



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

DINÁMICA DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS  
PARTICULADOS EN GRANJAS DE PECES MEDITERRÁNEAS:  
INFLUENCIA DE LA ICTIOFAUNA SALVAJE

Mateo Ballester Moltó



Tesis **Doctorales**

[www.eltallerdigital.com](http://www.eltallerdigital.com)

UNIVERSIDAD de ALICANTE







Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Departamento de Producción Animal

(Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario)

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

(Universidad de Alicante)

**DINÁMICA DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS  
PARTICULADOS EN GRANJAS DE PECES MEDITERRÁNEAS:  
INFLUENCIA DE LA ICTIOFAUNA SALVAJE**

MATEO BALLESTER MOLTÓ

Tesis presentada para aspirar al grado de

DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE ALICANTE

DOCTORADO EN CIENCIAS DEL MAR

Dirigida por

Dr. Felipe Aguado Giménez,

Investigador del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y  
Alimentario

Dr. Pablo Sánchez Jerez,

Profesor titular de La Universidad de Alicante

ALICANTE, NOVIEMBRE 2016



*A ma mare que tants sacrificis ha fet per mi,  
gràcies mama*



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



La llegada a buen puerto de esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo de muchas personas e instituciones, a las cuales agradezco profundamente su colaboración.

En especial, quería agradecer la intensa dedicación de mis directores de tesis Dr. Felipe Aguado Giménez y Dr. Pablo Sánchez Jerez, sin su trabajo de orientación y seguimiento habría sido imposible culminar este trabajo. Ambos empezaron siendo mis tutores y han acabado siendo mis amigos.

Quería agradecer también los sabios consejos científicos al Dr. Benjamín García García, un cocinero a conciencia y con ciencia. También me gustaría dar las gracias por el apoyo al personal de la Estación de Acuicultura Marina del IMIDA que además de buenos compañeros, con su buen hacer han colaborado en la realización de esta tesis: María Martí, Cristino Martínez, Pedro López, M<sup>a</sup> Carmen Ballesteros, Jorge López, Ángel Pina, Leonor Manresa, Irene Lozano, Fina Castejón, Pepe González, Emilio Romero, Miguel, Dr. Jesús Cerezo Valverde, Dr. José García García, Dr. Ángel Hernández Contreras, Dr. José Peñalver García y a los becarios David, Santi y Mar. A pesar de que con todo el equipo he tenido buena relación, quería destacar especialmente la ayuda prestada a Carmelo Martínez, mi mano derecha –e izquierda - de estos últimos cuatro años. También guardaré un recuerdo especial de mis buenos amigos Guillermo Follana Berná y Dra. Piedad Sánchez Morillo-Velarde.

No podía dejar agradecer al Dr. Patricio Dantagnan la oportunidad que me brindó de realizar una estancia investigadora en la Universidad Católica de Temuco. Muchas gracias a todos los compañeros que me ayudaron en los estudios que realicé en Chile: Joceline, Paula, Ruth, Adrián, Lorenzo y Xavi.

Este trabajo de investigación nunca hubiese podido realizarse sin la inestimable colaboración de nuestro patrón Sergio Eguia, a quien como él sabe le tengo un gran afecto, ni de Pencho Tárraga, lobo de mar siempre disponible para solucionarnos cualquier entuerto. También quería destacar la ayuda desinteresada en la toma de muestras prestada por el Dr. David Izquierdo Gómez, Dr. Kilian Toledo Guedes, Dr. Carlos Sanz Lázaro del departamento de Biología Aplicada y Ciencias del Mar de la Universidad de Alicante.

Quería también dar las gracias a los responsables y trabajadores de Servicios Atuneros del Mediterráneo SL., Cudomar SL. así como al resto de empresas que desean permanecer en el anonimato y han colaborado de una u otra forma en los experimentos.



No podía olvidar referirme a todas las personas que me han complicado aún más la ardua tarea de escribir la tesis, gracias a ellas y solo a ellas cada vez soy una persona más válida y mejor preparada para mi nueva etapa laboral.

Como no, quería reconocer el apoyo de mi familia, en especial el de mi padre Miguel y mi hermano Miquel, tanto con ellos como con mis sobrinas Noa e Isa todo ha sido más fácil. Por último, y lo más importante quería reconocer el papel que la Dra. Pascuali Vízcaíno Milla ha tenido en esta andadura, ella ha sido es y será mi pareja, mi mejor amiga y mi compañera de fatigas, siempre me ha comprendido en todo a lo largo de la tesis y ha llenado junto a Lingo de buenos momentos mi vida, a ellos les pertenece un pedazo de esta tesis.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

La realización de esta tesis ha sido posible gracias a la asignación de una beca enmarcada en el sub-Programa de Formación de Personal Investigador del Instituto Nacional de Investigación Agroalimentaria (FPI-INIA). El trabajo para su elaboración se ha desarrollado en las instalaciones de la Estación de Acuicultura Marina perteneciente al Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (EAM-IMIDA), y en empresas colaboradoras dedicadas a la crianza de peces Mediterráneos en jaulas flotantes en mar abierto.

Los distintos estudios científicos han sido subvencionados por el proyecto RTA2011-00088-00-00: *“Ictiofauna salvaje asociada a los cultivos de peces en mar abierto. Influencia en la dinámica de los residuos particulados y variabilidad temporal del poblamiento”* del Instituto Nacional de Investigación agroalimentaria (INIA) y por los proyectos RM-POI-07-043 y FEDER 1420-10 de la Consejería de Agricultura y Agua del Gobierno Autónomo de Murcia, en cofinanciación al 80 % con fondos Europeos FEDER.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



## Abreviaturas

ADC:	Coeficiente de digestibilidad aparente (Apparent Digestibility Coefficient)
BW:	Peso del pez (Body-Weight)
CF:	Fibra bruta (Crude Fiber)
DM:	Materia seca (Dry matter)
DW:	Residuos disueltos (Dissolved Wastes)
EIA:	Evaluación de impacto ambiental (Environmental Impact Assessment)
F:	Heces (Faeces)
F <sub>i</sub> :	Alimento ingerido (Ingested Feed)
F <sub>s</sub> :	Alimento suministrado (Supplied Feed)
F <sub>u</sub> :	Alimento no ingerido (Unused Feed)
FAO:	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
FCR <sub>b</sub> :	Índice de conversión biológico (Biological Feeding Conversion Rate)
FCR <sub>e</sub> :	Índice de conversión económico (Economical Feeding Conversion Rate)
G:	Crecimiento (Growth)
LbC:	Alimento desperdiciado por el masticado (Losses by Chewing)
P <sub>s</sub> :	Tamaño del pellet (Pellet size)
PW:	Residuos particulados (Particulated Wastes)
PWOC	Coeficiente de producción de residuos particulados (Particulate Waste Output Coefficient)
SFR:	Tasa específica de alimentación (Specific Feed Rate)
SGR:	Tasa específica de crecimiento (Specific Growth Rate)
T:	Temperatura del agua (Temperature)
t:	Longitud del periodo de la estima (Time)
TIF:	Alimento realmente ingerido (Truly ingested feed)
TC:	Carbono total (Total Carbon)
TN:	Nitrógeno total (Total Nitrogen)
TP:	Fósforo total (Total Phosphorus)
UE:	Unión Europea
W <sub>f</sub> :	Peso final del pez (Final fish weight)
W <sub>i</sub> :	Peso inicial del pez (Initial fish weight)
WF:	Alimento desperdiciado (Wasted feed)
WOMMAD:	Waste Output Model for Mediterranean Aquaculture Development

## Fórmulas

### Capítulo 1:

- (Ec. 1)  $LbC(\%) = a + b \cdot BW + c \cdot P_s + d \cdot BW \cdot P_s$   
(Ec. 2b)  $BW_f(t) = (BW_0^{1/3} + TGC_1 \cdot ST(t_0, t))^3$   
(Ec. 2b)  $BW_f(t) = (BW_0^{2/3} + TGC_2 \cdot ST(t_0, t))^3$   
(Ec. 3)  $\ln SFR(\%) = -4.594 - 0.289 \cdot \ln(BW) + 2.034 \cdot \ln(T)$   
(Ec. 4)  $LbC(\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot BW \cdot P_s$

### Capítulo 2:

- (Ec. 1)  $ADC_{N-C-P}(\%) = 100 - [100 \cdot \%M_{dieta} / \%M_{heces}] \cdot (\%N_{heces} / \%N_{dieta})$

### Capítulo 3:

- (Ec. 1)  $F_s = G + DW + F + WF$   
(Ec. 2)  $SFR(\%) = a + b \cdot \ln(BW) + c \cdot \ln(T)$   
(Ec. 3a)  $BW_f(t) = (BW_0^{1/3} + TGC_1 \cdot ST(t_0, t))^3$   
(Ec. 3b)  $BW_f(t) = (BW_0^{2/3} + TGC_2 \cdot ST(t_0, t))^3$   
(Ec. 4)  $BW_f(t) = (BW_0^{1/3} + TGC_3 \cdot ST(t_0, t))^3$   
(Ec. 5)  $LbC(\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot P_s \cdot BW$   
(Ec. 6)  $F_i = F_s - WF$   
(Ec. 7)  $WF = F_u + LbC$   
(Ec. 8)  $F_i = G + DW + F$   
(Ec. 9)  $F = F_i \cdot (100 - \%ADC)$   
(Ec. 10)  $PW = F + F_u + LbC$   
(Ec. 11)  $DW = F_i - G - F$   
(Ec. 12)  $FCR_b = F_i / G$   
(Ec. 13)  $FCR_e = F_s / G$

### Capítulo 4:

- (Ec. 1)  $ADC_{DM} = 100 - (100 \cdot \%CF_{dieta} / \%CF_{heces})$   
(Ec. 2) Residuos en forma de heces = Alimento suministrado  $\cdot ADC_{DM}$   
(Ec. 3) Alimento desperdiciado = Residuos particulados totales – Residuos en forma de heces  
(Ec. 4) Alimento ingerido corregido = Alimento suministrado – Alimento desperdiciado  
(Ec. 5) Residuos en forma de heces corregidos = Alimento ingerido corregido  $\cdot ADC_{DM}$   
(Ec. 6) Alimento desperdiciado corregido = Residuos Particulados Totales – Residuos en forma de heces corregidos  
(Ec. 7)  $LbC(\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot BW \cdot P_s$   
(Ec. 8) Alimento no utilizado = Alimento desperdiciado corregido - LbC

### Capítulo 5:

-

### Capítulo 6:

- (Ec. 1)  $ADC_{DM-N-C-P}(\%) = 100 - [100 \cdot \%M_{dieta} / \%M_{heces}] \cdot (\%N_{heces} / \%N_{dieta})$   
(Ec. 2)  $ADC_{DM}(\%) = 100 - [100 \cdot \%M_{dieta} / \%M_{heces}]$   
(Ec. 3)  $LbC(\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot P_s \cdot BW$   
(Ec. 4)  $F_{DM-N-C-P} = F_s \cdot (100 - ADC_{DM-N-C-P}(\%) / 100)$

## ***ÍNDICE DE CONTENIDOS***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



<b>RESUMEN GENERAL</b> .....	15
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	19
<b>JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS</b> .....	25
<b>CAPÍTULO 1: Producción de residuos particulados derivados del comportamiento alimentario de la dorada (<i>Sparus aurata</i>)</b> .....	31
1.1. Resumen.....	33
1.2. Introducción .....	33
1.3. Materiales y métodos .....	35
1.3.1. Condiciones experimentales y procedimientos.....	35
1.3.2. Análisis estadísticos .....	38
1.3.2.1. Modelo de pérdidas de alimento por masticado.....	38
1.3.2.2. Simulaciones .....	38
1.4. Resultados .....	40
1.4.1. Modelo de pérdidas de alimento por masticado .....	40
1.4.2. Desperdicios de alimento por masticado bajo diferentes regímenes alimenticios	43
1.5. Discusión .....	44
<b>CAPÍTULO 2: Digestibilidad del nitrógeno, carbono y fósforo en doradas (<i>Sparus aurata</i>) y lubinas (<i>Dicentrarchus labrax</i>) alimentadas con piensos comerciales convencionales y orgánicos: implicaciones para la producción de residuos particulados</b> .....	47
2.1. Resumen.....	49
2.2. Introducción .....	49
2.3. Materiales y métodos .....	52



2.3.1. Ensayos de digestibilidad.....	52
2.3.2. Análisis estadísticos .....	54
2.3.3. Coeficientes de producción de residuos metabólicos particulados .....	55
2.4. Resultados .....	56
2.4.1. Ensayos de digestibilidad.....	56
2.4.2. Coeficientes de producción de residuos metabólicos particulados .....	59
2.5. Discusión .....	60
2.5.1. Digestibilidad de los nutrientes .....	60
2.5.2. Residuos metabólicos particulados .....	62
<b><i>CAPÍTULO 3: Modelo de producción de residuos particulados para el desarrollo de la acuicultura mediterránea (WOMMAD): una herramienta para estimar el patrón temporal del vertido de desechos y el rendimiento de la producción .....</i></b>	<b>65</b>
3.1. Resumen.....	67
3.2. Introducción .....	68
3.3. Materiales y métodos .....	69
3.3.1. Módulo ambiental, de manejo y de la estrategia productiva .....	72
3.3.2. Módulo de alimentación.....	73
3.3.2.1. Datos de entrada del alimento .....	73
3.3.2.2. Modelo de alimentación .....	74
3.3.3. Módulo de crecimiento .....	75
3.3.3.1. Datos de la retención de nutrientes .....	75
3.3.3.2. Modelo de crecimiento.....	75

3.3.4. Módulo de residuos metabólicos y alimenticios .....	76
3.3.5. Acoplamiento de los módulos para determinar el patrón temporal de producción de residuos y el rendimiento de la producción.....	78
3.3.6. Simulación del patrón temporal de vertido de residuos y del rendimiento de la producción bajo diferentes estrategias de producción .....	79
3.3.6.1. Rendimiento y balance global de producción de residuos .....	79
3.3.6.2. Patrón temporal de producción de residuos en granjas con diferentes estrategias de producción.....	81
3.4. Resultados .....	82
3.4.1. Rendimiento y producción de residuos en granjas de doradas y lubinas .....	82
3.4.1.1. Balance global .....	82
3.4.1.2. Patrón temporal.....	84
3.4.2. Patrón temporal de producción de residuos en doradas criadas bajo diferentes estrategias productivas.....	86
3.5. Discusión .....	90
3.5.1. Rendimiento de la producción y patrón temporal de descarga de residuos en la cría de doradas (estrategia productiva S1) y lubinas.....	90
3.5.2 Patrón temporal de producción de residuos en doradas criadas bajo diferentes estrategias productivas.....	94
<b><i>CAPÍTULO 4: Flujo de salida de residuos particulados en jaulas acuícolas de peces en mar abierto. Estima del alimento suministrado no ingerido.....</i></b>	<b>99</b>
4.1. Resumen.....	101
4.2. Introducción .....	102
4.3. Materiales y métodos .....	104

4.3.1. Flujo de residuos particulados en las jaulas de peces .....	104
4.3.1.1. Diseño de los muestreadores pasivos de residuos .....	104
4.3.1.2. Montaje experimental y análisis de las muestras.....	105
4.3.1.3. Diseño experimental y análisis estadístico .....	109
4.3.2. Estima de los residuos en forma de alimento desperdiciado.....	111
4.3.2.1. Estima de los residuos particulados que fluyen a través de las jaulas.....	111
4.3.2.2. Estima de la producción de heces .....	112
4.4. Resultados .....	114
4.4.1. Hidrodinamismo y categorización de los puntos cardinales en orientaciones .....	114
4.4.2. Flujo de residuos particulados procedentes de jaulas de cría de peces .....	114
4.4.3. Estima del alimento desperdiciado .....	116
4.5. Discusión .....	117
<b><i>CAPÍTULO 5: Variabilidad temporal de la ictiofauna salvaje agregada en una granja acuícola mediterránea: influencia de las condiciones ambientales y de cultivo.....</i></b>	<b>125</b>
5.1. Resumen.....	127
5.2. Introducción .....	128
5.3. Materiales y métodos .....	130
5.3.1. Área de estudio.....	130
5.3.2. Muestreo y diseño experimental.....	130
5.3.3. Variables ambientales y de producción.....	131
5.3.4. Procedimientos estadísticos.....	132
5.3.4.1 Análisis de la agregación de peces salvajes .....	132

5.3.4.2. Correlación entre la agregación de peces salvajes y las variables ambientales y/o de producción .....	133
6.4. Resultados .....	133
5.4.1. Estructura de la comunidad de peces salvajes agregada alrededor de la granja ...	133
5.4.2. Dinámica temporal de las especies de peces salvajes dominantes.....	140
5.4.3. Correlación entre la estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados y las variables ambientales y de producción.....	142
5.5. Discusión .....	143
5.5.1. Variabilidad temporal e influencia de las variables ambientales y de producción .	143
5.5.2. Dinámica temporal de las especies dominantes .....	146
5.5.3. Implicaciones para el manejo ambiental.....	148
<b><i>CAPÍTULO 6: Consumo de residuos particulados derivados del cultivo de peces en jaulas flotantes por la ictiofauna salvaje</i></b> .....	149
6.1. Resumen.....	151
6.2. Introducción .....	152
6.3. Materiales y métodos .....	154
6.3.1. Capacidad de retirada de residuos particulados de los peces salvajes .....	154
6.3.1.1. Muestreo de los residuos particulados .....	154
6.3.1.2. Diseño experimental y cálculos para la estima del consumo de residuos particulados por la ictiofauna salvaje .....	154
6.3.1.3. Censos visuales de peces salvajes.....	154
6.3.2. Transformación del alimento desperdiciado por los peces salvajes .....	158
6.3.2.1. Utilización del alimento por los peces salvajes.....	159

6.3.2.2. Procesado del alimento desperdiciado en las jaulas después de su consumo por los peces salvajes.....	159
6.4. Resultados .....	162
6.4.1. Capacidad de los peces salvajes de eliminar residuos particulados.....	162
6.4.1.1. Abundancia de peces salvajes alrededor de las jaulas experimentales.....	163
6.4.2. Transformación del alimento desperdiciado en las jaulas después de su consumo por los peces salvajes .....	165
6.4.2.1. Ensayos de digestibilidad con peces salvajes.....	165
6.4.2.2. Procesado del alimento desperdiciado por los peces salvajes .....	165
6.5. Discusión .....	166
<b>DISCUSIÓN GENERAL</b> .....	171
<b>CONCLUSIONES</b> .....	179
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	183

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

***RESUMEN***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



Los residuos particulados que proceden de los cultivos de peces (heces y alimento desperdiciado) son los principales responsables del enriquecimiento orgánico del lecho marino de las granjas acuícolas y por lo tanto también de los efectos ambientales más perjudiciales. Estimar *a priori* la producción de residuos constituye el primer paso de un manejo ambiental adecuado. En esta tesis se evalúan específicamente los desperdicios de alimento derivados del comportamiento alimentario de la dorada (*Sparus aurata*) así como la digestibilidad que muestran tanto las doradas como lubinas (*Dicentrarchus labrax*) por los piensos comerciales para conocer la cantidad de heces que generan. Por otra parte se lleva a cabo un desarrollo metodológico para conocer la cantidad de alimento que se desperdicia, y en base a todos estos resultados y considerando las variables involucradas en la dinámica del cultivo se desarrolla un modelo de balance de masas (WOMMAD) que permite calcular la producción de residuos particulados en sus diferentes fracciones y su patrón temporal de vertido. Además, combinando datos de este modelo con resultados de ensayos de campo se estima la capacidad de la ictiofauna salvaje agregada alrededor de las jaulas flotantes en el consumo de los residuos eliminados al medio, y por lo tanto de influir en el balance final del vertido de residuos del cultivo de peces. Los resultados mostraron que el comportamiento masticador de la dorada genera sustanciales desperdicios de alimento que pueden estimarse a partir de la talla del pez y el tamaño de pellet que se le suministra, y que aplicando regímenes alternativos utilizando pellets más pequeños se pueden reducir estas pérdidas a la mitad. En las granjas, los residuos metabólicos sólidos (heces) de los peces del cultivo son la fracción residual particulada cuantitativamente más importante. Sin embargo, un manejo inadecuado durante el proceso de alimentación puede implicar grandes desperdicios de alimento, que derivan en un vertido de residuos particulados aún mayor. La fracción de alimento desperdiciado puede conocerse, pero es difícilmente estimable debido a su dependencia de las prácticas alimentarias particulares de cada granja. La descarga de residuos al medio presenta una alta variabilidad temporal dirigida fundamentalmente por estrategia productiva de la granja. Estos residuos actúan como un subsidio trófico para los peces salvajes, los cuales se ven atraídos alrededor de las jaulas. Tanto la abundancia total como la estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados presentan una gran variabilidad temporal que se explica por variables biológicas, ambientales y relacionadas con la dinámica del cultivo. Los peces salvajes agregados tienen la capacidad de integrar una parte significativa de los residuos del cultivo en la red trófica a través de su consumo. La ictiofauna agregada presenta una digestibilidad elevada por el alimento desperdiciado lo que contribuye a la eliminación de nutrientes a través de la formación de subproductos metabólicos disueltos y particulados con menores



repercusiones ambientales. Sin embargo, la capacidad de asimilación y dispersión de los residuos particulados por la ictiofauna salvaje puede ser muy variable porque depende profundamente de la magnitud de la comunidad agregada y de la del vertido de residuos, y ambos elementos son ampliamente variables. Esto supone una dificultad para conocer *a priori* la contribución de los peces salvajes al consumo de recursos en una situación determinada, por lo que es necesario conocer primero la magnitud del efecto de atracción de peces para luego valorar su potencial caso a caso.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## ***INTRODUCCIÓN GENERAL***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



La acuicultura intensiva genera una enorme cantidad de residuos con grandes repercusiones sobre la biodiversidad y el medio ambiente (Pusceddu et al., 2007; Read y Fernandes, 2003). Las consecuencias ambientales dependen en gran medida del emplazamiento del cultivo (UICN, 2007), sin embargo, los criterios ambientales no son los únicos factores que prevalecen en la ubicación de las explotaciones, y otros elementos como los costes de la producción, el acceso de los productos al mercado, factores sociales y aspectos legislativos y/o burocráticos también juegan un papel importante (UICN, 2009). En la actualidad el engorde de peces hasta la talla comercial se realiza generalmente en granjas ubicadas en mar abierto (Beaz Paleo, 2008). La piscicultura en jaulas flotantes se caracteriza por su conectividad con las masas de agua adyacentes, por lo que las condiciones físicas y biológicas del medio marino son las responsables de definir el destino de los residuos (Brager et al., 2015), lo que complica enormemente su gestión.

En términos generales, las instalaciones de producción intensiva de peces vierten grandes cantidades de residuos al medio, principalmente en forma de productos metabólicos de los peces y alimento sobrante (Islam, 2005; Pusceddu et al., 2007). Los residuos disueltos, tanto en forma orgánica como inorgánica derivan de la excreción de los peces y de la descomposición de los residuos sólidos (heces y alimento no consumido) en la columna de agua o el bentos (Beveridge et al., 1991; Gowen et al., 1991; Yokoyama et al., 2009). Estos residuos son cuantitativamente más abundantes que los particulados, sin embargo, cuando el emplazamiento de la granja presenta un hidrodinamismo que permite su dispersión y favorece su incorporación a niveles tróficos superiores (Pitta et al., 2009, 2005, 1998; Thingstad, 2005) no generan ningún problema. Por el contrario los residuos sólidos derivados del alimento y las heces, debido a su naturaleza particulada tienden a sedimentar en las inmediaciones de las granjas (Holmer et al., 2007; Pusceddu et al., 2007) y se acumulan debajo y alrededor de las instalaciones acuícolas (Henderson et al., 2001; McGhie et al., 2000). Este enriquecimiento orgánico de los fondos es el responsable de los efectos perjudiciales más relevantes derivados de la piscicultura marina (Gowen et al., 1991; Read y Fernandes, 2003).

Con el objetivo de minimizar el impacto ambiental y los efectos sobre la biodiversidad local derivados de las actividades acuícolas, es necesario evaluar previamente los impactos potenciales que se puedan ocasionar, así como monitorizar y controlar el vertido de residuos (UICN, 2007). Conocer la cantidad de alimento que se utiliza a lo largo del tiempo en una granja permite estimar la evolución del vertido de residuos, y para ello es muy importante considerar la propia dinámica del cultivo. Precisamente las variables relacionadas con la

gestión de las explotaciones acuícolas (biomasa establecida, cantidad de alimento suministrado, alimento desperdiciado, etc.) son los factores que definen la magnitud y las características del vertido de residuos (Davies, 2000).

La modelización es una herramienta que nos permite describir, predecir y gestionar los efluentes residuales en los cultivos de peces (Bureau y Hua, 2010). Existen modelos de diversa índole para predecir y evaluar el impacto ambiental de la acuicultura. En concreto, los modelos de balance de masas han sido una herramienta ampliamente utilizada para predecir el vertido de las diferentes fracciones residuales en granjas de peces (Aguado-Giménez et al., 2004; Bureau et al., 2003; Cho et al., 1994; McDonald et al., 1996; Papatryphon et al., 2005; Stigebyrt, 1999). Estos modelos son particularmente útiles cuando se utilizan combinando datos de la cantidad de alimento suministrado al cultivo con datos del aprovechamiento del alimento por los peces.

En la bibliografía existen muchos trabajos que examinan el aprovechamiento de los alimentos por los peces, sin embargo la mayoría de ellos se refieren a dietas experimentales (Lupatsch et al., 1997; Lupatsch y Kissil, 1998) y apenas existen uno pocos trabajos relativos a dietas comerciales (Hernández Llorente et al., 2009; Hillestad et al., 1999; Krontveit et al., 2014). La evolución reciente de las dietas acuícolas se ha basado en una mayor utilización de ingredientes vegetales (de menor valor nutritivo), lo que está repercutiendo sobre el aprovechamiento de los alimentos por parte de los peces, y por lo tanto también en la calidad y cantidad de los residuos que se producen en las granjas. Asimismo, en la actualidad la Comisión Europea está promoviendo el desarrollo del sector acuícola orgánico, al cual se le confiere una mayor sostenibilidad ambiental. La legislación que regula su producción exige unos criterios a seguir en la elaboración de las dietas de peces (EU, 2014, 2009, 2008, 2007) que también podrían influir en la digestibilidad de los alimentos. No obstante, hasta la fecha no hay información acerca del aprovechamiento de estos alimentos, por lo que es difícil obtener estimas precisas del vertido de residuos en las explotaciones acuícolas orgánicas. De hecho, hasta la fecha nunca se ha evaluado la sostenibilidad en términos de producción de residuos de los cultivos de peces orgánicos.

El alimento administrado diariamente a los peces por lo general se basa en una ración. Esta cantidad de pienso depende de los requerimientos energéticos y nutricionales de los peces así como de la energía y la composición nutricional de la dieta administrada. Sin embargo, los peces de forma general no regulan su ingesta sobre una base diaria, sino que lo hacen para periodos de tiempo más amplios (Madrid et al., 2009). De la misma manera, las

condiciones ambientales también pueden influir en el grado de hambre de los peces. Ambos hechos implican que el apetito puede ser variable y a menudo impredecible, por lo que existe la necesidad de controlar rigurosamente el proceso de alimentación para minimizar los desperdicios de alimento. Estas pérdidas de comida pueden suponer un coste económico considerable para las empresas, así como una gran entrada de materia orgánica al medio. No en vano, el enriquecimiento orgánico de los fondos adyacentes a las instalaciones acuícolas marinas se debe en mayor medida al aporte de pienso no consumido que al de las propias heces de los peces (Chamberlain y Stucchi, 2007). Por consiguiente, conocer esta fracción de los residuos eliminados al medio es relevante tanto para mejorar el proceso productivo de la granja, como para aminorar la carga orgánica del vertido (White, 2013).

El comportamiento alimentario también puede influir sobre la utilización del alimento suministrado en condiciones de cautividad. En el caso concreto de la dorada, es sabido por los piscicultores que esta especie manipula el alimento antes de ingerirlo, y que además es frecuente que cuando se encuentra saciada juguetea con los pellets y los desperdicie. Este comportamiento genera unas pérdidas considerables de alimento en forma de fragmentos de pellets (Andrew et al., 2003); sin embargo, estos desperdicios permanecen sin explorar. En general, la fracción del alimento desaprovechada por los peces como consecuencia de deficiencias en el suministro es muy difícil de conocer y se piensa que es muy variable entre operaciones y días (Piedecausa et al., 2009; Reid et al., 2009) porque depende en gran medida de las prácticas de alimentación de cada granja (Chamberlain y Stucchi, 2007). En especies mediterráneas como la dorada y la lubina, esta fracción del alimento desperdiciado nunca se ha cuantificado experimentalmente. Consecuentemente, para pronosticar los residuos generados por un cultivo de peces se suelen utilizar valores del alimento desaprovechado basados en la intuición de los acuicultores, u obtenidos para otras especies como el salmón del Atlántico (*Salmo salar*) o la cobia (*Rachycentrom canadum*): 3-40 % (Cromey et al., 2002; Findlay y Watling, 1994; Gowen et al., 1989; Pérez et al., 2002; Rapp et al., 2007; Strain y Hargrave, 2005; Stucchi et al., 2005; Thorpe et al., 1990). Normalmente los productores mediterráneos cifran estos desperdicios para el conjunto del ciclo de crecimiento en dorada y lubina entre el 5 y 10 % (Piedecausa et al., 2009) o incluso en el 3 % (Perán et al., 2013) del alimento suministrado.

En las granjas de peces la producción de residuos no es constante en el tiempo y sigue un patrón temporal (Piedecausa et al., 2010a). Las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) requieren identificar, cuantificar y valorar los impactos para interpretar y prevenir los

potenciales efectos ambientales, y para ello es fundamental conocer cualitativa y cuantitativamente la magnitud del vertido (UICN, 2009). Sin embargo, a pesar de su relevancia, las EIA no consideran esta temporalidad en la producción de desechos. Aspectos relacionados con la gestión del cultivo como el volumen de producción, la estrategia productiva y el tipo de alimento, así como su aprovechamiento por los peces y el control de la alimentación pueden influir significativamente sobre el patrón temporal de producción de residuos. Variables ambientales como la temperatura o el hidrodinamismo también son de gran importancia por su influencia en la eficiencia de la alimentación. Por estos motivos, la utilización de modelos dinámicos capaces de considerar tanto las variables del cultivo como las ambientales y las referentes al aprovechamiento que realizan los peces del alimento, permite estimar de una forma precisa el vertido de nutrientes en las granjas a lo largo del tiempo, y por lo tanto determinar los momentos de máxima y mínima descarga de nutrientes. Por consiguiente, este tipo de modelos va a permitir el diseño de planes de vigilancia ambiental adaptados a las condiciones específicas de funcionamiento de cada instalación en particular.

Las instalaciones acuícolas marinas, por el medio donde se encuentran, generan complejas interacciones de diferente naturaleza con el ecosistema, la mayor parte de ellas como consecuencia de la elevada disponibilidad de recursos tróficos en el entorno a la granja. Estos recursos estimulan la proliferación de organismos filtradores, suspensívoros y autótrofos en las estructuras de las granja, los cuales retienen parte de los residuos (Gonzalez-Silvera et al., 2015). Además, la disponibilidad de recursos y sustrato también atrae a otros grupos faunísticos, como peces (Carss, 1990), aves (Aguado-Giménez et al., 2016; Aguado-Giménez et al., 2013) y mamíferos marinos (Díaz López y Shirai, 2008; Vilata et al., 2010). Una de las interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente más estudiada ha sido la atracción de peces salvajes alrededor de las jaulas de cultivo en granjas de todo el mundo (Bjordal y Skar, 1992; Dempster et al., 2004, 2002; Sudirman et al., 2009). Estos peces consumen una parte de los residuos particulados que emanan de las jaulas de cultivo, favoreciendo su integración en la red trófica marina (Felsing et al., 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Vita et al., 2004). Es por ello que algunos autores confieren a la ictiofauna asociada a los cultivos en jaulas un potencial mitigador de su impacto ambiental (Dempster et al., 2009, 2005; Katz et al., 2002). En este sentido, conocer cómo la ictiofauna salvaje se acopla a la dinámica de los cultivos y en qué medida aprovecha sus recursos como un subsidio trófico, es importante para conocer su contribución al balance de los residuos particulados derivados de un cultivo.

## ***JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





En el año 2013, por primera vez la producción acuícola superó a las capturas de la pesca extractiva, y en 2014 la acuicultura ya suponía el 52 % de la producción marina total (FAO, 2015). La estabilización de las capturas pesqueras y al aumento de la demanda de productos marinos, presentan a la acuicultura como el sector productivo candidato a satisfacer las necesidades de proteína marina de la población mundial (Tidwell y Allan, 2001). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), en su último informe sobre el Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura (FAO, 2014) ha estimado que en 2030 la acuicultura proporcionará el 62 % de los productos consumidos de origen marino, sin embargo, en la última década el crecimiento de la acuicultura en la Unión Europea (UE) ha permanecido prácticamente estancado. Por estos motivos, la UE estimula la “Revolución Azul” bajo la premisa de un crecimiento de la acuicultura sostenible que genere beneficios sociales, económicos y ambientales (Comisión Europea, 2013).

Partiendo de la base de que la sostenibilidad de la acuicultura de peces de elevado nivel trófico - como la dorada, la lubina o el salmón - es bastante discutible desde el punto de vista medioambiental, y considerando que los otros dos pilares de la sostenibilidad están (o deberían estar) satisfechos en países desarrollados como el nuestro, para minimizar los efectos perjudiciales sobre el medio ambiente es necesario prestar una mayor atención a la mejora del aprovechamiento de los recursos y a la disminución de la producción de residuos. Por consiguiente, es necesario comprender como los distintos factores biológicos, ambientales y relacionados con la gestión del cultivo influyen sobre la producción de residuos, así como la capacidad que tiene el medio por asimilar el vertido, en particular los peces salvajes agregados alrededor de instalaciones de cultivo de peces en jaulas flotantes en mar abierto. Por lo tanto, el objetivo general de esta tesis es explorar cómo los factores anteriormente mencionados influyen sobre la descarga de residuos orgánicos particulados y de qué forma repercute la ictiofauna salvaje en su integración en la red trófica marina que se genera en torno a las instalaciones acuícolas. Para alcanzar este propósito general, la tesis aborda diferentes objetivos específicos que se tratan en los distintos capítulos y que se exponen a continuación:

***CAPÍTULO 1: Producción de residuos particulados derivados del comportamiento alimentario de la dorada (*Sparus aurata*).***

1. Cuantificar experimentalmente las pérdidas de alimento por masticado en un amplio rango de diferentes tallas de doradas alimentadas con pellets de origen comercial de diferentes tamaños, para desarrollar un modelo que permita estimar estos desperdicios en función del tamaño del pez y del pellet alimenticio.

2. Mediante simulaciones comparar las pérdidas de alimento por el masticado que ocurren a lo largo del proceso de engorde de doradas alimentadas según las recomendaciones del fabricante del alimento, y las que se producirían si se utilizaran regímenes alimenticios alternativos basados en una gestión del tamaño de los pellets diferente, para en base a los resultados sugerir mejoras en las estrategias alimenticias.

***CAPÍTULO 2: Digestibilidad del nitrógeno, carbono y fósforo en doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*) alimentadas con piensos comerciales convencionales y orgánicos: implicaciones para la producción de residuos particulados.***

3. A través del estudio de la digestibilidad en un amplio rango de tamaños de doradas y lubinas alimentadas con dietas convencionales y orgánicas, conocer y comparar la producción de residuos metabólicos particulados de nitrógeno, carbono y fósforo que se generan en granjas tanto convencionales como orgánicas.

***CAPÍTULO 3: Modelo de producción de residuos particulados para el desarrollo de la acuicultura mediterránea (WOMMAD): una herramienta para estimar el patrón temporal del vertido de desechos y el rendimiento de la producción.***

4. Desarrollar un modelo que incluya las variables que más repercuten sobre la producción de los residuos en las granjas de peces, que posibilite la estima del balance global y el patrón temporal de descarga de residuos particulados y disueltos en explotaciones acuícolas, y además permita evaluar su rendimiento.

5. Comparar el balance global y el patrón temporal de producción de residuos derivados del cultivo de doradas y lubinas, y evaluar la influencia de la estrategia de producción, utilizando para ello simulaciones basadas en condiciones reales de funcionamiento de las explotaciones acuícolas.

***CAPÍTULO 4: Flujo de salida de residuos particulados en jaulas acuícolas de peces en mar abierto. Estima del alimento suministrado no ingerido.***

6. Averiguar si los residuos particulados que fluyen de las jaulas de cultivo de peces por diferentes profundidades y orientaciones están influenciados por la dirección de la corriente dominante.

7. Estimar la fracción de los residuos particulados totales que corresponde a alimento desperdiciado en un cultivo intensivo de peces en jaulas flotantes en mar abierto.

***CAPÍTULO 5: Variabilidad temporal de la ictiofauna salvaje agregada en una granja acuícola mediterránea: influencia de las condiciones ambientales y de cultivo.***

8. Describir a diferentes escalas temporales la comunidad de peces salvajes agregados alrededor de una granja de cultivo de peces en jaula flotantes en mar abierto y definir que variables ambientales y de manejo del cultivo influyen sobre su variabilidad, así como explorar posibles efectos de segregación temporal entre las especies dominantes de la comunidad.

***CAPÍTULO 6: La ictiofauna salvaje agregada alrededor de granjas de peces mediterráneas actúa como un biofiltro natural de los residuos particulados del cultivo***

9. Evaluar experimentalmente la capacidad de retirada de residuos particulados de la comunidad de peces salvajes agregada alrededor de una jaula de cultivo intensivo de doradas.

10. Estimar el efecto de la ictiofauna salvaje agregada alrededor de jaulas de peces marinas sobre el balance de la producción de residuos particulados de un cultivo de peces en condiciones reales de engorde intensivo.



***CAPÍTULO 1***

***PRODUCCIÓN DE RESIDUOS PARTICULADOS  
DERIVADOS DEL COMPORTAMIENTO  
ALIMENTARIO DE LA DORADA  
(*Sparus aurata*)***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



### 1.1. Resumen

Las doradas (*Sparus aurata*) normalmente mastican el alimento antes de tragarlo. En condiciones de cultivo, este comportamiento alimentario genera desperdicios de alimento significativos en forma de fragmentos de pellets. Este estudio tuvo como objetivo cuantificar experimentalmente los desperdicios de alimento debidos al comportamiento masticador de la dorada, considerando para ello el peso del pez y el tamaño del pellet alimenticio. Para ello, doradas con un peso de entre 28 y 1.019 g se alimentaron con pellets de diferentes tamaño (entre 2 y 8 mm de diámetro) de una gama comercial de alimentos acuícolas específicos para cada especie. Después de la alimentación se recogieron los residuos de alimento, y los datos obtenidos se utilizaron para generar un modelo capaz de estimar la producción de desechos alimenticios derivado de este particular comportamiento alimentario. Los resultados mostraron la existencia de desperdicios sustanciales de alimento, que aumentan proporcionalmente con el peso del pez con forme el tamaño de los pellets se incrementa. Las simulaciones realizadas de un ciclo completo de engorde siguiendo las recomendaciones del fabricante con respecto a la gestión del tamaño de pellets a lo largo del crecimiento de los peces revelaron que los desperdicios de alimento por efecto del masticado representan el 8 % del alimento suministrado. Este estudio propone la utilización de regímenes alimenticios alternativos basados en la utilización de pellets más pequeños, lo que puede dar lugar a una disminución significativa (50 %) de los desechos procedentes del alimento masticado no ingerido. Este tipo de estrategias alimenticias que minimizan los desechos de alimento podrían ayudar a incrementar la sostenibilidad del cultivo de dorada.

### 1.2. Introducción

La dorada (*Sparus aurata*), con una producción en 2013 de cerca de 180.000 toneladas (APROMAR, 2014) representa una de las principales especies de peces marinos criadas en el Mar Mediterráneo. Desde que la industria de su cría empezó a finales de los años 1970 (Bernabé, 1991) hasta la fecha se han logrado considerables mejorías con respecto a su manejo, gestión del stock, alimentación y nutrición, lo que conlleva que se haya convertido en una especie consolidada en la industria acuícola mediterránea. En la última década, la investigación sobre esta especie se ha centrado principalmente en campos de la inmunología (Tort et al., 2010), metabolómica (Picone et al., 2011), patología (Colorni y Padrós, 2011) y nutrición (Teles et al., 2011), sin embargo, a pesar del amplio conocimiento que existe sobre su



biología y técnicas de cultivo, aún existe margen de mejora en cuanto al manejo del cultivo, especialmente en lo que respecta al proceso de alimentación.

La dorada posee un aparato masticador altamente especializado y un comportamiento alimenticio muy particular, caracterizado por el alto grado de manejo del alimento (Andrew et al., 2003). Otras especies de espáridos que también poseen dientes molares bien desarrollados, en estado salvaje exhiben este mismo comportamiento, por ejemplo, el sargo común (Vandewalle et al., 1995), el pargo (*Pagrus pagrus*; Castriota et al., 2006) o la urta (*Pagrus auriga*; Chakroun-Marzouk y Kartas, 1987). En condiciones de cautividad, durante la alimentación la dorada procesa los pellets abriendo y cerrando la boca repetidamente, como si estuviera saboreando el alimento. La dorada cuando es alimentada, en función del tamaño de los pellets, o los mastica antes de tragarlos o los traga enteros directamente. En ocasiones algunos pellets enteros o fragmentos de ellos son descartados y expulsados del interior de su cavidad bucal, pudiendo ser consumidos otra vez por el mismo o por otro individuo diferente, o ser desperdiciados. Estas acciones generan un grado variable de restos de alimento y consecuentemente de residuos (Andrew et al., 2004; Andrew et al., 2003) que influyen directamente sobre la utilización eficiente del alimento suministrado.

La industria, durante la cría de las doradas utiliza pellets extrusionados de diferentes tamaños. Los productores de piensos recomiendan diferentes tamaños de pellets de acuerdo con el tamaño de los peces. Para algunas especies de peces se ha determinado que el tamaño óptimo del pellets oscila entre el 25 % y 50 % de la anchura de su boca (Knights, 1985; Linnér y Brännäs, 1994; Smith et al., 1995; Tabachek, 1988; Wankowski y Thorpe, 1979), sin embargo muchas especies son capaces de admitir un amplio rango de tamaños de presas en estado salvaje (Dörner et al., 2007; Dörner y Wagner, 2003; Scharf et al., 2000; Specziár, 2011). La dorada en cautividad está acostumbrada a consumir un cierto tamaño de pellet y en ocasiones puede negarse a consumir otros pellets significativamente más pequeños, incluso cuando tiene hambre (observación personal), por lo que las experiencias alimenticias vividas previamente afectan significativamente a su comportamiento alimentario (Bryan, 1973; Clarke y Sutterlin, 1985; Cox y Pankhurst, 2000).

Los residuos orgánicos particulados de las granjas de peces, normalmente en forma de alimento no consumido (pellets enteros y sus fragmentos) o heces tienden a sedimentar en las proximidades de las granjas. La deposición de materia orgánica particulada derivada de la acuicultura es la principal causa de los efectos ambientales negativos sobre el bentos marino (Bureau y Hua, 2010; Buryniuk et al., 2006; Holmer et al., 2007; Islam, 2005). A pesar de que

cuantificar la producción de residuos es una tarea esencial para realizar una correcta evaluación del impacto ambiental (Bureau y Hua, 2010; Fernandes et al., 2001; Xu et al., 2007), conocer la parte de residuos que corresponde al alimento no consumido es muy difícil, debido a que depende en gran medida de la atención que se presta durante el proceso de alimentación. La cantidad de alimento desperdiciada en los cultivos de dorada nunca ha sido cuantificada con precisión, aunque algunos productores, intuitivamente estiman que entre el 5-10 % del total del alimento suministrado en condiciones de mar abierto no es consumido por los peces (Piedecausa et al., 2010a). Además, los fragmentos de pellets desperdiciados como consecuencia del comportamiento alimentario de la dorada podrían representar una fuente de contaminación importante.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar experimentalmente el desperdicio de alimento resultante del masticado del alimento en un amplio rango de tallas de doradas alimentadas con pellets de origen comercial de diferentes tamaños, y desarrollar un modelo que nos permita predecir esta fracción de los residuos particulados. Mediante simulaciones, además se comparan las pérdidas de alimento por el masticado que ocurren cuando se siguen las indicaciones de alimentación recomendadas por el fabricante (respecto al tamaño del pellet óptimo de acuerdo a la talla del pez) y las pérdidas que podrían ocurrir si aplicásemos regímenes alimenticios alternativos basados en una gestión de pellets diferente.

### **1.3. Materiales y métodos**

#### **1.3.1. Condiciones experimentales y procedimientos**

Los experimentos se llevaron a cabo en la Estación de Acuicultura Marina perteneciente al Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (EAM-IMIDA), en San Pedro del Pinatar (Murcia, España). Las doradas se mantuvieron en tanques troncocónicos de 600 l (Figura 1), con un sistema de purga que permite recoger los pellets de alimento enteros y/o sus fragmentos no consumidos después de haber sedimentado. Los tanques estaban conectados mediante un sistema de recirculación de agua marina con filtración mecánica y biológica. Cada día se renovó aproximadamente el 20 % del volumen de agua. La temperatura del agua se mantuvo con un intercambiador de calor a  $23 \pm 1$  °C y la saturación de oxígeno siempre permaneció por encima del 90 %. El fotoperiodo que se siguió fue de 12:12 h de luz/oscuridad.



Figura 1. Tanques troncocónicos experimentales de 600 l.

En los experimentos se utilizaron seis grupos de doradas de diferente tamaño (Tabla 1) y pellets extrusionados de cuatro diferentes diámetros (2, 4, 6 y 8 mm; Tabla 2). El pienso utilizado para los peces provenía de una empresa anónima de reconocido prestigio internacional. Las materias primas utilizadas en la fabricación del alimento fueron harinas de pescado, aceite de pescado y vegetales, productos y subproductos de cereales, leguminosas y oleaginosas, y vitaminas y minerales como suplementos. Con el fin de simular las condiciones de cría reales y prevenir posibles efectos derivados de la palatabilidad y/o características físicas del alimento en el proceso de alimentación, se utilizó una gama de alimentos acuícolas para engorde de doradas disponible en el mercado. Cada grupo de doradas de cada tamaño se alimentó con diferentes tamaños de pellets. Previamente a cada experimento, se evaluó en cada grupo de peces la aceptabilidad de los diferentes tamaños de pellets: los peces de tamaño XS, S y M no aceptaron pellets de 8 mm, mientras que los peces de tamaño XXL no aceptaron pellets de 2 mm. Sólo los grupos de tamaño L y XL aceptaron todos los tamaños de pellets testados (ver detalles en la Tabla 1).

Para cuantificar las pérdidas de alimento por masticación se alimentaron tres lotes de doradas (cada lote supone una réplica) de cada grupo de tamaño (XS, S, M, L, XL y XXL) con cada tamaño de pellet que aceptaban (Tabla 1). Justo antes de comenzar cada evento de alimentación los tanques se purgaron para mantener el cono de recogida limpio. Los peces se alimentaron a saciedad aparente una vez al día, a las 9:30 am., y los restos de pienso no ingerido se recogieron del cono de sedimentación una hora después de la alimentación, utilizando para ello una malla con una luz de 40  $\mu$ m. Con la ayuda de unas pinzas se separaron

las heces y los pellets enteros no consumidos del resto de fragmentos de alimento. Las heces se desecharon, y los pellets enteros del alimento no comidos y los fragmentos de estos se desecaron en una estufa ( $105 \pm 1$  °C, 24 horas o hasta peso constante) y se pesaron separadamente para determinar el alimento realmente ingerido y las pérdidas de alimento por masticación. Este procedimiento se repitió en cada lote durante cuatro días consecutivos.

Tabla 1: Condiciones del stock de doradas y tamaños de pellets testados en los experimentos de masticado (BW: peso medio de los peces; P<sub>s</sub>: tamaño del pellet).

Tamaño	Número peces	BW $\pm$ sem (g)		Carga (kg m <sup>-3</sup> )			P <sub>s</sub> (mm)
Muy pequeños (XS)	27	27.59	$\pm$ 0.44	1.24	$\pm$ 0.02		2, 4, 6
Pequeños (S)	20	70.82	$\pm$ 0.27	2.36	$\pm$ 0.03		2, 4, 6
Medianos (M)	17	151.92	$\pm$ 1.11	4.30	$\pm$ 0.01		2, 4, 6
Grandes(L)	16	343.20	$\pm$ 27.48	9.15	$\pm$ 0.10		2, 4, 6, 8
Muy grandes (XL)	10	617.31	$\pm$ 17.05	10.28	$\pm$ 0.20		2, 4, 6, 8
Extra grandes (XXL)	4	1025.03	$\pm$ 35.17	8.35	$\pm$ 0.02		4, 6, 8

Tabla 2: Composición en macronutrientes de los alimentos utilizados en los experimentos según la etiqueta del fabricante.

	Tamaño del pellet (mm)			
	2	4	6	8
Proteína bruta (%)	48.5	46.0	44.0	41.5
Lípidos (%)	18.0	19.0	20.0	20.0
Cenizas (%)	6.4	5.9	6.2	6.1
Fibra (%)	2.7	4.5	4.5	4.5
Fósforo total (%)	1.0	1.0	0.9	0.9
Energía digerible (MJ/Kg)	18.5	18.0	18.0	17.4

Las pérdidas de alimento por masticado se calcularon como el porcentaje sobre el alimento suministrado. Los resultados obtenidos se corrigieron sustrayéndole el nivel de materia orgánica del agua de los tanques experimentales y la disgregación de los pellets enteros desperdiciados, y sumándole el lixiviado de los pellets desaprovechados. Para conocer el nivel de materia orgánica presente en el agua de los tanques experimentales, se utilizó un tanque sin peces, y cada día del ensayo se tomaron muestras de la misma forma que se procedió con el resto. Además, se calculó la disgregación y el lixiviado de los pellets en base a la pérdida de peso de la muestra inicial de pellets después de una hora de inmersión en agua marina. Para ello, se introdujo 1 g de cada tipo de pellet en 50 ml de agua con aireación continua durante una hora, después los pellets se separaron, se desecaron en una estufa (105

$\pm 1$  °C, 24 horas o hasta peso constante) y se pesaron; seguidamente el agua se filtró (filtro Whatman, 45 $\mu$ m tamaño de poro, previamente pesado) y los filtros se desecaron en una estufa (105  $\pm$  1 °C, 24 horas o hasta peso constante) y se pesaron.

### 1.3.2. Análisis estadísticos

#### 1.3.2.1. Modelo de pérdidas de alimento por masticado

Los datos obtenidos de las pérdidas por masticado (LbC) se ajustaron por medio de un análisis de regresión múltiple por pasos hacia atrás en una ecuación como la que sigue:

$$(Ec. 1) \text{ LbC (\%)} = a + b \cdot BW + c \cdot P_s + d \cdot BW \cdot P_s;$$

donde BW es el peso de los peces en g,  $P_s$  es el tamaño del pellet en mm,  $a$  es la ordenada en el origen del modelo y  $b$ ,  $c$ , y  $d$  son los respectivos coeficientes de las variables independientes. En el análisis por pasos hacia atrás se eliminan elementos de la ecuación (uno por cada paso;  $P > 0.05$ ) hasta lograr el mejor ajuste posible.

#### 1.3.2.2. Simulaciones

Utilizando la ecuación obtenida que mejor ajuste mostró (como anteriormente se ha mencionado) se realizaron varias simulaciones para calcular las pérdidas de alimento por efecto del masticado. Las simulaciones se realizaron considerando las condiciones ambientales y de cría más favorables para engorde de doradas en el Mar Mediterráneo (Piedecausa et al., 2010a). El modelo LbC se aplicó al engorde de doradas desde 20 g de peso inicial hasta 500 g de peso final, peso por encima del cual en las fechas utilizadas para la simulación la maduración sexual implicaría estimas erróneas en el crecimiento de los peces y consecuentemente también en las estimaciones de las LbC. Para la estima del crecimiento se seleccionó el modelo descrito por (Mayer et al., 2012) debido a que está validado para la cría de doradas bajo condiciones de producción intensivas. Estos autores proponen dos ecuaciones que describen el crecimiento de los peces, una por debajo (Ec. 2a) y otra por encima (Ec. 2b) de 170 g de peso corporal:

$$(Ec. 2a) BW_i(t) = (W_0^{1/3} + TGC_1 \cdot ST(t_0, t))^3,$$

$$(Ec. 2b) BW_f(t) = (W_0^{2/3} + TGC_2 \cdot ST(t_0, t))^3,$$

donde  $W_f$  y  $W_0$  son el peso final e inicial en gramos respectivamente;  $ST(t_0, t)$  son los grados de temperatura efectiva acumulada (por debajo de 12°C el crecimiento de la dorada es igual a cero; (Mayer et al., 2009, 2008);  $t_0$  y  $t$  son el tiempo inicial y final en un momento dado respectivamente y  $TGC_1$  y  $TGC_2$  son los coeficiente térmicos de crecimiento (0.00164561 y 0.0160949 respectivamente).

A partir de las tasas de alimentación específicas (SFR) proporcionadas por el fabricante del alimento para cada rango de peso y temperatura (rango de pesos de la dorada: 1 - 500 g; rango de temperatura 14 – 28 °C) se desarrolló un modelo de alimentación. La mejor ecuación de ajuste conseguida fue la siguiente (Ec. 3):

$$(Ec. 3) \ln SFR (\%) = -4.594 - 0.289 \cdot \ln(BW) + 2.034 \cdot \ln(T);$$

donde BW es el peso del pez en g; T es la temperatura del agua en °C ( $R^2$  ajustado: 0.988)

A partir de esta ecuación se calculó el alimento realmente ingerido (TIF), para ello se sustrajo al alimento suministrado (recomendado por el fabricante) las pérdidas de alimento por masticación (estimadas a partir del modelo LbC). La Figura 2 ilustra las tasas de alimentación y crecimiento para las condiciones de simulación.

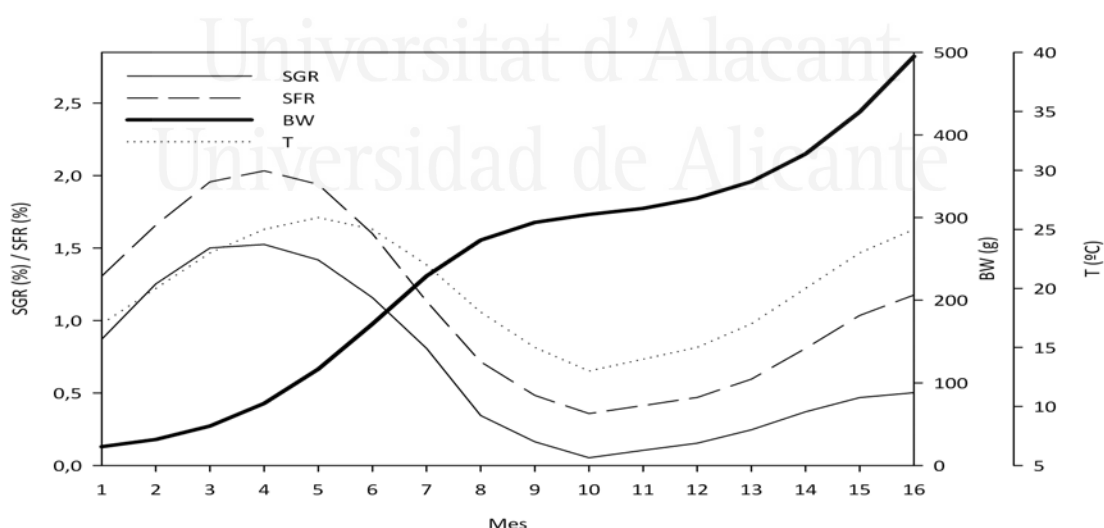


Figura 2. Simulación del desarrollo de doradas desde 20 a 500 g realizado a partir de la Ec. 2a-b y 3. SGR: Tasa de Crecimiento Específica; SFR: Tasa de Alimentación Específica; BW: peso medio; T: temperatura.

Las simulaciones se realizaron bajo diferentes regímenes de alimentación que incluían las recomendaciones del fabricante y tres regímenes alimenticios alternativos (Tabla 3). Para

que las simulaciones alternativas fuesen comparables entre sí y frente a la recomendación del fabricante, la cantidad de alimento suministrado se basó en el alimento realmente ingerido más la cantidad de alimento desaprovechada por el masticado, estimada para cada alternativa mediante el modelo LbC.

Tabla 3. Regímenes alimenticios basados en las recomendaciones del fabricante y en la utilización de distintos tamaños de pellets a lo largo del crecimiento de las doradas especificado en gramos.

	Tamaño del pellet (mm)			
	2	4	6	8
Fabricante	20-70	71-220	221-500	>500
Alternativa 1	20-120	121-300	301-500	-
Alternativa 2	20-120	121-500	-	-
Alternativa 3	20-200	201-500		

## 1.4. Resultados

### 1.4.1. Modelo de pérdidas de alimento por masticado

Fuese cual fuese el tamaño de los peces, cuando se alimentaron con pellets de 2 mm se observaron valores de desperdicios por masticado por debajo del 1 % del alimento suministrado. Las doradas por debajo de 150 g cuando se alimentaron con pellets de 4 y 6 mm generaron desperdicios por masticado entre 1-4 % y 1-6 % del alimento suministrado respectivamente. En las doradas de más de 150 g que se alimentaron con pellets de 4 o 6 mm las pérdidas supusieron el 4-15 % y 6-17 % del alimento suministrado respectivamente. Los valores observados de desperdicios por el masticado representaron entre el 21-31 % de la totalidad de alimento suministrado en las doradas más grandes de 350 g cuando se alimentaron con pellets de 8 mm (Figuras 3 y 4; Tabla 4).

La regresión por pasos hacia atrás (Tabla 5) excluyó el término BW ( $P > 0.05$ ) del modelo mientras que mantuvo el resto de términos. La mejor ecuación de ajuste incluyó  $P_s$  ( $P < 0.01$ ) y su interacción con BW ( $P_s \times BW$ ;  $P < 0.001$ ). La ecuación resultante fue:

$$(Ec. 4) \text{ LbC } (\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot BW \times P_s,$$

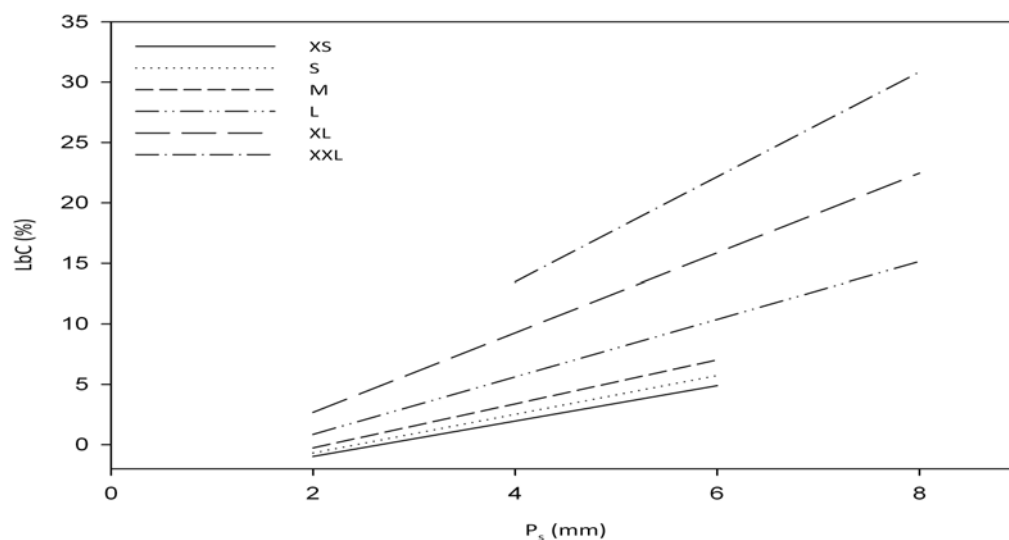


Figura 3. Pérdidas de alimento por masticado (LbC) en doradas de 28, 76, 150, 343, 658 y 1019 g alimentadas con pellets de diferentes tamaños (2 – 8 mm).

Tabla 4. Valores medios ( $\pm$  sem: error estándar) del desperdicio de alimento por la masticación (LbC) para las doradas de tamaños XS, S, M, L, XL y XXL alimentadas con tamaños de pellet ( $P_s$ ) diferente.

Talla	$P_s$ (mm)	LbC $\pm$ sem (%)
XS	2	0.96 $\pm$ 0.12
	4	2.52 $\pm$ 0.28
	6	4.03 $\pm$ 0.29
S	2	0.35 $\pm$ 0.12
	4	1.03 $\pm$ 0.15
	6	1.36 $\pm$ 0.19
M	2	0.59 $\pm$ 1.09
	4	4.21 $\pm$ 0.19
	6	5.47 $\pm$ 0.38
L	2	0.98 $\pm$ 1.09
	4	8.13 $\pm$ 0.71
	6	7.53 $\pm$ 0.30
	8	20.51 $\pm$ 0.32
XL	2	0.29 $\pm$ 1.06
	4	13.10 $\pm$ 0.32
	6	12.81 $\pm$ 0.65
	8	27.55 $\pm$ 1.39
XXL	4	15.09 $\pm$ 2.45
	6	17.32 $\pm$ 2.31
	8	31.48 $\pm$ 2.44



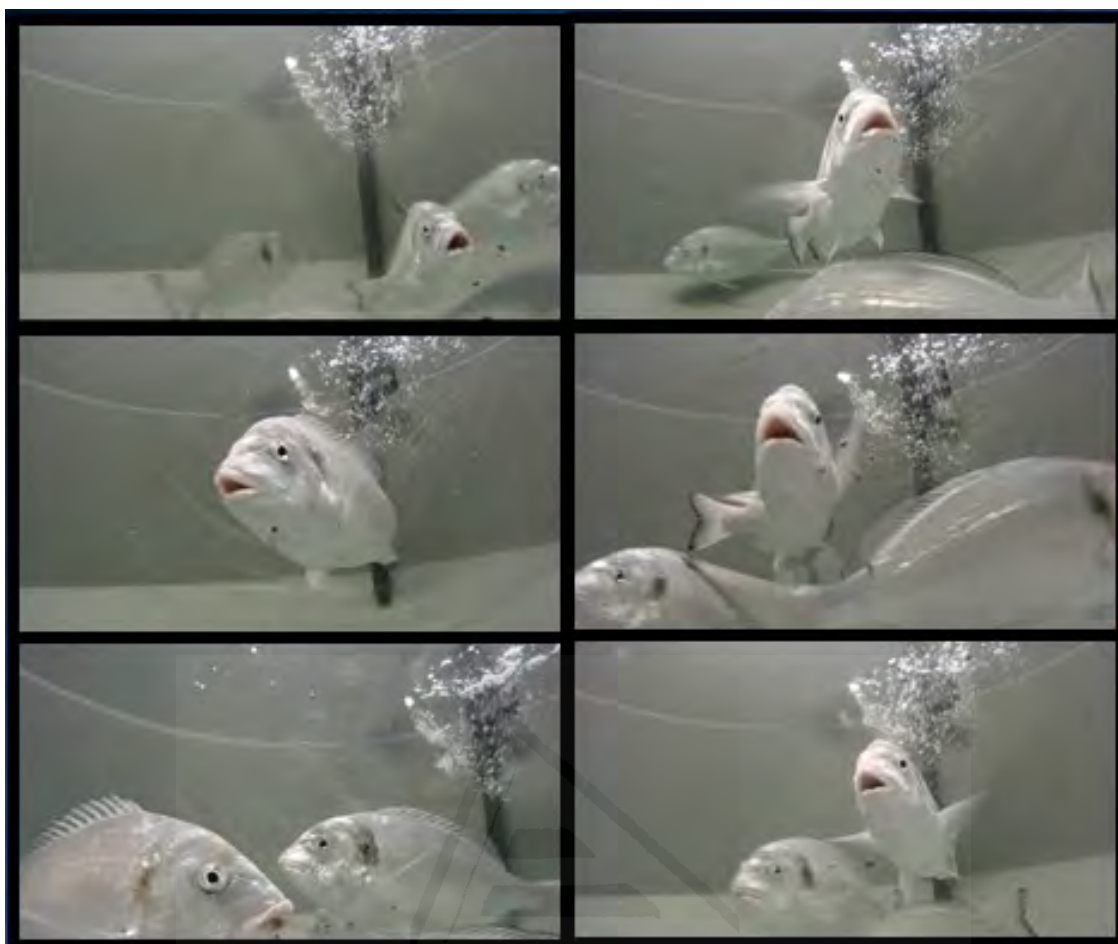


Figura 4. Fotogramas de doradas del grupo de tamaño XXL masticando pellets de 8 mm y rechazando pequeños fragmentos de su boca.

Tabla 5. Resultados de la regresión por pasos hacia atrás para el análisis de las pérdidas de alimento por masticado (LbC). \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

Paso	Efecto	Estado efecto	g.l.	F	P	R <sup>2</sup> aj.
Paso 1	P <sub>s</sub>	Dentro	1	3.8056	0.0688	0.8938
	BW	Eliminado	1	0.4054	0.5332	
	P <sub>s</sub> x BW	Dentro	1	10.8259	**	
Paso 2	P <sub>s</sub>	Dentro	1	10.4030	**	0.8975
	P <sub>s</sub> x BW	Dentro	1	59.5251	***	

La significación del término de interacción (P<sub>s</sub> x BW) implica que las LbC aumentan cuando aumenta el P<sub>s</sub> (es decir, la pendiente se vuelve más pronunciada), y lo hace en mayor proporción con forme el BW aumenta. Cuando mayor es el P<sub>s</sub>, mayores son las LbC independientemente del BW, aunque no siempre ocurre al contrario. La Figura 3 ilustra el efecto de esta interacción. A excepción de las doradas más pequeñas de 195 g que se

alimentan con  $P_s$  menores a 2.66 mm, el modelo siempre estima alguna LbC. Cuando el modelo genera valores de LbC negativos, se supone que estos son cero. Los LbC pueden alcanzar valores incluso superiores al 30 % del alimento suministrado cuando los peces más grandes son alimentados con los pellets más grandes (Figura 3).

#### 1.4.2. Desperdicios de alimento por masticación bajo diferentes regímenes alimenticios

Las simulaciones llevadas a cabo utilizando las ecuaciones de crecimiento (Ec. 2 a y b; Mayer et al., 2012) y alimentación (Ec. 3), las recomendaciones del fabricante del alimento (Tabla 3) y las condiciones de cultivo especificadas, concluyen que es necesario suministrar 929 g de alimento para que una dorada de 20 g alcance los 500 g durante un tiempo de 468 días. Esto significa que el Índice de Conversión Alimenticio (FCR) del proceso de engorde es de 1.93. Sin embargo, esta simulación sobreestima el alimento necesario a suministrar a los peces al no considerar las LbC. Utilizando la Ec. 4, las LbC medias estimadas para todo el periodo de engorde son del 8.45 % del total de alimento suministrado (Figura 5), por lo que el FCR corregido cuando se consideran las LbC es de 1.81. Por tanto, el alimento realmente ingerido excluyendo las pérdidas por masticación sería de 850 g. En las alternativas 1, 2 y 3 la cantidad de alimento necesaria sería 912.94, 890.08 y 886.32 g respectivamente, lo cual implica unas LbC medias en todo el proceso de engorde de 6.85, 4.45 y 4.05 % respectivamente del alimento total suministrado (Figura 5). En esta línea, los FCR de los regímenes alternativos serían 1.89, 1.85 y 1.84 para las alternativas 1, 2 y 3 respectivamente.

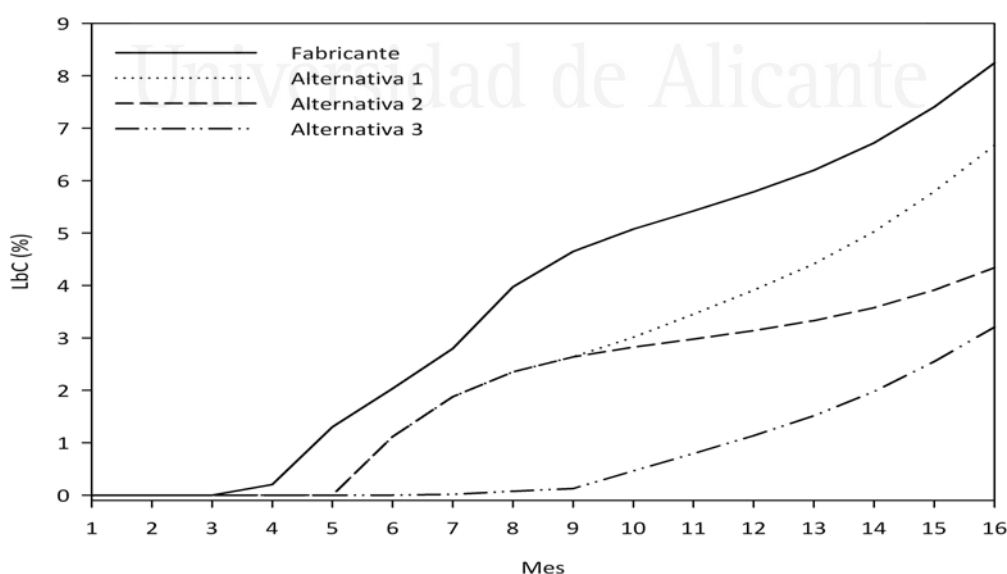


Figura 5. Representación de los valores medios mensuales acumulados de las pérdidas por masticado (LbC) para las recomendaciones del fabricante y los tres regímenes alimenticios propuestos (Tabla 3).

### 1.5. Discusión

El comportamiento masticador de las doradas durante su alimentación con pellets extrusionados genera sustanciales desperdicios de alimento, que aumentan conforme se incrementa el tamaño del pellet, aunque de diferente forma según sea el tamaño de los peces. El engorde de doradas de 500 g en el Mediterráneo bajo las condiciones de cultivo más favorables revelaron que las pérdidas medias de alimento por masticado pueden llegar a significar el 8.45 % del alimento suministrado, que incluso podrían ser mayores si se engordaran peces de mayor tamaño. Sin embargo un manejo alternativo del tamaño de los pellets podría reducir considerablemente estos desperdicios.

Las doradas, cuando se encuentran en estado salvaje modifican su dieta en función de la disponibilidad de presas. Además, el desarrollo de su aparato masticador con la edad les permite procesar cada vez alimentos más duros, desde nematodos y poliquetos cuando se encuentra en etapas juveniles hasta bivalvos y crustáceos en edades más avanzadas (Russo et al., 2007; Tancioni et al., 2003). Esta plasticidad alimenticia favorece la adaptación a las condiciones de cría en cautividad, ya que le permite aceptar una amplia gama de alimentos. La dorada se considera un predador generalista (Pita et al., 2002) cuyo comportamiento alimenticio implica la manipulación oral del alimento y una trituración repetitiva y fuerte de este, para en función de sus necesidades reducir su tamaño antes de tragarlo (Andrew et al., 2003).

En la actualidad, las doradas que se crían en condiciones intensivas se alimentan con pienso extrusionado. Este tipo de alimento presenta muchas ventajas: formulaciones específicas, alta estabilidad, baja densidad, apropiada flotabilidad, facilidad de almacenamiento y manipulación (Jobling et al., 2001). Varios trabajos mencionan la necesidad de utilizar diferentes tamaños de pellets para alimentar en las sucesivas etapas de crecimiento de los peces (Pillay, 1990). El tamaño del alimento influye de forma importante sobre la eficiencia en la cría de los peces (Hasan y Macintosh, 1992; Wankowski y Thorpe, 1979). Clásicamente el tamaño del pellet óptimo se ha determinado en base a la anchura de la boca; por ejemplo en larvas de rodaballo (*Psetta maxima*; Cunha y Planas, 1999), alevines de carpa común (*Cyprinus carpio*; Hasan y Macintosh, 1992), juveniles de rodaballo (Irwin et al., 2002), juveniles de salmón Atlántico (*Salmo salar*; Wankowski y Thorpe, 1979) y adultos de trucha alpina (*Salvelinus alpinus*; Linnér y Brännäs, 1994; Tabachek, 1988). Sin embargo, para la dorada sólo se ha establecido el tamaño de pellet óptimo para sus larvas (Fernández-Díaz et al., 1994) y no hemos encontrado otra información acerca de los criterios seguidos para

determinar el tamaño óptimo del pellet durante las diferentes etapas de desarrollo de esta especie. Hasta ahora, parece ser que el tamaño de los pellets más adecuado para las doradas juveniles y adultas se ha establecido a partir de observaciones subjetivas (tal y como ocurre en otras especies; Hasting y Dickie, 1972) y por comparación con otras especies. En cualquier caso, parece que nunca se ha tenido en cuenta su particular comportamiento masticador para definir la estrategia alimenticia de la dorada en cautividad.

Durante la alimentación los peces pasan a través de diferentes fases secuenciales: la estimulación, la identificación-localización y el consumo del alimento. Esta última fase implica la ingesta del alimento y su deglución o rechazo (Lamb, 2001). En el caso particular de la dorada, la masticación podría ser una acción incluida en la fase del consumo del alimento y dependería del tamaño del alimento. Andrew et al., (2004, 2003) describieron el comportamiento alimenticio y la consiguiente pérdida de alimento en las doradas, y apuntaron a que esto podría resultar en un incremento de los residuos y en el índice de conversión alimenticia. Estos autores también evaluaron texturas más blandas de los pellets para ayudar a reducir las pérdidas de alimento y determinaron que las doradas eran más eficientes en la trituración de este tipo de pellets (Andrew et al., 2004), sin embargo esta estrategia no reducía el desperdicio de alimento. Estos autores sugirieron que aún existe un margen de mejora en la eficiencia de la alimentación y en la reducción de residuos alimenticios a través de mejoras en la textura de los pellets. En este trabajo se demuestra empíricamente que cuanto menor es el tamaño del pellet menores son los residuos resultantes, y además se muestra teóricamente que estrategias alternativas en el manejo del tamaño de los pellets pueden dar lugar a reducciones significativas en las pérdidas de alimento por la masticación. Sin embargo, como consecuencia del desarrollo del aparato masticador, el efecto del masticado difiere entre las diferentes tallas de los peces: cuanto mayor es la dorada más tiempo manipula el alimento, más eficaz es la masticación - como Andrew et al., 2003 postula -, y mayores son los desperdicios de alimento que se generan. Este trabajo sustenta la hipótesis de la utilización de pellets pequeños que puedan ser tragados directamente o que si se mastican produzcan pérdidas de alimento insignificantes, incluso cuando se proporcionan a doradas de gran tamaño. Por lo tanto podrían reducirse los residuos alimenticios de la dorada utilizando pellets lo más pequeños posibles, considerando su aceptabilidad y la viabilidad de su utilización en las explotaciones acuícolas.

Siguiendo las recomendaciones del fabricante con respecto al manejo del tamaño de los pellets y sin tener en cuenta el comportamiento masticador de la dorada, se estimaron

unos desperdicios de alimento sustanciales, de alrededor de 80 g por cada Kg de doradas producidas de 500 g. Curiosamente los productores de peces conocen el comportamiento masticador de la dorada, sin embargo nunca habían sido evaluados los desperdicios de alimento y sus potenciales efectos ambientales o sobre la rentabilidad. Considerando una gestión alternativa de los pellets a lo largo del crecimiento de la dorada, se podrían reducir los residuos del alimento derivados del masticado en un 50 %, lo que supondría un ahorro de hasta 42 g de alimento por cada Kg de peces criados. Obviamente, estas consideraciones también tienen consecuencias ambientales y económicas. No en vano, hay que tener en cuenta que se trata de simulaciones que suponen que los peces aceptarían regímenes alimenticios alternativos basados en diferentes tamaños de pellets, y esto necesita ser validado en condiciones de cría intensivas.

La mayoría de las estimas del vertido de nutrientes en los cultivos de doradas están basadas en modelos de balances de masas (Alongi et al., 2009; Lupatsch y Kissil, 1998; Piedecausa et al., 2010a). Generalmente, la alimentación suministrada (pero no necesariamente ingerida) se estima en base a los datos intuitivos proporcionados por los acuicultores, ya que depende en gran medida de su manejo (por ejemplo del 5-15 %: (Beveridge et al., 1997; Cho y Bureau, 1997; Findlay y Watling, 1994) y sólo en unos pocos casos ha sido cuantificada experimentalmente (Rapp et al., 2007), pero nunca en dorada. La mayoría de los estudios de impacto ambiental en cultivos de dorada incluyen únicamente la producción de residuos metabólicos y los derivados del alimento no consumido (Mateus y Neves, 2013). Este estudio sugiere incluir los residuos derivados del masticado del alimento en las evaluaciones ambientales, y con el fin de minimizarlos, la utilización de regímenes alimenticios basados en la utilización de pellets más pequeños a los actuales.

## **CAPÍTULO 2**

### **DIGESTIBILIDAD DEL NITRÓGENO, CARBONO Y FÓSFORO EN DORADAS (*Sparus aurata*) Y LUBINAS (*Dicentrarchus labrax*) ALIMENTADAS CON PIENSOS CONVENCIONALES Y ORGÁNICOS: IMPLICACIONES SOBRE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS PARTICULADOS**

Universitat d'Alicant  
Universidad de Alicante



## 2.1. Resumen

La piscicultura orgánica se ha postulado como una actividad más respetuosa con el medio ambiente que la convencional, sin embargo su sostenibilidad ambiental en términos de producción de residuos nunca se ha evaluado. Actualmente, la principal problemática ambiental de la cría de peces en mar abierto está relacionada con la descarga de residuos particulados al medio circundante. En este estudio a través del estudio de la digestibilidad del nitrógeno, carbono y fósforo en un amplio rango de tamaños de doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*) alimentadas con piensos convencionales y orgánicos, se ha estimado la producción de residuos particulados. En ninguna de las dos especies ni el tamaño de los peces ni el contenido de ninguno de los nutrientes en el alimento influyó sobre la digestibilidad de los mismos. En ambas especies alimentadas con la dieta orgánica, los valores de digestibilidad del carbono fueron mayores, y los del nitrógeno y fósforo menores que cuando se alimentaron con la dieta convencional. Las simulaciones realizadas bajo condiciones de engorde reales mostraron que ambas especies alimentadas con dietas convencionales producen menos residuos particulados de nitrógeno y más de carbono que cuando son alimentadas con dietas orgánicas. Los residuos de fósforo particulado fueron entre 2.6 y 3.4 veces superiores cuando los peces se alimentaron con la dieta orgánica. Probablemente, las restricciones en la utilización de ciertas materias primas en la formulación de las dietas orgánicas y las diferencias en la biodisponibilidad de los nutrientes entre ambas dietas son los responsables de las diferencias encontradas.

## 2.2. Introducción

El estancamiento en las capturas de la pesca extractiva y el aumento en la demanda mundial de productos acuáticos (FAO, 2014) implica que la industria acuícola sea una candidata para satisfacer las necesidades de alimentos marinos (Tidwell y Allan, 2001), y esto supone un gran desafío para los gobiernos (Vallejo Vela y Ojeda González-Posada, 2007). Este reto por primera vez se alcanzó en 2013 bajo el paradigma de la “Revolución Azul”, y ya más de la mitad de productos acuáticos mundiales preceden de la acuicultura (APROMAR, 2015). Sin embargo, la sostenibilidad de algunos tipos de acuicultura, particularmente la relacionada con la de peces carnívoros, se encuentra en entredicho por la gran utilización de recursos que conlleva y los elevados niveles de residuos que vierte a la masa de agua circundante (Mente et al., 2011), situación que puede generar impacto ambiental y conflictos sociales (Tacon y



Metian 1998; Tidwell y Allan, 2001; White et al., 2004). Para conseguir una mayor sostenibilidad de las actividades acuícolas, la acuicultura orgánica ha sido propuesta como una alternativa. A este respecto, la Comisión Europea está promoviendo el desarrollo de la acuicultura orgánica, que en la actualidad únicamente representa el 1 % de la producción total europea (FEAP, 2014). La Unión Europea ha regulado este tipo de acuicultura y ha establecido los requisitos para su desarrollo (EU, 2007, 2008, 2009, 2014). La Comisión Europea pretende que la acuicultura orgánica constituya un sistema de producción más respetuoso con el medio ambiente que el convencional y que además otorgue a los productos un valor añadido en términos de calidad y seguridad alimentaria (Lunger et al., 2007). El desarrollo del sector acuícola orgánico debe ir acompañado de datos objetivos que realcen sus fortalezas, pero también que ponga de manifiesto sus debilidades.

La formulación de los alimentos orgánicos para peces carnívoros tiene algunas limitaciones relacionadas con la inclusión de ciertas materias primas, particularmente las de origen marino, ya que la acuicultura orgánica persigue disminuir la dependencia excesiva de los recursos naturales. Además, en este tipo de acuicultura la sustitución de ingredientes marinos por ingredientes vegetales está limitada y la inclusión de harinas procedentes de organismos modificados genéticamente está estrictamente prohibida (EU, 2009). Aunque este tipo de regulaciones proporcionan claramente a la acuicultura orgánica un carácter más sostenible, hasta la fecha dicho carácter aún no ha sido evaluado en términos de los residuos derivados del consumo de los alimentos orgánicos, y únicamente se han realizado algunos estudios que analizan los efectos ambientales (Marino et al., 2014).

La eficiencia en la utilización de los nutrientes de la dieta influye directamente sobre la descarga de desechos metabólicos al medio ambiente (Bureau y Hua, 2010; Hardy y Gatlin, 2002; Lazzari y Baldisserotto, 2008; Piedecausa et al., 2010a). Normalmente el vertido de residuos se calcula para los tres nutrientes principales de la red trófica marina (nitrógeno, carbono y fósforo) ya sea en forma particulada (heces) o disuelta (Aguado-Giménez et al., 2006; Focardi et al., 2005; Wu, 1995). El principal y más preocupante impacto derivado de la piscicultura marina es el enriquecimiento orgánico del bentos causado por la deposición de residuos sólidos (heces y alimento desperdiciado), el cual tiene consecuencias directas sobre los flujos biogeoquímicos y sobre los organismos marinos (Mirto et al., 2002). Para realizar una evaluación de impacto ambiental precisa es necesario conocer *a priori* la cantidad de nutrientes que se van a verter al medio ambiente (Fernandes et al., 2001). A diferencia del alimento desperdiciado, que será tratado en otro capítulo, las heces son un residuo

metabólico que puede estimarse fácilmente a partir de la ingesta de alimento y su digestibilidad mediante un modelo de balance de masas (Aguado-Giménez et al., 2006; Bureau y Hua, 2010; Cho, 2004; Cho y Bureau, 1998; Lupatsch y Kissil, 1998; Mazón et al., 2007; Piedecausa et al., 2010a). Sin embargo, en la actualidad la información científica de la composición y aprovechamiento de los alimentos orgánicos de peces comerciales es escasa. La mayoría de los ensayos de digestibilidad, alimentación y crecimiento se han desarrollado con dietas experimentales (Lupatsch et al., 1997; Lupatsch y Kissil, 1998) y sólo en unas pocas ocasiones se han realizado con alimentos convencionales (Hernández Llorente et al., 2009; Hillestad et al., 1999; Krontveit et al., 2014), menos aún con dietas orgánicas (Follana-Berná et al., 2014; Lunger et al., 2006; Marino et al., 2014). Del mismo modo, los ensayos de digestibilidad casi nunca abarcan un amplio abanico de tallas y tienden a realizarse utilizando únicamente un solo tamaño de peces.

Varios estudios han abordado la producción de desechos en las granjas de doradas y lubinas alimentadas con piensos convencionales en el Mar Mediterráneo (Lemarie et al., 1998; Lupatsch y Kissil, 1998) y además se han calculado los coeficientes de producción de residuos metabólicos brutos (Piedecausa et al., 2010a). Desde que estos estudios se realizaron la formulación de los alimentos de los peces ha progresado significativamente mediante el uso de nuevas materias primas, e incluso se han desarrollado los alimentos orgánicos. Como resultado de estos avances la utilización de los nutrientes de las dietas por los peces ha mejorado, por lo tanto es de esperar que la producción de residuos se haya visto reducida sustancialmente (Bouwman et al., 2013). Consiguientemente, este estudio tiene como objetivo conocer y comparar los desechos de nitrógeno, carbono y fósforo que se generan durante la cría de doradas y lubinas alimentadas con piensos comerciales convencionales (no orgánicos) y orgánicos, ambos utilizados actualmente en granjas del Mar Mediterráneo. Para ello se estudia la digestibilidad de los nutrientes en un amplio rango de tamaños de peces.

## 2.3. Materiales y métodos

### 2.3.1. Ensayos de digestibilidad

Los ensayos de digestibilidad se llevaron a cabo en las instalaciones de la Estación de Acuicultura Marina del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (EAM-IMIDA) en San Pedro del Pinatar (Murcia, España). El dispositivo experimental es el mismo que se ha descrito en el capítulo anterior (sección. 1.3.1.). Los ensayos se llevaron a cabo con grupos de doradas y lubinas de cuatro tamaños diferentes. Las condiciones experimentales aparecen detalladas en la Tabla 1. Tres lotes de doradas y tres de lubinas (como réplicas independientes) de cada tamaño experimental se alimentaron con una dieta convencional, y otros tres lotes de cada tamaño y de cada especie se alimentaron con una dieta orgánica. Las doradas y las lubinas se alimentaron con dietas comerciales convencionales específicas de cada especie. Debido a la inexistencia de alimentos comerciales orgánicos específicos para cada especie, se utilizó la misma dieta orgánica para dorada y lubina, tal y como ocurre en la actualidad en las granjas acuícolas mediterráneas. Todas las dietas estaban disponibles comercialmente y fueron fabricadas por compañías internacionalmente conocidas. La composición en macronutrientes de las dietas utilizadas, tal y como la suministró el fabricante aparece detallada en la Tabla 2.

Tabla 1. Condiciones experimentales de los ensayos de digestibilidad con las dietas convencionales y orgánicas. BW: peso medio de los peces ( $\pm$  sem: error estándar); SFR: tasa específica de alimentación.  $n = 3$  para todos los ensayos.

Especie	Dieta	Tamaño	$P_s$ (mm)	BW (g) $\pm$ sem	SFR (%)
Dorada	Convencional	S	1.9	34.5 $\pm$ 1.2	2.4
		M	4.0	175.3 $\pm$ 3.4	1.5
		L	6.0	325.0 $\pm$ 5.6	1.2
		XL	6.0	416.0 $\pm$ 6.0	1.1
Dorada	Orgánica	S	2.2	32.8 $\pm$ 1.3	2.3
		M	4.0	176.7 $\pm$ 2.9	1.6
		L	5.5	338.0 $\pm$ 5.5	1.1
		XL	7.5	446.2 $\pm$ 7.6	0.8
Lubina	Convencional	S	1.9	24.5 $\pm$ 0.6	2.4
		M	4.0	122.5 $\pm$ 2.4	1.7
		L	6.0	299.6 $\pm$ 7.6	1.3
		XL	8.0	427.9 $\pm$ 14.4	1.2
Lubina	Orgánica	S	2.2	24.5 $\pm$ 0.6	2.3
		M	4.0	121.6 $\pm$ 2.8	1.6
		L	5.5	303.4 $\pm$ 6.7	1.1
		XL	7.5	430.1 $\pm$ 14.1	0.8

Los peces se alimentaron dos veces al día (a las 8:00 y 12:00 h) a saciedad aparente sin sobrepasar la tasa específica de alimentación de las tablas de alimentación de cada dieta (Tabla 1). El tamaño de los pellets suministrados fue el adecuado para cada tamaño de pez de acuerdo con las recomendaciones establecidas por el fabricante del alimento (Tabla 1). Todos los días, media hora después de cada alimentación los restos de alimento se purgaron de cada tanque. Antes del siguiente evento de alimentación se colectaron las heces de los peces y se dejaron decantar, para a continuación centrifugarlas (5.000 rpm a 4°C durante 20 minutos; Bureau y Cho, 1999). El sobrenadante se descartó y las heces se congelaron (-80 °C) hasta su análisis. Este procedimiento se repitió durante once días consecutivos, el tiempo mínimo requerido para obtener la cantidad de heces necesaria para todos los análisis. Las heces obtenidas de cada lote durante el periodo de cada ensayo se juntaron, homogenizaron y liofilizaron (Heto, PowerDry LL3000). De las muestras de heces y alimento se analizó el carbono total (TC), el nitrógeno total (TN) y el fósforo total (TP). El contenido en TN y TC se obtuvo utilizando un autoanalizador elemental (LECO 932) mientras que el contenido en TP se determinó mediante espectrofotometría (AOAC, 1997a). El Coeficiente de Digestibilidad Aparente (ADC) se calculó para el TN, TC y TP ( $ADC_{N-C-P}$ ) utilizando la ecuación propuesta por Maynard & Loosli (1969) que sigue:

$$(Ec. 1) \quad ADC_{N-C-P} (\%) = 100 - [100 \cdot \% M_{dieta} / \% M_{heces}] \cdot (\% N_{heces} / \% N_{dieta}),$$

donde M es el marcador inerte y N es el nutriente (TN, TC o TP). Para evitar alterar la estructura física del alimento se utilizó como marcador el contenido de fibra bruta (CF; (Follana-Berná et al., 2014; Krontveit et al., 2014; Morales et al., 1999; Tacon y Rodrigues, 1984) evitando así posibles interferencias sobre las características nutricionales del alimento (Abdollahi et al., 2013; Glencross et al., 2011). La CF se analizó mediante un analizador Fibertec System 1020 HE (AOAC, 1997b).

Tabla 2. Composición en macronutrientes de las dietas convencionales y orgánicas de doradas y lubinas tal y como ha sido proveída por el fabricante.

	Convencional							Orgánica			
	Dorada			Lubina				Dorada & lubina			
Tamaño del pellet (mm)	1.9	4.0	6.0	1.9	4.0	6.0	8.0	2.2	4.0	5.5	7.5
Proteína (%)	49.0	46.0	44.0	49.5	45.5	41.0	41.5	47.0	45.0	45.0	45.0
Lípidos (%)	16.5	19.0	20.0	16.0	20.0	24.0	20.0	15.0	17.0	17.0	17.0
Cenizas (%)	7.7	6.0	5.8	6.2	5.8	5.6	5.8	15.9	12.7	13.8	14.2
Humedad (%)	9.6	8.6	8.2	9.1	8.4	7.6	7.3	9.0	8.8	8.2	7.6
Energía (MJ · Kg <sup>-1</sup> )	18.5	18.1	18.0	18.5	18.1	18.0	18.0	18.2	18.0	18.0	18.0

Dieta convencional: harina de soja, gluten de maíz, gluten de trigo, harina de pescado, aceite de pescado, aceite de colza, harina de girasol, fosfato monocálcico, proteína de guisante, almidón de guisante y concentrado de proteína de soja. Dieta orgánica: harina de pescado, trigo orgánico, triticale orgánico, haba orgánica y aceite de pescado y de soja.

### 2.3.2. Análisis estadísticos

La influencia del tamaño de los peces sobre la digestibilidad de los nutrientes se evaluó separadamente para cada dieta y especie mediante una regresión lineal. Para ello se consideró como covariable el contenido de cada nutriente en la dieta (y además la CF para la digestibilidad del TN; Francis et al., 2001) con el fin de comprobar la posible influencia sobre la propia digestibilidad. También se realizó una comparación entre la digestibilidad de los nutrientes de la dieta orgánica y los de la dieta convencional mediante un análisis ANOVA de una vía para cada especie por separado. Para ello se utilizaron los datos de digestibilidad obtenidos con todos los tamaños de cada especie. Previamente a este análisis se comprobó la homocedasticidad mediante el test de Levene's y la normalidad con el test de Kolmogorov-Smirnoff. Cuando fue necesario transformar los valores de digestibilidad se recurrió el arcoseno. En los casos en que después de la transformación las asunciones no se cumplieron, el ANOVA se realizó atendiendo a la robustez que presenta este análisis cuando los datos están balanceados (el tamaño de la muestras también), y basándose en que la elección de un procedimiento no paramétrico no resuelve los problemas causados por la heterogeneidad de las varianzas (Underwood, 1997).

### 2.3.3. Coeficientes de producción de residuos metabólicos particulados

La producción de residuos metabólicos particulados (heces) derivados de las actividades acuícolas en las granjas de peces depende de la composición de la dieta, de la ingesta, de la digestibilidad y de la duración del engorde de los peces. Por lo tanto, conociendo la digestibilidad y el índice de conversión alimenticio (FCR: alimento suministrado/incremento de biomasa) es posible estimar la cantidad de heces y expresarla en base a una biomasa y un intervalo de tiempo dado; por ejemplo mediante un coeficiente de producción de residuos particulados (a partir de ahora PWOC). Sin embargo, el FCR es un índice altamente dependiente de la cantidad de alimento suministrado (Luo et al., 2006) y como los peces durante el ensayo no comen con la misma intensidad todos los días, los peces de distintos lotes acaban consumiendo una cantidad de alimento diferente en el mismo tiempo, con lo cual los FCRs obtenidos no son comparables. Por lo tanto la duración de nuestro ensayo (once días) podría considerarse un periodo demasiado corto para obtener un FCR representativo de la utilización del alimento para un determinado tamaño de pez. Por esta razón, para el cálculo de los PWOCs se ha utilizado valores de FCR promedios reales, que cubren ciclos de producción más largos y que han sido proporcionados por productores de doradas y lubinas del Mediterráneo (FCR de dorada: 1.5 - 2.6; FCR de lubina: 1.6 - 2.6; Tacon y Metian, 2008). Estos FCR se utilizaron para calcular los coeficientes de producción de residuos particulados del TN, (PWOC<sub>N</sub>) TC (PWOC<sub>C</sub>) y TP (PWOC<sub>P</sub>) de los peces alimentados con dietas convencionales y orgánicas.

Debido a que la duración del engorde es diferente para dorada (Basurco et al., 2011) y lubina (FAO, 2006), los PWOC<sub>N-C-P</sub> se calcularon para un tiempo promedio de engorde de 10 a 400 g calculado de acuerdo con los modelos de crecimiento de Mayer et al. (2012) y Aguado-Giménez et al. (2016): 460 y 569 días para dorada y lubina respectivamente. Para calcular los PWOC<sub>N-C-P</sub> se utilizaron los contenidos promedios de TN, TC y TP de las dietas (Tabla 3; en negrita). Como no se han encontrado datos disponibles en la literatura científica de FCR asociados a tasas de crecimiento de doradas y lubinas alimentadas con dietas orgánicas, las simulaciones de los PWOCs con dietas convencionales y orgánicas se realizaron bajo las mismas condiciones de crecimiento. En definitiva, los PWOCs representan la descarga de nutrientes de una biomasa de peces en un periodo de tiempo dado cuando los peces han sido alimentados con una dieta convencional u orgánica.

## 2.4. Resultados

### 2.4.1. Ensayos de digestibilidad

El contenido en nutrientes de los alimentos muestra que el TN fue similar en todos los alimentos, mientras que el TC en la dieta orgánica fue ligeramente inferior al de la dieta convencional. Además, son destacables los elevados niveles de TP de la dieta orgánica, al igual que el elevado contenido de CF de los alimentos convencionales (Tabla 3). En la misma línea el TP de las heces de los peces alimentados con la dieta orgánica fue mayor, mientras que el contenido del marcador inerte (CF) fue mayor en las heces de los peces alimentados con la dieta convencional (Tabla 4).

Tabla 3. Contenido de nitrógeno total (TN), carbono total (TC), fósforo total (TP) y fibra bruta (CF) en los diferentes tamaños de pellets ( $P_s$ ) de las dietas convencionales y orgánicas de dorada y lubina. Los valores se presentan como % sobre la materia seca (media  $\pm$  error estándar).

Especie	Dieta	$P_s$ (mm)	TN	TC	TP	CF
Dorada	Convencional	1.9	8.72 $\pm$ 0.02	48.63 $\pm$ 0.14	0.82 $\pm$ 0.02	2.67 $\pm$ 0.20
		4.0	8.92 $\pm$ 0.15	50.11 $\pm$ 0.09	0.79 $\pm$ 0.04	4.04 $\pm$ 0.02
		6.0	8.46 $\pm$ 0.05	52.25 $\pm$ 0.06	0.79 $\pm$ 0.01	3.53 $\pm$ 0.04
		Media	<b>8.70 <math>\pm</math> 0.07</b>	<b>50.33 <math>\pm</math> 0.11</b>	<b>0.80 <math>\pm</math> 0.02</b>	<b>3.41 <math>\pm</math> 0.08</b>
Lubina	Convencional	1.9	9.25 $\pm$ 0.06	50.86 $\pm$ 0.02	0.77 $\pm$ 0.01	3.72 $\pm$ 0.00
		4.0	8.24 $\pm$ 0.09	49.18 $\pm$ 0.20	0.75 $\pm$ 0.06	3.85 $\pm$ 0.11
		6.0	8.19 $\pm$ 0.03	51.99 $\pm$ 0.04	0.91 $\pm$ 0.02	4.05 $\pm$ 0.16
		8.0	6.89 $\pm$ 0.02	51.68 $\pm$ 0.28	1.14 $\pm$ 0.02	3.85 $\pm$ 0.03
		Media	<b>8.14 <math>\pm</math> 0.06</b>	<b>50.93 <math>\pm</math> 0.13</b>	<b>0.89 <math>\pm</math> 0.03</b>	<b>3.86 <math>\pm</math> 0.07</b>
Dorada y lubina	Orgánica	2.2	8.33 $\pm$ 0.06	45.64 $\pm$ 0.11	1.86 $\pm$ 0.02	1.25 $\pm$ 0.07
		4.0	8.28 $\pm$ 0.07	46.57 $\pm$ 0.13	1.97 $\pm$ 0.05	2.54 $\pm$ 0.04
		5.5	8.37 $\pm$ 0.02	46.33 $\pm$ 0.08	1.90 $\pm$ 0.03	1.23 $\pm$ 0.03
		7.5	8.17 $\pm$ 0.02	46.08 $\pm$ 0.06	2.08 $\pm$ 0.02	1.29 $\pm$ 0.03
		Media	<b>8.28 <math>\pm</math> 0.04</b>	<b>46.15 <math>\pm</math> 0.09</b>	<b>1.95 <math>\pm</math> 0.03</b>	<b>1.57 <math>\pm</math> 0.04</b>

Las regresiones lineales realizada utilizando como covariables el contenido de TN, TC y TP (y la CF sólo para la digestibilidad del TN) en la dieta y como variable dependiente los  $ADC_{N-C-P}$  (Tabla 5) revelaron que el contenido de estos nutrientes en el alimento no influyen de manera significativa sobre la digestibilidad de ninguna dieta en ninguna de las especies ( $P > 0.05$ ; Tabla 6). Además, la regresión linear mostró que la digestibilidad de ninguno de los nutrientes en ambas dietas cambiaba significativamente con el peso de los peces en ambas especies ( $P > 0.05$ ; Tabla 6).

Tabla 4. Contenido de nitrógeno total (TN), carbono total (TC), fósforo total (TP) y fibra bruta (CF) en las heces de doradas y lubinas alimentadas con las dietas convencionales y orgánicas. Los valores se presentan como % sobre la materia seca (media  $\pm$  error estándar).

Especie	Dieta	Tamaño	TN	TC	TP	FB
Dorada	Convencional	S	2.11 $\pm$ 0.04	34.49 $\pm$ 0.24	2.13 $\pm$ 0.05	16.85 $\pm$ 0.31
		M	2.46 $\pm$ 0.14	38.80 $\pm$ 0.73	1.46 $\pm$ 0.05	26.44 $\pm$ 0.54
		L	2.00 $\pm$ 0.09	36.39 $\pm$ 0.74	1.16 $\pm$ 0.09	21.64 $\pm$ 0.27
		XL	2.40 $\pm$ 0.32	37.51 $\pm$ 0.30	1.23 $\pm$ 0.04	23.83 $\pm$ 0.95
Dorada	Orgánica	S	1.87 $\pm$ 0.03	23.21 $\pm$ 1.37	5.62 $\pm$ 0.20	7.19 $\pm$ 0.26
		M	3.03 $\pm$ 0.21	31.00 $\pm$ 0.53	3.70 $\pm$ 0.26	15.11 $\pm$ 0.22
		L	2.59 $\pm$ 0.09	30.60 $\pm$ 0.69	4.44 $\pm$ 0.05	7.04 $\pm$ 0.16
		XL	3.07 $\pm$ 0.44	27.96 $\pm$ 1.51	5.00 $\pm$ 0.04	7.47 $\pm$ 0.16
Lubina	Convencional	S	2.13 $\pm$ 0.11	33.28 $\pm$ 0.43	1.88 $\pm$ 0.05	15.62 $\pm$ 0.29
		M	2.41 $\pm$ 0.10	32.82 $\pm$ 0.30	1.98 $\pm$ 0.16	20.09 $\pm$ 0.31
		L	1.41 $\pm$ 0.16	33.43 $\pm$ 1.89	2.24 $\pm$ 0.10	20.88 $\pm$ 0.35
		XL	1.65 $\pm$ 0.03	32.07 $\pm$ 0.58	2.55 $\pm$ 0.04	21.98 $\pm$ 0.19
Lubina	Orgánica	S	1.98 $\pm$ 0.04	19.77 $\pm$ 1.80	5.63 $\pm$ 0.05	5.63 $\pm$ 0.05
		M	3.19 $\pm$ 0.25	26.55 $\pm$ 0.30	4.23 $\pm$ 0.18	11.78 $\pm$ 0.17
		L	2.32 $\pm$ 0.22	24.75 $\pm$ 0.77	4.85 $\pm$ 0.28	6.39 $\pm$ 0.08
		XL	2.25 $\pm$ 0.04	22.63 $\pm$ 0.10	7.71 $\pm$ 0.18	8.55 $\pm$ 0.18

Tabla 5. Coeficiente de digestibilidad aparente del nitrógeno total (ADC<sub>N</sub>), carbono total (ADC<sub>C</sub>) y fósforo total (ADC<sub>P</sub>) en doradas y lubinas alimentadas con dietas convencionales y orgánicas. Los valores se presentan como % (media  $\pm$  error estándar).

Especie	Dieta	Tamaño	ADC <sub>N</sub>	ADC <sub>C</sub>	ADC <sub>P</sub>
Dorada	Convencional	S	96.16 $\pm$ 0.13	88.77 $\pm$ 0.13	58.53 $\pm$ 1.46
		M	95.77 $\pm$ 0.32	88.14 $\pm$ 0.46	73.60 $\pm$ 1.34
		L	96.14 $\pm$ 0.17	88.65 $\pm$ 0.21	75.89 $\pm$ 2.11
		XL	95.75 $\pm$ 0.73	89.34 $\pm$ 0.53	77.88 $\pm$ 1.24
		Media	<b>95.95 <math>\pm</math> 0.33</b>	<b>88.72 <math>\pm</math> 0.33</b>	<b>71.47 <math>\pm</math> 1.53</b>
Dorada	Orgánica	S	96.08 $\pm$ 0.18	91.14 $\pm$ 0.64	47.35 $\pm$ 1.81
		M	93.83 $\pm$ 0.47	88.78 $\pm$ 0.24	69.45 $\pm$ 3.04
		L	94.57 $\pm$ 0.30	88.46 $\pm$ 0.15	59.28 $\pm$ 0.40
		XL	93.52 $\pm$ 0.95	89.56 $\pm$ 0.51	58.61 $\pm$ 0.61
		Media	<b>94.50 <math>\pm</math> 0.47</b>	<b>89.48 <math>\pm</math> 0.38</b>	<b>58.67 <math>\pm</math> 1.46</b>
Lubina	Convencional	S	94.52 $\pm$ 0.36	84.41 $\pm$ 0.40	41.40 $\pm$ 1.26
		M	94.39 $\pm$ 0.15	87.19 $\pm$ 0.31	52.69 $\pm$ 3.63
		L	96.66 $\pm$ 0.33	87.51 $\pm$ 0.88	52.01 $\pm$ 2.82
		XL	95.81 $\pm$ 0.08	89.14 $\pm$ 0.17	60.69 $\pm$ 0.36
		Media	<b>95.34 <math>\pm</math> 0.23</b>	<b>88.31 <math>\pm</math> 0.44</b>	<b>51.69 <math>\pm</math> 2.01</b>
Lubina	Orgánica	S	94.73 $\pm$ 0.14	90.41 $\pm$ 0.77	32.76 $\pm$ 0.87
		M	91.67 $\pm$ 0.74	87.69 $\pm$ 0.18	53.61 $\pm$ 1.60
		L	94.63 $\pm$ 0.58	89.68 $\pm$ 0.43	50.82 $\pm$ 2.86
		XL	95.86 $\pm$ 0.08	92.61 $\pm$ 0.17	44.20 $\pm$ 1.60
		Media	<b>94.22 <math>\pm</math> 0.38</b>	<b>90.09 <math>\pm</math> 0.38</b>	<b>45.35 <math>\pm</math> 1.73</b>



Los resultados del test ANOVA para comparar la digestibilidad del TN, TC y TP en doradas y lubinas alimentadas con dietas convencionales y orgánicas aparecen en la Tabla 7. Para doradas, la digestibilidad del TN y TP fue mayor en las dietas convencionales que orgánicas, aunque las diferencias fueron casi significativas ( $P < 0.08$ ; Tabla 7), mientras que la digestibilidad del TC fue significativamente mayor en las doradas alimentadas con la dieta orgánica ( $P < 0.001$ ; Tabla 7). Para las lubinas, la digestibilidad del TN y TP fue significativamente mayor en la dieta convencional ( $P < 0.001$ ; Tabla 7), mientras que la digestibilidad del TC fue mayor en las lubinas alimentadas con la dieta orgánica, aunque las diferencias fueron casi significativas ( $P < 0.08$ ; Tabla 7).

Tabla 6. P-valores resultantes de la regresión lineal de los coeficiente de digestibilidad alimenticios (ADC; variable independiente) y el peso de las doradas y lubinas (BW; variable independiente), utilizando como covariable el contenido de nutrientes de las dietas.

Especie	Dieta	Variable dependiente: ADC	Variable independiente: BW – P valor	Covariable/s: Nutrientes en la dieta P valor
Dorada	Convencional	ADC <sub>N</sub>	0.5487	TN: 0.7956; CF: 0.6624
	Orgánica		0.2367	TN: 0.3217; CF: 0.2466
	Convencional	ADC <sub>C</sub>	0.4697	TC: 0.5832
	Orgánica		0.4091	TC: 0.0661
	Convencional	ADC <sub>P</sub>	0.0936	TP: 0.7218
	Orgánica		0.6545	TP: 0.5285
Lubina	Convencional	ADC <sub>N</sub>	0.2227	TN: 0.5138; CF: 0.1729
	Orgánica		0.4504	TN: 0.7525; CF: 0.0608
	Convencional	ADC <sub>C</sub>	0.0825	TC: 0.7329
	Orgánica		0.3919	TC: 0.4150
	Convencional	ADC <sub>P</sub>	0.1089	TP: 0.2074
	Orgánica		0.6374	TP: 0.6487

Tabla 7. Resultados del test ANOVA que compara la digestibilidad del TN (ADC<sub>N</sub>), TC (ADC<sub>C</sub>) y TP (ADC<sub>P</sub>) de cada especie alimentada con la dieta convencional y orgánica (\*\*  $P < 0.01$ ; \*\*\*  $P < 0.001$ ).

Dieta convencional Vs. orgánica		MS	F	P
Dorada	ADC <sub>N</sub>	7.6	3.6	0.072
	ADC <sub>C</sub>	55.3	14.58	***
	ADC <sub>P</sub>	241.83	3.4127	0.078
Lubina	ADC <sub>N</sub>	12.7	11.8	**
	ADC <sub>C</sub>	3.5	3.4	0.079
	ADC <sub>P</sub>	983.1	13.775	***

### 2.4.2. Coeficientes de producción de residuos metabólicos particulados

Las diferencias en la digestibilidad del TN, TC y TP entre las dietas convencionales y orgánicas fueron significativas o casi significativas tanto en dorada como en lubina (Tabla 7) y el peso de los peces no influyó sobre la digestibilidad de ninguno de los nutrientes (Tabla 6). Por lo tanto los  $PWOC_{N-C-P}$  para doradas y para lubinas alimentadas con dietas convencionales u orgánicas se calcularon utilizando los valores de digestibilidad promedios de todos los tamaños (Tabla 5, en negrita) para cada especie por separado. En la Tabla 8 se presentan los  $PWOC_{N-C-P}$  calculados como un rango definido por los FCRs proporcionados por Tacon y Metian (2008). Los resultados obtenidos en las simulaciones muestran que los  $PWOC_{N-C-P}$  pueden incrementarse alrededor de un 60 % entre los menores y los mayores FCR utilizados, independientemente de la dieta suministrada y en ambas especies. Los  $PWOC_{N-C-P}$  que se calcularon por unidad de tiempo fueron ligeramente superiores en las doradas que las lubinas, debido a que la duración del engorde hasta alcanzar el mismo peso final (400 g) fue mayor en las lubinas que en las doradas. Sin embargo, los  $PWOC_{N-C-P}$  promedio calculados para el ciclo de engorde completo fueron mayores en las lubinas que en las doradas. El  $PWOC_N$ , tanto en doradas como lubinas, fue menor cuando estuvieron alimentadas con las dietas convencionales. Por el contrario, el  $PWOC_C$  fue menor en ambas especies cuando se alimentaron con la dieta orgánica. El  $PWOC_P$  de doradas y lubinas alimentadas con la dieta orgánica fue 3.4 y 2.6 veces superior respectivamente al de los mismos peces alimentados con la dieta convencional.

Tabla 8. Coeficientes de producción de residuos particulados del nitrógeno total ( $PWOC_N$ ), carbono total ( $PWOC_C$ ) y fósforo total ( $PWOC_P$ ) de doradas y lubinas alimentadas con las dietas convencionales y orgánicas, en base diaria y al ciclo entero de producción.

Especie	Dieta		$PWOC_N$	$PWOC_C$	$PWOC_P$
Dorada	Convencional	$mg \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot d^{-1}$	19.9 - 34.5	166.7 - 289.0	6.3 - 10.8
		$g \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	9.15 - 15.87	76.68 - 132.94	2.89 - 4.96
	Orgánica	$mg \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot d^{-1}$	25.9 - 45.0	142.7 - 247.4	21.4 - 37.1
		$g \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	11.91 - 20.70	65.64 - 113.80	9.84 - 17.06
Lubina	Convencional	$mg \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot d^{-1}$	19.5 - 31.7	166.8 - 271.0	8.2 - 13.3
		$g \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	11.09 - 18.03	94.90 - 154.19	4.66 - 7.56
	Orgánica	$mg \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot d^{-1}$	23.5 - 38.2	115.9 - 188.4	21.6 - 35.1
		$g \cdot Kg \text{ individuo}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$	13.37 - 21.73	65.94 - 107.19	12.29 - 19.97

## **2.5. Discusión**

### **2.5.1. Digestibilidad de los nutrientes**

En doradas y lubinas la digestibilidad de los nutrientes fue diferente cuando se alimentaron con alimentos comerciales convencionales y orgánicos, pero el contenido de ningún nutriente de las dietas analizadas (dentro del rango examinado) influyó sobre la digestibilidad de los mismos. Además la digestibilidad los nutrientes no cambió significativamente con el aumento del peso de los peces en ninguna de las especies.

La digestibilidad de cualquier alimento está determinada por el origen y calidad de sus materias primas (Aksnes et al., 1997; Austreng et al., 1979; Bergot y Breque, 1983; Morales et al., 1994; Simon, 2009; Skrede et al., 1998; Storebakken et al., 1998), y los fabricantes de estos alimentos conocen el rendimiento de los piensos que venden. Sin embargo, en la literatura científica solo existen unos pocos estudios sobre digestibilidad de dietas comerciales para especies mediterráneas (Hernández Llorente et al., 2009; Lupatsch y Kissil, 1998) cuyos resultados podemos considerar obsoletos a causa del continuo desarrollo de la formulación de los alimentos. La digestibilidad de los alimentos en los peces ha experimentado un mejora significativa en las últimas décadas (Bureau y Hua, 2010). De acuerdo con nuestros resultados, la digestibilidad del TN, TC y TP ha aumentado alrededor del 10 % (Hillestad et al., 1999; Lupatsch y Kissil, 1998), sin embargo la digestibilidad del TP permanece baja y es altamente variable (40 – 70 %), particularmente en las lubinas alimentadas con la dieta orgánica. La digestibilidad de las dietas depende de su composición y de la biodisponibilidad de sus nutrientes (Bureau y Hua, 2010; Castelló i Orvai, 2013), y en particular la digestibilidad del TP está determinada en gran medida por la biodisponibilidad de este elemento. El contenido de TP en los alimentos con elevados contenidos en harinas vegetales normalmente es bajo y se encuentra en forma de fitato, el cual es muy poco digerible para los peces (NRC, 1993). Para mejorar la asimilación del TP que proviene de harinas vegetales es necesario añadir fitasas exógenas (Kumar et al., 2012), aunque normalmente se añaden ácidos orgánicos al alimento que también mejoran la utilización del TP (Hossain et al., 2007; Wing-Keong y Chik-Boon, 2016). Por otro lado, en las harinas de pescado el contenido en TP es relativamente alto, y principalmente se encuentra en forma de ortofosfatos, cuya digestibilidad es muy variable (Bureau y Hua, 2010; Lall, 1991). La sustitución de harinas de pescado por harinas vegetales en los piensos de peces convencionales frecuentemente alcanza tasas por encima del 80 % (Tacon y Metian, 2008) y en esta situación, el contenido en TP de las dietas puede no satisfacer los niveles requeridos por los peces (0.65 y 0.75 % para dorada y lubina respectivamente; (Olive-

Teles y Pimentel-Rodrigues, 2004; Pimentel-Rodrigues y Oliva-Teles, 2001). Para evitar esta situación, los fabricantes de alimentos convencionales normalmente añaden fósforo inorgánico al alimento, principalmente en forma de fosfato monocálcico (como ocurre en la dieta convencional utilizado en este experimento; Tabla 2) que contiene TP altamente digerible (Hernandez et al., 2005). En este experimento, el contenido en TP de la dieta orgánica (1.95 %) fue 2.3 veces superior al de la dieta convencional (0.85 %), aunque la digestibilidad del TP en esta última fue menor. A pesar de estar permitida la adición de fosfato monocálcico en el alimento orgánico (EU, 2008; Mente et al., 2011) según la composición nutricional que indica la etiqueta de la dieta orgánica este aditivo no se utilizó (Tabla 2), al igual que tampoco se utilizó ningún otro aditivo para mejorar la biodisponibilidad del TP. Sin embargo, el contenido de TP del alimento orgánico podría revelar una eventual adición de fosfato inorgánico que podría haber determinado que el nivel de TP fuese más elevado al de los niveles permitidos (EGTOP, 2013). Consecuentemente parece que la baja digestibilidad del TP en la dieta orgánica está relacionada con su baja biodisponibilidad, aunque el elevado contenido de TP en la dieta orgánica también podría dificultar su digestibilidad (Pimentel-Rodrigues y Oliva-Teles, 2007).

Determinar la biodisponibilidad de los nutrientes en los alimentos orgánicos es una de las principales preocupaciones para la adecuada alimentación de los peces (Mente et al., 2011). El carbono es el principal constituyente de la materia orgánica, pero su digestibilidad puede cambiar dependiendo del macronutriente del que forme parte y/o de la proporción de los diferentes macronutrientes en la dieta. En consecuencia, en los peces carnívoros el carbono que forma parte de las proteínas y los lípidos es más digerible al que se encuentra formando parte de los hidratos de carbono o de la CF (Fernández-Borrás y Blasco-Mínguez, 1993; Hardy y Gatlin, 2002). Las dietas convencionales de dorada y lubina son ricas en harinas vegetales, cuyo contenido en TC y CF es más elevado al de las dietas orgánicas, donde la sustitución máxima de harina de pescado por harina de origen vegetal está limitada a un máximo del 60 % (EU, 2008). El contenido en CF puede afectar negativamente a las actividades enzimáticas o amentar la velocidad del tránsito intestinal y consecuentemente disminuir la digestibilidad de la proteína (y por ende del nitrógeno; Francis et al., 2001). Sin embargo, en el rango del contenido de TN en las dietas testadas, la CF no influyó sobre la digestibilidad del TN, por lo tanto el mayor contenido en CF de la dieta convencional parece ser la razón por la cual la digestibilidad de TC fue menor en este tipo de dietas que en las orgánicas. Los principales factores que afectan a la digestibilidad del TN son la estructura molecular de las proteínas y la presencia de factores antinutricionales en el alimento. Generalmente, las proteínas procedentes del pescado son

más fácilmente digeribles para los peces que las que proceden de productos vegetales (Guillaume et al., 2002). Sin embargo, tanto en doradas como lubinas alimentadas con la dieta orgánica, cuyo contenido en harina de pescado es presumiblemente mayor, la digestibilidad del TN fue ligeramente inferior a la de las mismas especies alimentadas con la dieta convencional. Las fuentes de proteínas utilizadas para el alimento orgánico podrían contener algún factor antinutricional distinto de la CF que podría disminuir la biodisponibilidad del TN. Este podría ser el caso de las materias primas utilizadas para la formulación de los alimentos orgánicos (Tabla 2), cuya utilización de harina de habas implica la inclusión de factores antinutricionales, principalmente inhibidores de proteasas, lectinas y taninos (Coolsaet, 2009). A pesar de este inconveniente, las habas son comúnmente utilizadas como fuentes proteicas en las dietas orgánicas por su elevado contenido en aminoácidos esenciales, incluido la lisina (Coolsaet, 2009). Además, Kormas et al. (2014) describieron que la estructura de la comunidad procariota intestinal difiere entre peces alimentados con dietas convencionales y orgánicas, por lo tanto esto también puede influir sobre las diferencias encontradas con respecto a la digestibilidad de ambas dietas.

Algunos autores han postulado que los peces durante su desarrollo utilizan los nutrientes de forma diferente (Azevedo et al., 2004), aunque la digestibilidad permanece bastante constante dentro de cada especie y sólo tiende a aumentar ligeramente a medida que crecen los peces (Castelló i Orvai, 2013; Guillaume et al., 2002). En este estudio no se detectaron diferencias significativas en la digestibilidad del TN, TC o TP por efecto del peso de los peces. Sin embargo se observó una ligera tendencia a aumentar la digestibilidad del TP con el aumento de peso de la dorada; lo mismo ocurrió en la digestibilidad del TN, TC y TP en la lubina. No obstante, como las tendencias no eran pronunciadas ni resultaron ser estadísticamente significativas, se utilizaron los valores de digestibilidad medios del TN, TC y TP para calcular la producción de residuos particulados durante su engorde de los peces con las dietas convencionales y orgánicas.

### **2.5.2. Residuos metabólicos particulados**

Los residuos particulados son la principal fuente de enriquecimiento orgánico y consecuentemente de impacto ambiental en las granjas de peces (Piedecausa et al., 2012). El contenido de nutrientes en el alimento y su capacidad por ser asimilados influye directamente sobre la producción de heces (Rodehutscord et al., 1994). Los peces alimentados con la dieta orgánica generan mayor cantidad de residuos metabólicos particulados de TN y TP que los alimentados con la dieta convencional porque la digestibilidad de estos nutrientes, tanto en

doradas como lubinas es menor. Lo contrario ocurre con los residuos particulados de TC. Como se ha mencionado anteriormente, las materias primas y la biodisponibilidad de los nutrientes parecen ser las causas responsables de las diferencias encontradas entre las digestibilidades que los peces muestran por las dietas convencionales y orgánicas, y consecuentemente también de las diferencias en la producción de residuos particulados de TN, TC y TP. Las tasas de crecimiento y de alimentación de los peces son específicas de cada especie y por lo tanto también lo es su producción de residuos (Bureau y Hua, 2010; Lemarie et al., 1998). Generalmente los  $PWOC_{N-C-P}$  calculados en una base diaria fueron mayores en doradas que lubinas, independientemente de la dieta consumida. Esto es una consecuencia del crecimiento más rápido de la dorada que la lubina. Por el contrario, considerando el ciclo de producción completo (en el que los peces alcanzan una talla de venta 400 g) los  $PWOC_{N-C-P}$  que se calcularon fueron mayores para las lubinas, independientemente de la dieta consumida. A causa del vacío de información que existe en torno a la piscicultura ecológica de doradas y lubinas, para calcular los  $PWOC_{N-C-P}$  mediante las simulaciones se fijaron la duración del ciclo de producción y el FCR (que fue el mismo para ambas dietas). Ante esta situación, la digestibilidad de los nutrientes fue la variable que determinó principalmente la producción de residuos por los peces, aunque los cambios en el FCR tuvieron un efecto importante sobre las tasas de descarga de residuos. El FCR depende de la cantidad de alimento suministrado, pero también de las condiciones de cría, como por ejemplo la calidad del agua, la densidad de peces del cultivo, el bienestar o la forma de suministrar el alimento, entre otros. Por lo tanto, en condiciones de cría intensiva la descarga de residuos no sólo depende de la calidad del alimento y la asimilación de los nutrientes por los peces, sino también de las prácticas de manejo, como postula Corner et al. (2006).

En la última década se ha mejorado sustancialmente la formulación de los alimentos de peces, lo que ha llevado a una utilización más efectiva de los nutrientes y a una reducción en la producción de residuos (Piedecausa et al., 2010a). Ahora el desarrollo de los piensos orgánicos debe de ser una prioridad. En los alimentos el principal componente es la proteína, y mejorar la eficiencia de su retención llevaría a una reducción significativa de los efluentes ricos en nitrógeno, lo que en la actualidad es un gran desafío (EGTOP, 2013). En la formulación de los alimentos de peces carnívoros, la proteína de pescado se sustituye progresivamente por proteína de origen vegetal o de otras fuentes, lo que hace improbable un aumento de las digestibilidades del TN y TC actuales sin afectar al correcto desarrollo de los peces (Bureau y Hua, 2010; Mente et al., 2011). Por lo tanto es muy difícil la reducción de los residuos particulados de TN y TC, sin embargo, aún existe un margen de mejora con lo que respecta a la

digestibilidad del TP, minimizando de esta forma sus desechos. Como se mencionó anteriormente, los fabricantes de alimentos de peces convencionales mediante la utilización de aditivos tienen la posibilidad de intervenir sobre la biodisponibilidad del TP, sin embargo muchos de ellos no están permitidos en los alimentos orgánicos. En este sentido, EGTOP (2013) ha mostrado su preocupación por las limitaciones existentes en la utilización de harinas de pescado y aditivos para la fabricación de alimentos orgánicos de peces. Por lo tanto, la sostenibilidad de la cría de peces carnívoros bajo condiciones orgánicas es particularmente complicada por su tipo de alimentación, y aunque la acuicultura orgánica se considere en términos ambientales más amigable que la convencional, todavía existe margen de mejora por lo que respecta a la producción de residuos particulados, concretamente con los de TP.

Calcular los PWOCs de los diferentes nutrientes es un método sencillo y que a la vez permite comparar la producción de residuos sólidos en peces alimentados con diferentes tipos de dietas y criados en condiciones reales. Este método también se puede aplicar para estimar la producción bruta de residuos particulados por una biomasa de peces dada en un momento determinado, lo cual es muy útil para la gestión ambiental de las granjas de peces. La facilidad con la que se pueden calcular los PWOC permite que se puedan utilizar para evaluar ambientalmente la cría de cualquier especie alimentada con cualquier dieta, y bajo unas condiciones de engorde concretas. Los reglamentos de la acuicultura orgánica imponen condiciones muy concretas para la cría de los peces (EU, 2014, 2009) por lo que cuando se encuentren disponibles datos de crecimiento y de FCRs específicos de doradas y lubinas alimentadas y criadas bajo condiciones orgánicas se podrán reajustar las estimas de los  $PWOC_{N-C-P}$ . No obstante, es muy probable que no existan diferencias sustanciales en este sentido sin menospreciar la ética de la acuicultura orgánica. Por lo tanto, probablemente cualquier disminución en los PWOCs vendrá de la mano de una mejor formulación de los alimentos. De este modo, las menores limitaciones impuestas a la acuicultura convencional en la utilización de ingredientes para la fabricación de los alimentos en la actualidad, implican que este tipo de acuicultura tenga mayores posibilidades de disminuir el vertido de residuos que la acuicultura orgánica.

## ***CAPÍTULO 3***

# ***MODELO DE PRODUCCIÓN DE RESIDUOS PARA EL DESARROLLO DE LA ACUICULTURA MEDITERRÁNEA (WOMMAD): UNA HERRAMIENTA PARA ESTIMAR EL PATRÓN TEMPORAL DEL VERTIDO DE DESECHOS Y EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





### **3.1. Resumen**

El manejo de las interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente requiere de herramientas con carácter predictivo que faciliten la creación de un marco estratégico y ayuden en la toma de las decisiones de gestión más adecuadas. La producción de residuos es específica de cada granja y su conocimiento constituye el primer paso para un correcto manejo ambiental. Los modelos de balances de masas han sido muy utilizados para estimar el vertido de residuos de una biomasa de peces concreta por su capacidad de integrar variables ambientales, biológicas y relacionadas con la alimentación y con el manejo del cultivo. No obstante, hasta la fecha nunca se han aplicado para evaluar cómo afecta el tipo de estrategia productiva de la granja sobre los factores que en última instancia determinan la producción de residuos. En este trabajo se ha desarrollado una herramienta para modelar el proceso de producción de los peces en las granjas (denominada WOMMAD: “Waste Output Model for Mediterranean Aquaculture Development”), evaluar el rendimiento del cultivo, estimar el balance anual de producción de cada fracción residual y definir el patrón temporal de su vertido. WOMMAD consta de varios módulos (ambiental y manejo, alimentación, crecimiento y producción de residuos) acoplados entre sí, y proporciona tanto un balance global como el patrón temporal de los residuos generados en sus distintas fracciones.

A partir de simulaciones bajo condiciones de cultivo reales, utilizamos WOMMAD para i) comparar el balance global y el patrón temporal de la producción de residuos de las dos especies mediterráneas más ampliamente cultivadas; dorada y lubina, así como el rendimiento de las producciones, y ii) comparar el patrón temporal de producción de residuos de cultivos de dorada que siguen distintas estrategias de producción, la primera basada en siembras de peces progresivas, la segunda fundamentada en la siembra de todos los peces del stock de la granja simultánea y en la realización de periodo de barbecho en la granja, y la tercera fue una estrategia intermedia entre las anteriores. Los resultados mostraron que el rendimiento de la cría de doradas mejora al de lubinas. Como consecuencias de las diferencias relevantes entre ambas especies en lo relativo a la evolución de la biomasa en el stock (diferencias en el crecimiento) y la cantidad de alimento suministrado, también se encuentran diferencias en la producción global y la dinámica temporal del vertido de residuos. Asimismo, el modelo nos demuestra que la estrategia de producción también influye notablemente en la temporalidad del vertido, y que un análisis de este tipo es de utilidad para definir los momentos de máxima producción de residuos. El modelo WOMMAD aporta datos que facilitan la toma de decisiones en la gestión ambiental de las granjas acuícolas y además permite identificar las prácticas de cultivo más sostenibles.

### **3.2. Introducción**

En los próximos años se espera una expansión de la acuicultura que deberá de ir acompañada de mejoras técnicas y de manejo que permitan minimizar las preocupaciones ambientales y sociales (Klinger y Naylor, 2012; Natale et al., 2013; White et al., 2004), situación que en última instancia permitirá mejorar la sostenibilidad acuícola. El desarrollo de las actividades acuícolas, entre otras cosas requiere el establecimiento de un marco normativo apropiado y una gestión que actúe a diferentes niveles. Las acciones de planificación más importantes en este sentido son: I) el enfoque ecosistémico de la acuicultura y la evaluación ambiental estratégica como marco operativo y de integración (EU, 2001; FAO, 2010, 1999), II) la gestión integrada de las zonas costeras (GESAMP, 1986; UNEP/MAP/PAP, 2008), dentro de la cual se incluye la identificación de las zonas adecuadas para el desarrollo de la acuicultura (Sanchez-Jerez et al., 2016), la evaluación de la capacidad de carga (Byron y Costa-Pierce, 2013) y la determinación de las zonas de efectos permitidos (Ervik et al., 1997) como herramientas de facilitación para la planificación espacial y la gobernanza, y III) la evaluación del impacto ambiental para predecir la magnitud de los efectos adversos locales y los programas de monitoreo que permitan la introducción de medidas correctoras, realizar predicciones y evaluar la calidad ambiental con respecto a los requisitos normativos (Barg, 1992; FAO, 2009). Todas estas acciones requieren de herramientas de gestión de diferente naturaleza para la correcta toma de decisiones.

Durante las últimas décadas, para hacer frente a diferentes aspectos involucrados en la gestión ambiental acuícola se han desarrollado modelos de diferentes tipos. Los modelos son herramientas extremadamente valiosas, que en la medida de sus capacidades, pueden utilizarse localmente, regionalmente o incluso a mayor escala (Byron y Costa-Pierce, 2013). Es muy habitual que los modelos se basen en datos obtenidos de otros modelos, sistemas o bases de datos acopladas a ellos mismos, los cuales les permiten obtener respuestas altamente integradas. A menudo, la capacidad ambiental y la evaluación de impacto de las actividades acuícolas se obtienen a partir de la información derivada de una serie de módulos individuales (sistemas de información geográfica, datos oceanográficos, hidrodinámicos, de producción de residuos, dispersión, deposición, resuspensión, respuesta del bentos y de balance de masas) acoplados en un modelo integrador (McKindsey et al., 2006). No obstante tanto la capacidad ambiental final del ecosistema como la evaluación del impacto ambiental dependerán en gran medida de las condiciones locales del cultivo, y más en particular de la cantidad de residuos en suspensión y disueltos que sean producidos durante el desarrollo del cultivo.

Para la acuicultura basada en el aporte de alimento, como ocurre en la de peces, la cantidad de residuos que se producen está relacionada directamente con las prácticas realizadas durante el proceso de alimentación, así como con la biomasa en stock que existe en cada momento en la granja (Davies, 2000). A partir del contenido de nutrientes en el alimento y de su digestibilidad se puede conocer la fracción de residuos particulados, y si también se conoce el desarrollo de los peces, concretamente su tasa específica de crecimiento, se puede calcular los residuos que corresponden a la fracción disuelta (Cho y Bureau, 1998). Sin embargo, debido a que tanto los requerimientos nutricionales de los peces como la composición nutricional de los alimentos varían a lo largo del desarrollo de los peces, la producción de desechos también experimenta cambios temporales significativos, tanto cuantitativa como cualitativamente. Los peces son organismos poiquiloterms por lo que su tasa de crecimiento y alimentación está fuertemente influenciadas por la temperatura del agua (Robaina y Schuchardt, 2009). En base a esto y considerando la necesidad de optimizar el ciclo productivo, los piscicultores definen las fechas de siembra y cosecha de los peces en la granja. Consecuentemente, en función de la estrategia productiva seguida en cada piscifactoría, la biomasa en stock de la granja cambiará a lo largo del tiempo. Normalmente en las granjas ubicadas en el Mediterráneo, con el objetivo de disponer de pescado para su comercialización a lo largo de todo el año, en una misma explotación acuícola se superponen en el tiempo lotes de peces de diferente talla. Por el contrario, en las empresas con diferentes concesiones administrativas, principalmente dedicadas a la salmonicultura, cada una de las granjas lleva a cabo una única entrada de peces cada año, los cuales se despescarán también al mismo tiempo, obteniendo pescado a lo largo de todo el año mediante la cosecha de peces sembrados en distintas fechas en diferentes granjas (Black et al., 2008). Obviamente la producción total de residuos y el patrón temporal de su descarga entre ambas estrategias será sustancialmente diferente para una misma producción anual.

Por otra lado, durante el proceso de alimentación de los peces es crucial que el operario preste atención con tal de evitar suministrar más alimento del necesario que acabe siendo desperdiciado (White, 2013). De la misma manera, el comportamiento de los peces también puede influir sobre la utilización final del alimento (Sanchez-Vazquez y Madrid, 2001) y consecuentemente también sobre la producción de residuos. Algunas especies de peces como el salmón Atlántico (*Salmo salar*), el bacalao (*Gadus morhua*) y la lubina Europea (*Dicentrarchus labrax*) tragan los pellets del alimento enteros sin ninguna manipulación previa, sin embargo algunos espáridos, como las doradas (*Sparus aurata*) mastican el alimento generando una cantidad de residuos variable en forma de fragmentos de pellets, tal como se

ha detallado en el capítulo 1. Por el contrario, la cantidad de alimento que no es utilizada por los peces es muy difícil de conocer con precisión, porque depende en gran medida de la atención que presta el operador durante el proceso de alimentación.

Resumiendo, el vertido de residuos derivados de las granjas de peces varía a lo largo del tiempo y depende fundamentalmente de las condiciones ambientales locales, del desarrollo específico de la especie que se cría y de su comportamiento alimentario, de la composición nutricional de los alimentos con respecto a los requerimientos nutricionales a lo largo del crecimiento de los peces, del uso que hacen del alimento y en última instancia del manejo y la estrategia productiva que se sigue en cada granja en particular. Por lo tanto, el patrón temporal de producción de residuos es específico de cada granja y su conocimiento debe constituir un paso previo a la gestión ambiental de cualquier instalación acuícola. En este contexto, los modelos basados en un balance de masas son la herramienta más frecuentemente utilizada para estimar la producción de residuos en peces (Aguado-Giménez et al., 2006; Bureau y Hua, 2010; Cho, 2004; Cho et al., 1994; Cho y Bureau, 1998; Davies, 2000; Leung et al., 1999; Lupatsch y Kissil, 1998; Mazón et al., 2007; McDonald et al., 1996; Papatryphon et al., 2005; Piedecausa et al., 2010a; Stigebrandt, 1999). Por lo general estos modelos proporcionan datos relativos al balance de residuos brutos producidos por una biomasa de peces concreta, sin embargo ninguno de los modelos ha tenido en cuenta todas las variables mencionadas anteriormente, y más concretamente las relacionadas con las condiciones ambientales y de cultivo, las cuales determinan en gran medida la descarga de residuos derivados de las granjas de peces. Hasta la fecha, el estudio de Piedecausa et al. (2010a) ha sido el único que ha descrito el patrón temporal de producción de residuos en una explotación de peces, pero se trata de un estudio que utiliza datos de partida un tanto obsoletos y que no considera el efecto de la estrategia de producción de la granja. Por lo tanto, el objetivo de este estudio ha sido desarrollar un modelo que permita estimar el balance global y el patrón temporal de descarga de residuos disueltos y particulados en granjas de peces, y además evalúe el rendimiento de las explotaciones acuícolas. Para ello se desarrollan un conjunto de módulos acoplados entre sí, en los cuales se incluyen las variables más relevantes que influyen sobre la producción de residuos. Por último, con el fin de probar el modelo se realizaron diferentes simulaciones bajo condiciones reales de cultivo intensivo para comparar el balance global y el patrón temporal de producción de residuos entre granjas de cría de diferentes especies y entre granjas con estrategias de producción diferentes.

### 3.3. Materiales y métodos

El modelo de producción de residuos para el desarrollo de la acuicultura mediterránea, denominado WOMMAD (acrónimo de las siglas en inglés de “Waste Output Model for Mediterranean Aquaculture Development”) se desarrolló mediante un “workbook” con el software Microsoft Excel®. WOMMAD incluye varias hojas de datos de entrada (ambientales y de manejo) y submodelos acoplados entre sí mediante cuatro módulos. Como se mencionó anteriormente, la producción de residuos y por tanto también el manejo ambiental es específico de cada granja, y en este sentido WOMMAD ha sido desarrollado para granjas de engorde de las especies criadas habitualmente en el Mediterráneo, es decir para dorada y lubina. No obstante, puede funcionar para otras especies siempre y cuando se le suministre la información necesaria. Mediante la selección de la especie, el modelo aplica los coeficientes específicos (datos de manejo, crecimiento y alimentación; véase más adelante) de cada especie en los correspondientes módulos.

Normalmente, el vertido de residuos se calcula para los tres principales nutrientes de la red trófica marina: nitrógeno, carbono y fósforo (Aguado-Giménez et al., 2006; Focardi et al., 2005; Wu, 1995). WOMMAD se basa en una ecuación simple de balance de masas, en la que los nutrientes incluidos en el alimento suministrado ( $F_s$ ) se transforman en crecimiento (G) y residuos metabólicos disueltos (DW) y particulados (PW). El modelo además incluye una fracción de nutrientes del  $F_s$  que se desaprovecha como alimento desperdiciado (WF), de acuerdo con la siguiente ecuación (Aguado-Giménez et al., 2006; Azevedo et al., 2004; Cho y Bureau, 1998; Leung et al., 1999; Lupatsch y Kissil, 1998):

$$(Ec. 1) \quad F_s = G + DW + F + WF$$

Para construir la Ec. 1 se acoplaron una serie de módulos (Figura 1) que utilizan datos procedentes de la literatura científica (propios o de otros autores), de productores y de fabricantes de alimentos para peces. A continuación se describe cada uno de los módulos.

**Modelo de Producción de Residuos para el Desarrollo de la Acuicultura Mediterránea (WOMMAD)**

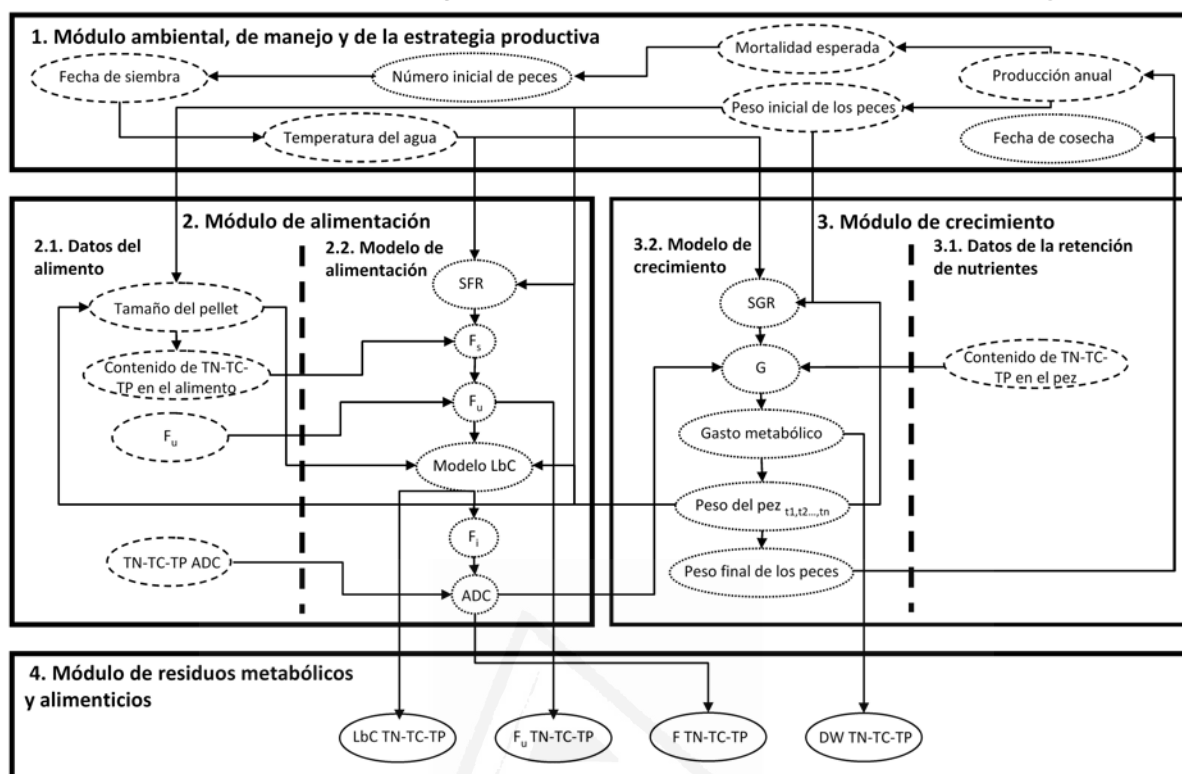


Figura 1. Representación gráfica de los módulos que componen el Modelo de Producción de Residuos para el Desarrollo de la Acuicultura Mediterránea (WOMMAD). Líneas discontinuas indican datos de entrada; líneas de puntos indican cálculos internos realizados por el modelo; líneas continuas indican los valores resultantes de las diferentes fracciones de los residuos; TN, TC, y TP: nitrógeno, carbono y fósforo total respectivamente;  $F_s$ : alimento suministrado;  $F_u$  alimento no utilizado; LbC: alimento desperdiciado por el masticado;  $F_i$ : alimento ingerido; ADC: coeficiente de digestibilidad aparente; G: crecimiento; SFR: tasa específica de alimentación; SGR: tasa específica de crecimiento; DW: residuos disueltos; F: heces.

**3.3.1. Módulo ambiental, de manejo y de la estrategia productiva**

Este módulo incluye una serie de datos de entrada que son utilizados por otros módulos para realizar los cálculos necesarios en el funcionamiento del modelo. Este módulo incluye tanto información referente al manejo de los peces y a la estrategia productiva de la granja como datos referentes a la temperatura (variable ambiental que más influye sobre el crecimiento y la alimentación de los peces). Este módulo requiere específicamente los siguientes datos:

- Peso inicial y final de los peces (en g).
- Producción anual de la granja (en Tm): biomasa total cosechada a lo largo de un año, concepto diferente de la máxima biomasa en stock de la granja.
- Mortalidad esperada (en %): especificada hasta para un máximo de tres rangos de pesos diferentes que define el usuario.
- Fecha(s) de entrada de los peces: hasta un máximo de una entrada de peces por cada mes, es decir un máximo de doce lotes de peces al año.
- Temperatura media mensual del agua del mar (en °C).

WOMMAD también puede funcionar como un modelo para el manejo del stock y la producción. En este sentido requiere información adicional para realizar cálculos que no están relacionados con la producción de residuos:

- Densidad de peces máxima en la jaula (en  $\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ): especificada para un máximo de tres rangos de peso definidos por el usuario.
- Diámetro de la jaula (en m): el modelo permite calcular el número jaulas necesarias y la profundidad de su red para conseguir la producción anual especificada en base a la estrategia de producción, el diámetro de las jaulas y las densidades máximas elegidas por el usuario.

### 3.3.2. Módulo de alimentación

#### 3.3.2.1. Datos de entrada del alimento

WOMMAD considera la posibilidad de utilizar pellets alimenticios de diferentes tamaños y composición nutricional a lo largo de las sucesivas etapas del engorde. Este compartimento requiere una serie de datos de entrada para caracterizar la composición nutricional del alimento y para conocer la utilización del alimento, como son los coeficientes de digestibilidad alimenticios, los cuales se utilizan directamente para caracterizar el vertido de residuos. Este módulo requiere específicamente los siguientes datos:

- Tamaño de los pellets (diámetro en mm): pueden introducirse hasta un máximo de seis tamaños de pellets diferentes, para ello el usuario debe definir el rango de peso de los peces a los que les va a suministrar cada tipo de pellet. WOMMAD calcula la cantidad de alimento de cada tipo requerido por los peces mensualmente.



- Contenido en nitrógeno total (TN), carbono total (TC) y fósforo total (TP) de cada tipo de pellet utilizado a lo largo del engorde. Estos datos se pueden introducir como % sobre la materia seca (es decir: humedad = 0 %) o sobre el peso húmedo.
- Contenido de humedad de cada tipo de pellet utilizado (en % sobre el peso húmedo).
- Cantidad de alimento no utilizado (en %;  $F_u$ ): se corresponde con el alimento desperdiciado por deficiencias en el suministro. Pueden ser introducidos hasta un máximo de seis  $F_u$  diferentes; para ello el usuario debe definir el rango de peso de los peces a los que les va a aplicar cada  $F_u$ .
- Coeficiente de digestibilidad aparente (ADC) del TN, TC y TP de cada tipo de pellet utilizado. La digestibilidad de los nutrientes depende de su contenido en la dieta y su biodisponibilidad (Bureau y Hua, 2010) y es específica de cada especie. La digestibilidad de las dietas con diferente origen puede variar, aunque en términos generales es muy constante dentro de cada especie y sólo en ocasiones aumenta ligeramente con el crecimiento del pez (Castelló i Orvai, 2013; Guillaume et al., 2002). No obstante, atendiendo a los resultados expuestos en el capítulo 2, la digestibilidad no se ve afectada por el peso tanto en dorada como en lubina, por lo que el modelo considera esta variable para la determinación de la digestibilidad. WOMMAD ofrece la posibilidad de introducir los ADC del TN, TC y TP de cada tipo de pellet utilizado o introducir un único valor promedio de ADC para todo el proceso de crecimiento de los peces.

### 3.3.2.2. Modelo de alimentación

La cantidad de alimento que se va a suministrar a los peces se puede conocer mediante el desarrollo de un modelo de regresión lineal múltiple, que incluya como variables independientes los factores principales que controlan la ingesta del alimento: temperatura del agua (T; en °C) y el peso corporal del pez (BW; en g) en ausencia de otros factores limitantes (Kestemont y Baras, 2001). WOMMAD estima la cantidad de alimento suministrado diariamente a los peces como un porcentaje sobre el peso medio de los mismos y en función de la temperatura del agua, es decir calculando la tasa específica de alimentación (SFR) de acuerdo con la ecuación propuesta por García García et al. (2011):

$$(Ec. 2) \quad SFR (\%) = a + b \cdot \ln(BW) + c \cdot \ln(T);$$

donde  $SFR = 100 \cdot ((F_s/T)/BW)$ , siendo T la duración del periodo de tiempo; *a*, *b* y *c* los parámetros específicos de la regresión. Estos parámetros son específicos de cada dieta y especie, y pueden ser definidos por el usuario. En este trabajo, a partir de los datos de las tablas de alimentación de un fabricante de pienso se ha desarrollado un modelo específicamente para doradas y lubinas, cuyos parámetros se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Coeficientes del modelo desarrollado para determinar la cantidad de alimento a suministrar a doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*) en función de los datos de las tablas de alimentación proporcionadas por un fabricante de alimento para peces (SFR: tasa de alimentación específica; BW: peso del pez (1 – 500 g); T: temperatura del agua (14 – 28 °C); \*\*\*P valor < 0.001).

	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R <sup>2</sup> Ajustado	P
<i>Sparus aurata</i>	-3.382	-0.300	1.688	0.878	***
<i>Dicentrarchus labrax</i>	-2.28	-0.287	1.3	0.784	***

$$SFR (\%) = a + b \times \ln(BW) + c \times \ln(T)$$

### 3.3.3. Módulo de crecimiento

#### 3.3.3.1. Datos de la retención de nutrientes

Este módulo requiere conocer la composición en nutrientes de los peces para estimar los nutrientes retenidos durante el crecimiento:

- Contenido de TN, TC y TP en el cuerpo de los peces. Estos datos se pueden introducir como porcentaje sobre la materia seca (es decir: humedad = 0 %) o sobre el peso húmedo.
- Contenido de humedad en el cuerpo de los peces (en % sobre el peso húmedo).

#### 3.3.3.2. Modelo de crecimiento

Conocer la retención de los nutrientes del alimento por los peces en forma de crecimiento (G en la Ec. 1) es un requisito previo para estimar la cantidad de residuos que se generan a lo largo del engorde, particularmente en forma DW. Al igual que ocurre en la SFR, las variables más relevantes que describen la tasa de crecimiento (SGR) de los peces son la temperatura del agua y el peso medio del individuo (Árnason et al., 2009). WOMMAD utiliza

un modelo de crecimiento basado en el Coeficiente Térmico de Crecimiento (TGC; Cho y Bureau, 1998; Iwama y Tautz, 1981). A pesar de que estos autores postulan que el modelo basado en el TGC es más sensible en el peso inicial que otros modelos de crecimiento, otros autores sugieren la utilización de diferentes TGC a lo largo del crecimiento de los peces (Dumas et al., 2007). Investigaciones recientes han demostrado que el TGC varía a lo largo del ciclo de crecimiento en dorada cuando el pescado está por debajo o por encima de 117 g (Mayer et al., 2012). Este modelo se ha validado en doradas bajo condiciones de cultivo intensivas, y por lo tanto WOMMAD utiliza dicho modelo para estimar el crecimiento de las doradas (Ec. 3a-b). Como en la literatura científica no se encontró disponible ningún modelo de crecimiento validado para la lubina, en este estudio se desarrolló un modelo de crecimiento (Ec. 2; Tabla 2) a partir de datos reales de crecimiento de lubinas (de peces desde 10 a 500 g) proporcionados por granjeros del Mediterráneo.

$$(Ec. 3a) \quad BW_f(t) = (BW_0^{1/3} + TGC_1 \cdot ST(t_0, t))^3$$

$$(Ec. 3b) \quad BW_f(t) = (BW_0^{2/3} + TGC_2 \cdot ST(t_0, t))^3$$

$$(Ec. 4) \quad BW_f(t) = (BW_0^{1/3} + TGC_3 \cdot ST(t_0, t))^3$$

donde  $BW_f$  y  $BW_0$  son el peso final e inicial (en g) respectivamente de las doradas y las lubinas;  $ST(t_0-t)$  es la temperatura efectiva acumulada menos 12 °C (por debajo de 12 °C la dorada y la lubina no crece; Mayer et al., 2009, 2008);  $t_0$  y  $t$  son el tiempo inicial y el tiempo a un momento dado respectivamente;  $TGC_1$  y  $TGC_2$  son los coeficientes térmicos de crecimiento específicos para doradas por debajo y por encima de 117 g respectivamente 0.00164561 y 0.0160949 respectivamente) y  $TGC_3$  para lubina (0.001068). Cho y Bureau (1998) recomiendan el cálculo de TGCs específicos para cada condición acuícola particular, por lo tanto, los TGCs específicos de cada especie criada en cada granja pueden ser introducidos en el modelo por el usuario.

### 3.3.4. Módulo de los residuos alimenticios y metabólicos

Del conjunto del  $F_s$ , una fracción es ingerida por los peces (denominada alimento ingerido:  $F_i$ ) mientras que otra parte se desperdicia hacia el medio ambiente (denominada alimento desperdiciado:  $WF$ ) como resultado de las prácticas deficientes durante la alimentación (alimento no utilizado:  $F_u$ ) o como consecuencia del comportamiento alimentario de algunas especies.  $F_u$  es una cantidad que puede ser muy variable y difícil de determinar por las diferencias existentes en las prácticas de manejo de los acuicultores, y más aún si se

consideran las diferencias que existen entre granjas. Con la adquisición de experiencia,  $F_u$  se ha reducido desde el 20 % que asumía Gowen et al. (1989) hasta un valor estandarizado del 3 % propuesto por Cromey et al. (2002). Teniendo en cuenta esta amplia variabilidad, WOMMAD permite al usuario introducir una cantidad promedio de  $F_u$  como un porcentaje sobre el  $F_s$  para el conjunto o para etapas del proceso de engorde de los peces.

Además de la fracción correspondiente al  $F_u$ , ciertas especies de peces cuando se crían en cautividad pueden desperdiciar fragmentos de pellets como consecuencia de su comportamiento alimentario, como se demostró para la dorada en el capítulo 1. Cuando en el modelo se selecciona la opción de cría de doradas, WOMMAD ejecuta un submodelo (Ec. 5) que calcula los desperdicios de alimento por el masticado conforme a la siguiente ecuación, obtenida en el capítulo 1:

$$(Ec. 5) \quad LbC (\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot P_s \cdot BW.$$

Para cualquier otra especie criada en cautividad cuyo comportamiento masticador se pueda expresar como una ecuación del mismo tipo a la descrita anteriormente (Ec. 5), el usuario únicamente debe de introducir los coeficientes correspondientes.

Por lo tanto, en base a toda la información expuesta anteriormente tenemos:

$$(Ec. 6) \quad F_i = F_s - WF$$

$$(Ec. 7) \quad WF = F_u + LbC$$

donde  $F_s$  se estima a partir de la Ec. 2,  $F_u$  se introduce por el usuario y  $LbC$  se estima a partir de la Ec. 5.

Conocer  $F_i$  es imprescindible para estimar los elementos  $DW$  y  $F$  de la Ec. 1 y el patrón temporal de su vertido, pero también para conocer el rendimiento de la granja. De acuerdo con Cho y Bureau (1998) la producción de residuos se puede estimar utilizando una aproximación nutricional basada en un balance de masas. Para ello se debe de considerar la entrada de nutrientes en forma de  $F_i$  y la utilización que realizan de ellos los peces. Recapitulando de la Ec. 1 y considerando la Ec. 6 tenemos:

$$(Ec. 8) \quad F_i = G + DW + F$$

Antes de que los peces utilicen los nutrientes procedentes del  $F_i$  para su  $G$  y mantenimiento, el alimento se digiere y la fracción del alimento indigestible se elimina en forma de  $F$ , por lo tanto, siguiendo la aproximación de Cho y Bureau (1998) tenemos:

$$(Ec. 9) \quad F = F_i \cdot (100 - \% ADC)$$

El valor del ADC debe introducirse según las especificaciones de la sección 3.3.2.1.

Consecuentemente los residuos particulados totales (PW) son la suma de las diferentes fracciones de residuos sólidos (Ec.10):

$$(Ec. 10) \quad PW = F + F_u + LbC$$

y los DW se obtienen al despejarlos de la Ec. 8:

$$(Ec. 11) \quad DW = F_i - G - F$$

### 3.3.5. Acoplamiento de los módulos para determinar el patrón temporal de producción de residuos y el rendimiento de la producción

En base a los datos introducidos por el usuario, WOMMAD enlaza los diferentes módulos que lo componen y proporciona una solución específica de balance global y patrón temporal de la producción de residuos en forma de TN, TC y TP de las diferentes fracciones residuales (DW, PW y WF). El WF diario que deriva de la Ec. 7 y sus elementos  $F_u$  y LbC se obtienen de acoplar la Ec. 2 con el  $F_u$  asumido por el usuario (sección 3.3.4.) y la Ec. 5. La producción diaria de  $F$  se obtiene vinculando las Ec. 6 y 9. La producción diaria de DW deriva de la Ec. 11 y se obtiene de acoplar las ecuaciones 3 (a-b) o la Ec. 4 con las Ec. 8 y 9. WOMMAD expresa la producción de residuos como Kg de cada nutriente de cada fracción residual producida diariamente en función de la estrategia productiva y la producción anual de peces especificadas por el usuario.

WOMMAD además permite conocer el rendimiento de la producción. Para ello calcula el índice de conversión biológico y económico ( $FCR_b$  y  $FCR_e$  respectivamente; (Flores y Vergara, 2012).

$$(Ec. 12) \quad FCR_b = F_i / G$$

$$(Ec. 13) \quad FCR_e = F_s / G$$

El  $FCR_b$  se obtiene de vincular la Ec. 6 con la Ec. 3(a-b) o Ec. 4 dependiendo de la especie de trabajo, y el  $FCR_e$  acoplando la Ec. 2 con la Ec. 3(a-b) o Ec. 4 dependiendo de la especie de trabajo. WOMMAD de acuerdo con la estrategia de producción seleccionada por el usuario también muestra la evolución temporal de la biomasa en stock y  $F_s$ .

### **3.3.6. Simulación del patrón temporal de vertido de residuos y del rendimiento de la producción bajo diferentes estrategias de producción**

El funcionamiento de WOMMAD fue evaluado mediante una serie de simulaciones realizadas en diferentes escenarios, todos ellos basados en condiciones de producción reales. En primer lugar se realizó una simulación para comparar entre granjas de doradas y lubinas la producción global de residuos, el patrón temporal de su vertido y el rendimiento de la producción acuícola. En segundo lugar se hizo correr el modelo para comparar el patrón temporal del vertido de residuos en granjas de doradas que siguieron tres estrategias productivas diferentes.

#### **3.3.6.1. Rendimiento y balance global de la producción de residuos**

Para comparar el balance global de residuos y su patrón temporal de descarga entre granjas de doradas y lubinas se siguió una estrategia productiva típica de granjas del Mediterráneo: siembras de peces secuenciales para obtener distintas cosechas a lo largo del año. Esta estrategia de producción implica que diferentes lotes de peces de diferente clase de edad se superponen en el tiempo, y por lo tanto peces de diferente talla coexisten a la vez dentro de la granja. Las simulaciones realizaron como si la granja iniciase su producción y hasta alcanzar un volumen productivo estable de 1500 toneladas anuales. Para ello se consideraron las fechas de entradas de los peces que implican los ciclos de engorde más cortos de acuerdo con el régimen térmico seguido (Tabla 2). La Tabla 2 también muestra el resto de condiciones de cría en las que se basó la simulación. Para esta simulación, WOMMAD utiliza los coeficientes de alimentación de la Ec. 2 que aparecen en la Tabla 1, los TGCs de la sección 3.3.3.2., y en el caso de la dorada también los coeficientes del modelo LbC de la Ec. 5. Además como se indicó anteriormente la  $F_u$  considerada fue de un 3 % del  $F_s$ .

Tabla 2. Condiciones de simulación para estimar el patrón temporal de producción de residuos y el rendimiento del cultivo en doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*).  
 BW<sub>i</sub>: peso inicial; BW<sub>f</sub>: peso final; TN, TC y TP contenido en nitrógeno, carbono y fósforo total respectivamente; d.m: materia seca.

	BW <sub>i</sub> (g)	BW <sub>f</sub> (g)	Número de lotes anual, mes de siembra y cosecha (meses después de la entrada)	Producción anual (Tm.)	Mortalidad media por rango de peso de los peces	Número de peces por lote	Tamaño de los pellets por rango de peso de los peces	Composición del alimento (% DM)			Composición de los peces (% DM)			Coeficiente de digestibilidad aparente (%)			Temperatura del agua media mensual (°C)
								TN	TC	TP	TN	TC	TP	TN	TC	TP	
<i>Sparus aurata</i>	20	500	6: Abr: 15 Jun: 14 Ago: 14 Sep: 16 Oct: 19 Dic: 18	1500	Total: 10%  20-40g: 5% 41-500g: 5%	555555	20-70g: 2mm	8.72	48.63	0.81	8.47	55.54	1.79	95.96	88.72	71.48	Ene: 13 Feb: 14 Mar: 15 Abr: 17 May: 20 Jun: 23 Jul: 25 Ago: 26 Sep: 25 Oct: 22 Nov: 18 Dic: 15
							71-220g: 4mm	8.92	50.11	0.78							
							221-500g: 6mm	8.46	52.25	0.82							
<i>Dicentrarchus labrax</i>	20	500	6: Apr: 18 May: 18 Jun: 20 Jul: 22 Aug: 22 Oct: 22	1500	Total: 15%  20-100g: 8% 101-500g: 7%	588235	20-70g: 2mm	9.25	50.86	0.77	7.57	56.31	1.61	95.35	87.06	51.70	
							71-220g: 4mm	8.24	49.18	0.75							
							221-400g: 6mm	8.19	51.99	0.91							
							401-500: 8mm	6.89	51.68	1.14							
							Datos de las tablas de alimentación			Datos del capítulo 2							

### 3.3.6.2. Patrón temporal de producción de residuos en granjas con diferentes estrategias de producción

De todas las posibles estrategias productivas de granjas de doradas se seleccionaron tres y se evaluaron en términos de producción de residuos desde el inicio de la actividad (Figura 2). Dos de las estrategias seleccionadas se utilizan frecuentemente (S1 y S2), mientras que la tercera alternativa es una combinación de las anteriores (S3).

- S1. “Entrada secuencial de peces”: basada en la estrategia de producción descrita en la sección 3.3.5.1. (Figura 2; Tabla 2). Esta estrategia supone la coexistencia de varias clases de edad de los peces simultáneamente.
- S2. “*All in – all out*”: todos los peces necesarios para alcanzar la producción fijada para un ciclo de cultivo de 1500 Tm se introducen en la granja a la vez, en la fecha más propicia en términos de crecimiento, que bajo el régimen térmico del Mediterráneo es abril. Por tanto, solo hay una clase de edad de peces dentro de las instalaciones. Después de que se despesquen los peces, en la instalación se produce un periodo de barbecho hasta la próxima entrada de peces. Esta estrategia productiva únicamente es viable en grandes empresas que poseen múltiples granjas acuícolas: los peces se siembran en varias fechas en diferentes granjas y se cosechan vaciando las distintas granjas en diferente época obteniendo peces de la talla deseada a lo largo de todo el año. Por lo tanto, en esta estrategia productiva y para simplificar la simulación únicamente existe un despesque al final de cada ciclo productivo de cada granja, es decir una única cosecha cada dos años en cada explotación acuícola (Figura 2).
- S3. “*All in – all out con solapamiento entre lotes*”: esta estrategia es intermedia entre la S1 y S2. Todos los años, en la fecha más favorable que permite maximizar el crecimiento de los peces (abril) todos los peces necesarios para alcanzar una producción anual plena de 1500 Tm se introducen en la granja. Por lo tanto en S3 no existe periodo de barbecho y peces de dos clases de edad diferentes conviven en la granja durante algunos meses. Cada año y para simplificar la simulación, los peces que se sembraron el año anterior se cosechan todos a la vez. Esta estrategia también sería únicamente accesible para grandes empresas que poseen varias granjas. Sin embargo, a diferencia de la S2, S3 permite una cosecha cada año en cada explotación (Figura 2).

Para las estrategias productivas S2 y S3 el peso inicial y final de los peces, la mortalidad, los tamaños de los pellets utilizados para cada rango de peso de los peces, la



composición en nutrientes del alimento y de los peces, los ADCs y el régimen térmico utilizado en la simulación fueron los mismos que para la estrategia de producción S1 (Tabla 2).

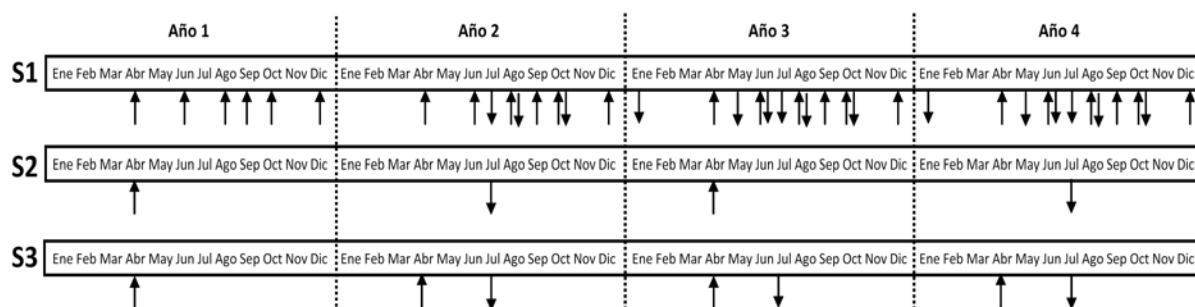


Figura 2. Fechas de siembra (flechas hacia arriba) y cosecha (flechas hacia abajo) de los lotes de peces considerados en las estrategias de producción S1, S2 y S3.

### 3.4. Resultados

#### 3.4.1. Rendimiento y producción de residuos en granjas de doradas y lubinas

##### 3.4.1.1. Balance global

Los resultados globales del rendimiento de la producción y del vertido de residuos se refieren a un periodo de un año en el cual la granja funciona a pleno rendimiento, es decir tras cosechar la totalidad del volumen productivo para el cual ha sido diseñada la estrategia productiva, que en este caso son 1500 Tm. De acuerdo con las condiciones de simulación (Tabla 2) tanto el  $FCR_e$  como el  $FCR_b$  referidos al conjunto de la producción de peces durante un año de plena producción fueron mayores en lubina (2.755 y 2.700 respectivamente) que dorada (2.255 y 2.005 respectivamente). La Figura 3 presenta un esquema del destino de los nutrientes contenidos en el  $F_s$ : G, WF, F y DW. La fracción de los WF fue superior en doradas (las LbC supusieron aproximadamente un 8 % de los nutrientes) lo que resultó en una  $F_i$  sustancialmente menor que en las lubinas. Por otro lado, los nutrientes retenidos en el G fueron sustancialmente mayores en doradas que lubinas. Respecto la producción de residuos, en ambas especies la fracción de DW fue la más relevante. Tanto los DW como las F fueron superiores en las producciones de lubinas que doradas, con excepción de TP de los DW, el cual supuso una fracción similar en ambas especies. Considerando el contenido en nutrientes del conjunto de todas las fracciones residuales, cuantitativamente el TC fue el elemento predominante, seguido por el TN y TP (Tabla 3; Figura 3).

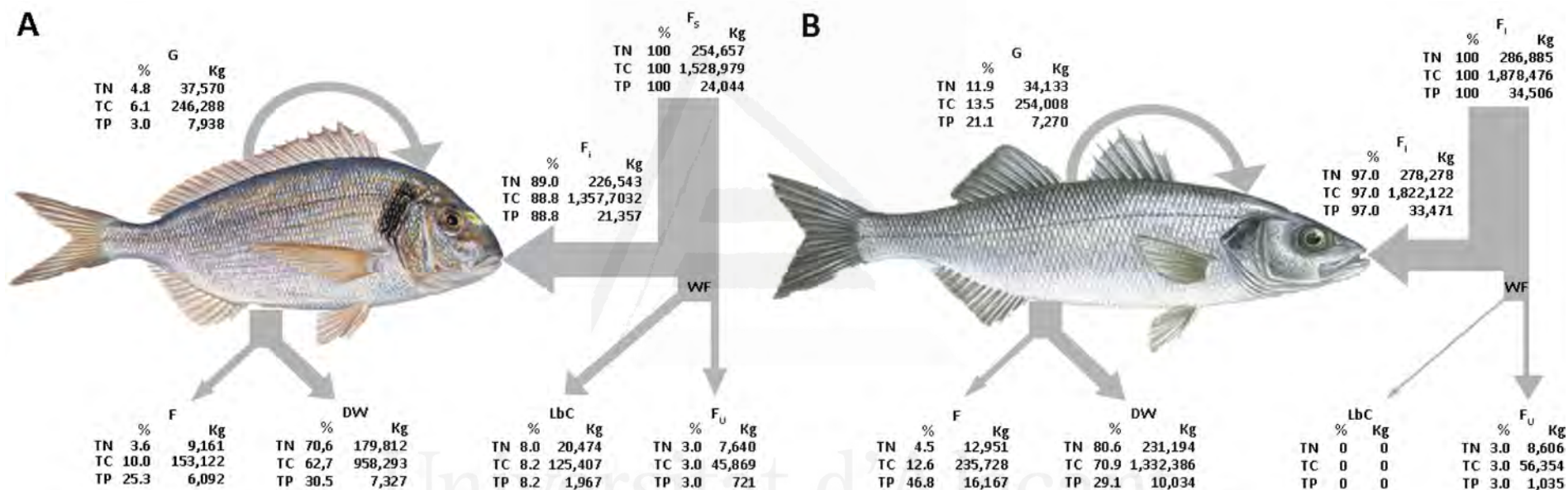


Figura 3. Balance global de nutrientes en granjas de doradas (A) y lubinas (B) expresado en porcentaje sobre el alimento suministrado ( $F_s$ ) y en peso seco en una producción anual de 1500 Tm bajo las condiciones de cultivo especificadas (Tabla 2), para las distintas fracciones de residuos. TN, TC y TP: contenido de nitrógeno, carbono y fósforo tota respectivamente; WF: alimento desperdiciado, el cual incluye el alimento no utilizado ( $F_u$ ) y el desperdiciado por efecto del masticado (LbC);  $F_i$ : alimento ingerido; G: crecimiento; F: heces; DW: residuos disueltos.

## 3.4.1.2. Patrón temporal

Desde el inicio de la producción de las granjas de doradas y lubinas la biomasa en stock aumentó ininterrumpidamente durante 15 y 18 meses respectivamente, y a partir de este momento se consolidó una producción anual de 1500 Tm por año en ambos casos (Figura 4A). El incremento de biomasa en el stock (o G) fue más rápido en las granjas de doradas que en las de lubinas, siendo en ambas especies este incremento mayor durante los meses del año con temperaturas del agua más cálidas. De forma similar el  $F_s$  aumenta rápidamente durante los meses más cálidos para decrecer durante los más fríos (Figura 4B). Una vez que la producción de ambos tipos de granjas se consolida, y si las condiciones de producción no son alteradas, tanto la biomasa en stock de la granja como el  $F_s$  siguen un patrón temporal cíclico, en los que la biomasa en stock nunca supera a la producción anual establecida. En la Tabla 3 se observa como la máxima biomasa en stock se alcanzó en ambas especies y estrategias de cultivo en octubre, sin embargo en la Figura 3A también se advierte otro pico de biomasa adicional en mayo durante la cría de las doradas. El máximo  $F_s$  ocurrió en ambas especies dos meses antes que se alcanzara la máxima biomasa en stock. En términos absolutos la biomasa máxima en stock y el  $F_s$  máximo durante la cría de lubinas fue 335 Tm y 93 Tm mayor respectivamente que durante la cría de doradas (Figura 4A-B).

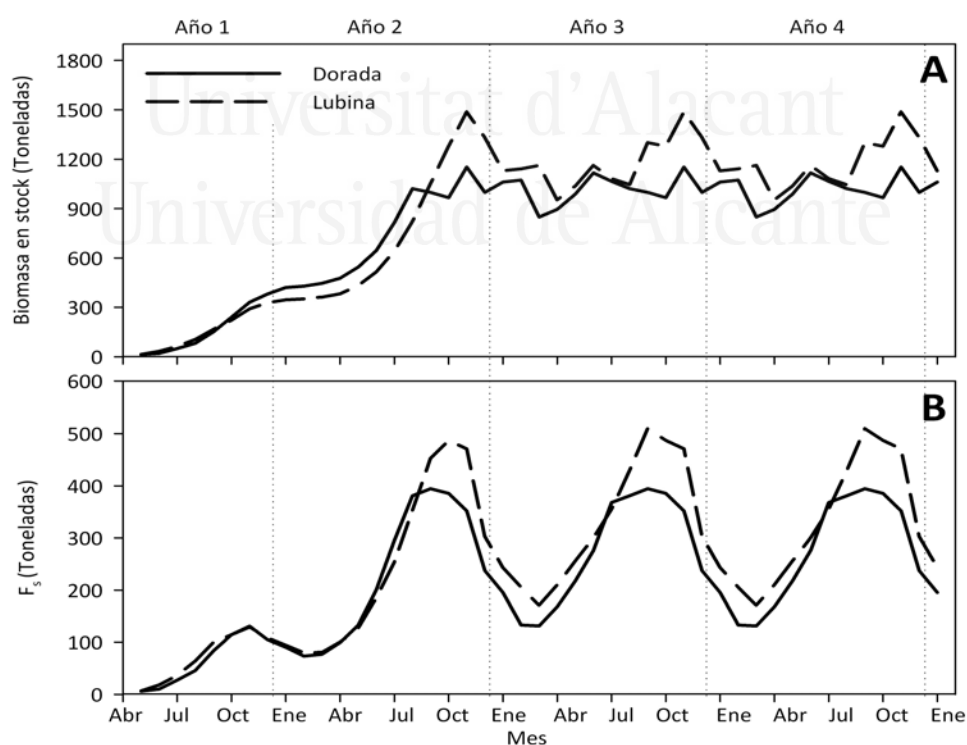


Figure 4. Dinámica temporal de la biomasa en el stock (A) y el alimento suministrado ( $F_s$ ; B) en granjas de doradas y lubinas con una producción anual de 1500 Tm bajo las condiciones de cría de la Tabla 2.

Tabla 2. Fechas de máxima y mínima biomasa en stock, alimento suministrado ( $F_s$ ) y producción de las diferentes fracciones de residuos (F: heces;  $F_u$ : alimento desperdiciado; LbC: desperdicio de alimento por masticado; PW: residuos particulados totales (F +  $F_u$  + LbC); DW: residuos disueltos; en  $\text{Kg DM} \cdot \text{día}^{-1}$ ) que ocurren durante la cría de lubinas (*Dicentrarchus labrax*) y doradas (*Sparus aurata*) bajo las condiciones de la simulación especificadas en la Tabla 2 (DM: material seca; TN, TC y TP nitrógeno, carbono y fósforo total respectivamente) y sus correspondientes valores.

	Lubina				Dorada S1				Dorada S2				Dorada S3				
	Máximo	Fecha	Mínimo	Fecha	Máximo	Fecha	Mínimo	Fecha	Máximo	Fecha	Mínimo	Fecha	Máximo	Fecha	Mínimo	Fecha	
Biomasa en stock (Tm)	1487.40	Oct	952.63	Mar	1152.50	Oct	849.12	Feb	1505.75	Jul	0	Ago-Mar	Ago - Mar	Jul	463.44	Ago	
$F_s$ (Ton.)	486.80	Ago	170.66	Feb	394.00	Ago	130.94	Feb	423.33	Jun	0	Ago-Mar	521.08	Jun	133.38	Ene	
F ( $\text{Kg} \cdot \text{día}^{-1}$ )	N	55.30	Ago	20.13	Feb	36.44	Sep	12.06	Feb	37.84	Jun	0	Ago-Mar	47.92	Jun	11.83	Ene
	C	979.46	Ago	364.98	Feb	608.88	Sep	202.56	Feb	651.80	Jun	0	Ago-Mar	808.51	Jun	203.79	Ene
	P	67.38	Sep	24.79	Feb	24.26	Sep	8.07	Feb	25.87	Jun	0	Ago-Mar	32.48	Jun	8.09	Ene
$F_u$ ( $\text{Kg} \cdot \text{día}^{-1}$ )	N	36.75	Ago	13.38	Feb	30.29	Sep	10.08	Feb	32.89	Jun	0	Ago-Mar	40.60	Jun	10.03	Ene
	C	234.15	Ago	87.25	Feb	181.82	Sep	60.79	Feb	203.10	Jun	0	Ago-Mar	246.08	Jun	61.93	Ene
	P	4.31	Sep	1.59	Feb	2.86	Sep	0.96	Feb	3.19	Jun	0	Ago-Mar	3.90	Jun	0.97	Ene
LbC ( $\text{Kg} \cdot \text{día}^{-1}$ )	N	0	-	0	-	78.80	Jun	27.57	Feb	127.53	Jun	0	Ago-Mar	127.53	Jun	18.37	Ago
	C	0	-	0	-	482.55	Jun	169.36	Feb	787.61	Jun	0	Ago-Mar	787.61	Jun	103.23	Ago
	P	0	-	0	-	7.57	Jun	2.66	Feb	12.36	Jun	0	Ago-Mar	12.36	Jun	1.61	Ago
PW ( $\text{Kg} \cdot \text{día}^{-1}$ )	N	92.04	Ago	33.51	Feb	145.14	Sep	49.70	Feb	198.26	Jun	0	Ago-Mar	216.05	Jun	53.51	Ene
	C	1213.61	Ago	452.24	Feb	1270.83	Sep	432.71	Feb	1642.51	Jun	0	Ago-Mar	1842.19	Jun	461.16	Ene
	P	71.70	Sep	26.38	Feb	34.65	Sep	11.68	Feb	41.42	Jun	0	Ago-Mar	48.74	Jun	12.13	Ene
DW ( $\text{Kg} \cdot \text{día}^{-1}$ )	N	948.79	Ago	390.64	Feb	686.02	Sep	272.63	Feb	754.12	Jun	0	Ago-Mar	926.50	Jun	268.13	Feb
	C	5221.71	Ago	2293.68	Feb	3619.15	Sep	1505.01	Feb	4125.71	Jun	0	Ago-Mar	4979.44	Jun	1520.44	Feb
	P	37.33	Oct	21.88	Feb	23.24	Sep	16.56	Feb	32.54	Jun	0	Ago-Mar	36.87	Jun	7.71	Ago

En la granja de doradas, el máximo vertido de todos los nutrientes de las diferentes fracciones residuales se produjo a la misma vez (septiembre), con excepción de los nutrientes derivados del LbC, cuya máxima producción tuvo lugar dos meses antes (Tabla 3, Figuras 5D-F y 6B). En la granja de lubinas, el máximo vertido de TN y TC de todas las fracciones residuales particuladas y disueltas se alcanzó en agosto. Por el contrario el vertido más grande de TP se produjo uno y dos meses más tarde para todas las fracciones particuladas ( $PW = F + F_u + LbC$ ) y disueltas respectivamente (Tabla 3, Figura 5A-C y 6A). En ambas especies la mínima cantidad de todas las fracciones de residuos ocurrió durante los meses más fríos, concretamente en febrero (Tabla 2, Figuras 5A-F y 6A-B).

#### **3.4.2. Patrón temporal de producción de residuos en doradas criadas bajo diferentes estrategias productivas**

Las estrategias de producción analizadas determinaron diferencias notables con respecto a las variaciones temporales en la biomasa en stock en la granja y el  $F_s$  (Tabla 3, Figura 7A-B). En concreto, en la estrategia productiva S2 se produjo un periodo de barbecho de 8 meses de duración entre cada ciclo de engorde. La máxima biomasa en stock en la alternativa de producción S1 fue 655 y 353 Tm menor que en las alternativas productivas S2 y S3 respectivamente. En las estrategias productivas S2 y S3 la máxima biomasa en stock coincidió en la misma fecha (julio), sin embargo, en la opción productiva S1 ocurrió tres meses más tarde (Tabla 3; Figura 7A). En la misma línea, el máximo  $F_s$  mensual fue 29 y 127 Tm menor en la estrategia S1 que en la S2 y S3 respectivamente, y en concreto en la alternativa S1 el máximo  $F_s$  ocurrió en agosto, mientras que en las estrategias S2 y S3 se produce en junio (Tabla 3; Figura 7B).

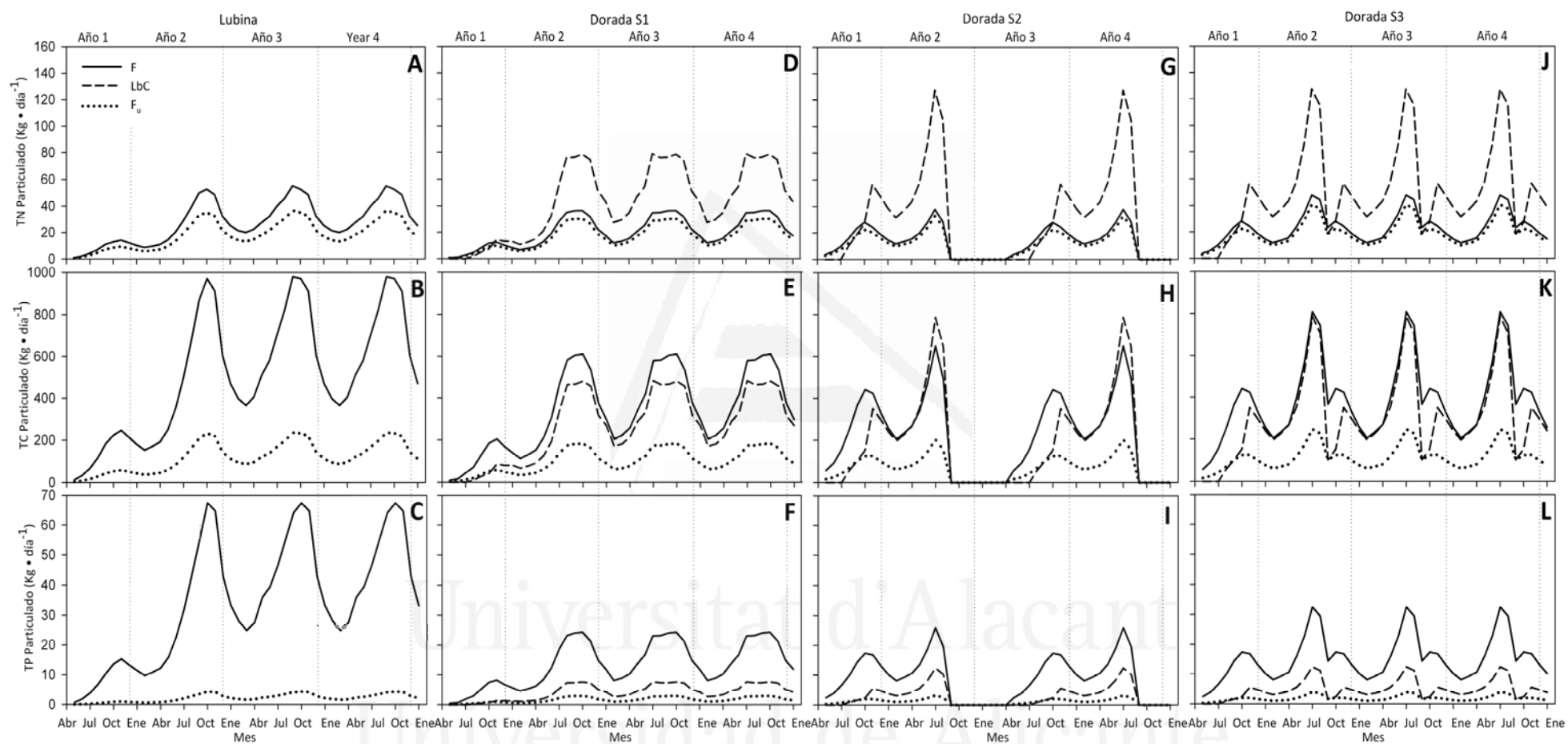


Figura 5. Patrón temporal de producción de residuos de las diferentes fracciones particuladas en cultivos de lubina (*Dicentrarchus labrax*; A-C) y dorada (*Sparus aurata*; estrategia productiva S1: D-F, estrategia productiva S2: G-I, estrategia productiva S3: J-L). F: heces,  $F_u$ : alimento no utilizado; LbC: desperdicios de alimento por el masticado; TN, TC y TP: nitrógeno, carbono y fósforo total respectivamente.

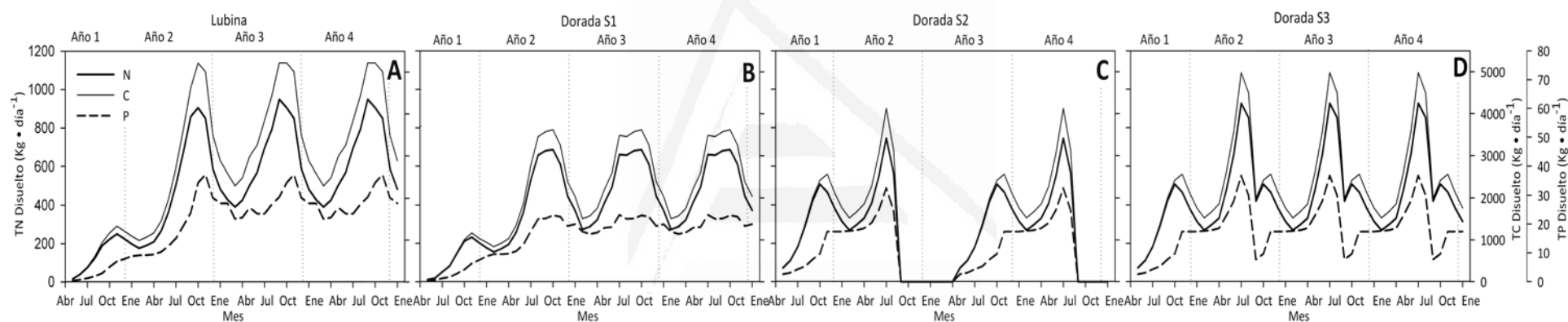


Figura 6. Patrón temporal de producción de los residuos disueltos en granjas de lubinas (*Dicentrarchus labrax*; A) y doradas (*Sparus aurata*; estrategia productiva S1: B, estrategia productiva S2: C, estrategia productiva S3: D). F: heces, F<sub>u</sub>: alimento no utilizado; LbC: desperdicios de alimento por el masticado; TN, TC y TP: nitrógeno, carbono y fósforo total respectivamente.

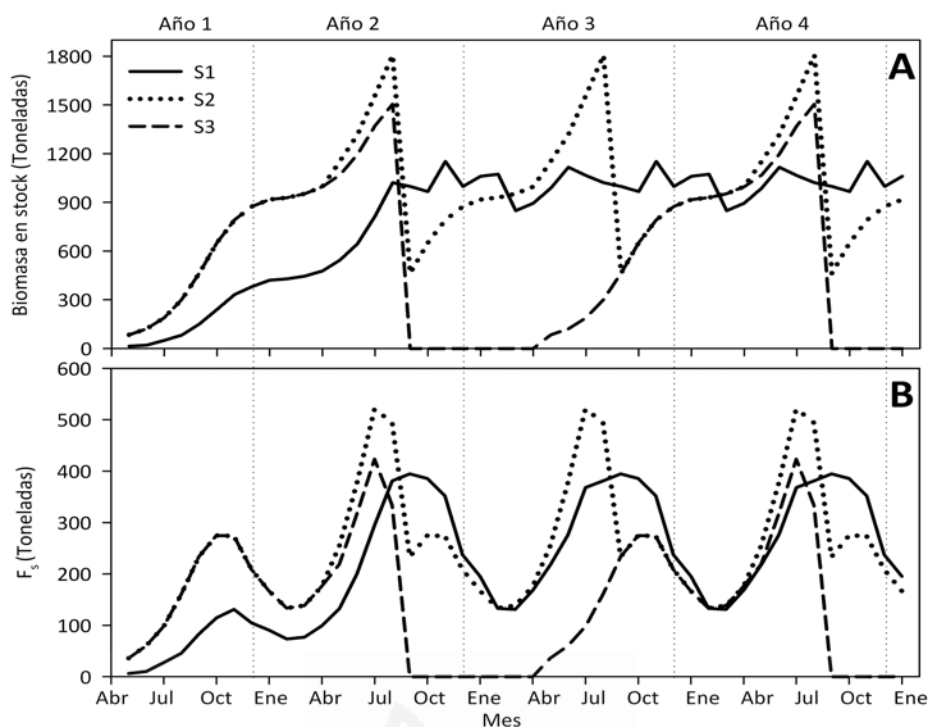


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa en stock (A) y el alimento suministrado ( $F_s$ ; B) en granjas de doradas con diferentes estrategias de producción (estrategia productiva S1, S2 y S3).

Cuantitativamente, el máximo vertido de nutrientes al medio de todas las fracciones de residuos alcanzado fue menor en la estrategia productiva S1 que en la S2 y S3 (Tabla 3). En las opciones de producción S2 y S3 la fecha de máxima producción de todas las fracciones residuales coincidió temporalmente con el máximo  $F_s$  (junio). Por el contrario, en la alternativa S1 la fecha de máxima producción de todos los residuos ocurrió tres meses más tarde que cuando ocurre el máximo  $F_s$  (septiembre), con excepción de los residuos derivados del LbC que alcanzaron su máximo vertido en junio, al igual ocurrió en las alternativas S2 y S3 (Tabla 3; Figura 5G-L y 6C-D).

En el caso de la alternativa productiva S2, debido al periodo de barbecho entre cada ciclo de producción, el vertido de residuos durante 8 meses fue nulo (Figura 5G-I y 6C). La opción productiva S3 presentó su menor vertido de TN y TC disuelto a la misma vez que la estrategia S1 presentó su menor vertido de todas las fracciones residuales (febrero). No obstante, en la estrategia productiva S3 la mínima producción de residuos derivados de F y  $F_u$  ocurrió un mes antes que en la estrategia S1, es decir en enero. Por último, la estrategia productiva S3 presentó el mínimo vertido de los nutrientes derivados de los residuos de las LbC y del TP en forma disuelta en agosto, es decir cuando la biomasa en stock de esta alternativa presentó los valores más bajos (Tabla 3, Figura 5D-F, J-L y 6B, D).



### 3.5. Discusión

El vertido de residuos derivados de las actividades acuícolas en las granjas de peces ubicadas en el Mediterráneo presenta una alta variabilidad temporal (Papatryphon et al., 2005) que puede describirse en base al desarrollo y comportamiento alimentario de los peces, la cantidad y la composición y tamaño del pienso suministrado, el aprovechamiento de las dietas por los peces, las prácticas de manejo y la estrategia productiva de la granja (Carroll et al., 2003; Cho y Bureau, 1997; Davies, 2000; Piedecausa et al., 2010a). Considerando las variables mencionadas anteriormente, WOMMAD permite estimar el balance global y la dinámica temporal del vertido de residuos, poniendo de relieve la importancia relativa de cada factor que influye en la producción de las diferentes fracciones residuales. A la vez, desde el punto de vista de la gestión de las actividades acuícolas, WOMMAD proporciona valiosa información que puede utilizarse tanto para el manejo del stock de peces como para la gestión ambiental de la explotación.

#### 3.5.1. Rendimiento de la producción y patrón temporal de descarga de residuos en la cría de doradas (estrategia productiva S1) y lubinas

El desarrollo de los peces y por lo tanto la producción de residuos durante el cultivo es específico de cada especie (Budy et al., 2011). El rendimiento de la acuicultura puede evaluarse mediante índices que relacionan las entradas (suministro de alimento) y salidas (biomasa de peces y residuos producidos) en la granja. El  $FCR_e$  proporciona información relativa a los costes de producción y la rentabilidad de la actividad (alimento suministrado *versus* incremento de biomasa), mientras que el  $FCR_b$  permite interpretar el grado de utilización del alimento por los peces (alimento ingerido *versus* incremento de biomasa). La diferencia existente entre ambos indica la importancia que tiene durante el engorde la fracción correspondiente al alimento desperdiciado, y por lo tanto las posibilidades que existen en la mejora del proceso de alimentación. Los productores pueden mejorar ambos FCR aplicando una serie de medidas, como por ejemplo el ajuste de la cantidad de alimento suministrado a la cantidad óptima requerida por los peces, la distribución del alimento durante un periodo de tiempo suficiente, a una velocidad adecuada y repartido en el número de tomas (y su horario) más propicio (Kousoulaki et al., 2015; White, 2013). Como se ha demostrado en la dorada, su comportamiento masticador durante la alimentación es el componente más importante que determina la cantidad de alimento desperdiciado si los fallos en el suministro se reducen al 3% del  $F_s$ . Por el contrario, en la lubina, una especie que traga el alimento sin masticarlo, los desperdicios de alimento son menores y se relacionan únicamente con mala praxis durante el

proceso de alimentación. En las explotaciones de peces en jaulas en mar abierto, el alimento que se desperdicia sedimenta sobre el bentos marino en las inmediaciones de la granja (Henderson et al., 2001; McGhie et al., 2000), y esta fracción junto a las heces generan la principal fuente de enriquecimiento orgánico que provoca alteraciones sobre el ecosistema bentónico (Beveridge, 1996; White, 2013). El alimento desperdiciado es más refractario que las heces y por lo tanto su mineralización es más lenta lo que favorece la aparición de condiciones anaerobias en el sedimento (Fernandez-Jover et al., 2007; Piedecausa et al., 2012, 2009). Además, el alimento desperdiciado se asocia con grandes costes económicos para los productores, con lo cual es una tarea fundamental para los acuicultores la reducción a la mínima expresión de los efluentes derivados de los restos alimenticios, y así mejorar la eficiencia del cultivo y reducir los efectos ambientales adversos (White, 2013). Durante la cría de doradas y lubinas debe prestarse una especial atención durante el proceso de alimentación para disminuir los residuos generados por el pienso no utilizado por los peces. Además, en el caso concreto de la cría de la dorada, para reducir los residuos generados por el masticado del alimento sería recomendable utilizar regímenes alternativos a los actuales basados en la utilización de pellets de menor tamaño, tal como se sugiere en el capítulo 1. No obstante y a pesar de este comportamiento alimentario, como resultado de la elevada digestibilidad y tasa de crecimiento de la dorada, el rendimiento del cultivo de esta especie tanto en términos económicos como ambientales es mayor al de los cultivos de lubinas.

La digestibilidad y la utilización de los nutrientes por los peces (crecimiento y mantenimiento) determinan la cantidad de desechos metabólicos sólidos y disueltos que se producen. Cuantitativamente, tanto en doradas como lubinas los residuos disueltos son la fracción más relevante, aunque normalmente sus efectos son minusvalorados. Conocer la magnitud de la fracción correspondiente a los residuos disueltos es esencial para realizar una evaluación de impacto ambiental, sobretodo cuando se trata de granjas que están sometidas a un bajo hidrodinamismo, ubicadas cerca de la costa, en esteros, etc. No obstante, los residuos disueltos no suelen suponer un problema para el medio ambiente siempre y cuando la ubicación de la granja permita su rápida dilución y dispersión, facilitando su pronta incorporación a niveles tróficos superiores (Pitta et al., 2009, 2005, 1998; Thingstad, 2005).

Por otro lado, las heces son los residuos particulados cuantitativamente más abundantes, tanto en doradas como en lubinas, exceptuando el nitrógeno derivado del masticado del alimento que efectúa la dorada, cuya magnitud duplica al vertido a través de las heces. La producción de residuos en forma de heces depende directamente de la digestibilidad

del alimento (Islam, 2005; Rodehutscord et al., 1994). Puesto que la digestibilidad bajo las condiciones de simulación de este estudio fue más alta en la dorada, el rendimiento de la producción de esta especie fue superior al de la lubina. Consecuentemente, las mejoras en la formulación de los alimentos a través de la utilización de materias primas de alto valor nutricional, de la inclusión de nutrientes altamente biodisponibles, así como de un contenido en las dietas ajustado a los requerimientos de los peces podrían ayudar a disminuir el vertido de nutrientes procedentes de las heces (Bureau y Hua, 2010). Una especial atención merecen los residuos de fósforo, ya que a pesar de los grandes esfuerzos realizados para mejorar la digestibilidad de este elemento de la dieta, esta permanece aún demasiado baja (Hardy y Gatlin, 2002). La baja biodisponibilidad del fósforo en los piensos de peces sigue siendo un problema para la disminución de los residuos de fósforo (Bureau y Hua, 2010; Hardy y Gatlin, 2002). Por el contrario, la digestibilidad del nitrógeno y del carbono es muy superior a la del fósforo; sin embargo, los residuos de ambos nutrientes en términos absolutos son muy superiores por sus elevados contenidos en las dietas. En la actualidad, la formulación de los alimentos para peces carnívoros está basada en la sustitución de materias primas de origen marino por materias de origen vegetal u otras fuentes de proteínas o lípidos que proporcionan una mayor sostenibilidad económica y ambiental (Klinger y Naylor, 2012; UICN, 2007). Las mejoras en la formulación de los alimentos podrían ayudar a mejorar la salud y el bienestar animal, sin embargo parece más bien improbable que se puedan mejorar sustancialmente los niveles actuales de digestibilidad del nitrógeno y carbono del alimento sin comprometer el adecuado desarrollo de los peces (Bureau y Hua, 2010; Mente et al., 2011).

El patrón temporal de funcionamiento de las granjas de doradas y lubinas es sustancialmente diferente. Una vez se alcanza el año de plena producción, la biomasa de peces en stock fluctúa considerablemente en las granjas de ambas especies, aunque más marcadamente en el caso de las explotaciones de lubinas. Una tasa de crecimiento mayor unido a periodos de superposición de los lotes de diferente clase de edad más cortos en las producciones de dorada explica que la biomasa en el stock en las granjas de lubina siempre sea mayor a la de dorada para una misma producción anual. Consecuentemente las variaciones que experimenta la cantidad de alimento suministrado a lo largo del tiempo también son más marcadas en las granjas de lubinas que de doradas. La temperatura del agua y la estrategia productiva influyen sobre la biomasa en stock así como sobre la cantidad de alimento suministrado, sin embargo lo que realmente determina los cambios en la cantidad de alimento suministrado a lo largo del tiempo en una granja es la abundancia relativa de las diferentes clases de edad de los peces y su tasa específica de alimentación en cada momento. Por lo

tanto el valor de la máxima biomasa en stock y de máximo alimento suministrado no necesariamente coinciden en el tiempo, tal y como ocurrió en nuestras simulaciones. Particularmente en la granja de doradas se produjeron dos picos de biomasa máxima de similar magnitud, uno en mayo y otro en octubre, sin embargo la cantidad de alimento suministrado en esos momentos fue sustancialmente diferente, siendo mayor en octubre.

Como consecuencia de la combinación de las diferentes variables que afectan al cultivo, el máximo vertido de cada fracción residual no coincide necesariamente con la misma fecha en que se da la máxima biomasa en stock o la máxima cantidad de alimento suministrado. No obstante bajo las condiciones de esta simulación, los valores más elevados de estas tres variables coincidieron en los meses con las temperaturas más cálidas. Más concretamente, el máximo vertido de residuos en forma de heces, alimento no utilizado y residuos metabólicos disueltos siempre ocurrirá en las fechas entre las que se dan la máxima biomasa en stock y la máxima cantidad de alimento suministrado. Esto es así porque las distintas fracciones de residuos están altamente influenciadas por la biomasa de peces que hay en la granja y las tasas específicas de alimentación que existen en cada momento, que en último término son altamente dependientes de la temperatura del agua. Por el contrario, en esta simulación los desperdicios de alimento derivados del masticado en doradas se produjeron antes de que se alcanzaran los máximos valores de biomasa en stock y alimento suministrado en la granja, debido a que esta fracción residual depende directamente de la cantidad de cada tipo de alimento (tamaño del pellet) suministrado a cada clase de talla que compone la biomasa en el stock de la granja en cada momento. Por lo tanto, el máximo vertido de nutrientes al medio a causa del masticado del alimento se produce cuando se suministran elevadas cantidades de pellets de los tamaños más grandes a las doradas. Por otra parte, como resultado de la desaceleración que experimenta el metabolismo de los peces (dado su carácter poiquiloterma) y la consecuente disminución en la cantidad del alimento suministrado, el vertido más pequeño de todos los tipos de residuos ocurre durante los meses más fríos. No obstante, desde el punto de vista del reciclaje de los residuos sería interesante evaluar los efectos de este vertido sobre el medio, debido a que durante las épocas invernales el reciclaje de residuos particulados por los peces salvajes a través de su consumo puede verse muy reducido como consecuencia de su baja abundancia, como se analiza en el capítulo 5.

En general, los diferentes nutrientes vertidos al medio de las diferentes fracciones residuales siguen un patrón temporal muy similar, con algunas excepciones. La máxima descarga de fósforo de las granjas de lubinas, tanto en forma disuelta como particulada, no

coincide con la fecha de la máxima descarga de nitrógeno ni de carbono procedente de las diferentes fracciones residuales. Una vez más, la combinación de las variables seguidas en nuestra simulación producen este desajuste: el contenido de fósforo en la dieta de la lubina varía ampliamente, incrementando su contenido con el tamaño del pellet en mayor medida que lo hace el carbono, contrariamente al contenido de nitrógeno que disminuye. Por lo tanto, la composición nutricional de cada tipo de pellet utilizado en combinación con la superposición de lotes de peces de diferente clase de edad explica estas inconsistencias.

### **3.5.2 Patrón temporal de producción de residuos en doradas criadas bajo diferentes estrategias productivas**

La cantidad de residuos que se generan en una granja durante el engorde de los peces depende de la interacción de muchas variables: la calidad del alimento suministrado, la biodisponibilidad y digestibilidad de sus nutrientes, el desarrollo de los peces, el comportamiento alimentario, las condiciones ambientales, el volumen productivo y las prácticas de manejo, en concreto las relacionadas con la alimentación (Bureau y Hua, 2010; Carroll et al., 2003; Davies, 2000; Islam, 2005). El conjunto de las variables anteriormente mencionadas determina que el vertido de residuos a lo largo del tiempo no presente la misma intensidad. La variabilidad temporal en el vertido de residuos está dirigida principalmente por la estrategia productiva de la granja (Piedecausa et al., 2010a). Por lo tanto, el patrón temporal del vertido de residuos puede diferir significativamente como resultado de la interacción de las principales variables asociadas a la producción: la biomasa en stock y el alimento suministrado (Davies, 2000), que están condicionadas por las fechas de entrada de los peces en la granja (siembra) y al régimen térmico al que se ven sometidos, variables que en última instancia determinan la duración del ciclo de engorde.

Las principales diferencias encontradas entre las distintas estrategias productivas de doradas evaluadas bajo nuestras condiciones de simulación, vienen determinadas por la amplitud de intensidad de descarga de residuos (determinado principalmente por la magnitud que alcanzan los picos de máxima producción de residuos) y por la presencia o ausencia de periodos de barbecho en la granja. Las estrategias productivas S1 y S3 presentaron un vertido de residuos ininterrumpido, sin embargo las diferencias entre la intensidad del máximo y mínimo vertido, así como su magnitud fueron notablemente diferentes entre ambas estrategias, siendo en ambos casos los valores superiores en la alternativa S3. Una vez que la producción se consolida, la variabilidad en la magnitud de la descarga de residuos a lo largo del tiempo fue menor cuanto menos separadas se encontraban temporalmente las entradas y

cosechas de los peces. La explicación radica en las menores variaciones experimentadas en la biomasa en stock a lo largo del tiempo en la granja con la estrategia productiva S1 (seis entradas y seis salidas de peces por año). Por el contrario, en las alternativas productivas S2 y S3, al ser estrategias basadas en la entrada simultánea de todos los peces necesarios para alcanzar la producción final planificada las variaciones de biomasa en el stock son muy superiores.

Los picos de máxima descarga de todas las fracciones residuales fueron mayores en las estrategias productivas S2 y S3 que en la S1. El momento en que se produce el máximo vertido de cada tipo de residuo depende de la fecha de siembra de los distintos lotes de peces, es decir de la estrategia de producción, y esta fecha puede ser muy variable a lo largo del año cuando no existe superposición de lotes de diferente clase de edad o cuando el periodo durante el cual se solapan los lotes es muy pequeño. Las estrategias de producción “*all in – all out*” generan picos de producción de residuos derivados del masticado del alimento especialmente elevados porque al final de cada ciclo de producción se acumulan elevadas biomásas de peces de gran tamaño que se alimentan con pellets de calibre grande, lo que produce sustanciales desperdicios de alimento. La asimilación de esta gran entrada de nutrientes por el medio ambiente puede ser especialmente preocupante cuando el vertido de nutrientes es ininterrumpido, como ocurre en la alternativa de producción S3. Por el contrario, la estrategia productiva S2, al finalizar cada ciclo de producción incluye un vaciado de peces en la granja (barbecho) que implica un cese temporal del vertido de nutrientes. El barbecho ha sido postulado como una herramienta para minimizar los efectos ambientales adversos derivados del enriquecimiento orgánico (Black et al., 2008; Carroll et al., 2003; Karakassis et al., 1999). Sin embargo, la implementación de un periodo de barbecho en las gestiones productivas se ha llevado a cabo principalmente desde un punto de vista sanitario, para prevenir la transferencia vertical de enfermedades y romper el ciclo de los organismos patógenos (Werkman et al., 2011). En las granjas de salmón ubicadas en Noruega, cada ciclo productivo de 18 meses se continua de un cese temporal de la producción de dos meses, periodo que ha sido demostrado muy útil desde el punto de vista sanitario (Black et al., 2008), aunque probablemente esta etapa sea insuficiente para una recuperación bentónica efectiva a largo plazo. Dependiendo del objetivo que se quiera alcanzar en la recuperación el tiempo necesario puede ser ampliamente variable (Aguado-Giménez et al., 2012; Macleod et al., 2006; Zhulay et al., 2015), desde 6 meses (Brooks et al., 2003; Ritz et al., 1989) hasta 5 años o incluso más (Brooks et al., 2004; Keeley et al., 2014). El proceso de recuperación ambiental está asociado a factores de escala (Thrush et al., 1996; Villnäs et al., 2011; Whitlatch et al., 1998),

por lo que la duración efectiva del proceso de barbecho debe de establecerse en base a la magnitud de la descarga de nutrientes y la capacidad local del ambiente por asimilar el vertido. Considerando el barbecho desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental (recuperación hasta un punto suficiente que impida el deterioro progresivo de los sedimentos para que se puedan mantener a lo largo del tiempo las operaciones acuícolas; Aguado-Giménez et al., 2012; Macleod et al., 2007, 2006), la implementación de un periodo de barbecho de al menos ocho meses después de cada ciclo de producción y desde el comienzo de la actividad, tal y como se considera en la alternativa S2 podría ser útil tanto para lograr beneficios tanto sanitarios como ambientales, pero esto debería comprobarse experimentalmente a través de un seguimiento ambiental adecuado.

Las estrategias “*all in – all – out*” como la alternativa productiva S2, además de los beneficios sanitarios y ambientales que presenta, se asocia con ventajas operacionales de manejo y comerciales: peces de una única talla a la vez en cada granja, utilización de un único tamaño de pellet simultáneamente, y compra y venta de recursos a la vez (ventaja relacionada con la economía de escala). Sin embargo este tipo de estrategias de producción únicamente son accesibles para grandes empresas que poseen varias granjas o concesiones administrativas. En el caso concreto de la acuicultura mediterránea, la reorganización que ha sufrido el sector en la última década ha implicado que la mayoría de granjas pequeñas hayan sido absorbidas por grandes compañías. A pesar de esta situación, las estrategias de producción más comúnmente utilizadas se siguen asemejando a la alternativa de producción S1, debido fundamentalmente a que las concesiones administrativas no han sido desarrolladas para dar cabida a las estrategias “*all in –all out*”. Por este motivo, sería recomendable que las administraciones en la medida de lo posible facilitaran a medio-largo plazo este tipo de estrategias que incluyen periodos de barbecho. Esto permitiría una gestión sanitaria más eficaz y una mejor asimilación de los nutrientes por el medio ambiente, que en última instancia repercutiría sobre la sostenibilidad acuícola.

WOMMAD es una herramienta fiable capaz de realizar predicciones del rendimiento y de la producción de residuos en explotaciones acuícolas. A pesar de haber sido un modelo diseñado específicamente para gestionar el engorde de doradas y lubinas en granjas mediterráneas, se puede utilizar para otras especies de interés acuícola, condiciones de cultivo y estrategias de producción. WOMMAD utiliza tanto las variables ambientales como de producción para estimar en las condiciones de cultivo especificadas por el usuario el patrón temporal del vertido de residuos en la granja, presentando en cada momento la descarga de

cada una de las fracciones que lo componen e identificando en función de la dinámica del cultivo los momentos más adecuados para realizar el seguimiento ambiental. Además, este modelo mediante el control del desarrollo de los peces y su alimentación, promueve la toma de decisiones basadas en las prácticas de gestión de la producción más sostenibles. WOMMAD también puede ayudar en los procedimientos administrativos, en la planificación espacial coordinada y en el fomento de una acuicultura competitiva y en igualdad de condiciones. Entre las directrices estratégicas de la Unión Europea para el desarrollo de la acuicultura se encuentra la simplificación administrativa y la promoción de una acuicultura sostenible. Por lo tanto, identificar y unificar los criterios requeridos para las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) de las granjas de peces es un objetivo prioritario vista la gran disparidad existente entre los estados miembros con respecto a los criterios utilizados para determinar los proyectos sujetos a EIA: producción de biomasa, utilización de alimento o descarga de nutrientes. Estos tres criterios están íntimamente relacionados entre sí pero desde el punto de vista del manejo ambiental el vertido de nutrientes es el criterio más apropiado, sin embargo el concepto más extendido es la producción de biomasa. En este sentido WOMMAD permite moverse entre ambos criterios y proporciona datos técnicos e información fácilmente entendible que ayuda a tomar las decisiones más adecuadas.





## ***CAPÍTULO 4***

# ***FLUJO DE SALIDA DE RESIDUOS PARTICULADOS EN JAULAS ACUÍCOLAS DE PECES EN MAR ABIERTO, ESTIMA DEL ALIMENTO SUMINISTRADO NO INGERIDO***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



#### 4.1. Resumen

Los residuos particulados derivados de los cultivos de peces determinan el enriquecimiento orgánico del lecho marino. Conocer el flujo de residuos que emana a nivel de la jaula y la diferenciar los residuos que proceden de las heces y del alimento es de gran interés tanto para mejorar el proceso de alimentación como para la estimar el aporte de residuos al medio marino. En este estudio se investiga el flujo de residuos particulados que sale de la jaula a diferentes profundidades y orientaciones. Además, combinando datos del flujo de residuos *in situ* con valores de la producción de residuos obtenidos mediante modelización se estima el alimento desperdiciado. El flujo de residuos particulados fue mayor en la parte más profunda de las jaulas (60.89 %); no obstante, la salida de desechos por los laterales también fue relevante (39.11 %). El flujo de residuos particulados se produce alrededor de toda la red de la jaula, de modo que la influencia de la corriente dominante sobre esta salida de material sólido aunque significativa es baja. El alimento desperdiciado es ampliamente variable, y en ocasiones puede alcanzar valores preocupantes, de hasta el 50 % del alimento suministrado, que dependen probablemente de la atención que se presta durante la alimentación. Este estudio revela que el flujo de residuos particulados predominante es el vertical, sin embargo también destaca la importancia del que se produce por la zona lateral de la jaula como consecuencia del propio hidrodinamismo del cultivo. Además también limita la influencia de la dirección de la corriente dominante en la salida de los residuos de la jaula. La sostenibilidad ambiental depende del alimento que se desperdicia, por lo que sería recomendable que los acuicultores controlasen el alimento que desperdician. Para ello, la utilización de las trampas desarrolladas en este trabajo y ajustadas a las jaulas puede resultar de utilidad.

## 4.2. Introducción

Como cualquier otro sector productivo, la acuicultura que se desarrolla en jaulas ubicadas en mar abierto utiliza recursos naturales. Para garantizar la protección ambiental es necesaria la utilización de prácticas que prevengan y minimicen los efectos ambientales adversos. En este contexto, la cría intensiva de peces de elevado nivel trófico, como la dorada (*Sparus aurata*) o la lubina (*Dicentrarchus labrax*), tiene un riesgo considerable de generar impactos perjudiciales sobre el medio ambiente. Los principales efectos negativos derivados de la cría de peces están relacionados con el vertido de residuos orgánicos al medio circundante, la transmisión de enfermedades a las poblaciones de peces salvajes y las interacciones genéticas derivadas de los escapes de los peces en cautividad (Arechavala-Lopez et al., 2013; Diana, 2012; Read y Fernandes, 2003; Youngson et al., 2001). De entre las consecuencias ambientales perjudiciales, la más preocupante está relacionada con el enriquecimiento orgánico del bentos, causado principalmente por los residuos sólidos en forma de heces y alimento desperdiciado que se depositan sobre el fondo marino (Beveridge, 1996; White, 2013).

La producción de heces de los peces depende de la digestibilidad del alimento (Islam, 2005; Rodehutsord et al., 1994). En algunos estudios se ha postulado que para minimizar esta fracción residual es necesario mejorar la formulación de los alimentos. Para ello, sería de gran utilidad emplear materias primas de elevado valor nutritivo y con nutrientes altamente biodisponibles que se encuentren ajustados a los requerimientos nutricionales de los peces (Bureau y Hua, 2010). Sin embargo, parece improbable que en la formulación de los alimentos de peces carnívoros, en los cuales la proteína de pescado se sustituye progresivamente por proteína de origen vegetal u otras fuentes proteicas, se puedan aumentar los niveles de digestibilidad actuales (sobre el 85 % para la materia seca; (Fernández et al., 2007; Tibaldi et al., 2006), y con ello reducir los residuos en forma de heces sin comprometer el desarrollo apropiado de los peces (Bureau y Hua, 2010; Mente et al., 2011). En un cultivo de peces, la producción de residuos en forma de heces se puede conocer fácilmente en base a la cantidad de alimento ingerido por los peces y la digestibilidad que presenten para la materia seca de la dieta (Chamberlain y Stucchi, 2007). Por el contrario, el alimento desperdiciado es una fracción muy difícil de conocer, ya que depende en gran medida de las prácticas de alimentación de cada granja (Chamberlain y Stucchi, 2007). Además, el comportamiento alimentario de los peces también puede ser un motivo de preocupación con respecto a los desperdicios de alimento, particularmente en especies que mastican el alimento, como se analizó en el

capítulo 1. Estas consideraciones suponen que exista un desconocimiento relativo del origen de los residuos que componen el vertido orgánico particulado que se genera en un cultivo de peces desarrollado en mar abierto: alimento desperdiciado por deficiencias en su suministro, alimento desperdiciado por efecto del comportamiento alimenticio y residuos en forma de heces derivados del metabolismo de los peces.

Varios trabajos han estimado el flujo de residuos orgánicos procedentes de las jaulas de peces que alcanzan el fondo marino (Corner et al., 2006; Holmer et al., 2007; Jusup et al., 2009; Sanz-Lázaro et al., 2011; Yokoyama et al., 2009). Normalmente los efectos ambientales adversos se concentran en la zona de inmediatamente debajo de las jaulas o en sus inmediaciones, y la influencia de los residuos rara vez alcanza más de cien metros alrededor de las instalaciones acuícolas (Henderson et al., 2001, 1997; McGhie et al., 2000). La dispersión de los residuos sólidos y consecuentemente la extensión espacial de sus efectos adversos en el bentos depende de factores como las prácticas de manejo del alimento, el comportamiento alimentario de los peces, las características de sedimentación de los residuos sólidos, el hidrodinamismo del medio y la profundidad y disposición espacial de las jaulas de la granja (Chamberlain y Stucchi, 2007; Cromey y Black, 2005; Sarà et al., 2006). En general se acepta que la dispersión de los residuos particulados que fluyen desde las granjas marinas hacia la columna de agua está dirigida por la corriente dominante y que la componente vertical de dispersión tiene una relevancia mayor que la horizontal (Doglioli et al., 2004). No obstante, las partículas sólidas están sujetas a recorridos aleatorios en el espacio tridimensional que no sólo están influenciados por las condiciones hidrodinámicas de la zona, sino también por las alteraciones que se generan en las corrientes como consecuencia de la disposición de las jaulas en el espacio y del movimiento de los peces en su interior (Gansel et al., 2014; Klebert et al., 2013). Todo esto implica que los residuos sólidos puedan fluir hacia fuera de las jaulas en una dirección diferente a la de la corriente dominante y por diferentes profundidades.

En la actualidad, en las explotaciones acuícolas de peces el coste del pienso supone alrededor del 50 % sobre los gastos de producción (Rana et al., 2009) y por lo tanto, la rentabilidad de las empresas depende en gran medida de la correcta utilización del alimento. Para mejorar el proceso de alimentación es imprescindible que los acuicultores conozcan con exactitud la cantidad de pienso que desperdician. Las grandes implicaciones ambientales y económicas que tienen las pérdidas de alimento requieren que esta fracción sea estimada de una forma precisa que permita evaluar el rendimiento de las granjas y proponer medidas específicas orientadas a mejorar la sostenibilidad de las actividades acuícolas. Por lo tanto, en

este estudio, a través de una aproximación metodológica innovadora, diseñada específicamente para realizar mediciones *in situ* en las jaulas de cultivo, se plantearon los siguientes objetivos: I) averiguar si los residuos particulados que fluyen de las jaulas de peces por las diferentes profundidades y orientaciones están relacionados con la dirección de la corriente dominante, y II) estimar la fracción de los residuos particulados totales que corresponde a alimento desperdiciado y a heces en cultivos de peces criados en condiciones intensivas en mar abierto.

### 4.3. Materiales y métodos

Este estudio consta de dos partes, una experimental y otra estimativa. La primera de ellas se desarrolló en una granja de doradas y lubinas ubicada en la costa de San Pedro del Pinatar (Murcia, SE España) y en ella se cuantificó el flujo de residuos particulados que emanan de las jaulas por diferentes profundidades y orientaciones. El alimento se suministró a los peces mediante un cañón de aire comprimido, situado a bordo de un barco que se encontraba abarloado a la jaula de cultivo por el lado de barlovento, de forma que el alimento se suministraba a favor de la dirección del viento y se dirigía hacia la zona central de la jaula. A continuación, en base a los resultados obtenidos en la parte experimental, se procedió a estimar la cantidad de alimento desperdiciado por los peces. Para realizar las estimas se utilizó el modelo WOMMAD desarrollado en el capítulo 3.

#### 4.3.1. Flujo de residuos particulados en las jaulas de peces

##### 4.3.1.1. Diseño de los muestreadores pasivos de residuos

Para conocer los residuos particulados que fluyen desde las jaulas de cultivo de peces se diseñaron y fabricaron unos muestreadores pasivos de residuos (PWS: acrónimo en inglés de Passive Waste Sampler). Estos dispositivos actúan como una trampa que colecta a nivel de la red de la jaula el material particulado que pasa a su través (Figura 1 A-B). Cada PWS consta de una superficie de recolección cuadrada ( $0.45 \text{ m}^2$ ) fabricada con tubo de PVC (20 mm de diámetro) que se continúa por una estructura en forma de embudo fabricada del mismo material y que define cuatro paredes laterales. Cada pared del embudo consta de una malla fabricada de monofilamento de poliamida de  $40 \mu\text{m}$  de diámetro de poro, que se une a la estructura del embudo. Los paños de malla permiten el flujo de agua a su través, pero impiden el paso del material particulado, el cual se retiene en un contenedor de polietileno (1 l) situado

en el extremo más distal del embudo. Los PWS se fijan directamente sobre la red de la jaula, de modo que interceptan el flujo de residuos de la jaula y evitan el acceso de fauna salvaje a la muestra, particularmente de peces. Estos dispositivos se atan directamente en el fondo de la jaula y en la pared lateral de la red mediante nudos de zafado rápido. Los PWS se construyeron de dos formas diferentes, dependiendo de la zona de la jaula donde fuese a colocarse: los PWS fijados en la parte inferior de la jaula tenían una forma de embudo simétrico (Figura 1A), mientras que los PWS unidos a la zona lateral se inclinaron ( $110^\circ$ ) para evitar la deposición de la muestra sobre la pared del PWS y facilitar el flujo del material particulado hacia el contenedor de la muestra (Figura 1B). Antes de realizar los experimentos se desarrollaron pruebas piloto para evaluar el funcionamiento de las trampas (PWS) y su manejo por los buceadores



Figura 1. Muestreador pasivo de residuos (PWS). A) PWS simétrico que se dispone en posición vertical sobre el fondo de la red (PWS<sub>b</sub>). B) PWS inclinado que se fija en posición horizontal en el lateral de la red de la jaula (PWS<sub>s</sub>).

#### 4.3.1.2. Montaje experimental y análisis de las muestras

La dirección de la corriente más frecuente en la zona de estudio donde se encuentra la granja es de NNW-SSE, no obstante la dirección predominante es hacia SSE, con una velocidad promedio de  $0.26 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  (Aguado-Giménez et al., 2007). Para facilitar el montaje del dispositivo experimental, los PWS se colocaron siguiendo la dirección de los cuatro puntos cardinales. En cada uno de los cuatro puntos cardinales se dispusieron tres PWS: un PWS simétrico en posición vertical en el fondo de la jaula (en adelante PWS<sub>b</sub>) y dos PWS inclinados en posición horizontal en la pared lateral de la red (en adelante PWS<sub>s</sub>), tal y como se muestra



en la Figura 2A. En total se colocaron alrededor de cada jaula 12 PWS: 4 PWS<sub>b</sub> en el fondo y 8 PWS<sub>s</sub> en los laterales. En cada dirección cardinal, la altura del lado lateral de la jaula se dividió en dos mitades, y en el centro de cada mitad se sujetó un PWS<sub>s</sub> (Figura 3A). Por lo tanto, la profundidad a la que se situó cada PWS<sub>s</sub> dependió de las dimensiones de la jaula, concretamente de su profundidad (Tabla 1). Del mismo modo, la profundidad a la que se fijaron los PWS<sub>b</sub> estuvo en función de la profundidad del copo de la jaula (Figura 3B). Además, para medir el nivel basal (*background*) de material particulado del medio se colocaron suspendidos en la columna de agua por dos boyas dos PWS<sub>s</sub> y un PWS<sub>b</sub>, siguiendo la misma configuración que los PWS colocados en la jaula (Figura 2A). Este conjunto de PWS era capaz de orientarse por sí mismo en dirección a la corriente predominante (Figura 3C). Durante los ensayos se colocó un correntímetro (Nortek AquaDopp) a 6 m de profundidad que midió la dirección y la velocidad de la corriente cada 15 minutos a una única profundidad. Tanto el correntímetro como el dispositivo de los PWS del *background* se ubicaron junto a una boya de señalización del perímetro de la concesión administrativa de la granja, aproximadamente unos 150 metros aguas arriba de la zona donde se encontraban las jaulas. Diariamente, a 6 m de profundidad también se registró la temperatura del agua (YSI Pro 20 oxy- and thermometer).

Tabla 1. Dimensiones de las jaulas, profundidades de posicionamiento de los PWS y condiciones de cría durante los ensayos.

	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Ensayo 4
Fecha	Jul-2015	Jun-2015	Apr-2015	Apr-2015
Temperatura del agua (°C)	27.2	23.5	16.0	16.0
Diámetro de la jaula (m)	30	30	25	25
Profundidad de la jaula (m)	11	17	15	7.6
Profundidad del PWS <sub>s</sub> lateral superior (m)	3	4	4	2
Profundidad del PWS <sub>s</sub> lateral inferior (m)	8	12	11	5.5
Profundidad PWS <sub>b</sub> del fondo (m)	11	17	15	7.6
Número de peces	176021	141497	194523	187269
Peso medio de los peces (g)	167.49	328.15	73.60	62.60
Tamaño del pellet (mm)	4	6	2	2

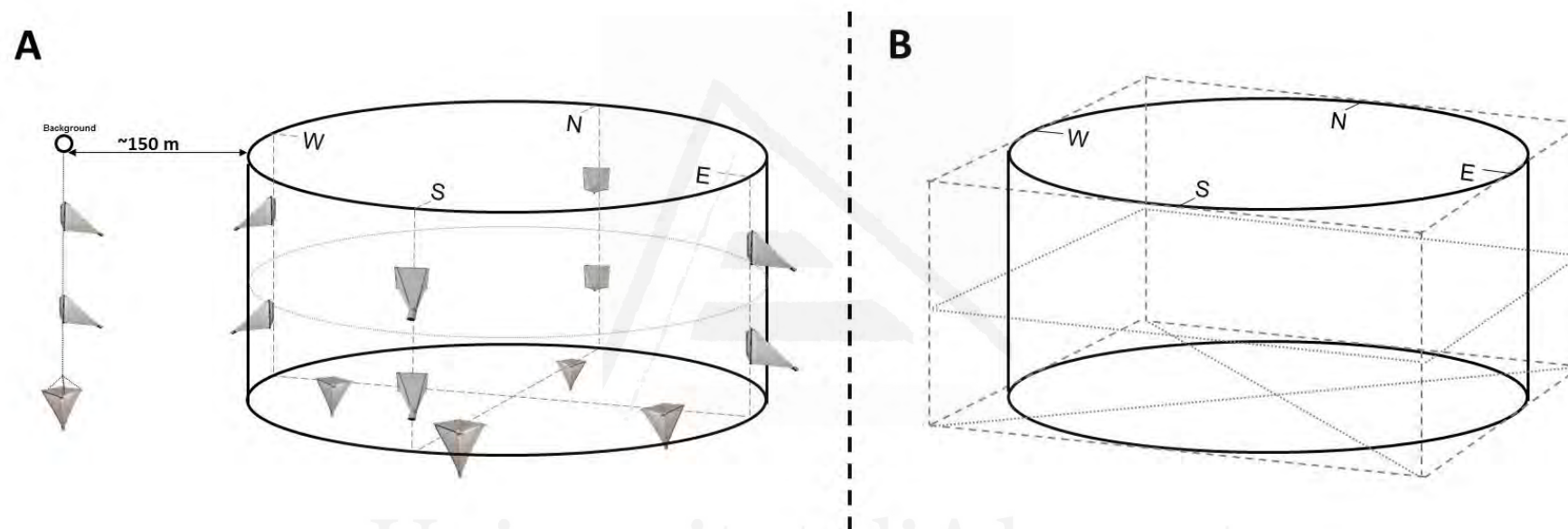


Figura 2: A) Esquema del dispositivo experimental: PWS fijados a las paredes laterales de la jaula y el fondo de la red en los cuatro puntos cardinales. B) Disposición de las cinco superficies de flujo mediante las cuales los residuos particulados fluyen por cada lado y por el fondo hacía fuera de la jaula y que han sido utilizadas para estimar la cantidad total de residuos particulados que emanan diariamente de las jaulas.

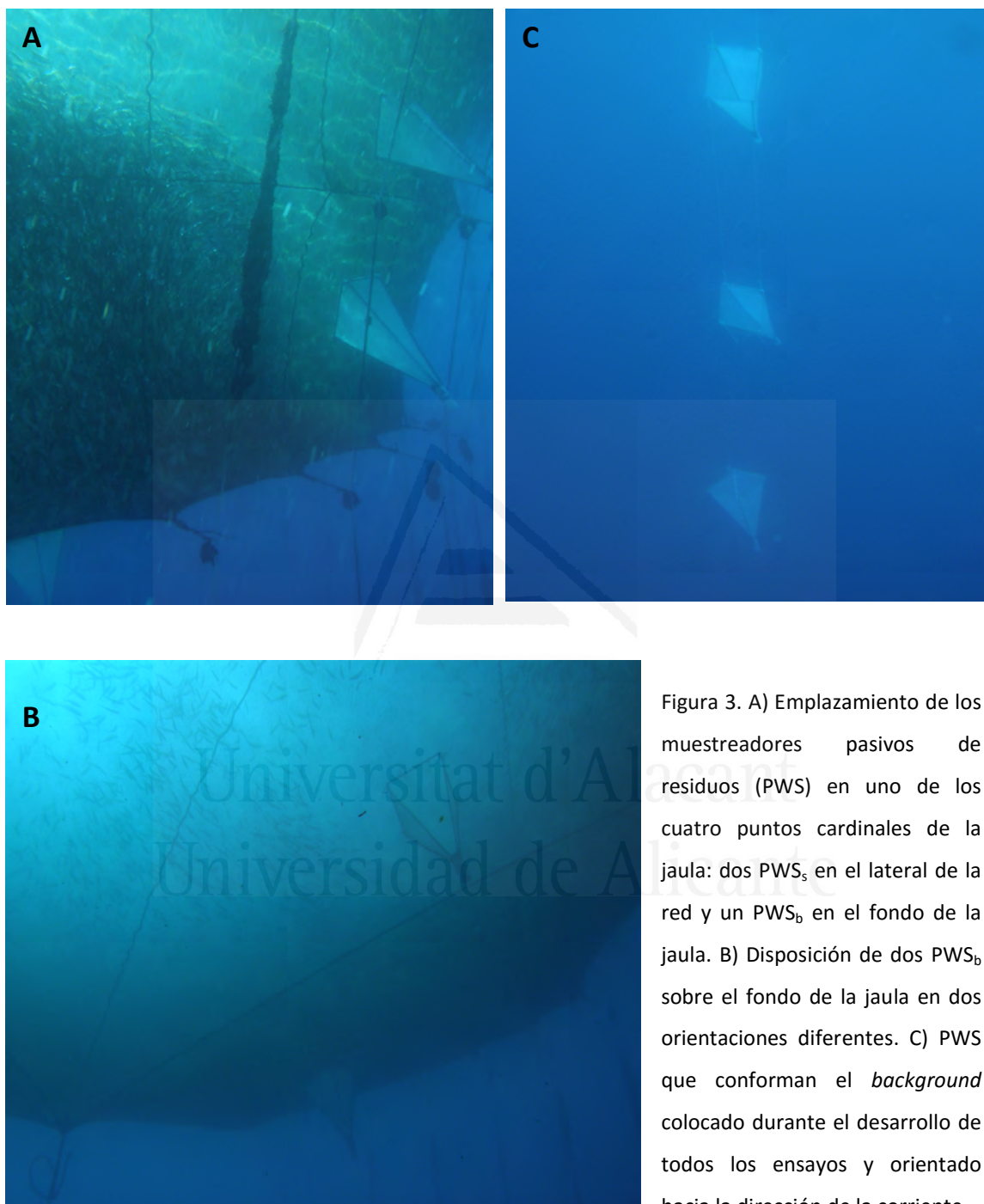


Figura 3. A) Emplazamiento de los muestreadores pasivos de residuos (PWS) en uno de los cuatro puntos cardinales de la jaula: dos PWS<sub>s</sub> en el lateral de la red y un PWS<sub>b</sub> en el fondo de la jaula. B) Disposición de dos PWS<sub>b</sub> sobre el fondo de la jaula en dos orientaciones diferentes. C) PWS que conforman el *background* colocado durante el desarrollo de todos los ensayos y orientado hacia la dirección de la corriente

Los experimentos se llevaron a cabo en dos jaulas de doradas (Ensayo 1 y 2) y dos de lubinas (Ensayo 3 y 4). Las condiciones de cría específicas de cada ensayo aparecen detalladas en la Tabla 1. La configuración experimental anteriormente explicada se instaló a primera hora de la mañana por dos buzos dotados de escafandra autónoma, siempre antes de que los peces de la jaula fueran alimentados. Durante tres días consecutivos, cada 24 horas se recogieron los contenedores con las muestras de material particulado y se sustituyeron por otros vacíos. Por lo tanto en cada ensayo se realizaron tres réplicas diferentes (una réplica por día). Las muestras obtenidas se transportaron refrigeradas (4°C) al laboratorio donde se lavaron con agua destilada mientras se tamizaban (500  $\mu\text{m}$ ) para eliminar residuos interferentes. Posteriormente las muestras se enjuagaron con una solución 0.5 M de formiato de amonio para eliminar la sal marina (Albentosa et al., 1999, 1996; Fernández-Reiriz et al., 1999) y a continuación se centrifugaron (5000 rpm a 4°C durante 12 minutos; Bureau y Cho, 1999) y se eliminó el sobrenadante. Cada muestra resultante se desecó en un horno ( $105 \pm 1$  °C) hasta alcanzar peso constante y se pesó. Entonces, se calculó el flujo de material particulado (PMF: acrónimo del inglés de Particulate Matter Flux) que fluye a través de la red de la jaula por cada orientación y profundidad, y se expresó en  $\text{g (de materia seca)} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$  después de haber sustraído a cada muestra el valor de PMF obtenido en su correspondiente *background*. El PMF que fluyó por cada orientación consideró el PMF de las tres profundidades y se expresó como un porcentaje con respecto al PMF total de la jaula. También se calculó el PMF de cada una de las profundidades considerando el PMF de las cuatro orientaciones de cada profundidad y se expresó como un porcentaje con respecto al PMF total de la jaula.

#### 4.3.1.3. Diseño experimental y análisis estadístico

La logística disponible durante el desarrollo de los ensayos no permitió registrar la dirección y la velocidad a lo largo de toda la columna de agua, por lo que las series hidrodinámicas temporales se obtuvieron únicamente a una profundidad (-6 m). Teniendo en cuenta que la dirección de la corriente no cambia significativamente en los primeros metros de la columna de agua, la dirección de la corriente registrada diariamente fue considerada la misma a las distintas profundidades de la jaula. Por el contrario, la intensidad de la corriente sí que cambia considerablemente en los primeros metros de la columna de agua (Doglioli et al., 2004), y como no fue posible obtener los datos de la velocidad de la corriente a las diferentes profundidades a las que se instalaron los PWS alrededor de la jaula, se optó por no incluir esta variable en el diseño experimental.

En cada ensayo se calculó la frecuencias con la que la corriente fluyó hacia cada uno de los cuatro puntos cardinales, de acuerdo a los arcos de dirección de la corriente que se definen en la Tabla 2. En base a ello, en cada día de experimentación de cada ensayo se categorizaron los cuatro puntos cardinales de acuerdo con la frecuencia en que la dirección de la corriente fluyó hacia cada uno de ellos, desde el más (1) al menos (4) frecuente, con dos niveles intermedios (2 y 3). Consecuentemente, cada día de cada ensayo las orientaciones en las que se colocaron los PWS también se categorizaron de la misma forma, es decir de acuerdo a la frecuencia en que la corriente se dirigió hacia cada punto cardinal cada día.

Tabla 2. Arcos de la dirección de la corriente utilizados para agrupar la dirección de la corriente en cuatro categorías coincidentes con los puntos cardinales y para calcular en base a ellos la frecuencia de distribución de cada dirección de la corriente.

Arco de dirección de la corriente (grados sexagesimales)	Corriendo hacia
316° - 45°	Norte
46° - 135°	Este
136° - 225°	Sur
226° - 315°	Oeste

Los valores obtenidos del PMF en cada PWS se analizaron mediante un modelo de tres factores:

- “Orientación” (O): fijo y ortogonal, con cuatro niveles, desde el 1 al 4, de acuerdo con la frecuencia con la que las corrientes se dirigieron hacia cada orientación cardinal en la que los PWS se colocaron. Por lo tanto, los niveles del factor “O” se asignaron a cada una de las orientaciones hacia las cuales se colocaron los PWS (puntos cardinales en los cuales se posicionaron) después de analizar la serie temporal de la dirección de las corrientes de cada día de experimentación y establecer la distribución de frecuencias.
- “Profundidad” (D): estrato de la jaula por el que los residuos particulados fluyen hacia afuera. Fijo y ortogonal, con tres niveles que coinciden con las tres profundidades en la cuales se posicionaron los PWS sobre la red de la jaula: lateral superior, lateral inferior y fondo.

- “Jaula” (C): como réplica de la interacción entre los factores principales O y D. Aleatorio y anidado en la interacción O x D, con cuatro niveles que corresponden a cada una de las jaulas en las que se desarrolló cada ensayo.

Como se mencionó anteriormente cada réplica de cada ensayo se prolongó durante 24 horas y se repitió un total de tres veces en cada jaula, por lo tanto  $n=3$ . La hipótesis nula ( $H_0$ ) que se estableció fue que no existían diferencias significativas entre el PMF que fluye de las jaulas de peces en los diferentes estratos de profundidad, así como tampoco en las diferentes orientaciones de la jaula definidas con respecto a la dirección de la corriente dominante. Para comprobarlo se realizó un análisis de la varianza parcialmente jerárquico (ANOVA). Previamente se examinó mediante el test de Levene’s la homocedasticidad, y si este supuesto no se cumplía los datos se transformaron mediante el  $\log(x+1)$ . Si esta asunción seguía sin resolverse, entonces la  $H_0$  se examinó utilizando un análisis de la varianza mediante permutaciones parcialmente jerárquico (PERMANOVA; Anderson, 2001)

#### **4.3.2. Estima de los residuos en forma de alimento desperdiciado**

Los residuos particulados derivados de las jaulas de peces están compuestos por una mezcla de heces y alimento desperdiciado. Para realizar una estima de la fracción del alimento suministrado que se desperdicia como alimento no utilizado es necesario conocer el volumen total de residuos que fluyen de las jaulas, la cantidad de heces que producen los peces del cultivo durante el ensayo, y en el caso de la dorada también la cantidad de fragmentos de pellets desperdiciados como consecuencia del masticado del alimento.

##### **4.3.2.1. Estima de los residuos particulados que fluyen a través de las jaulas**

Para estimar la cantidad de residuos particulados totales que fluyen diariamente desde las jaulas se extrapolaron los datos obtenidos del flujo de material particulado (después de realizar los ensayos descritos en la sección 4.3.1.) a cinco superficies de flujo entre las cuales se enmarcó la jaula (Figura 2B). Para realizar esta estimación se consideró que el flujo de residuos particulados se producía a través de cuatro superficies laterales rectangulares, cada una correspondiente a una orientación cardinal (en la que los PWS<sub>s</sub> estaban colocados), cuya longitud de su lado coincidía con el diámetro de la jaula y su altura con la profundidad del copo de la red. Sin embargo, los residuos sólidos también fluyen en dirección vertical desde la parte inferior de la jaula hacia el fondo del mar (donde se colocaron los PWS<sub>b</sub>), y por lo tanto también se consideró una superficie de flujo cuadrada horizontal, cuya longitud de sus dos lados se correspondía con el diámetro de la jaula. La superficie de flujo lateral de cada

orientación cardinal se dividió en dos mitades (superior e inferior; Figura 2B y 3A) y el flujo de material particulado total por cada una de las partes se estimó en base al valor del PMF obtenido por el PWS<sub>s</sub> ubicado en la correspondiente mitad. De una manera similar la superficie de flujo inferior se dividió en cuatro partes iguales, cada una correspondiente a una dirección cardinal, y la cantidad de material particulado que fluye por cada una de estas divisiones se estimó en base al PMF registrado por el PWS<sub>b</sub> situado en cada parte.

#### 4.3.2.2. Estima de la producción de heces

El volumen de heces producido por los peces se puede estimar a partir de la cantidad de alimento que ingiere el pescado y la digestibilidad que presenta por la materia seca de la dieta. El coeficiente de digestibilidad aparente de la materia seca (ADC<sub>DM</sub>) que presentan las doradas y las lubinas se calculó utilizando la ecuación propuesta por Maynard y Loosli (1969) que se detalla en la ecuación 1, utilizando para ello la fibra bruta (CF) como marcador inerte (Follana-Berná et al., 2014; Krontveit et al., 2014; Morales et al., 1999; Tacon y Rodrigues, 1984):

$$(Ec. 1) \quad ADC_{DM} = 100 - (100 \cdot \%CF_d / \%CF_h),$$

donde CF<sub>d</sub> y CF<sub>h</sub> corresponden al contenido en fibra bruta del alimento y de las heces respectivamente. Para calcular los valores de ADC<sub>DM</sub> se recurrió al contenido de fibra determinado en la dieta y en las heces en los ensayos del capítulo 2, ya que el pienso utilizado por la empresa colaboradora era el mismo que se empleó en aquellos ensayos. Los ADC<sub>DM</sub> resultantes que se utilizaron para calcular la cantidad de heces producida por los peces fue de 84.42 % y 80.02 % para la dorada y la lubina, respectivamente. Sin embargo, la cantidad de alimento ingerido por los peces sobre el alimento suministrado no se conoce con exactitud (véase Tabla 1), por lo que es necesario realizar una serie de correcciones que permitan aumentar la precisión de las estimas del alimento que acaba siendo desperdiciado.

Siguiendo la aproximación de Kanyılmaz et al. (2015) se estimó el volumen de residuos en forma de heces cómo si todo el alimento suministrado a los peces de cada jaula hubiera sido ingerido por completo (Ec. 2). La cantidad de alimento desperdiciado se calculó sustrayendo el volumen de heces producido por los peces a la cantidad de residuos particulados totales que se estimaron de acuerdo con la sección 4.3.2.1 (Ec. 3). No obstante, de acuerdo con Corner et al. (2006), este enfoque no es completamente correcto porque una parte del alimento suministrado no se ingiere porque es desperdiciado, y consecuentemente el volumen de heces real producido por los peces es menor al inicialmente estimado. Conocer la

cantidad de alimento que realmente ingieren los peces en las jaulas de explotaciones acuícolas en mar abierto es prácticamente imposible, por lo tanto para realizar un aproximación lo más ajustada posible se estimó la cantidad de alimento ingerido (alimento ingerido corregido) sustrayendo la cantidad de alimento desperdiciado (calculado en la ecuación 3) a la cantidad de alimento suministrado por el granjero (Ec. 4). Consecuentemente la producción total de heces se corrigió (residuos en forma de heces corregidos) siguiendo la ecuación 5 y el alimento desperdiciado realmente (alimento desperdiciado corregido) se estimó de acuerdo con la ecuación 6, y se expresó como un porcentaje con respecto a la cantidad de alimento suministrado.

$$(Ec. 2) \text{ Residuos en forma de heces} = \text{Alimento suministrado} \cdot ADC_{DM}$$

$$(Ec. 3) \text{ Alimento desperdiciado} = \text{Residuos particulados totales} - \text{Residuos en forma de heces}$$

$$(Ec. 4) \text{ Alimento ingerido corregido} = \text{Alimento suministrado} - \text{Alimento desperdiciado}$$

$$(Ec. 5) \text{ Residuos en forma de heces corregidos} = \text{Alimento ingerido corregido} \cdot ADC_{DM}$$

$$(Ec. 6) \text{ Alimento desperdiciado corregido} = \text{Residuos particulados totales} - \text{Residuos en forma de heces corregidos}$$

No obstante, en el caso concreto de la cría de doradas el alimento desperdiciado no está compuesto únicamente por pellets que no utilizan los peces (denominado alimento no utilizado), sino también incluye fragmentos de pellets desaprovechados como consecuencia del masticado del alimento. Utilizando la ecuación obtenida en el capítulo 1 se pudieron distinguir las dos fracciones que componen el alimento desperdiciado en los cultivos de dorada: LbC y alimento no utilizado (Ec. 8).

$$(Ec.7) \text{ LbC (\%)} = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot BW \cdot P_s.$$

$$(Ec. 8) \text{ Alimento no utilizado} = \text{Alimento desperdiciado corregido} - \text{LbC}$$



#### 4.4. Resultados

##### 4.4.1. Hidrodinamismo y categorización de los puntos cardinales en orientaciones

La distribución de frecuencias de la dirección de la corriente de cada uno de los cuatro puntos cardinales y la categorización resultante (niveles del factor principal “O”) de los tres días de cada ensayo se resume en la Tabla 3. La dirección de la corriente no fue uniforme y presentó variaciones dentro de cada día y entre los diferentes ensayos realizados. A lo largo de todos los ensayos la velocidad de la corriente más habitual (durante el 64 % del tiempo) a 6 m de profundidad fue  $0.1 - 0.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , y sólo en una pocas ocasiones (durante el 1 % del tiempo) su intensidad superó  $0.3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Tabla 3. Distribución de frecuencia de las direcciones de la corriente en los cuatro punto cardinales y su categorización del nivel orientación (“O”) realizada en base a la frecuencia en que la corriente fluye en de cada dirección en cada uno de los tres días de cada ensayo.

		Día 1				Día 2				Día 3			
		N	E	S	W	N	E	S	W	N	E	S	W
Ensayo 1	%	21.95	17.07	31.71	29.27	18.75	31.25	27.08	22.92	10.11	25.88	40.02	24.08
	Nivel “O”	3	4	1	2	4	1	2	3	4	2	1	3
Ensayo 2	%	42.19	12.19	4.14	41.48	42.92	10.42	6.25	35.41	34.02	14.26	13.82	37.90
	Nivel “O”	1	3	4	2	1	3	4	2	2	3	4	1
Ensayo 3	%	43.91	19.51	7.31	29.27	31.25	14.58	29.17	25.00	4.17	16.67	58.33	20.83
	Nivel “O”	1	3	4	2	1	4	2	3	4	3	1	2
Ensayo 4	%	12.55	20.83	54.17	12.45	18.75	35.32	35.42	10.41	6.25	4.17	75.00	14.58
	Nivel “O”	3	2	1	4	3	2	1	4	3	4	1	2

##### 4.4.2. Flujo de residuos particulados procedentes de jaulas de cría de peces

El requisito de homocedasticidad no se cumplió ni antes ni después de realizar la transformación del  $\log(x + 1)$  de los datos (Test de Levene:  $P > 0.05$ ), por lo tanto la veracidad de la  $H_0$  se examinó utilizando un análisis PERMANOVA parcialmente jerárquico, cuyos resultados se detallan en la Tabla 4. El test PERMANOVA reveló que el PMF no cambió significativamente como consecuencia de la interacción de los dos factores principales (D x O;  $P > 0.05$ ), sin embargo el PMF fue significativamente diferente cuando se los factores “D” y “O” por separado (para ambos factores  $P < 0.001$ ). Además se observó una variabilidad aleatoria significativa entre los diferentes ensayos realizados (C (O x D);  $P < 0.001$ ). Los componentes de variación de los principales factores estimados mediante el análisis PERMANOVA mostraron

que el factor “D” por sí mismo explica más del doble de la variabilidad total del PMF que la que explicó el factor “O” por sí solo.

Tabla 4. Resultados del análisis PERMANOVA para el flujo de material particulado (PMF) que sale hacia fuera de las jaulas (O: orientación, D: profundidad; C: jaula; \*\*\*  $P < 0.001$ ; n.s.: no significativo)

Fuentes de variación	g.l.	SS	MS	F	P	Componentes de variación
O	3	10892	3631	4.41	***	8.83 (19.02 %)
D	2	52333	26167	31.77	***	22.97 (49.47 %)
O x D	6	470.86	78.47	0.01	n.s.	-7.88 (0 %)
C (O x D)	36	29646	823.51	4.55	***	14.63 (31.51 %)
Residual	96	17353	180.76			
Total	143					

Los PWS que colectaron la mayor y menor cantidad de residuos particulados fueron los que se interpusieron a la dirección de la corriente que presentó una frecuencia mayor (orientación 1:  $47.47 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$  en promedio) y menor (orientación 4:  $36.14 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$  en promedio) respectivamente. El test PERMANOVA por pares realizado para identificar las diferencias entre los niveles del factor “O” mostró que el PMF que emana por la dirección hacia la cual se dirige la corriente más frecuente (orientación 1: 28.75 % del PMF total) fue significativamente mayor ( $P < 0.05$ ) que el PMF que fluye en las restantes orientaciones respecto a la corriente principal y que presentaron una frecuencia más baja (orientación 3 y 4: 23.69 % y 21.89 % del PMF total respectivamente). El PMF registrado por la segunda dirección de la corriente más frecuente (orientación 2: 25.67 % del PMF total) no difirió de forma significativa ( $P > 0.05$ ) en términos cuantitativos con respecto al flujo observado en el resto de las direcciones de la corriente (orientaciones 1, 3 y 4).

La profundidad fue el factor que explicó una mayor proporción de la variabilidad observada en el PMF ( $P < 0.001$ ; Tabla 4). El PERMANOVA por pares realizado para identificar las diferencias entre los niveles del factor “D” determinó que el PMF registrado por el fondo (58.12 % del PMF total) fue significativamente mayor ( $P < 0.001$ ) al PMF que fluyó por la parte lateral superior e inferior (20.33 % y 21.56 % del PMF total respectivamente) de las jaulas (Figura 3B). Además, el PMF que se cuantificó tanto en la parte lateral superior como inferior de la red no mostró diferencias significativas ( $P > 0.05$ ). Teniendo en cuenta que el área de la superficie de flujo de la parte lateral y de la parte inferior de la jaula no es la misma, para conocer la proporción respecto al total de los residuos particulados que fluyen a través de

cada uno de los estratos de la jaula es necesario corregir los resultados obtenidos del PMF en base a la superficie de cada estrato, por lo tanto la proporción de los residuos totales que emanaron por la zona lateral superior, lateral inferior y fondo de la jaula fueron del 19.43 %, 19.68 % y 60.89 % respectivamente.

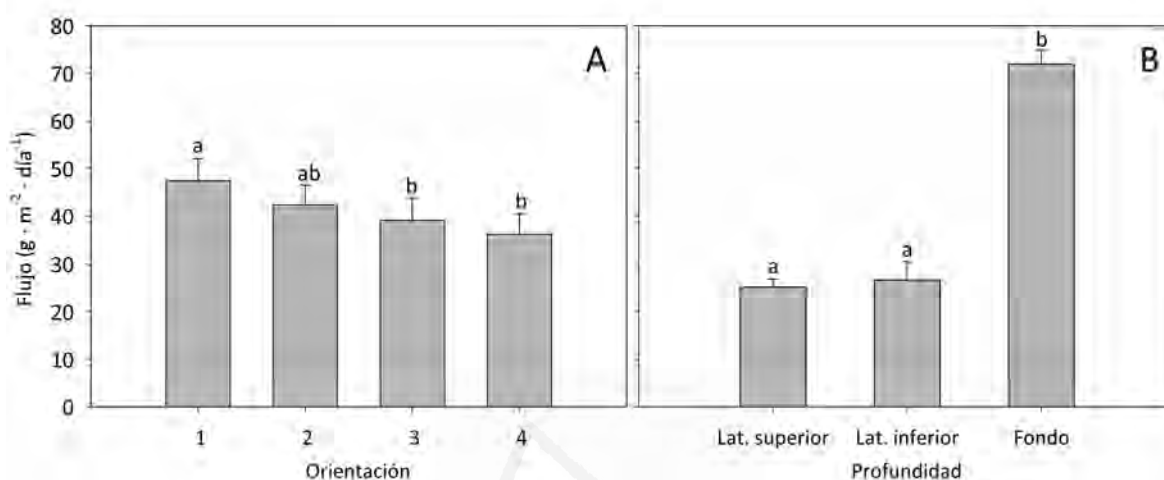


Figura 3. Flujo de material particulado que emana por las diferentes orientaciones (A) y profundidades (B) de las jaulas. Las letras diferentes encima de las barras indican la existencia de diferencias significativas entre los diferentes niveles del factor orientación (A; PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ ) y profundidad (B; PERMANOVA por pares,  $P < 0.001$ ).

Universitat d'Alacant

Universidad de Alicante

#### 4.4.3. Estima del alimento desperdiciado

Las estimas de la fracción de alimento desperdiciado fueron muy variables entre los diferentes ensayos (Tabla 5). Una vez realizadas las correcciones pertinentes, el alimento desperdiciado estimado durante los ensayos varió entre el 8.56 % y el 52.20 % del alimento suministrado. En los ensayos 1 y 2 que se realizaron con doradas, la fracción de alimento desperdiciado como consecuencia del comportamiento masticador (LbC) representó el 4.54 % y 6.65 % del alimento suministrado respectivamente. Las LbC mayores se registraron en las jaulas que contenían a las doradas más grandes (330 g) que también fueron alimentadas con los pellets más grandes. En estos dos ensayos, la fracción de alimento no utilizado (Ec. 8) representó el 6.37 % (en las doradas más pequeñas) y el 1.37 % (en las doradas más grandes) del alimento suministrado. La fracción de alimento desperdiciado más grandes se obtuvieron en los ensayos 3 y 4 (52.20 % y 24.76 % respectivamente) desarrollados en las jaulas con los

peces más pequeños (lubinas de 73.60 g y de 62.60 g) y en condiciones de temperatura del agua baja (Tabla 1: 16°C).

Tabla 5: Datos de entrada y pasos para la estima del alimento desperdiciado (alimento no consumido y/o pérdidas de alimento por masticación) en los cuatro ensayos llevados a cabo en jaulas de acuicultura de dorada y lubina. El peso de los peces se expresa en peso húmedo mientras que el resto de valores se expresan en peso seco (media  $\pm$  error estándar).

	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Ensayo 4
Especie	Dorada	Dorada	Lubina	Lubina
Peso de los peces (g)	167.49	328.15	73.60	62.60
Alimento suministrado ( $F_s$ ) <sup>1</sup> (Kg d <sup>-1</sup> )	469.09 $\pm$ 42.81	603.46 $\pm$ 0.00	159.54 $\pm$ 0.00	159.54 $\pm$ 0.00
ADC <sub>DM</sub> <sup>2</sup> (%)	84.42	84.42	80.02	80.02
Residuos particulados totales <sup>3</sup> (Kg d <sup>-1</sup> )	112.32 $\pm$ 3.36	134.71 $\pm$ 10.74	73.43 $\pm$ 9.85	59.17 $\pm$ 0.18
Residuos en forma de heces (F) <sup>4</sup> (Kg d <sup>-1</sup> )	71.77 $\pm$ 6.55	93.48 $\pm$ 0.00	22.77 $\pm$ 0.00	31.88 $\pm$ 0.00
Alimento desperdiciado(WF) <sup>5</sup> (% sobre $F_s$ )	8.65 $\pm$ 1.79	6.83 $\pm$ 1.40	26.05 $\pm$ 6.17	17.11 $\pm$ 0.11
Alimento ingerido corregido <sup>6</sup> (Kg d <sup>-1</sup> )	428.54 $\pm$ 46.05	562.22 $\pm$ 10.84	117.99 $\pm$ 9.85	132.25 $\pm$ 0.18
F corregido <sup>7</sup> (Kg d <sup>-1</sup> )	65.57 $\pm$ 7.04	87.08 $\pm$ 1.67	14.47 $\pm$ 1.97	26.42 $\pm$ 0.03
WF corregido <sup>8</sup> (% sobre $F_s$ )	10.91 $\pm$ 1.94	8.56 $\pm$ 2.38	52.20 $\pm$ 13.30	24.76 $\pm$ 0.20
LbC <sup>9</sup> (% sobre $F_s$ )	4.54	6.65	-	-
Alimento no utilizado <sup>10</sup> (% sobre $F_s$ )	6.37	1.81	52.20	24.76

<sup>1</sup>Valores proporcionados por el acuicultor. <sup>2</sup> Coeficiente de digestibilidad aparente de la materia seca (ADC<sub>DM</sub>). <sup>3</sup>Estimado a partir del flujo de material particulado que sale todos los días a través de las cinco superficies. <sup>4</sup>Obtenido a partir de la ecuación 2. <sup>5</sup>Estimado a partir de la ecuación 3. <sup>6</sup>Corregido con la ecuación 4. <sup>7</sup>Corregido con la ecuación 5. <sup>8</sup>Corregido con la ecuación 6. <sup>9</sup>Estimado a partir de la ecuación 7. <sup>10</sup>Calculado sustrayendo<sup>9</sup> a <sup>8</sup>. Las ecuaciones se muestran en la sección 4.3.2.2.

#### 4.5. Discusión

Este estudio revela que la mayor parte de los residuos particulados derivados de los cultivos de peces fluye por el fondo de la jaula, sin embargo el flujo de material particulado que emana por los laterales de la jaula también tiene una magnitud considerable. La dirección de la corriente predominante, a pesar de las diferencias encontradas, no tuvo un efecto sustancial sobre el flujo de residuos particulados a escala espacial de la jaula. Además, los resultados han determinado que la fracción de alimento que no es consumido por los peces es muy variable, y dependiendo de las condiciones operativas de la granja estas puede alcanzar valores alarmantes (incluso por encima del 50 % del alimento suministrado). Consecuentemente, sería recomendable que los acuicultores establezcan un autocontrol sobre

los desperdicios de alimento para que se pueda mejorar el rendimiento y la sostenibilidad de las explotaciones acuícolas.

Para evitar los efectos adversos derivados del vertido orgánico en hábitats sensibles y prevenir las interferencias de la acuicultura con otros usos costeros, las granjas de peces suelen ubicarse lejos de la costa, en condiciones de mar abierto. En estas localizaciones los efectos nocivos derivados del vertido de residuos disueltos se amortiguan gracias al elevado hidrodinamismo presente en la zona (Pitta et al., 2009), situación que también favorece la dispersión de los residuos particulados (Holmer, 2010). La dispersión de los residuos particulados a una escala de centenares de metros se encuentra fuertemente influenciada por la dirección de la corriente dominante del lugar, lo que hace que el material particulado se acumule sobre el bentos formando una pluma típica de residuos (Cromey y Black, 2005). Sin embargo, a la escala espacial de una jaula, diferentes factores hacen que este efecto no sea tan apreciable y los residuos fluyan por todo el perímetro de la jaula en una magnitud bastante similar. La forma de la jaula y su disposición en el espacio (dentro del conjunto de jaulas que conforman una granja) implica que la dirección de la corriente se vea modificada (Klebert et al., 2013). Además, la porosidad de la red, la flexibilidad y el *biofouling* que cubre la red pueden afectar a las corrientes que se generan dentro y alrededor de las jaulas (Løilly, 1993; Shim et al., 2009), así como también influye la biomasa de los peces estabulados en el interior de la jaula y los movimientos natatorios que efectúan (Gansel et al., 2014). Por lo tanto, la compleja interacción que se establece entre estos determina que se produzca un campo variable de corrientes dentro y alrededor de las jaulas (Brager et al., 2015). En los distintos ensayos realizados se registraron continuos cambios en la dirección de la corriente a lo largo del día, lo que resultó en un flujo de los residuos sólidos hacia fuera de la jaula en cualquier dirección. Cheshuk et al. (2003) también demostraron que la dirección de la corriente cambiaba continuamente durante el día alrededor de jaulas de salmón del Atlántico (*Salmo salar*) y que los residuos se dispersaban en todas direcciones. Los peces del cultivo también pueden influir de diferentes formas sobre los flujos de agua que se establecen dentro y en el entorno de las jaulas, como por ejemplo disminuyendo la intensidad de la corriente y girándola (rotándola) alrededor del banco de peces (Gansel et al., 2014; Johansson et al., 2007) o generando corrientes verticales y/o horizontales como consecuencia de su comportamiento natatorio (Chacon-Torres et al., 1988), particularmente cuando se están alimentando. Para especies acuícolas del Mediterráneo no se conocen estudios que hagan referencia al comportamiento de los peces cuando se crían en condiciones de cultivo intensivas. No obstante, algunas conductas de los peces en las jaulas son similares a las del salmón del

Atlántico (*Salmo salar*). Esta especie, cuando se cría en cautividad, al igual que ocurre con las doradas y lubinas, mientras no está siendo alimentada forma bancos de peces que exhiben un patrón de natación circular (en inglés *schooling of fish*; Korsøen et al., 2009; Oppedal et al., 2011). Este comportamiento natatorio crea una presión negativa en el centro del cardumen de peces produciéndose un vórtice que desplaza el agua hacia abajo, que facilita la renovación del agua en el interior de la jaula (Gansel et al., 2014). Cuando el agua alcanza la parte más baja del banco de peces y lo supera, entonces a esa profundidad el flujo de agua vertical se interrumpe y se produce un flujo de agua en todas direcciones que favorece la dispersión de los residuos (Chacon-Torres et al., 1988). Esta situación podría explicar que la interacción O x D no fuera significativa con respecto al PMF. Cuando un flujo de agua pasa a través de una jaula flotante disminuye su intensidad entre un 20-60 % (Fredriksson et al., 2007) y aun así esta corriente es capaz de modificar la dirección del vórtice de circulación del agua que generan los peces (*schooling of fish*), por lo que se establece un flujo neto de agua en la dirección de la corriente predominante (Gansel et al., 2014). Como resultado, el flujo de material particulado que emana en la dirección de la corriente predominante se ve favorecido, tal y como ocurrió en nuestros ensayos. Sin embargo a pesar de las diferencias significativas encontradas con respecto al flujo de residuos particulados en las diferentes orientaciones de la jaula (definidas con respecto a la dirección de la corriente dominante) su magnitud fue similar entre las cuatro orientaciones.

El vórtice de flujo que se forma dentro de la jaula por la circulación de los peces y la ruptura en la circulación de agua que se establece debajo del banco de peces podría favorecer que la mayor parte de los residuos se dispersen por la parte más profunda de la jaula, además de las fuerzas gravitatorias, obviamente. En este estudio, el 80.57 % de los residuos particulado totales salieron de la jaula por este sector, y más concretamente la mayoría de los residuos sólidos salieron por el fondo de la jaula en toda su superficie (60.89 %). Por lo tanto, las fuerzas gravitacionales gobiernan el proceso de dispersión de los residuos frente a otro tipo de fuerzas (p.ej. la dirección de la corriente dominante).

Los residuos particulados que fluyen de las jaulas constituyen un recurso trófico que explotan los peces salvajes que se agregan alrededor de las granjas, como veremos en el siguiente capítulo. Dempster et al. (2005) observaron que la mayor abundancia de peces salvajes agregados alrededor de las jaulas de cultivo se localiza en la parte más profunda de las jaulas. Por el contrario, Bacher et al. (2015) determinaron que la mayor abundancia de peces salvajes se encontraba en la parte más superficial, aunque sólo durante el proceso de

alimentación. Los peces del cultivo, justo antes de empezar la alimentación como respuesta anticipatoria nadan hacia la superficie de la jaula donde defecan abundantemente como preámbulo a la ingesta de alimento (Oppedal et al., 2011; Sanchez-Vazquez y Madrid, 2001). Durante la alimentación la mayoría de los peces se congregan en los primeros metros de la columna de agua y nadan erráticamente mientras consumen el alimento (Ang y Petrell, 1998; Oppedal et al., 2011). Todas estas condiciones junto al polvo de pienso que se generan como consecuencia del suministro del alimento con medios neumáticos (Brager et al., 2015; Cheshuk et al., 2003) podrían explicar que la cantidad de residuos particulados totales que fluye a través del estrato de la jaula superior (19.43 %) fuese muy similar a la que sale por el lateral profundo (19.68 %). En este complejo escenario, otros factores como el comportamiento de los peces con respecto a las condiciones ambientales y meteorológicas (condiciones lumínicas, temperatura del agua, hidrodinamismo, etc.), o el estado fisiológico de los peces (salud, bienestar, estado de maduración, etc.) podrían también influir sobre el tipo de los residuos particulados y la forma en que estos emanan de las jaulas (Corner et al., 2006).

Una correcta gestión de la alimentación es esencial para conseguir una piscicultura eficiente a la vez que sostenible (Hasan y New, 2013), por lo que conocer el aprovechamiento del alimento durante la operaciones de cultivo es un asunto de gran interés para los productores. Chamberlain y Stucchi (2007) realizaron una revisión de la literatura científica para conocer la cantidad de alimento que se desperdicia en los cultivos de peces. Independientemente de la metodología utilizada para conocer esta fracción residual, el factor común entre todas las estimas fue la alta variabilidad existente, consecuencia de las diferencias entre las prácticas de manejo de los productores en sus explotaciones (Cromey et al., 2002; Reid et al., 2009). La cantidad de alimento desperdiciado en granjas de salmón del Atlántico oscila entre el 0-40 % del alimento suministrado, aunque los valores promedios para el ciclo completo de engorde se encuentran entre el 5-10 % (Chamberlain y Stucchi, 2007). Estos porcentajes coinciden con las estimas intuitivas realizadas por los productores de doradas y lubinas del Mediterráneo (Piedecausa et al., 2009). Las estimas de este trabajo indican que el alimento desperdiciado osciló entre el 8.52 % y el 52.20 %, resultados que son consistentes con la alta variabilidad reportada en la literatura científica. La proporción de alimento desperdiciado más grande se detectó en las lubinas de menor tamaño alimentadas en condiciones de baja temperatura. Los peces jóvenes deben aprender a aproximarse al alimento y a ingerirlo, habilidades que se consiguen a lo largo de su desarrollo mediante el aprendizaje. El nivel de aprendizaje en el proceso de alimentación se fundamenta en el grado de apetito que experimentan los peces (Staddon y Hinson, 1983). Los peces que proceden de

un criadero y llevan poco tiempo en el interior de las jaulas flotantes situadas en mar abierto son poco hábiles y no realizan una captura del alimento eficiente. Además, cuando los peces están sometidos a bajas temperaturas, como animales poiquiloterms que son, ven disminuido su apetito. Por consiguiente, un limitado aprendizaje de las lubinas de pequeño tamaño, una temperatura durante el experimento baja y un proceso de suministro del alimento probablemente inadecuado podrían ser las razones que explicaran el elevado desperdicio de alimento y su variabilidad registrada en los ensayos realizados con lubinas. Por el contrario los valores más bajos del alimento desperdiciado se observaron en las doradas de mediano-gran tamaño, y aunque los ensayos no permite establecer un patrón consistente, los resultados sugieren que la fracción de alimento desperdiciado es menor cuanto más grandes son los peces. Así pues la experiencia adquirida por las doradas a lo largo de su desarrollo podría ser la responsable de la conducta alimenticia más eficiente de los peces más grandes (Bryan, 1973; Clarke y Sutterlin, 1985). También es importante destacar que los ensayos llevados a cabo con doradas se realizaron bajo condiciones de temperatura elevadas, situación que estimula el apetito y por lo tanto el consumo de alimento. La fracción del alimento desperdiciado fue mayor en las doradas de pequeño tamaño alimentadas con pellets de menor tamaño (4 mm) que en doradas más grandes alimentadas con pellets de mayor tamaño (6 mm). Después de estimar las pérdidas de alimento por el masticado del alimento, los resultados mostraron que esta fracción representaba una proporción considerable del alimento desperdiciado, siendo esta mayor en las doradas más grandes. Por lo tanto, la elección de regímenes alimenticios basados en la utilización de pellets de menor tamaño a los utilizados en la actualidad podría ayudar a reducir la cantidad de alimento desperdiciado sustancialmente, tal como se concluyó en el capítulo 1. Por el contrario, la fracción del alimento desperdiciado que corresponde exclusivamente al no utilizado (sin considerar las pérdidas por masticado) está relacionada directamente con las prácticas de alimentación, y esta fracción fue sustancialmente menor en las doradas más grandes bajo las condiciones de nuestros ensayos.

El control del proceso de alimentación es una medida a tener en cuenta para minimizar la cantidad del alimento desperdiciado así como las implicaciones ambientales y económicas derivadas de este fenómeno. No obstante, detectar cuando los peces están saciados en los cultivos en jaulas flotantes es una tarea difícil, sobre todo cuando los peces son pequeños y/o tienen poco apetito. Las condiciones ambientales también pueden dificultar el control del proceso de alimentación por lo que en las zonas más protegidas, la vigilancia de la alimentación es más simple que en condiciones de mar abierto. Sin embargo, existen



soluciones técnicas para monitorizar el proceso de alimentación como cámaras de visión submarina (Foster et al., 1995; Parsonage y Petrell, 2003) y sistemas hidroacústicos (Alanr et al., 2001), pero estos sistemas son caros y requieren un elevado mantenimiento (Parsonage y Petrell, 2003; Zion, 2012), particularmente en zonas de ambientes templados, por lo que su implementación por empresas que operan en el Mediterráneo en condiciones *offshore* no es habitual. En estos casos el control de la alimentación se basa en la percepción subjetiva del operador que alimenta a los peces. Sin embargo, una adecuada suministro del alimento requiere de una monitorización continua del comportamiento de los peces para detectar cuando están saciados y poder ajustar la ración de alimento (Madrid et al., 2001). Consecuentemente sería recomendable que los productores reevaluaran sus prácticas de manejo y llevaran a cabo un autocontrol de los desperdicios de alimento, para cuyo fin los PWS pueden ser una herramienta útil. Por lo tanto, las empresas acuícolas de producción de peces deberían realizar un análisis de costes y beneficios para evaluar la alternativa más beneficiosa que les permita reducir los desperdicios de alimento: inversión en la formación de los operarios y aumento de personal para realizar un control más efectivo del proceso de alimentación y/o implementación de tecnología que permita la monitorización del proceso.



Figura 4. Recolección de una muestra de un PWS ubicado debajo de la jaula durante un ensayo realizado con doradas. Se observa la sedimentación de material particulado emanado por el fondo de la jaula.

El cultivo de peces implica la sedimentación de una cantidad considerable de residuos particulados orgánicos en el fondo del mar de las proximidades de las granjas (Holmer et al., 2007; Olsen et al., 2008) y particularmente debajo de la instalación acuícola (Pusceddu et al., 2007). Algunos autores han apuntado a que la contribución del alimento desperdiciado al enriquecimiento orgánico del lecho marino de debajo de las jaulas es mayor al de las heces, y conforme nos alejamos de la jaula la contribución de las heces aumenta (Chamberlain y Stucchi, 2007). Las diferencias existentes en la densidad y en la velocidad de sedimentación explican las diferencias que se establecen entre el alcance espacial de los residuos en forma de alimento desperdiciado y heces (Chen et al., 2003; Findlay y Watling, 1994; Pérez et al., 2014; Piedecausa et al., 2009). Además, el alimento desperdiciado por su lenta mineralización es más refractario que las heces (Fernandez-Jover et al., 2007; Piedecausa et al., 2012), por lo que normalmente la huella sobre el bentos se encuentra normalmente dentro de un radio de menos de cien metros alrededor de las instalaciones acuícolas (Henderson et al., 2001, 1997; McGhie et al., 2000). Las heces son la fracción de los residuos particulados cuantitativamente más abundante (Reid et al., 2009) siempre y cuando la fracción de alimento desperdiciado no exceda del 15-20 % sobre el alimento suministrado, como se deduce de este estudio, por lo tanto los esfuerzos dirigidos a reducir el enriquecimiento orgánico de bentos debe centrarse en minimizar los desperdicios de alimento.



***CAPÍTULO 5***

***VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA ICTIOFAUNA  
SALVAJE AGREGADA ALREDEDOR DE UNA GRANJA  
ACUÍCOLA MEDITERRÁNEA: INFLUENCIA DE LAS  
CONDICIONES AMBIENTALES Y DE CULTIVO***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



### 5.1. Resumen

Las comunidades de peces salvajes agregadas alrededor de las granjas de acuicultura en mar abierto muestran una variabilidad espacial y temporal en su composición y estructura. En general, la variabilidad temporal de esta comunidad de peces ha sido menos profundamente estudiada que la espacial. En este estudio se ha analizado la variabilidad temporal a diferentes escalas, siguiendo un diseño de muestreo jerárquico e incluyendo los diferentes años, las estaciones y las horas del día como factores principales. Los niveles del último factor coincidieron con diferentes intensidades alimenticias en la granja. Además se exploró el efecto algunas variables ambientales y de producción sobre la variabilidad temporal de la ictiofauna salvaje agregada en la granja, tales como la temperatura del agua, la duración del fotoperiodo, la cantidad de alimento suministrado, el número de peces y la biomasa del stock en cultivo. También se analizó la dinámica de las principales especies dominantes de la comunidad para detectar posibles efectos de segregación temporal. Las fuentes más relevantes de variabilidad temporal de la abundancia y de la estructura de la comunidad fueron los cambios estacionales a lo largo de los años y los cambios horarios con diferentes intensidades de alimentación en determinadas estaciones. La cantidad de alimento suministrada fue la variable de producción que mejor explicó el patrón temporal de la abundancia total de peces salvajes agregados, mientras que esta variable en combinación con las horas de luz del día (fotoperiodo) explicó la estructura de la comunidad. *Liza ramada* y *Sarpa salpa* fueron las especies dominantes de la comunidad en invierno y siempre permanecieron agregadas alrededor de la granja. *Boops boops*, *Oblada melanura* y *Sardinella aurita* dominaron la comunidad en primavera, verano y otoño, y mostraron un patrón de presencia marcadamente estacional. Estas tres especies, aunque coincidieron alrededor de la granja la mayor parte del tiempo, mostraron una abundancia máxima segregada en el tiempo y relacionada con su ciclo reproductivo. Este estudio pone de manifiesto la importancia de conocer el patrón temporal de abundancia de las especies dominantes para comprender mejor la interacción entre el cultivo de peces y la comunidad de peces salvajes agregada a su alrededor, y para determinar la contribución de los peces salvajes al reciclado de los residuos derivados de las actividades acuícolas.

## 5.2. Introducción

En la acuicultura que se desarrolla en jaulas marinas, algunos recursos se comparten entre los animales del cultivo y la fauna silvestre, por lo que se establecen interacciones entre los componentes del cultivo y los del entorno natural. Como consecuencia de la cría de peces en mar abierto, algunos desechos (principalmente residuos orgánicos en forma de heces y alimento no ingerido) se incorporan al medio ambiente y estimulan la actividad biológica en las zonas próximas a la granja. Esta entrada de materia orgánica, ha sido postulada como la principal causa de la agregación de los peces salvajes (Fernandez-Jover et al., 2008; Tuya et al., 2006) alrededor de granjas en todo el mundo: en el Mar Mediterráneo (Dempster et al., 2005, 2002, Fernandez-Jover et al., 2009, 2008; Valle et al., 2007), Mar Rojo (Özgül & Angel 2013), Canarias (Boyra et al., 2004), Escocia (Carss, 1990), Noruega (Bjordal & Skar 1992, Dempster et al. 2010), Australia (Dempster et al., 2004) e Indonesia (Sudirman et al., 2009). Sin embargo, siguen sin esclarecerse los efectos que tienen los residuos de los peces del cultivo sobre la distribución y la fisiología de los peces salvajes asociados a las granjas (Uglem et al., 2014). El fenómeno de agregación de los peces salvajes se ha asemejado al funcionamiento de un dispositivo de atracción de peces (FAD: *fish attraction device*) de elevadas dimensiones (Dempster et al., 2002). Sin embargo, debido a las dimensiones y las características inherentes de las instalaciones acuícolas el “aqua-ecosistema” que se genera en los cultivos de peces presenta una complejidad mucho mayor a la de un FAD típico.

En el Mediterráneo, las agregaciones de peces salvajes alrededor de las piscifactorías muestran variaciones espaciales y temporales en su composición y estructura (Bacher et al., 2015, 2012, Dempster et al., 2005, 2002; Fernandez-Jover et al., 2008; Segvić Bubić et al., 2011; Valle et al., 2007). La variabilidad espacial ha sido estudiada en diferentes lugares, a distintas profundidades y distancias de las jaulas (Dempster et al. 2002, 2004, Dempster et al. 2005, Fernandez-Jover et al. 2008, 2009), y en general, cuanto más cerca están los hábitats naturales de las jaulas de cultivo, las comunidades de peces salvajes son más abundantes y diversas (Dempster et al., 2002). La variabilidad temporal ha recibido menos atención que la espacial. Sin embargo, varios trabajos han demostrado un fuerte efecto estacional (Valle et al., 2007) o incluso interanual en las variaciones de abundancia de los peces salvajes (Fernandez-Jover et al., 2008). Las escalas de variabilidad temporal de corto plazo también han sido evaluadas (Bacher et al., 2015; Sudirman et al., 2009), sin embargo ningún estudio ha incluido tanto las escalas temporales a largo como a corto plazo y sus interacciones.

La variabilidad temporal en la comunidad de peces salvajes es el resultado de la interacción entre los factores ambientales y locales. La magnitud y la duración de los cambios en la dinámica de la comunidad en respuesta a la variabilidad ambiental, depende profundamente de la escala temporal y/o espacial en que los procesos ambientales tienen lugar (Schneider, 1994). Por lo tanto, los patrones de variabilidad temporal no pueden entenderse completamente sin considerar sus variables directoras. Los peces son animales poiquiloterms, consecuentemente la temperatura del agua y el fotoperiodo juegan un papel clave sobre su distribución y actividad (Madurell et al., 2004; Norton, 1999). Por este motivo, podrían acontecer efectos de segregación temporal entre las diferentes especies, lo que podría afectar a la totalidad de la comunidad. Dempster et al. (2002) sugirieron que la variabilidad de las comunidades de peces salvajes agregadas en las granjas podría deberse a cambios en las condiciones oceanográficas y ambientales, o a sus interacciones, como ocurre en los FADs (Deudero, 2001). La heterogeneidad de la agregación de peces salvajes alrededor de la granja se debe principalmente a la composición de las comunidades naturales de alrededor (Dempster et al., 2005; Fernandez-Jover et al., 2008). No obstante, Fernandez-Jover et al. (2008) sugirieron que estas agregaciones de peces pueden estar fuertemente influenciadas por algunas variables ambientales como la profundidad, la geomorfología de la costa y la distancia a costa a la que se sitúa la granja. Otras variables del cultivo, relacionadas con la cría de los peces como el alimento suministrado, la biomasa y número de peces en el stock podría influir también a la variabilidad temporal de las agregaciones de peces alrededor de las granjas, y hasta la fecha su influencia nunca ha sido evaluada. Sólo un estudio que realizaron Bacher et al. (2015) exploró el efecto de la actividad alimenticia de la granja sobre la agregación de peces. La actividad alimenticia en una granja varía a lo largo de la jornada de trabajo, por lo que su intensidad de alimentación podría tener un efecto a escala de corto plazo sobre la variabilidad temporal de la agregación de peces salvajes. Conocer la dinámica temporal de la comunidad de peces salvajes, el papel que juegan las diferentes especies y su correlación con las variables ambientales y/o de producción (como las mencionadas anteriormente) podría ayudar a conocer anticipadamente el potencial de reciclado y reducción de residuos que tendría la ictiofauna salvaje, es decir, la capacidad de mitigar los efectos adversos derivados de la descarga de materia orgánica (Dempster et al., 2002).

En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue definir cómo algunas variables ambientales y de manejo del cultivo influyen sobre la agregación de los peces salvajes alrededor de una granja a diferentes escalas temporales y además, examinar los posibles



efectos de segregación existentes a lo largo del tiempo entre las especies dominantes de la comunidad.

### 5.3. Material y métodos

#### 5.3.1. Área de estudio

Este estudio se realizó en una granja de peces en mar abierto, localizada en el SW del Mar Mediterráneo. La instalación se encuentra dentro de una concesión administrativa de 500.000 m<sup>2</sup> y dispone de un total de 24 jaulas flotantes, dispuestas en dos grupos de 12 unidades. La granja desarrolla una producción combinada de doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*) con una relación 1:4. Los peces del cultivo se alimentan con pienso extrusionado una vez al día, entre las 8:00 y 16:00h. La granja está situada a 750 m de distancia de la costa, en una amplia bahía y a una profundidad de entre 34 y 46 m, y en las proximidades de la zona de estudio no existen instalaciones acuícolas. En las inmediaciones de la granja hay una extensa pradera de posidonia (*Posidonia oceanica*), fondos de máerl y arrecifes rocosos profundos, con comunidades coralígenas bien desarrolladas.

#### 5.3.2. Muestreo y diseño experimental

La agregación de peces salvajes alrededor de la granja se estudió mediante censos visuales rápidos, siguiendo la metodología propuesta por Dempster et al. (2002). Los censos visuales son un método rápido y no destructivo que permite obtener un alto grado de replicación (Harmelin-Vivien y Harmelin, 1975; Harmelin-Vivien y Francour, 1992). Además, estos conteos en ambientes donde la movilidad de los peces es un componente importante proporcionan mejores estimas de abundancia que otras técnicas (Harmelin-Vivien y Francour, 1992). Los censos visuales de peces se realizaron por dos buzos con sistemas de respiración autónoma. El primer buzo registró las especies de peces, incluyendo su abundancia estimada, siguiendo la metodología descrita por Harmelin-Vivien et al. (1985). El segundo buzo, que nadaba a unos 4 m por detrás del primero, anotaba las especies más pequeñas y las altamente móviles que podrían pasar desapercibidas para el primer buceador. Para evitar duplicidades la información anotada por ambos buzos se contrastaba después de cada recuento visual. Cada muestreo constaba de seis censos visuales independientes, de 5 minutos de duración cada uno (6 réplicas). Los buzos nadaban al azar entre las jaulas de peces de la granja, y el volumen de

cada réplica fue de aproximadamente 11.250 m<sup>3</sup> (desde la superficie hasta 15 m de profundidad x 15 m de ancho x 50 m de distancia).

Los muestreos se realizaron con una periodicidad estacional durante dos años consecutivos. Cada muestreo se basó en 4 campañas realizadas aleatoriamente dentro de cada estación y a 4 horas diferentes del día: 08:00, 11:00, 13:00 y 16:00h. Cada hora del día coincidía con diferentes intensidades alimenticias en la granja: a las 8:00h justo antes de que comenzara la alimentación (no se alimentaban los peces de las jaulas), a las 11:00h cuando la granja estaba en pleno funcionamiento (intensidad de alimentación alta: más del 30 % de las jaulas alimentándose simultáneamente), a las 13:00h justo antes de que el primer turno de trabajo terminase (intensidad alimenticia media: 10-30 % de las jaulas alimentándose simultáneamente), y a las 16:00h cuando el segundo turno de trabajo iniciaba su actividad (intensidad alimenticia baja: 0-10 % de las jaulas alimentándose simultáneamente). Por lo tanto, el diseño experimental consideró cuatro factores: 1) año (Y) con dos niveles (2012 y 2013) y aleatorio (no hay nada que haga sospechar que puede haber alguna hipótesis subyacente bajo esta escala temporal); 2) estación (S) con 4 niveles (invierno, primavera, verano y otoño), fijo y ortogonal en Y; 3) día (D) con cuatro niveles, aleatorio y anidado dentro de la interacción entre Y x S; y 4) intensidad alimenticia (F) con 4 niveles (sin alimentación, intensidad alimenticia alta, media y baja), fijo y ortogonal al resto de los factores. No se incluyó ninguna localidad control debido a que nuestro objetivo no fue determinar si las agregaciones de peces salvajes en torno a una granja difieren a las de lejos de las granjas, efecto que ya ha sido estudiado en otros trabajos (Dempster et al., 2009, 2002; Özgül y Angel, 2013; Valle et al., 2007).

### 5.3.3. Variables ambientales y de producción

Se seleccionaron algunas variables ambientales y de producción que *a priori* se pensó que podrían influir sobre la fisiología, fenología y el comportamiento de agregación de los peces salvajes de alrededor de las instalaciones piscícolas, y por lo tanto potencialmente también sobre su variabilidad temporal. La temperatura del agua se registró diariamente (aproximadamente a las 8:00h) a 10m de profundidad (YSY Pro 20 oxi- y termómetro). El fotoperiodo (referido como el número de horas con luz solar del día) se obtuvo a partir de la información proporcionada por la Agencia Española de Meteorología. La cantidad de alimento suministrado, el número y la biomasa de peces en stock de la granja durante el periodo de estudio fueron facilitados por la granja colaboradora. Estos datos son propiedad de la empresa y es un requisito de los propietarios de la piscifactoría que no sean publicados.

### 5.3.4. Procedimientos estadísticos

#### 5.3.4.1 Análisis de la agregación de peces salvajes

Para determinar las diferentes fuentes de variabilidad temporal de la abundancia total y la estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados alrededor de la granja, los datos de abundancia obtenidos se analizaron por medio de un modelo de 4 factores (como el descrito anteriormente), utilizando para ello un análisis de la varianza mediante permutaciones (PERMANOVA; Anderson, 2001). El análisis PERMANOVA se basó en el estudio de las distancias euclídeas de los datos normalizados de la abundancia total de peces, y en el análisis de las disimilitudes de Bray-Curtis (Clarke y Warwick, 1994) de los datos multivariantes de la estructura de la comunidad, transformados mediante la raíz cuadrada (Clarke, 1993). Estos análisis se realizaron utilizando 4999 permutaciones bajo un modelo restringido. Para determinar la contribución de cada fuente de variabilidad temporal a la variabilidad total, se estimaron los componentes de variación (Underwood y Fletcher, 2002). Para identificar las diferencias existentes en la abundancia total y la estructura de la comunidad se realizaron tests *post-hoc* mediante PERMANOVA por pares. Además, para visualizar gráficamente el patrón temporal de abundancia de los datos se realizó un escalamiento multi-dimensional no paramétrico (nMDS). Por último, mediante análisis SIMPER se estimó la contribución de cada especie a la disimilitud entre los tiempos de muestreo. Todos los análisis multivariantes se llevaron a cabo utilizando el software PRIMER-E (Clarke y Gorley, 2006) con el paquete complementario PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008).

Para describir la dinámica temporal de las especies dominantes se emplearon modelos aditivos generalizados (GAMs), utilizando para ello el paquete estadístico "MGCV" de R (Wood, 2011). Las ecuaciones que generan los modelos GAM proporcionan una abundancia esperada igual a cero cuando la abundancia esperada coincide con la abundancia promedio del periodo de estudio. Por lo tanto, el tiempo de residencia de las especies dominantes de la comunidad agregada en la granja se determinó en base al periodo de tiempo durante el cual los valores de abundancia estimada por el GAM eran mayores que cero menos la media. Los patrones temporales de las especies dominantes se describieron con respecto a su periodo reproductivo.

### 5.3.4.2. Correlación entre la agregación de peces salvajes y las variables ambientales y/o de producción.

Las relaciones entre los datos de abundancia total de peces salvajes agregados a la granja y los de las variables ambientales y de producción se evaluaron mediante la prueba de correlación parcial de Pearson. Por otro lado, para determinar cuál o qué conjunto de variables ambientales o de producción podrían explicar el patrón temporal de la estructura de la agregación de peces salvajes se utilizó el protocolo BIOENV de PRIMER-E (Clarke y Gorley, 2006), un análisis que está basado en el test de correlación de rangos de Spearman (Clarke y Ainsworth, 1993; Clarke y Warwick, 1994)

## 5.4. Resultados

### 5.4.1. Estructura de la comunidad de peces salvajes agregada alrededor de la granja

En total se realizaron 768 censos visuales durante todo el estudio. En los conteos de peces se identificaron 23 especies pertenecientes a 14 familias diferentes. Las familias más comunes fueron *Sparidae* (6 especies) y *Carangidae* (5 especies). En el caso de *Carangidae*, a causa de la dificultad existente para discriminar con certeza entre *Trachurus mediterraneus* y *Caranx rhonchus* durante los censos visuales (cuando formaban grupos mixtos), y teniendo en cuenta que ambas especies tienen el mismo papel ecológico, ambas especies se registraron como un solo taxón denominado *scads* (nombre común que se utiliza en inglés para este tipo de carángidos). Las familias restantes únicamente estuvieron representadas por una única especie. La abundancia de cada especie en cada muestreo se muestra en la Tabla 1.

Únicamente unas pocas especies estuvieron presentes durante todas las estaciones en la granja: *Boops boops* (a muy baja abundancia durante el invierno), *Sarpa salpa* y *Liza ramada*. Cabe destacar que la presencia de grandes especímenes de *Thunnus thynnus thynnus* (longitud estimada entre 60 y 200 cm) a lo largo de todo el periodo de estudio. En general, independientemente de la escala temporal, las especies más abundantes durante todo el estudio fueron *B. boops* (40.97 %), *Obldada melanura* (25.41 %), *Sardinella aurita* (22.78 %) y *scads* (6.77 %). Por estaciones, las especies de peces más abundantes fueron en invierno *L. ramada*, en primavera y verano *B. boops*, y en otoño *S. aurita*. Las especies de peces restantes, independientemente de la escala temporal considerada, contribuyeron muy poco a la abundancia total.

Tabla 1. Composición y abundancia (media ± error estándar) de la comunidad de peces salvajes en las diferentes escalas temporales a lo largo de todo el periodo de estudio.

Año	2012 (2919.87±1351.90)															
	Invierno (516.47±86.29)			Primavera (5033.90±280.08)			Verano (5477.55±551.61)			Otoño (651.59±179.10)						
Estación	8	11	13	16	8	11	13	16	8	11	13	16	8	11	13	16
Hora	(534.50± 87.99)	(268.13± 27.26)	(611.17± 107.33)	(652.08± 97.98)	(5490.88± 830.44)	(5244.00± 732.48)	(5182.96± 780.61)	(4217.71± 598.81)	(6857.75± 736.02)	(5236.75± 535.88)	(5628.71±5 73.70)	(4187.00± 464.99)	(848.79± 139.84)	(1024.68± 197.55)	(217.75± 34.89)	(515.13± 73.38)
Balistidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13±0.13	0.13±0.13	-	-	-	-
<i>Balistes capriscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belontiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Belone belone</i>	-	-	0.13±0.13	0.04±0.04	0.75±0.75	-	-	-	2.63±1.55	0.13±0.13	2.96±1.97	1.75±1.44	40.58±8.16	12.08±5.07	23.96±11.59	16.42±4.41
Carangidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04±0.04	-	-
<i>Lichia amia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scads	0.04± 0.04	-	-	0.13± 0.13	95.5± 74.43	42.13± 25.47	92.21± 52.62	15.71± 7.89	386.79± 270.77	159.38± 75.37	139.29± 114.32	180.75± 78.07	-	-	-	-
<i>Seriola dumerilii</i>	-	-	-	-	-	0.42±	1.67±	0.88±	0.04±0.04	423.54±	404.63±	46.25±	-	-	-	-
<i>Trachinotus ovatus</i>	-	-	-	-	-	0.42	1.61	0.88	48.82	414.54	286.42	30.44	-	-	-	-
Congridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04±0.04	-	-
<i>Arius balearicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coryphaenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04±0.04
<i>Coryphaena hippurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cupleidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sardinella aurita</i>	-	41.67± 41.67	-	-	242.29± 192.73	187.38± 135.97	81.88± 57.55	264.96± 159.12	2551.46± 581.01	1541.46± 144.82	1709.79± 320.69	1073.79± 426.61	672.25± 287.73	949.33± 750.74	166.67± 117.85	349.5± 195.79
Dasyatiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0.08±0.05	0.08±0.05	0.08±0.05	0.04±0.04	-	-	-	-
<i>Dasyatis pastinaca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mugilidae	92.08± 47.54	85.42± 20.07	76.63± 3.85	117.88± 27.33	14.25± 2.13	27.5± 4.38	20.63± 4.65	24.67± 10.41	19.92± 6.47	23.42± 6.45	25.92± 7.37	23.25± 3.53	78.88± 17.67	8.63± 2.76	21.67± 5.92	55.46± 23.32
<i>Liza ramada</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04±0.04	-	-
<i>Mola mola</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moronidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dicentrarchus labrax</i>	-	0.04±0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myliobatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pteromylaeus bovinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scombridae	0.04±0.04	-	0.13±0.08	0.04±0.04	0.04±0.04	0.25±0.25	0.04±0.04	0.13±0.13	0.08±0.08	0.17±0.10	0.17±0.12	0.13±0.13	0.08±0.08	0.08±0.05	0.17±0.07	0.04±0.04
<i>Thunnus thynnus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sparidae	416.67± 14.49	86.29± 86.29	513.21± 409.7	458.33± 314.58	3840.5± 747.97	3020.83± 516.02	3534.71± 346.09	2653.92± 232.65	2008.25± 507.45	1161.33± 428.57	1494.46± 723.54	1038.17± 483.42	20.75± 14.02	52.79± 42.67	-	54.88± 54.88
<i>Boops boops</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplodus sargus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplodus puntazzo</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplodus vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oblada melanura</i>	-	-	0.75± 0.75	-	1290.42± 700.82	1958.63± 371.73	1436.58± 456.79	1244.04± 364.00	1806.96± 414.49	1891.71± 803.30	1810.00± 379.90	1803.46± 350.78	0.13± 0.13	0.33± 0.33	0.04± 0.04	-
<i>Sarpa salpa</i>	25.67± 14.49	54.71± 20.98	20.33± 5.02	75.67± 11.20	7.13± 3.16	6.88± 0.42	15.21± 4.70	13.38± 4.63	16.63± 4.00	35.25± 9.36	41.04± 10.97	19.04± 2.97	36.13± 5.44	1.30± 1.30	5.25± 2.92	38.79± 21.82
<i>Sparus aurata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphyraenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphyraena sphyraena</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.04±0.04	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 1. Composición y abundancia (media ± error estándar) de la comunidad de peces salvajes en las diferentes escalas temporales a lo largo de todo el periodo de estudio.

Estación	2013 (4592.53±1876.16)															
	Invierno (177.69±38.90)				Primavera (3665.77±301.72)				Verano (9215.74±708.29)				Otoño (5310.05±763.68)			
Hora	8	11	13	16	8	11	13	16	8	11	13	16	8	11	13	16
<i>Ballistes</i>	(137.58±15.33)	(233.12±27.37)	(251.75±28.34)	(88.29±9.02)	(4138.81±484.76)	(3107.58±353.76)	(3182.29±354.89)	(4234.39±520.55)	(11083.54±1235.81)	(8477.33±1021.87)	(9472.12±1145.52)	(7829.96±904.32)	(6056.65±735.91)	(7004.54±854.19)	(3544.04±382.16)	(4638.42±487.54)
<i>Ballistes capriscus</i>	-	-	-	-	-	-	0.08±0.08	0.04±0.04	-	0.13±0.13	-	-	-	-	-	-
Beloneidae	35.92±24.61	116.33±46.74	109.96±40.29	28.63±11.7	-	-	1.63±1.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Belone belone</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lichia amia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scads	-	-	-	-	998.83±154.20	811.75±341.48	734.42±92.86	634.08±139.42	717.92±222.65	599.96±386.41	180.50±68.71	365.46±298.18	641.46±368.67	535.88±319.34	684.46±285.91	123.92±65.61
<i>Seriola dumerilii</i>	-	-	-	-	0.04±0.04	0.58±0.13	0.13±0.08	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04	0.04±0.04
<i>Trachinotus ovatus</i>	-	-	-	-	0.25±0.08	0.47	0.08	13.56±13.37	281.92±158.53	162.33±72.55	136.54±121.67	181.92±142.23	208.94±149.98	53.46±31.65	111.29±64.27	244.50±170.31
Congridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ariosoma balearicum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coryphaenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coryphaena hippurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cuplidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sardinella aurita</i>	20.83±20.83	20.83±20.83	20.83±20.83	5.92±5.92	216.96±131.08	65.67±30.03	209.00±119.60	146.52±133.87	2767.00±982.43	961.46±373.21	2019.00±525.64	1303.67±611.67	3407.21±1439.66	3824.58±493.70	1635.38±545.22	1036.54±358.88
Dasyatiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dasyatis pastinaca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mugilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Liza ramada</i>	17.96±10.52	35.79±18.69	33.21±6.04	16.92±10.58	31.96±13.97	10.38±2.38	27.63±9.51	29.35±10.19	9.58±3.56	16.83±3.40	10.75±4.06	10.50±2.85	39.00±21.69	-	9.75±6.01	26.71±10.30
Molidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mola mola</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moronidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dicentrarchus labrax</i>	-	-	-	-	0.13±0.13	0.04±0.04	0.13±0.13	0.33±0.33	-	0.13±0.13	1.25±0.73	0.38±0.38	0.04±0.04	-	0.21±0.21	-
Myliobatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pteromyiaetus bovinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scombridae	0.04±0.04	0.17±0.07	0.17±0.10	0.04±0.04	0.33±0.28	0.21±0.16	0.33±0.20	0.31±0.02	0.13±0.13	0.13±0.04	0.13±0.08	0.08±0.05	0.88±0.42	1.04±0.42	0.79±0.35	0.54±0.14
<i>Thunnus thynnus</i>	-	-	-	-	2039.04±767.29	1300.00±53.39	1426.25±339.62	2214.94±441.19	5075.71±555.02	4409.04±573.21	4852.13±736.59	3707.88±704.93	647.00±251.10	1268.33±545.11	346.42±168.32	1590.42±565.34
Sparidae	-	-	-	-	0.04±0.04	0.08±0.05	0.08±0.05	0.02±0.02	0.67±0.38	0.08±0.05	0.75±0.75	0.54±0.49	1.00±0.75	0.13±0.13	0.17±0.12	1.79±0.68
<i>Boops boops</i>	-	-	-	-	1.58±1.47	0.92±0.86	0.04±0.04	0.44±0.36	-	0.54±0.34	-	-	0.33±0.33	-	-	0.04±0.04
<i>Diplodus sargus</i>	-	-	-	-	843.25±168.62	905.29±154.30	770.04±191.92	1187.60±191.39	2219.46±494.77	2312.29±432.52	2258.00±403.57	2245.46±317.92	1007.29±323.64	1287.75±536.95	692.71±182.36	1575.96±559.87
<i>Diplodus puntazzo</i>	-	-	-	-	6.39±1.64	12.46±3.82	12.38±4.35	7.04±1.72	11.13±3.98	14.08±3.50	13.00±2.07	13.96±6.06	102.04±55.06	28.58±14.07	61.96±52.64	37.83±11.86
<i>Diplodus vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oblada melanura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sarpa salpa</i>	62.83±36.20	60.00±21.11	82.25±26.61	30.88±17.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sarpa aurata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphyraenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphyraena sphyraena</i>	-	-	-	-	0.04±0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Figura 1. Imágenes de la ictiofauna salvaje agregada alrededor de las jaulas de cultivo de la granja de estudio obtenidas durante los muestreos: A) *Oblada melanura*, B) *Sphyraena sphyraena* y C) *Thunnus thynnus*.

Los análisis estadísticos demostraron una elevada variabilidad temporal en la abundancia total de los peces salvajes agregados en la granja y en la estructura de la comunidad a diferentes escalas temporales (Tabla 2). Ambas variables, abundancia total y estructura de la comunidad, mostraron una gran variabilidad temporal debida a las interacciones D (Y x S) y D (Y x S) x F ( $P < 0.001$ ), que variaron significativamente por efecto de la aleatoriedad entre las diferentes intensidades alimenticias dentro de los diferentes días de muestreo (Tabla 2). Las diferencias significativas más relevantes se derivaron de las interacciones S x F (PERMANOVA,  $P < 0.05$  para la abundancia total, Fig. 2; PERMANOVA  $P < 0.01$  para la estructura de comunidad) y Y x S (PERMANOVA,  $P < 0.05$  para la abundancia total, Figura 3; PERMANOVA,  $P < 0.001$  para la estructura de comunidad).

Tabla 2. Resultado del análisis PERMANOVA para la Abundancia total y la Estructura de la comunidad de los peces salvajes alrededor de la granja. Y: año; S: estación; F: intensidad alimenticia; D: día; \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ , n.s.: no-significante.

Fuente de variación	g.l.	Abundancia total		Estructura de la comunidad	
		M.S.	$P$	M.S. ( $\times 10^{-3}$ )	$P$
Y	1	13.748	n.s.	48.503	***
S	3	191.940	*	286.000	**
T	3	2115	**	2.773	n.s.
Y x S	3	18.835	*	52.989	***
Y x T	3	55	n.s.	2.257	n.s.
S x T	9	1.294	*	3.659	**
Y x S x T	9	5938	n.s.	1.610	n.s.
D(Y x S)	24	297	***	10.686	***
D(Y x S) x T	72	593	***	2.340	***
Residual	640	212		1.011	
Total	767				

La abundancia total en verano y otoño fue mayor en las primeras horas del día (8:00 y 11:00h; PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ ), justo antes de que se iniciara la alimentación (sin alimentación) y con una intensidad de alimentación máxima. Después de las 11:00h, cuando la intensidad alimenticia se vio reducida, la abundancia total también tendió a disminuir (Fig. 2). En verano, la estructura de la comunidad también difirió significativamente entre los muestreos de las horas más tempranas sin alimentación (8:00h) y entre horas más tardías y con bajas intensidades alimenticias (16:00h) (PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ ). El análisis SIMPER reveló que las diferencias existentes se debieron a las altas abundancias que existieron de *S. aurita*, *B. boops*, *O. melanura* y en menor medida por *scads* y *Trachinotus ovatus* justo antes de empezar la alimentación. En los muestreos de otoño, la estructura de la comunidad de los peces salvajes entre los periodos con una intensidad alimenticia alta (11:00h) y baja (16:00h) fue significativamente diferente (PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ ). El análisis SIMPER mostró que las diferencias en otoño se debieron al comportamiento de *S. aurita*, *O. melanura* y *B. boops*, que fueron las especies más abundantes de esta estación, y que mostraron un aumento en su abundancia aunque no significativo entre las horas sin alimentación (8:00h) y las horas con alta intensidad alimenticia (11:00h). Después de esta hora, cuando la intensidad alimenticia disminuyó, la abundancia de las especies dominantes también lo hizo notablemente. Por otra parte, cuando las especies dominantes *S. aurita*, *O. melanura* y *B. boops* fueron más abundantes, *L. ramada* y *S. salpa* mostraron una abundancia menor. Del mismo modo, cuando *S. aurita*, *O. melanura* y *B. boops* disminuyeron su abundancia, *L.*



*ramada* y *S. sarpa* aumentaron la suya, desde altas (11:00h) a bajas (16:00h) intensidades alimenticias. En las estaciones restantes no se observaron diferencias significativas entre los periodos con diferentes intensidades alimenticias a las diferentes horas del día.

Con respecto a la interacción Y x S, la abundancia total de peces en 2012 fue significativamente menor durante invierno y otoño que en primavera y verano (PERMANOVA por pares,  $P < 0.001$ ; Fig. 3). En 2013, la abundancia total fue significativamente menor en invierno que en la primavera y otoño, y alcanzó su máximo valor en verano (PERMANOVA por pares,  $P < 0.01$ ). En otoño de 2013, la variabilidad en la abundancia total fue muy alta entre los días de muestreo, por lo que el análisis estadístico (PERMANOVA por pares,  $P > 0.05$ ) no fue capaz de discriminar esta estación de las del resto. El gráfico n-MDS (Fig. 4) mostró un subconjunto de muestreos evidente (en el lado izquierdo del gráfico) formado por las comunidades de peces salvajes de los muestreos de los veranos y las primaveras de ambos años y el otoño de 2013. Sin embargo, el PERMANOVA por pares mostró la existencia de diferencias significativas dentro de este subgrupo entre todas las estaciones ( $P < 0.05$ ) con excepción de entre el verano y el otoño de 2013 ( $P > 0.05$ ). Las especies responsables de las diferencias entre estas estaciones fueron las tres especies dominantes de la comunidad (SIMPER,  $P < 0.05$ ), es decir *B. boops*, *S. aurita*, *O. melanura*, y en menor medida *scads*, los cuales cambiaron sus abundancias relativas entre estaciones (Tabla 2). Los muestreos de invierno de ambos años y de otoño del año 2012 formaron otro subconjunto de muestreos, aunque con una ordenación espacial más dispersa (Fig. 4). Este subconjunto fue significativamente diferente del subconjunto formado por veranos-primaveras-otoño del año 2013 (PERMANOVA,  $P < 0.001$ ). En la misma línea, el PERMANOVA por pares reveló la existencia de diferencias significativas entre todas las estaciones dentro de este segundo subconjunto ( $P < 0.001$ ). Estas diferencias se debieron principalmente a los cambios en las abundancias relativas de *L. ramada* y *S. salpa*, y en menor medida de *Belone belone*, especie que fue especialmente abundante durante el invierno de 2013 (Tabla 1).

El análisis de los componentes de variación de la estructura de la comunidad reveló que los factores más importantes que explicaron la variabilidad temporal de dicha comunidad fueron S (34.81 %) y su replicación temporal aleatoria D (20.07 %). La contribución del factor Y fue sólo del 9.92 %, pero la interacción Y x S alcanzó 20.99 %. La importancia relativa del factor F por si sola (1.63 %) y de su interacción con S (6.53 %) fue menor.

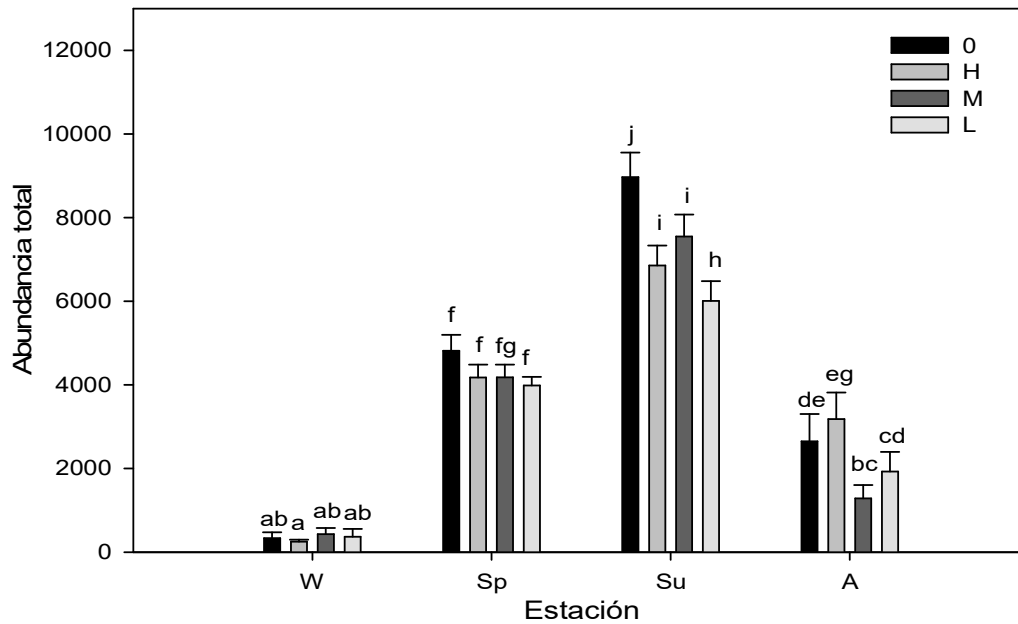


Figura 2. Abundancia promedio total ( $\pm$  error estándar) de los peces salvajes (número de individuos  $\times$   $11.250 \text{ m}^{-3}$ ) agregados alrededor de la granja de estudio a las diferentes horas con distinta actividad alimenticia dentro de cada estación. W: invierno; Sp: primavera, Su: verano; A: otoño. O: sin alimentación; H: alta intensidad alimenticia; M: media intensidad alimenticia; L: baja intensidad alimenticia. Las letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas entre los niveles de Estación  $\times$  Intensidad alimenticia (PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ )

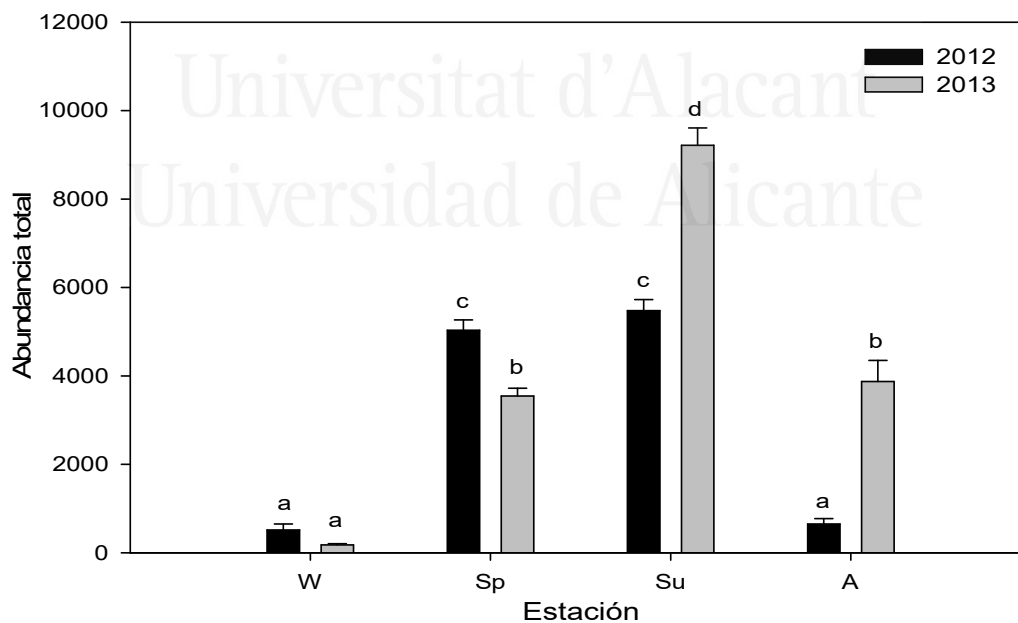


Figura 3. Abundancia promedio total ( $\pm$  error estándar) de los peces salvajes (número de individuos  $\times$   $11.250 \text{ m}^{-3}$ ) agregados alrededor de la granja de estudio a lo largo de las estaciones de los dos años. W: invierno; Sp: primavera, Su: verano; A: otoño. Las letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas entre los niveles de Año  $\times$  Estación (PERMANOVA por pares,  $P < 0.05$ )

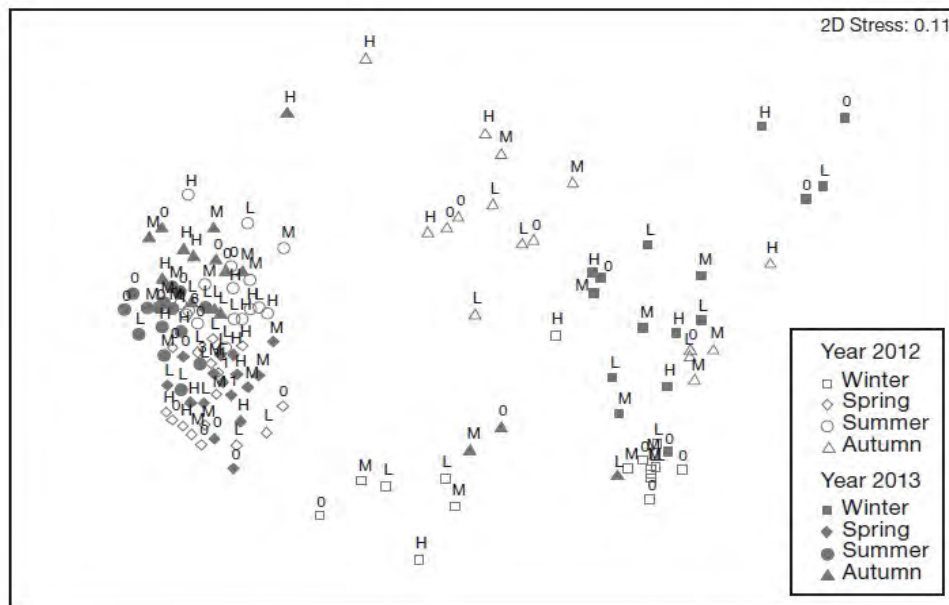


Figura 4. Escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) para la estructura de la agregación de peces salvajes a diferentes escalas temporales. Las letras encima de los símbolos indican las diferentes intensidades alimenticias (0: sin alimentación; H: alta intensidad alimenticia; M: media intensidad alimenticia; L: baja intensidad alimenticia)

#### 5.4.2. Dinámica temporal de las especies de peces salvajes dominantes

Si definimos a una especie dominante como aquella que muestra un patrón de abundancia que sobresale con respecto al del conjunto de la abundancia total de la comunidad, entonces las especies dominantes fueron *L. ramada* y *S. salpa* en invierno, *B. boops* y *O. melanura* en primavera y verano, y *S. aurita* y *O. melanura* en otoño.

*L. ramada* y *S. salpa* siempre se agregaron alrededor de la granja durante todo el periodo de estudio. Los GAM (Fig. 5A,B) revelaron que el patrón de presencia y abundancia de *L. ramada* y *S. salpa* no se ajustaron bien a ningún patrón temporal (*deviance* del 15.6 y 5.48 % respectivamente), sin embargo, *B. boops*, *O. melanura* y *S. aurita* mostraron una fuerte dinámica estacional y las estimaciones de GAM se ajustaron correctamente a los valores observados (*deviances* del 58.8, 42.7 y 38.2 % respectivamente). Para estas tres especies, los modelos predijeron que los periodos de ausencia o baja abundancia coincidían con sus periodos no reproductivos, y partir de este momento, la abundancia de cada especie tendía a aumentar hasta alcanzar los valores más altos en su periodo de reproducción respectivo en el primer año de estudio, y justo después de este en el segundo año. Los GAM estimaron que la máxima abundancia de estas tres especies no se producía simultáneamente (Fig. 5C,D,E).

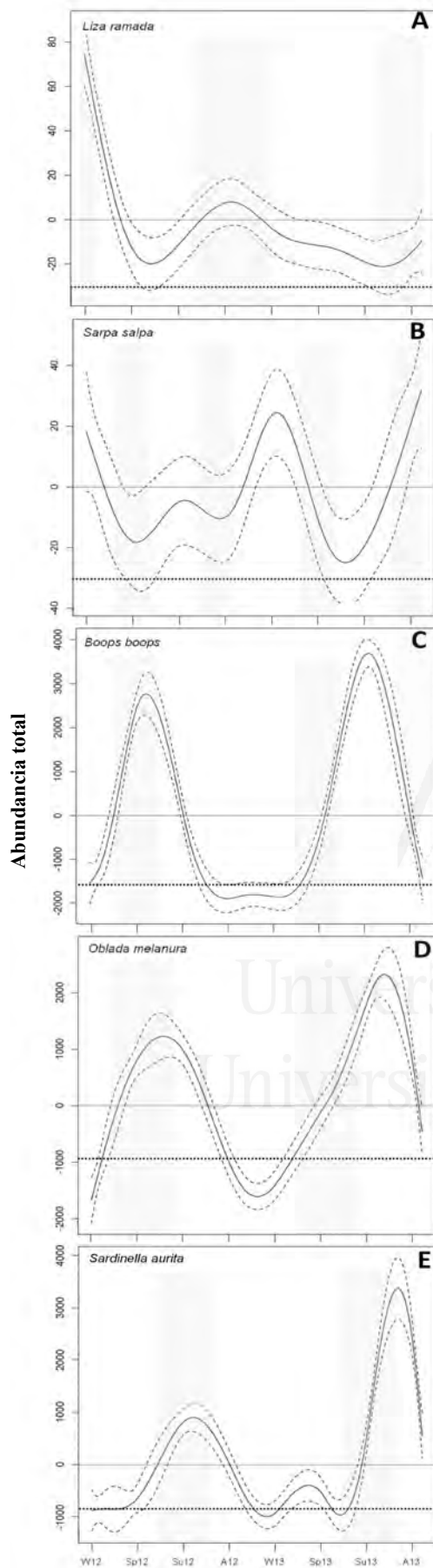


Figura 5. Modelos Generales Aditivos (GAM) para la estima de la variación en la abundancia con respecto al valor de abundancia medio de las especies dominantes agregadas en la granja estudiada. Las dos líneas discontinuas indican el intervalo de confianza del 95 %. Línea fina: valor de abundancia medio; Línea de puntos gruesa: valor de abundancia medio igual a 0 . Las barras grises indican el periodo reproductivo de (A) *Liza ramada* (Bartulović et al., 2011) (B) *Sarpa sarpa* (Criscoli et al., 2006), (C) *Boops boops* (Alegria-Hernández, 1989), (D) *Oblada melanura* (Whitehead, 1984) y (E) *Sardinella aurita* (Sabatés et al., 2006); W: invierno; Sp: primavera; Su: verano; A: otoño, 12: año 2012; 13: año 2013.

### 5.4.3. Correlación entre la estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados y las variables ambientales y de producción

La Figura 6 (A-B) muestra la evolución temporal de las variables ambientales y de producción a lo largo del período de estudio. La abundancia total se correlacionó de forma significativa únicamente con la cantidad de alimento suministrado ( $r = 0.63$ ;  $P < 0.001$ ). La estructura de la comunidad de los peces salvajes se explicó de la mejor forma por la combinación del fotoperíodo y alimento suministrado (BIOENV,  $\rho = 0.547$ ;  $P < 0.01$ ).

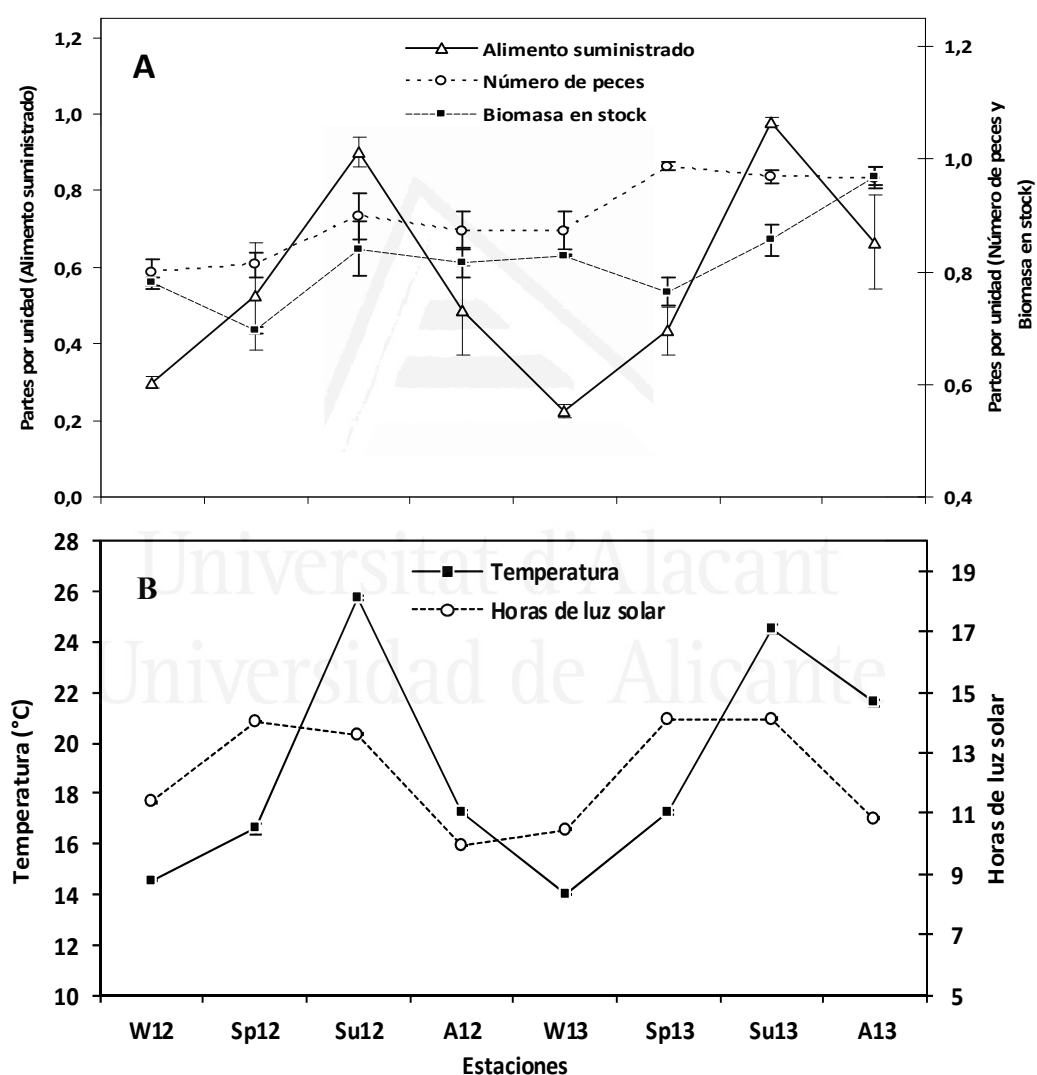


Figura 6. (A) Media estacional del alimento suministrado, número de peces y biomasa en stock (en partes por unidad respecto al valor máximo) y (B) variación de la temperatura media y las horas de luz solar durante el periodo de estudio. W: invierno; Sp: primavera; A: otoño; 12: año 2012; 13: año 2013.

## 5.5. Discusión

### 5.5.1. Variabilidad temporal e influencia de las variables ambientales y de producción

La abundancia total y la estructura de la agregación de peces salvajes alrededor de la granja variaron a diferentes escalas temporales. La fuente de variación temporal más importante fueron los cambios estacionales, y en menor medida el nivel de intensidad alimenticia en la granja durante las estaciones con mayor abundancia de peces. La variable de producción que mejor explicó el patrón temporal de la abundancia total de peces fue la cantidad de alimento suministrada, y esta variable en combinación con las horas de luz del día determinó la estructura de la comunidad agregada. Las especies dominantes de la comunidad (*B. boops*, *O. melanura* y *S. aurita*) mostraron un patrón de abundancia fuertemente estacional. Estas especies dominantes, aunque coincidieron agregadas en la granja la mayor parte del tiempo, presentaron su máxima abundancia segregada temporalmente y a su vez relacionada con sus periodos reproductivos. Por el contrario, *L. ramada* y *S. salpa* podrían considerarse como especies residentes en la granja, y sus abundancias no se ajustaron a ningún patrón estacional por lo que no experimentaron grandes cambios temporales.

Distintos autores han demostrado que las estaciones son la principal fuente de variabilidad temporal en la agregación de peces salvajes alrededor de las granjas en los mares templados (Dempster et al., 2005; Valle et al., 2007). Los resultados de este trabajo, de acuerdo con los resultados de Fernandez-Jover et al. (2008) detectaron que los cambios estacionales pueden ser diferentes entre los años. Estas variaciones temporales pueden deberse no sólo a la abundancia total de peces, sino también a la estructura de la comunidad. Por lo tanto, los resultados de este estudio corroboran que este patrón es frecuente en las granjas de peces mediterráneas, como Fernandez-Jover et al. (2008) sugirieron. En este estudio la composición de especies de la comunidad de peces agregada a la granja fue diferente de la existente en otras granjas del Mediterráneo, incluso a la de piscifactorías emplazadas relativamente cerca (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2002; Fernandez-Jover et al., 2008; Valle et al., 2007), por lo tanto, esto confirma que la estructura de la comunidad también está condicionada por la variabilidad espacial a escala de decenas a centenas de km. Algunos autores demostraron que la presencia de peces salvajes alrededor de granjas del Mediterráneo es persistente a lo largo de todo el año (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2009; Valle et al., 2007), sin embargo la abundancia total de peces salvajes alrededor la granja puede verse ampliamente reducida durante algunos periodos, particularmente durante el invierno. La disminución en las horas diarias de luz y en la cantidad de alimento suministrado

(y por lo tanto los residuos disponibles para los peces salvajes) podrían explicar esta situación. Por el contrario, la máxima abundancia de peces salvajes se produce durante las estaciones más cálidas, como ocurre en la mayoría de granjas mediterráneas.

La estación es el factor director y está altamente influenciado por algunas variables ambientales clave como el fotoperiodo y la temperatura, los cuales tienen gran importancia para los animales poiquiloterms, como por ejemplo los peces. Normalmente, ambas variables están estrechamente correlacionadas de forma positiva, ya que los cambios en el fotoperiodo son los responsables de las variaciones en la temperatura de agua. El fotoperiodo es la señal más importante y fiable para los ajustes diarios y/o estacionales de algunas funciones biológicas de los peces (Prat et al., 1999) como la maduración de las gónadas y la reproducción, mientras que la temperatura del agua actúa como un “catalizador” de estas funciones, acelerando o retrasando estos acontecimientos (Bromage y Cumaranatunga, 1988; Carrillo et al., 1995). Consecuentemente sería de esperar que la estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados en las granjas estuviese influenciada por el fotoperiodo y la temperatura (Madurell et al., 2004). No obstante, en este trabajo la comunidad de peces salvajes se correlacionó únicamente con el fotoperiodo, y no con la temperatura del agua. Esta situación paradójica, probablemente podría deberse a que el incremento en la abundancia de peces salvajes durante la primavera no viene acompañada de un aumento significativo en la temperatura del agua, en ambos años del estudio. El fotoperiodo es una señal ambiental muy constante ya que en una misma latitud no cambia entre años, mientras que la temperatura del agua puede experimentar variaciones en la misma estación entre años distintos, como ocurrió en este estudio. De este modo, las diferencias observadas en la comunidad de peces salvajes entre las estaciones en los diferentes años podrían estar determinadas por otros factores distintos del fotoperiodo.

Dempster et al. (2005) sugirieron que el aporte de materia orgánica en una granja puede influir sobre la comunidad de peces agregados a su alrededor. La entrada de materia orgánica está considerada como el atrayente principal para los peces salvajes que se agregan alrededor de una granja (Bacher et al., 2015, 2012; Fernandez-Jover et al., 2008; Tuyá et al., 2006; Uglem et al., 2009) y su variabilidad es una función temporal que nunca ha sido evaluada. Obviamente, la entrada de materia orgánica está directamente relacionada con la cantidad de alimento suministrado, y por consiguiente con la biomasa en el stock de la granja. En el Mediterráneo la mayor ingesta y crecimiento de los peces ocurre durante los meses más cálidos, normalmente en el verano, sin embargo el máximo consumo de alimento y

crecimiento no siempre coincide temporalmente con la mayor biomasa en stock o con la mayor cantidad de alimento suministrado en la granja (como se analizó en el capítulo 3), factores que dependen en gran medida del manejo de la instalación. En este estudio, los cambios estacionales en la abundancia total y estructura de la comunidad de los peces salvajes agregados que se detectaron entre años únicamente se correlacionaron con la cantidad de alimento suministrado. Por lo tanto, las abundancias más altas de individuos y la estructura de la comunidad estuvieron condicionadas por la cantidad de alimento suministrado, que no siempre es mayor en la estación más cálida (Piedecausa et al., 2010a). Sin embargo, otros autores no encontraron ninguna relación entre la máxima biomasa de peces salvajes y la disponibilidad de alimento (estimada a partir del contenido de granos de alimento en el estómago de los peces salvajes) en torno a granjas mediterráneas de doradas y lubinas (Fernandez-Jover et al., 2008). En la misma línea, otros estudios tampoco encontraron ninguna relación clara entre la abundancia de peces salvajes y la biomasa en el stock (Dempster et al., 2009) o el número de jaulas (tomado como una medida de la biomasa en el stock; Goodbrand et al., 2013) en granjas de salmón Atlántico (*Salmo salar*).

En condiciones de cautividad, los peces que se crían exhiben una conducta anticipatoria en respuesta a ciertos condicionantes externos como el horario de alimentación, la presencia humana, el ruido de los barcos, la posición de la fuente de alimentación, etc. (Mistlberger, 1994; Montoya et al., 2010). Dos estudios previos con diferentes aproximaciones experimentales demostraron que la actividad alimenticia dentro de una granja de peces puede determinar el comportamiento de los peces salvajes agregados a su alrededor (Bacher et al., 2015; Sudirman et al., 2009), pero ninguno de ellos combinó diferentes intensidades alimenticias con cualquier otra fuente temporal de variación. Ambos estudios coincidieron en que el máximo de agregación se producía durante el periodo de alimentación. En esta misma línea Uglem et al. (2009) observaron que el patrón de movimiento del carbonero salvaje (*Pollachius virens*) en torno a las granjas de salmón Atlántico estaba fuertemente influenciado por los horarios de alimentación. La intensidad de alimentación puede cambiar a lo largo del día y de las estaciones del año como consecuencia de las distintas variables ambientales y las condiciones del cultivo. En este estudio los muestreos se realizaron a 4 horas diferentes a lo largo del día, cuando la actividad alimenticia de la granja era diferente: se incluyeron periodos sin alimentación a primera hora del día (8:00h), y de alta (11:00h), media (13:00h) y baja (16:00h) alimentación. Durante las temporadas más cálidas (verano y otoño, y también en primavera a pesar de que no había diferencias estadísticamente significativas), la abundancia de peces salvajes fue mayor justo antes de empezar a alimentar. Seguidamente, cuando la



granja estaba operando a pleno rendimiento, la abundancia de peces salvajes permanecía alta o incluso aumentaba. Durante los periodos de menor actividad de la granja (y menor intensidad alimenticia) la abundancia de peces salvajes disminuyó considerablemente. Estos resultados están de acuerdo con las observaciones de los trabajos mencionados anteriormente, pero además demuestran que los peces salvajes, al igual que los que se encuentran en cautividad, exhiben un comportamiento alimentario anticipatorio. En el resto de las estaciones, cuando la entrada de materia orgánica fue más baja, el comportamiento de la agregación de los peces salvajes a lo largo del día fue impredecible. Por lo tanto, los cambios en la abundancia están ligados a las intensidades de alimentación de las estaciones más cálidas, aunque también se observaron variaciones significativas en la estructura de la comunidad durante el otoño del segundo año, un otoño particularmente cálido. En este caso, las especies de peces más importantes y a su vez no residentes (*S. aurita*, *O. melanura* y *B. boops*) predominaron durante los periodos de prealimentación y máxima alimentación, y luego redujeron su abundancia de forma significativa. Por el contrario, las especies residentes en la granja todo el año (*L. ramada* y *S. salpa*) presentaron una abundancia baja a primera hora de la mañana, para a continuación aumentar conforme la abundancia de las especies dominantes disminuía. Con esto se ilustra que la máxima agregación de peces y la estructura de su comunidad alrededor de la granja no solo depende de factores estacionales y anuales, sino también de la dinámica del cultivo, al menos para las especies planctívoras dominantes en los momentos de mayor actividad en la granja. La estrecha relación entre las granjas de peces y la ictiofauna salvaje podría afectar a la distribución de algunas especies, como se ha observado en el carbonero en el Mar del Norte (Otterå y Skilbrei, 2014). Del mismo modo, el comportamiento de la migración de grandes especies depredadoras como el atún rojo del Atlántico, una especie presente permanentemente alrededor de la granja estudiada, también podría estar siendo alterada como consecuencia del efecto de atracción que se genera por las granjas de peces en el Mediterráneo (Arechavala-Lopez et al., 2015).

### 5.5.2. Dinámica temporal de las especies dominantes

En general, las agregaciones de peces salvajes alrededor de las granjas están fuertemente dominadas por unas pocas especies (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2009, 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Valle et al., 2007) que pueden reducir los efectos ecológicos positivos del hábitat artificial que se forma alrededor de estas granjas (Riera et al., 2014) por la disminución de la biodiversidad. Hay que prestar una especial atención a las especies de peces salvajes dominantes ya que la mayoría de los cambios estructurales en la

comunidad se pueden explicar considerando únicamente a estas especies. Las diferentes especies exhiben patrones de agregación específicos de cada especie, dependientes de su ecología (Bacher et al., 2012). La mayoría de los estudios sólo asocian la presencia y/o la abundancia de algunas especies de peces con una escala temporal concreta (Bacher et al., 2012; Boyra et al., 2004; Dempster et al., 2002; Fernandez-Jover et al., 2008; Segvić Bubić et al., 2011; Sudirman et al., 2009; Uglem et al., 2009; Valle et al., 2007). Por lo tanto, modelar la dinámica temporal de las especies dominantes nos permiten predecir la distribución temporal de estas especies en la granja (Arechavala-Lopez et al., 2010). En este estudio, los GAM estimaron que la máxima abundancia de las especies dominantes (*B. boops*, *O. melanura* y *S. aurita*) no se producía al mismo tiempo, a pesar de que las tres especies coexistían alrededor de la granja durante las estaciones más cálidas, y prácticamente desaparecían durante las más frías. Además, los modelos GAM mostraron que la abundancia de las especies dominantes incrementaba de forma importante en la granja de estudio coincidiendo con su época de maduración y desove. Este tipo de migración reproductiva con entradas y salidas a la zona de la granja fue sugerido por Fernandez-Jover et al. (2008) y puede explicarse por la teoría ecológica del *optimal foraging* (Werner et al., 1983). En este estudio, el otoño particularmente más cálido que se produjo en el segundo año podría ser la causa de que la máxima abundancia de estas tres especies se retrasara ligeramente en el tiempo durante el segundo año. Por lo tanto, como se discutió anteriormente la granja podría modificar el comportamiento reproductivo de estas especies.

Los modelos GAM no proporcionaron buenas estimas de la abundancia promedio de *L. ramada* y *S. salpa* a lo largo del tiempo. Estas especies eran residentes permanentes en la granja, y a pesar de su baja abundancia relativa dominaron la comunidad durante las estaciones en las que las tres especies más abundantes desaparecían de las inmediaciones de la granja. Sin embargo, la variabilidad temporal de sus abundancias alrededor de la granja parecía ser más bien aleatoria. *B. boops*, *O. melanura* y *S. aurita* son especies pelágicas que llevan a cabo movimientos migratorios reproductivos estacionales hacia la granja, y luego, una vez su periodo reproductivo ha terminado abandonan la granja. Por el contrario, *L. ramada* y *S. salpa* son especies demersales cuyos hábitats naturales (praderas de fanerógamas marinas y arrecifes rocosos) se encuentran muy cerca de la granja lo que favorece su presencia en las proximidades las instalaciones acuícolas durante todo el año.

**5.5.3. Implicaciones para el manejo ambiental**

A los peces salvajes se les atribuye la capacidad de minimizar el impacto ambiental derivado del cultivo de peces en granjas en mar abierto por su capacidad de reutilización y dispersión de los desechos orgánicos (Dempster et al., 2009, 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Katz et al., 2002; Vita et al., 2004). Normalmente el máximo vertido de residuos orgánicos en las granjas de peces ubicadas en el Mediterráneo se produce durante las estaciones más cálidas, mientras que al final del otoño y en invierno, a causa de la disminución de la temperatura y el bajo crecimiento de los peces la cantidad de alimento suministrado es menor, por lo que este periodo podría asemejarse a un barbecho. Sin embargo, a pesar de que la entrada de materia orgánica durante los meses más fríos es mucho menor, la baja abundancia de peces salvajes agregados alrededor de la granja durante este periodo (como ocurrió en nuestro estudio) podría derivar en una baja tasa de reciclado de los residuos. A ello se le une que los peces salvajes también reducen el consumo de alimento en las épocas caracterizadas por bajas temperaturas (Buentello et al., 2000; Burel et al., 1996). Se han intentado realizar algunos intentos para modelizar los flujos de energía entre la acuicultura y el medio ambiente (Bayle-Sempere et al., 2013; Díaz López et al., 2008; Ren et al., 2012), sin embargo nunca se ha considerado la abundancia y la dinámica temporal de las especies planctívoras dominantes de la comunidad de peces salvajes así como tampoco el patrón temporal de producción de los residuos de la explotación (Piedecausa et al., 2010a), y por su importancia deberían considerarse para estimar la contribución de los peces salvajes a la mitigación de los efectos ambientales en las granjas.

***CAPÍTULO 6***

***CONSUMO DE RESIDUOS PARTICULADOS  
DERIVADOS DEL CULTIVO DE PECES EN  
JAULAS FLOTANTES POR LA  
ICTIOFAUNA SALVAJE***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



### 6.1. Resumen

Los residuos particulados procedentes de la cría peces en jaulas flotantes marinas constituyen un recurso trófico para la ictiofauna salvaje. El presente estudio trató de evaluar el consumo de residuos particulados de los peces salvajes agregados a las jaulas y el impacto que esto conlleva sobre el balance final del vertido. El consumo de residuos se determina de acuerdo a las diferencias existentes entre la cantidad de materia particulada que emana de las jaulas y que alcanza los 5 m de distancia a tres profundidades diferentes, en presencia y ausencia de peces salvajes. Durante los ensayos se censaron los peces salvajes agregados en las jaulas en los periodos de alimentación y no alimentación. Una abundancia ponderada de 1.06 peces  $m^{-3}$  consumieron en promedio el 17.75 % del material particulados derivado de las jaulas. Este consumo de residuos particulados fue mayor debajo de las jaulas, donde el flujo de residuos sólidos es mayor. Sin embargo, el consumo de residuos a lo largo de toda la zona lateral de la jaula fue significativo, desde la zona más superficial a la profunda. Los peces salvajes son capaces de disminuir los residuos particulados finales alrededor de un 14 %, y los transforman en desechos más fácilmente dispersables y de menores efectos ambientales perjudiciales: sus propias heces. Por lo tanto, este estudio demuestra el potencial de los peces salvajes en la reducción del impacto ambiental derivado de la piscicultura marina.

## 6.2. Introducción

Los efectos ambientales más relevantes derivados de la cría de peces en jaulas se atribuyen al vertido de residuos disueltos y particulados al medio procedentes del metabolismo de los peces y de los desperdicios del alimento (Read y Fernandes, 2003). Los residuos disueltos estimulan producción primaria alrededor de las granjas (Dalsgaard y Krause-Jensen, 2006), sin embargo en zonas con elevado hidrodinamismo no representan ningún riesgo ambiental porque son rápidamente diluidos y asimilados (Pitta et al., 2009, 2005, 1998). Por el contrario, los residuos particulados como las heces y el alimento desperdiciado sedimentan sobre el bentos en las proximidades de la granja (Holmer et al., 2007; Pusceddu et al., 2007), y cuando su entrada sobrepasa la capacidad de asimilación del medio se generan desequilibrios biogeoquímicos en el lecho marino (Hargrave et al., 2008, 1997). Este aporte de recursos tróficos estimula la actividad biológica en las proximidades de las explotaciones acuícolas, y muchos organismos con diferentes estrategias tróficas se agregan en las jaulas o a su alrededor. Las comunidades de *biofouling* que se fijan en las estructuras de la granja (Gonzalez-Silvera et al., 2015) así como los peces salvajes que se encuentran en la columna de agua utilizan la granja como un subsidio trófico. Con el objetivo de disminuir el vertido de residuos se ha explotado el potencial de biofiltración de la comunidad de *biofouling* mediante la colocación de biofiltros pelágicos (Cook et al., 2006; Lojen et al., 2005) y bentónicos (Aguado-Giménez et al., 2011; Angel et al., 2002; Gao et al., 2008) alrededor de las jaulas. De forma similar bajo las mismas premisas, la acuicultura multitrófica integrada (IMTA) se ha planteado como una herramienta efectiva (Soto, 2009). Sin embargo, tanto los biofiltros pelágicos y bentónicos como los IMTA junto a las jaulas de cultivo presenta una baja efectividad de retirada de residuos (Aguado-Giménez et al., 2014; Buschmann et al., 2001; Cranford et al., 2013; DFO, 2013), particularmente en condiciones de mar abierto y en mares oligotróficos como el Mediterráneo.

Alrededor de muchas granjas de todo el mundo se produce una agregación importante de peces salvajes (Carss, 1990; Dempster et al., 2004, 2002; Oakes y Pondella, 2009; Özgül y Angel, 2013; Sudirman et al., 2009). Algunos estudios han demostrado que decenas de toneladas de peces salvajes se congregan junto a las jaulas de las granjas (Dempster et al., 2004; Fernandez-Jover et al., 2008; Sanchez-Jerez et al., 2011), y en muchas ocasiones esta biomasa supera incluso a la de los peces en el stock del cultivo (Sudirman et al., 2009). La ictiofauna planctófaga se agrega inmediatamente alrededor de la red de las jaulas (Bacher et al., 2012; Dempster et al., 2010) donde consume principalmente el exceso del alimento suministrado (Dempster et al., 2009; Fernandez-Jover et al., 2007, 2008). Además, los peces

salvajes son capaces de adaptar su comportamiento al funcionamiento de la piscifactoría, tal como vimos en el capítulo anterior. La relación que se establece entre las jaulas de peces y la ictiofauna salvaje es bastante bien conocida. Algunos estudios atribuyen a los peces salvajes la capacidad de minimizar el impacto ambiental derivado del vertido de residuos particulados (Dempster et al., 2009, 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Katz et al., 2002). Por lo tanto, existe la necesidad de poner de manifiesto, incluso por encima de otros instrumentos de mitigación ambiental, el papel que ejercen los peces salvajes en la dinámica de los residuos particulados.

La ictiofauna agregada en la granja, cuando consumen el alimento desperdiciado, convierte un residuo sólido altamente refractario que sedimenta en las inmediaciones de las granjas y que es responsable de la mayoría de efectos ambientales negativos del lecho marino, en residuos disueltos y heces, que por su mayor capacidad de dilución y dispersión y más rápida mineralización, son efluentes menos perjudiciales para el medio ambiente (Doglioli et al., 2004; Fernandez-Jover et al., 2007; Magill et al., 2006; Piedecausa et al., 2009). Sin embargo, hasta la fecha nunca se ha evaluado experimentalmente como los peces salvajes procesan este subsidio trófico. La capacidad de los peces salvajes de reciclar los efluentes particulados de las granjas de peces es un asunto de gran interés en el contexto del enfoque ecosistémico de la acuicultura (Angel y Freeman, 2009). A este respecto, algunos estudios han realizado estimas de la retirada de residuos basadas en el contenido estomacal de los peces salvajes (Fernandez-Jover et al., 2008) o en otras condiciones experimentales muy alejadas de las condiciones en las que en la actualidad se desarrollan la producciones intensivas de peces (Felsing et al., 2005; Vita et al., 2004).

Este trabajo se basa en la hipótesis de que la ictiofauna salvaje agregada alrededor de granjas de acuicultura puede influir en la dinámica de los residuos particulados, disminuyendo la carga orgánica del medio a través del consumo de residuos, principalmente en forma de alimento desperdiciado, lo que modifica las características fisicoquímicas de los residuos y favorece su capacidad de dispersión. Por lo tanto parece interesante estimar la capacidad de retirada de residuos particulados de los peces salvajes para establecer un balance de vertido de nutrientes en la granja neto. Consecuentemente, el objetivo del estudio es evaluar experimentalmente la capacidad de la comunidad de peces salvajes de retirar residuos particulados bajo condiciones de cultivo intensivas y realizar un balance de producción de residuos para los principales nutrientes - nitrógeno, carbono y fósforo - de la red trófica marina (Wu, 1995) que incluya la capacidad biofiltro de la ictiofauna salvaje.



### 6.3. Materiales y métodos

#### 6.3.1. Capacidad de retirada de residuos particulados de los peces salvajes

##### 6.3.1.1. Muestreo de los residuos particulados

La proporción de los residuos particulados que consumen los peces salvajes se puede conocer en base a la cantidad de residuos particulados que emanan de las jaulas y la dispersión que sufren estos desechos en las proximidades de la jaula en presencia y ausencia de peces salvajes. Para realizar esta aproximación experimental se utilizaron los mismos muestreadores pasivos de residuos que se describen en el capítulo 4 (Figura 1 de dicho capítulo).

##### 6.3.1.2. Diseño experimental y cálculos para la estima del consumo de residuos particulados por la ictiofauna salvaje

La configuración del dispositivo experimental consiste en la colocación tres PWS sobre la red de la jaula a tres profundidades diferentes: un PWS<sub>b</sub> en posición vertical en el fondo de la jaula (Figura 2A), y dos PWS<sub>s</sub> en posición horizontal en un lado de la jaula (Figura 2B); cada PWS<sub>s</sub> se coloca en el punto intermedio de cada una de las dos mitades determinadas mediante la división de la altura de la parte lateral de la jaula en dos partes iguales (Figura 3). La mayoría de los peces salvajes que se agregan en las granjas y que son potencialmente consumidores de residuos sólidos se mueven en los primeros metros alrededor de la red de la jaula (observación personal). En consecuencia, a 5 metros de distancia de la jaula y siguiendo una configuración homóloga a la de los PWS colocados en la jaula, se instalaron dos PWS<sub>s</sub> suspendidos por dos boyas y un PWS<sub>b</sub> colgando en posición vertical a la misma profundidad que el fondo de la red de la jaula de cultivo (Figuras 2 y 3). Para evitar el acceso de los peces salvajes a la muestra recolectada en estos PWS, en la sección final de cada una de estas trampas se colocó una malla plástica de 2 cm de luz. Además, para cuantificar el nivel basal ambiental de material particulado, suspendidos por dos boyas se colocaron en la columna de agua dos PWS<sub>s</sub> y dos PWS<sub>b</sub> a las mismas profundidades que los PWS colocados en la jaula, pero fuera de su influencia (Figura 2). Con el fin de maximizar el volumen de la muestra y la sensibilidad de los ensayos, todos los PWS se enfrentaron hacia la corriente principal. Para ello, al principio de cada ensayo y antes de instalar los PWS se verificó visualmente la dirección de la corriente. Además se instaló a 6 metros de profundidad un correntímetro (Nortek AquaDopp) que registró la dirección y la velocidad de la corriente con una frecuencia de 15 minutos durante el desarrollo de todos los ensayos. Los PWS del background y el correntímetro se colocaron junto

a una boya de señalización del perímetro de la concesión administrativa de la granja, a unos 150 m aguas arriba de las jaulas.

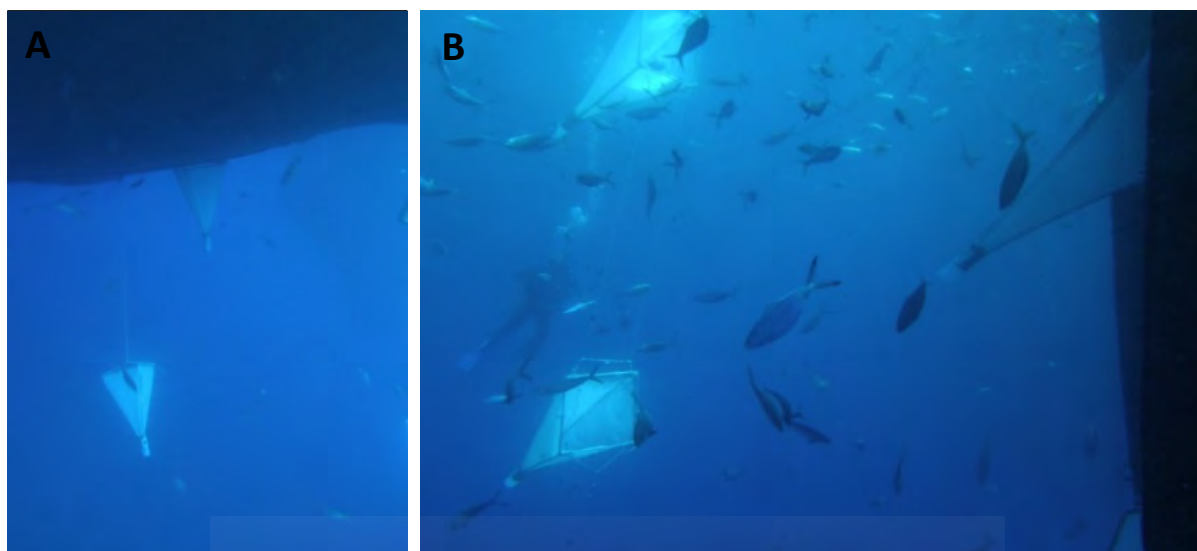


Figura 2. PWS<sub>v</sub> en posición vertical en el fondo la jaula y a 5 m por debajo de ella (A), y PWS<sub>s</sub> en posición horizontal sobre la superficie de la red y a 5 m de distancia (B) en uno de los ensayos. En la fotografía (B) se puede observar un buzo realizando un censo visual durante el periodo de alimentación.

Esta configuración experimental se desplegó en dos granjas de doradas (*Sparus aurata*) del Mediterráneo durante el verano de 2015. La primera de ellas está situada a 3.2 Km de la costa de “El Campello” (Alicante, SE España). Esta granja se seleccionó porque a su alrededor congrega una comunidad de peces salvajes muy numerosa, entre la cual se incluyen varias especies pelágicas que utilizan el alimento desperdiciado como un recurso trófico (Fernandez-Jover et al., 2008). Los ensayos en esta explotación acuícola se realizaron para conocer en presencia de peces salvajes la cantidad de residuos particulados que fluyen de las jaulas y que alcanza los 5 metros de distancia en tres estratos de profundidad diferentes. La segunda granja seleccionada se encuentra a 5.5 Km de la costa de “San Pedro del Pinatar” (Murcia, SE España). Esta explotación se escogió porque en su alrededor no se agregan peces salvajes planctófagos (véase más abajo los resultados). Los ensayos realizados en esta piscifactoría se utilizaron para estimar (en ausencia de ictiofauna que consume residuos sólidos) la dispersión natural a la que están sometidos los residuos particulados que fluyen de las jaulas y que alcanzan los 5 m de distancia en los tres estratos de profundidad. La capacidad de consumo de residuos particulados de los peces salvajes se estimó en base a la diferencia entre los resultados obtenidos en ambos ensayos, tras haber considerado los correspondientes *backgrounds*. Para realizar estas estimaciones únicamente se seleccionaron los ensayos de cada granja en los que el vector de dirección de la corriente resultante no se desvió más de 45° con respecto a la

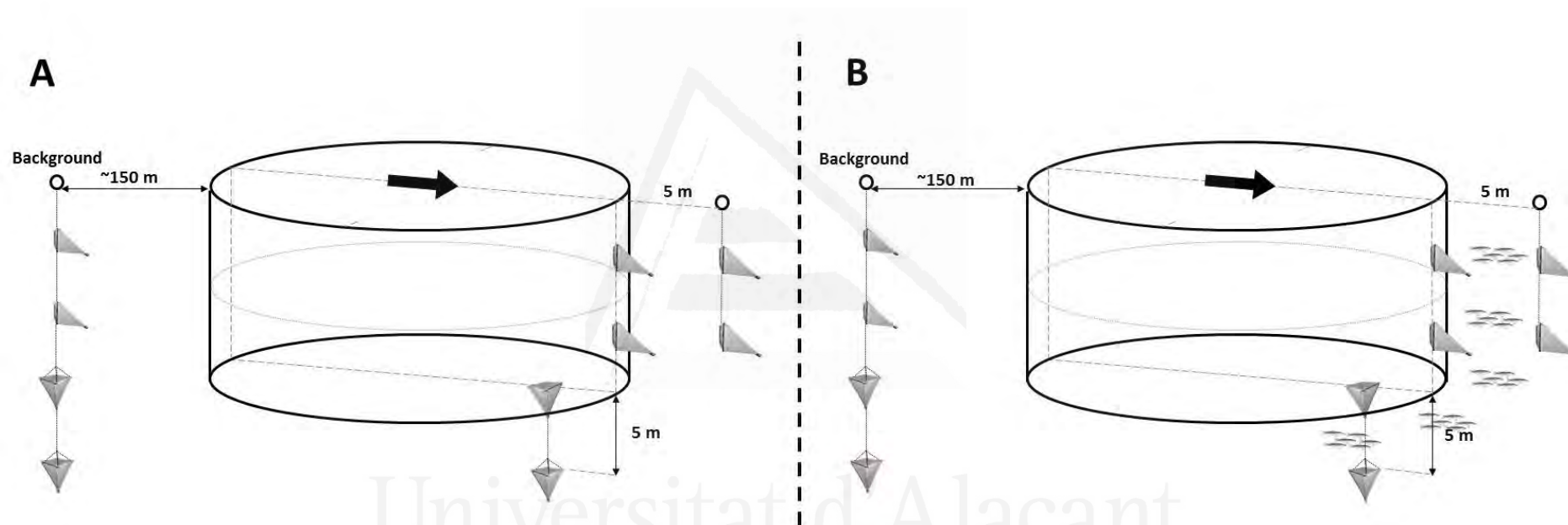


Figura 3: Esquema del dispositivo experimental: PWS fijados sobre red de la jaula y a 5 metros de distancia alrededor de la jaula orientados con respecto a la dirección de la corriente dominante (señalada por una flecha) en los ensayos realizados en jaulas sin peces (A) y con peces salvajes (B) agregados a su alrededor.

orientación hacia la cual se enfrentaron las superficies de recolección de los PWS, y que además presentaron una intensidad de la corriente dominante similar (Tabla 1).

Tabla 1. Velocidad promedio y prevalencia de la corriente que fluyó en dirección hacia la cual se enfrentaron las superficies de recolección de los PWS en los dos días de cada experimento realizado en ausencia y presencia de peces salvajes.

	Día	Prevalencia de la dirección de la corriente (%)	Velocidad (m · s <sup>-1</sup> )
Ausencia de peces salvajes			
Ensayo 1	1	40.43	0.087 ± 0.009
	2	37.50	0.067 ± 0.008
Ensayo 2	1	47.92	0.086 ± 0.006
	2	39.58	0.086 ± 0.008
Presencia de peces salvajes			
Ensayo 3	1	31.82	0.070 ± 0.011
	2	35.42	0.075 ± 0.008
Ensayo 4	1	35.61	0.077 ± 0.007
	2	43.75	0.086 ± 0.008
Ensayo 5	1	45.01	0.087 ± 0.007
	2	41.67	0.088 ± 0.010

En la Tabla 2 se especifican las condiciones en las que se realizaron los ensayos en ambas granjas, cada uno de los cuales se prolongó durante dos días consecutivos. El primer día, a primera hora de la mañana, los buceadores colocaron los PWS sobre la red de la jaula, enfrentándolos a la corriente dominante, tal y como se explicó anteriormente. Después de 24 h los recipientes con la muestra de cada PWS se reemplazaron por otros vacíos, y a las 48 h se recogieron todos los contenedores con las muestras y se desmontó el dispositivo experimental. Por lo tanto en cada ensayo se realizaron dos réplicas (una réplica por día).

Las muestras de material particulado recogido por los PWS se refrigeraron (4°C) y se transportaron al laboratorio. Seguidamente se tamizaron (500 µm) con la ayuda de agua destilada para eliminar posibles materiales interferentes. A continuación se lavaron con una solución 0.5 M de formiato de amonio (Albentosa et al., 1999, 1996; Fernández-Reiriz et al., 1999) para eliminar la sal marina. Más tarde, las muestras se centrifugaron (5000 rpm a 4°C durante 12 minutos; (Bureau y Cho, 1999) y el sobrenadante se descartó. El residuo obtenido se desecó en un horno (105 ± 1 °C hasta peso constante) y se pesó para calcular el flujo de material particulado (PMF acrónimo del inglés de Particulate Matter Flux: g -de materia seca · m<sup>-2</sup> · día<sup>-1</sup>) que se registró a nivel de la jaula y a 5 m de distancia a las tres profundidades establecidas. Para ello, a cada muestra se le sustrajo el valor del PMF de su correspondiente

*background.* El PMF que fluyó a 5 m de las jaulas en cada profundidad se expresó como un porcentaje con respecto al PMF que emanó de la jaula a la misma profundidad. Para estimar la capacidad de retirada de residuos de los peces salvajes, se calculó el porcentaje del PMF que fluye de la jaula que alcanza los 5 m de distancia a cada profundidad en ausencia de peces salvajes, y se le sustrajo el porcentaje del PMF que fluye de la jaula y alcanza los 5 m de distancia de su correspondiente profundidad en presencia de peces salvajes.

Tabla 2. Dimensiones de las jaulas y condiciones de cría en las jaulas en las que se desarrollaron los ensayos.

	Número de peces	Diámetro de la jaula (m)	Profundidad del lateral de la jaula (m)	Peso de los peces (g)	Tamaño del pellet (mm)	Humedad del alimento (%)	Alimento suministrado (Kg peso húmedo)	
							Día 1	Día 2
Ausencia de peces salvajes								
Ensayo 1	584000	30.0	10.0	126	4	8.5	1250	1250
Ensayo 2	623000	30.0	10.0	13	1.9	9.1	375	375
Presencia de peces salvajes								
Ensayo 3	94000	15.5	15.0	270	4.5	8.3	225	225
Ensayo 4	94000	15.5	13.5	142	4	8.6	150	150
Ensayo 5	91000	15.5	13.0	113	3	8.7	112	50

### 6.3.1.3. Censos visuales de peces salvajes

Para atribuir la cantidad estimada de residuos eliminados por la ictiofauna salvaje a una comunidad de peces salvajes en particular, es necesario realizar estimas de su abundancia durante el desarrollo de los ensayos. En el capítulo anterior se demostró que la abundancia total de peces salvajes agregados alrededor de una granja cambiaba con respecto a las condiciones del cultivo, particularmente en relación a la intensidad alimenticia de la granja. Por lo tanto, durante los ensayos se estimó la abundancia de peces salvajes potencialmente consumidores de residuos particulados en los periodos de alimentación y no-alimentación mediante censos visuales subacuáticos. Se realizaron cuatro conteos, siempre por el mismo buceador. Cada censo consistió en un transecto vertical, desde la superficie hasta 5 m por debajo del fondo de las jaulas de 5 minutos de duración. Durante el conteo se estimaron el número de peces planctófagos que nadaban dentro de un volumen de muestreo de aproximadamente  $1000 \text{ m}^3$  (5 m de longitud: desde los PWS suspendidos hasta la jaula; 10 m de ancho: 5 m a cada lado de los PWS; 20 m de profundidad).

Las diferencias entre la abundancia de peces salvajes planctófagos durante los periodos de alimentación y no-alimentación se evaluaron mediante un diseño experimental jerárquico (n=4) de tres factores: 1) el factor principal “periodo de alimentación” (FP, acrónimo del inglés de Feeding period), fijo y ortogonal con dos niveles (alimentación y no-alimentación); 2) jaula (C, acrónimo del inglés de Cage), aleatorio y anidado en FP, con tres niveles (tantos como jaulas en las que se realizaron los ensayos en la granja con peces salvajes planctófagos); y 3) “día” (D: acrónimo del inglés de Day), aleatorio y anidado en C(FP), con dos niveles (dos días de experimentación en cada jaula). El contraste de la hipótesis se puso a prueba utilizando un análisis de la varianza mediante permutaciones (PERMANOVA) utilizando 4999 residuos bajo un modelo de permutaciones no restringido (Anderson, 2001). El *P*-valor del test de Monte Carlo también se calculó y se consideró preferentemente dado que el número de iteraciones del ensayo es bajo (Anderson, 2005). La abundancia promedio de peces salvajes ponderada para el conjunto de cada día se calculó en función de la duración relativa del periodo de alimentación (1/24 horas) y no-alimentación (23/24 horas).

### **6.3.2. Transformación del alimento desperdiciado por los peces salvajes**

#### **6.3.2.1. Utilización del alimento por los peces salvajes**

Si consideramos que la mayoría de peces salvajes que se agregan en las granjas explotan el exceso del alimento suministrado, entonces es muy importante conocer cómo los peces salvajes procesan el alimento desperdiciado (Israel et al. (2014) determinaron que el valor nutricional de las heces de los peces del cultivo es insignificante para peces omnívoros). Para ello, en este estudio se analiza la digestibilidad de algunas de las especies más representativas de las comunidades de peces salvajes que se agregan alrededor de las jaulas de granjas del Mediterráneo occidental: *Mugil cephalus*, *Boops boops*, *Oblada melanura* y *Trachinotus ovatus*. Los peces salvajes utilizados para los ensayos de digestibilidad se pescaron en la granja de “El Campello”, y luego se transportaron a nuestras instalaciones experimentales. Una vez allí, las especies se mantuvieron por separado en tanques de 2000 l (con un sistema abierto de agua marina) hasta que se percibió su adaptación a la cautividad (aproximadamente dos meses). A continuación se desarrollaron los ensayos de digestibilidad bajo el mismo dispositivo experimental descrito en el capítulo 2.

Tres lotes de peces de cada una de las especies seleccionadas se alimentaron con una dieta extrusionada específica de dorada. Las condiciones experimentales y la composición del alimento utilizado en cada ensayo se detallan en las Tablas 3 y 4 respectivamente. Para

minimizar el estrés en la manipulación de los peces salvajes únicamente fueron pesados cuando terminaron sus respectivos ensayos de digestibilidad. El procedimiento experimental también fue como el descrito en el capítulo 2, y el experimento se prolongó hasta recolectar la cantidad mínima de heces necesaria para realizar los análisis (Tabla 3). Las heces obtenidas de los peces de cada lote durante la duración del ensayo se reunieron y homogenizaron, y a continuación se liofilizaron (Heto, PowerDry LL3000). El contenido en nitrógeno total (TN) y carbono total (TC) en las dietas y las heces de los peces se determinó mediante un autoanalizador elemental (LECO 932), mientras que el fósforo total (TP) se cuantificó por espectrofotometría (AOAC, 1997a). Para los cálculos de digestibilidad se utilizó el contenido en fibra bruta (Fibertec System 1020 HE; AOAC 1997b) de las muestras como marcador inerte (Krontveit et al., 2014).

Tabla 3. Condiciones experimentales de los ensayos de digestibilidad del alimento realizados con peces salvajes.

	Número de peces por lote ( $\pm$ sem)	Días	Tamaño del pellet (mm)	Peso de los peces (g) $\pm$ sem	Densidad de peces ( $\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) $\pm$ sem
<i>Boops boops</i>	79.00 $\pm$ 3.21	11	1.9	12.37 $\pm$ 1.13	1.63 $\pm$ 0.65
<i>Mugilidae</i>	49.33 $\pm$ 0.33	11	4	69.29 $\pm$ 0.83	5.70 $\pm$ 0.06
<i>Trachinotus ovatus</i>	27.33 $\pm$ 0.33	17	4	66.95 $\pm$ 2.94	3.05 $\pm$ 0.10
<i>Oblada melanura</i>	5.00 $\pm$ 0.00	21	6	393.60 $\pm$ 32.60	3.28 $\pm$ 0.26

Tabla 4. Composición proximal de los alimentos de peces utilizados en los ensayos de digestibilidad realizados con peces salvajes.

Tamaño pellet (mm)	Dieta		
	1.9	4	6
Proteínas (%)	49.00	46.00	44.00
Lípidos (%)	16.50	19.00	20.00
Cenizas totales (%)	7.20	5.60	5.70
Fibra bruta (%)	2.10	3.40	4,50
Humedad (%)	9.08	8.37	7.65

Los coeficientes de digestibilidad aparente (ADC) del TN, TC y TP ( $\text{ADC}_{\text{N-C-P}}$ ) de cada especie se calcularon de acuerdo con la ecuación 1 propuesta por Maynard & Loosli (1969), mientras que el ADC de la materia seca ( $\text{ADC}_{\text{DM}}$ ) se calculó en base a la relación existente entre

la cantidad de marcador inerte en la dieta y las heces (Fernández et al., 2007), de acuerdo con la Ec. 2:

$$(Ec. 1) \quad ADC_{DM-N-C-P} (\%) = 100 - [100 \cdot \% M_{dieta} / \% M_{heces}) \cdot (\% N_{heces} / \% N_{dieta})];$$

$$(Ec. 2) \quad ADC_{DM} (\%) = 100 - [100 \cdot \% M_{dieta} / \% M_{heces}),$$

donde M es el marcador inerte y N es el nutriente (TN, TC o TP)

### 6.3.2.2. Procesado del alimento desperdiciado en las jaulas después de su consumo por los peces salvajes

Para estimar los residuos particulados de materia seca (DM: acrónimo del inglés de dry matter), TN, TC y TP que se generan por las doradas del cultivo en presencia y ausencia de peces salvajes alrededor de las jaulas se realizó una simulación basada en las condiciones de cría de las jaulas durante los ensayos de “El Campello” (Tabla 1). Para ello se estimó la cantidad de desechos sólidos producidos de cada fracción residual: alimento desperdiciado y heces. Para las estimas se asumió una fracción del alimento suministrado que no se utiliza por los peces del cultivo ( $F_u$ : acrónimo del inglés de Unused feed) del 3 % del alimento suministrado ( $F_s$ : acrónimo del inglés de Feed supplied), tal y como proponen Cromey et al., (2002). También se estimaron las LbC conforme a la ecuación obtenida en el capítulo 1:

$$(Ec. 3) \quad LbC (\%) = -3.9074 + 1.3869 \cdot P_s + 0.0029 \cdot P_s \cdot BW.$$

En base al  $F_s$  durante los ensayos (Tabla 1) se estimaron las fracciones  $F_u$  y LbC sobre el  $F_s$  de la forma que sugieren los autores mencionados con anterioridad. Por otro lado, de acuerdo con Kanyilmaz et al. (2015) la fracción de residuos en forma de heces (F: acrónimo del inglés de Faeces) del cultivo y su contenido en nutrientes se puede estimar utilizando los datos de la composición nutricional de la dieta y los valores de digestibilidad que aparecen detallados en la Tabla 5 (Ec. 4)

$$(Ec. 4) \quad F_{DM-N-C-P} = F_s \cdot (100 - ADC_{DM-N-C-P} (\%) / 100)$$



Tabla 5. Contenido en materia seca, nitrógeno total (TN), carbono total (TC) y fósforo total (TP) (% sobre la materia seca  $\pm$  sem) en alimento de acuicultura específico de dorada (*Sparus aurata*) y sus coeficientes aparentes de digestibilidad (ADC; %  $\pm$  sem) utilizados para estimar la cantidad heces producidas por los peces del cultivo (datos procedentes del capítulo 2).

	Sustancia seca	TN	TC	TP
Contenido en el alimento (% DM)	100 $\pm$ 0.0	8.7 $\pm$ 0.1	50.3 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.0
ADC (%)	84.4 $\pm$ 0.0	96.0 $\pm$ 0.3	88.7 $\pm$ 0.3	71.5 $\pm$ 1.5

De esta manera, en cada día de experimentación de cada jaula de “El Campello” se calculó la cantidad de residuos de las diferentes fracciones que compone el vertido particulado (F,  $F_u$  y LbC) y su contenido en nutrientes. A continuación, asumiendo que los peces salvajes únicamente consumen residuos en forma de alimento desperdiciado (las heces carecen de valor nutritivo, de acuerdo con Israel et al. 2014) y utilizando el valor promedio de retirada de residuos particulados por los peces salvajes (como se explica en la sección 6.3.1.2) se estimó la cantidad de residuos en forma de alimento que ingieren. Seguidamente conociendo la cantidad de alimento que ingirieron los peces salvajes y las digestibilidades de los nutrientes del alimento (estimados en la sección 6.3.2.1.) se calcularon las F producidas por la ictiofauna salvaje.

## 6.4. Resultados

### 6.4.1. Capacidad de los peces salvajes de eliminar residuos particulados

Después de haber considerado el PMF del *background*, la proporción de residuos particulados totales que alcanzó los 5 m más allá de la jaula con respecto al PMF que fluyó a nivel de la jaula fue mayor en ausencia que en presencia de peces salvajes. Además, en ambos casos esta proporción también fue mayor conforme aumentaba la profundidad. En base a los resultados, el consumo de residuos particulados por la ictiofauna salvaje aumenta desde la parte más superficial de la jaula hacia la más profunda (Tabla 6). La capacidad de retirada de residuos particulados por los peces salvajes en promedio se aproximó al 18 % de los residuos particulados que fluyen de la jaula.

Tabla 6. Porcentaje ( $\pm$  sem) de residuos particulados que fluyen de la red y alcanzan los 5 metros de distancia alrededor de la jaula en presencia y ausencia de peces salvajes en tres estratos de profundidad y estima de la contribución de los peces salvajes a la retirada de residuos particulados ( $\% \pm$  sem) en los diferente estratos.

Estratos de profundidad	Ausencia de peces salvajes	Presencia de peces salvajes	Retirada de residuos particulados
Lateral superior	17.17 $\pm$ 5.14	8.90 $\pm$ 2.41	8.27 $\pm$ 1.79
Lateral inferior	30.62 $\pm$ 6.75	11.07 $\pm$ 0.43	19.55 $\pm$ 2.54
Fondo	40.37 $\pm$ 16.32	14.93 $\pm$ 1.59	25.43 $\pm$ 1.78
Promedio			17.75 $\pm$ 2.04

#### 6.4.1.1. Abundancia de peces salvajes alrededor de las jaulas experimentales

En la piscifactoría “San Pedro del Pinatar”, la abundancia de peces salvajes consumidores de residuos particulados alrededor de las jaulas en los periodos de alimentación y no alimentación durante los ensayos fue nula, por lo que no se realizó ningún contraste estadístico al respecto. En esta granja, independientemente de la actividad alimenticia únicamente se encontraron algunos peces solitarios de especies depredadoras como *Thunnus thynnus*, *Lichia amia*, *Dasyatis pastinaca*, *Pteromylaeus bovinus* y *Seriola dumerilli*. Por el contrario, alrededor de las jaulas experimentales de la granja “El Campello” se constató una considerable abundancia de peces salvajes planctófagos. Las especies más abundantes fueron *Sardinella aurita* (37 %), *Caranx rhonchus* (25 %), *O. melanura* (25 %), *Trachurus sp.* (6 %), *Sardinella maderensis* (3 %) y *T. ovatus* (3 %). Otras especies que pueden consumir residuos sólidos también estuvieron presentes, aunque en abundancias por debajo del 1 %: *Mugil cephalus*, *S. salpa*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, *Diplodus puntazzo* y *Spondyliosoma cantharus*. En esta piscifactoría también se observaron peces de especies depredadoras (*Seriola dumerilii*, *Sphyrnaena sphyraena*, *Pomatomus saltatrix* y *Dentex dentex*), pero no se consideraron para los análisis estadísticos debido a que no consumen pienso.

Tabla 7. Resultado del análisis PERMANOVA para la abundancia de peces salvajes agregados alrededor de las jaulas de la granja de “El Campello” durante los periodos de alimentación y no-alimentación.

Factor	g.l.	S.S.	M.S.	Pseudo-F	P (MC)
FP	1	4769	4768	8.61	0.0252
C (FP)	4	2216	554	0.86	0.5474
D (C(FP))	6	3846	641	7.76	0.0002
Residual	36	2975	83		
Total	47	13806			

El resultado del análisis PERMANOVA para la abundancia de peces salvajes alrededor de las jaulas de la granja de “El Campello” (Tabla 7) reveló que existió una variabilidad significativa entre los distintos días de ensayo (D(C(FP));  $P < 0.001$ ), aunque no entre las distintas jaulas (C(FP);  $P > 0.05$ ). Además, la abundancia de peces salvajes alrededor de las jaulas durante los periodos de alimentación ( $2137 \pm 160$  individuos) fue significativamente mayor (FP;  $P < 0.05$ ) que durante los periodos de no alimentación ( $1010 \pm 130$  individuos), tal y como se puede observar en la Figura 4. El promedio diario de la abundancia ponderada de peces salvajes alrededor de la jaula fue de  $1057 \pm 203$  individuos.

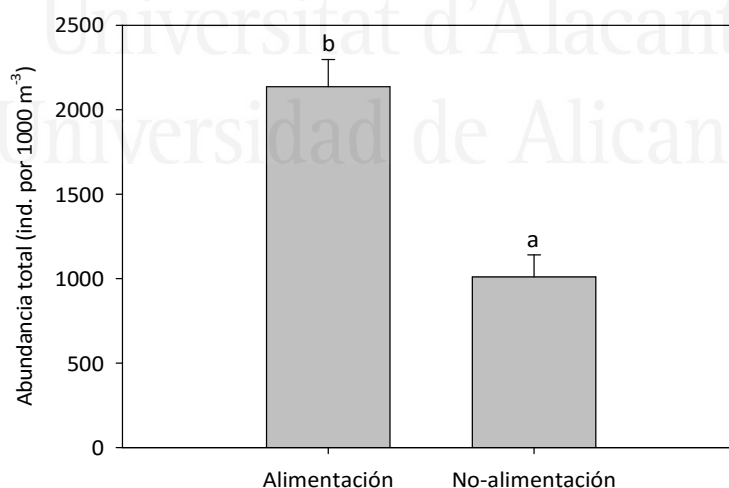


Figura 4. Promedio de la abundancia total de peces salvajes agregados alrededor de las jaulas experimentales en los periodos de alimentación y no-alimentación.

## 6.4.2. Transformación del alimento desperdiciado en las jaulas después de su consumo por los peces salvajes

### 6.4.2.1. Ensayos de digestibilidad con peces salvajes

Los  $ADC_{DM}$ ,  $ADC_N$ ,  $ADC_C$  y  $ADC_P$  fueron muy similares entre las diferentes especies (Tabla 8), aunque que el  $ADC_P$  presentó una variabilidad ligeramente mayor como consecuencia de su baja digestibilidad en *B. boops*. Para realizar la simulación del procesado de los residuos particulados por la ictiofauna salvaje se utilizó el valor promedio de digestibilidad de cada nutriente que presentaron las especies analizadas (Tabla 8 en negrita).

Tabla 8. Coeficientes de digestibilidad aparente (%  $\pm$  sem) de la materia seca ( $ADC_{DM}$ ), nitrógeno ( $ADC_N$ ), carbono ( $ADC_C$ ) y fósforo ( $ADC_P$ ) en peces salvajes alimentados con dietas específicas de doradas (*Sparus aurata*).

	<i>Boops boops</i>	<i>Mugilidae</i>	<i>Trachinotus ovatus</i>	<i>Oblada melanura</i>	Promedio
$ADC_{DM}$	79.51 $\pm$ 1.18	82.59 $\pm$ 0.64	82.51 $\pm$ 0.37	82.78 $\pm$ 0.37	<b>83.07 <math>\pm</math> 0.85</b>
$ADC_N$	96.84 $\pm$ 0.41	95.19 $\pm$ 0.54	95.71 $\pm$ 0.26	97.06 $\pm$ 0.28	<b>96.20 <math>\pm</math> 0.45</b>
$ADC_C$	88.17 $\pm$ 0.29	88.22 $\pm$ 0.19	89.03 $\pm$ 0.38	87.03 $\pm$ 0.29	<b>88.11 <math>\pm</math> 0.41</b>
$ADC_P$	34.67 $\pm$ 0.29	66.57 $\pm$ 0.60	76.32 $\pm$ 0.64	79.29 $\pm$ 0.88	<b>64.21 <math>\pm</math> 10.21</b>

### 6.4.2.2. Procesado del alimento desperdiciado por los peces salvajes

Los peces salvajes agregados alrededor de la granja de “El Campello” consumieron en promedio un 17.75 % de los residuos particulados totales derivados de las jaulas de cultivo. Por lo tanto, tras realizar un balance neto del consumo de residuos en presencia de peces salvajes (Figura 5) los TPW disminuyeron en un 13.98 %. Del mismo modo, los residuos particulados de TN, TC y TP disminuyeron en un 34.42 %, 18.23 % y 6.85 % respectivamente. Las fracciones residuales  $F_u$  y LbC redujeron en un 61.36 % y 41.89 % respectivamente el contenido de DM y todos sus nutrientes (TN, TC y TP). Por el contrario los contenidos de DM, TN, TC y TP en F aumentaron en un 4.31 %, 3.79 %, 4.18 % y 4.95 % respectivamente.

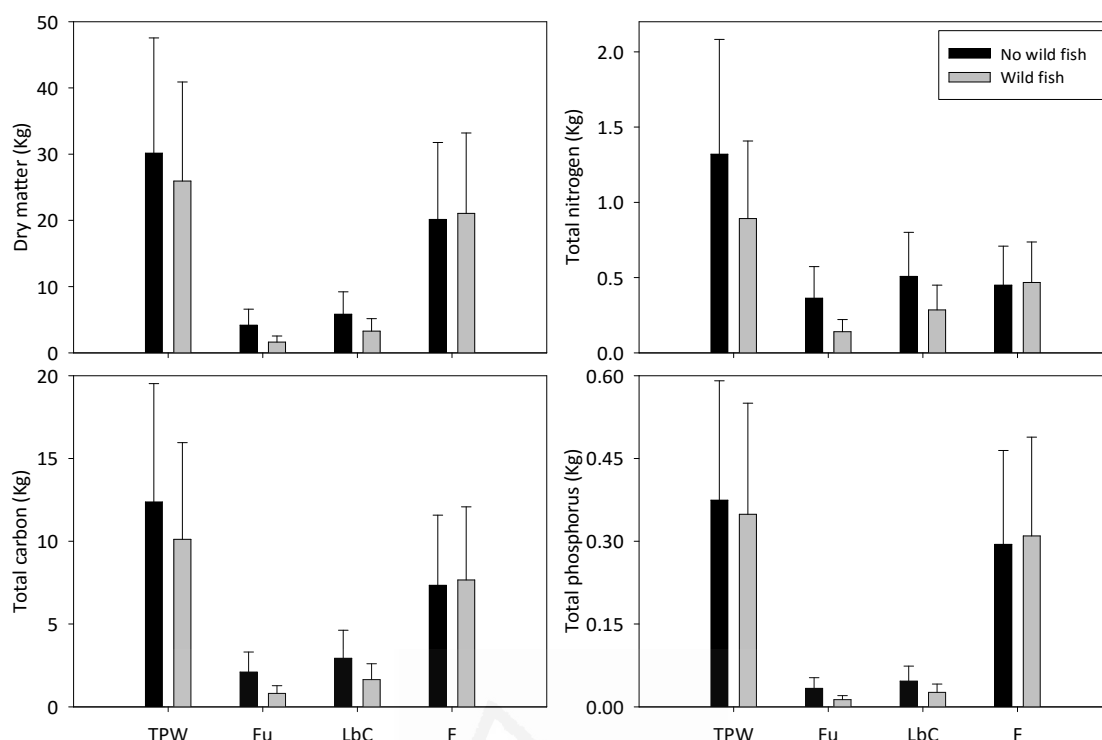


Figura 5. Estimaciones diarias de los residuos de materia seca (A), nitrógeno total (B), carbono total (C) y fósforo total (D) en las diferentes fracciones de residuos totales particulados (TPW; TPW=  $F_u$  + LbC + F):  $F_u$  (alimento no utilizado); LbC (desperdicios de alimento por el masticado); F (heces).

### 6.5. Discusión

Este estudio demuestra que el consumo de residuos particulados derivados del cultivo de peces en mar abierto por la ictiofauna salvaje es relevante: en promedio los peces salvajes que consumen alimento y que se agregan alrededor de las jaulas flotantes retiraron un 17.75 % de los residuos sólidos generados en las condiciones experimentales de este estudio. Esta contribución varía con la profundidad, siendo mayor en aquellas partes de la jaula donde los desechos fluyen con mayor intensidad, es decir, en la parte más profunda de las jaulas, tal como vimos en el capítulo 4. La digestibilidad en la ictiofauna salvaje de los alimentos acuícolas de peces es muy similar a la que muestran los peces de crianza, tal como se expone en el capítulo 2. Los peces salvajes agregados a las jaulas marinas son capaces de disminuir los residuos particulados totales de las fracciones  $F_u$  y LbC. Sin embargo, como consecuencia del consumo y la asimilación de los desperdicios de alimento, la fracción de residuos F se ve incrementada. Los residuos de TN y TC en el  $F_u$  y en las LbC disminuyen más marcadamente que los de TP, como consecuencia de las diferentes digestibilidades que presentan los peces por estos nutrientes del alimento. En resumen, los peces salvajes agregados alrededor de

jaulas flotantes de granjas en mar abierto actúan como un biofiltro natural que disminuye sustancialmente la carga orgánica derivada de la cría de peces (Figura 60) que puede sedimentar en el bentos circundante. No obstante, la magnitud de este efecto está condicionada por la abundancia de peces salvaje, la composición de su poblamiento y su nivel trófico .



Figura 6. Agregación de peces salvajes en torno a una de las jaulas experimentales consumiendo alimento durante el periodo de alimentación.

Las granjas de peces mediterráneas presentan un variabilidad espacial y temporal muy alta con respecto a los peces que se agregan a su alrededor (Dempster et al., 2002; Fernandez-Jover et al., 2008; Segvić Bubić et al., 2011; Valle et al., 2007). Existen granjas que atraen a una abundancia muy relevante de peces planctófagos, aunque también existen otras que únicamente presentan pequeños bancos de peces o depredadores solitarios. Además, algunas piscifactorías presentan importantes agrupaciones de peces salvajes durante todo el año (Fernandez-Jover et al., 2008), mientras que otras en los meses más fríos apenas se observan unos pocos peces salvajes a su alrededor, como se describió en el capítulo 5. Además, hay granjas que agregan los peces salvajes cerca de la superficie o en capas intermedias, mientras que en otras la vinculación de los peces se acentúa en las zonas más profundas, justo por

debajo de las jaulas (Dempster et al., 2005). La variabilidad espacial en la composición de la comunidad de peces salvajes existente se ha atribuido a la geomorfología costera, la topografía del lecho marino y la diversidad de los hábitats cercanos a las granjas (Dempster et al., 2005). Por el contrario, tal como vimos en el capítulo 5, la variabilidad temporal de la agregación de ictiofauna salvaje parece estar relacionada con las condiciones ambientales y fenológicas de los peces. Los peces salvajes tienden a adaptar su comportamiento a los eventos alimentarios de la granja alrededor de la cual se agregan (Bacher et al., 2015; capítulo 5). Además, la disponibilidad de recursos tróficos para la ictiofauna agregada alrededor de las granjas es altamente variable, puesto que depende enormemente de la intensidad alimenticia y de las prácticas de suministro del pienso (Chamberlain y Stucchi, 2007), tal como se describió en el capítulo 4. Por lo tanto, capacidad de retirada de residuos particulados de los peces salvajes no puede generalizarse y debe de evaluarse para cada caso en concreto.

La contribución de los peces salvajes a la extracción de residuos sólidos derivados de las jaulas flotantes ha sido abordada por otros autores en trabajos previos. Vita et al. (2004) y Felsing et al. (2005) confieren a los peces salvajes la capacidad de retirar el 80 % y 40-60 % respectivamente de la materia orgánica particulada que fluye de las jaulas. Estos resultados son muy superiores al promedio del 17.75 % obtenido en este estudio. A pesar de que los enfoques de los estudios anteriores no son comparables con el de este trabajo, probablemente los resultados de estos autores con respecto a la retirada de residuos particulados se encuentren sobreestimados. Dichos estudios no consideraron la retirada de residuos sólidos que realizan los peces salvajes en torno a los lados de las jaulas, y su importancia es considerable. Además, estas estimas tan elevadas están asumiendo que una gran cantidad de heces estaría siendo consumida por los peces salvajes. No obstante, las diferencias existentes entre los valores anteriormente mencionados y los de este estudio, podría deberse a la enorme variabilidad presente en las condiciones de cultivo y/o ambientales. En este trabajo, la retirada más grande de residuos particulados por los peces salvajes se produjo en la parte inferior de las jaulas (25.43 %). No obstante, cerca de la superficie (8.27 %) así como en la zona intermedia de la jaula (19.55 %), el consumo de residuos también fue notable. En la agregación de peces alrededor de las jaulas, durante los eventos de alimentación se produce una segregación espacial. Por lo general en el Mediterráneo, las comunidades de peces salvajes vinculadas a las jaulas flotantes se encuentran dominadas por una o unas pocas especies gregarias (Dempster et al., 2005, 2002). En la piscifactoría de “El Campello”, *Sardinella aurita*, *Caranx rhonchus* y *Oblada melanura* representaron el 87 % de la abundancia de peces salvajes total ocupando la columna de agua,

y además se concentraron sobretodo debajo de la jaula, justo por donde el flujo de residuos particulados es mayor. Otras especies de peces mediterráneas con la misma estrategia trófica como *Trachurus mediterraneus*, *Sardinella maderensis* y *Trachinotus ovatus* coexistieron entre los bancos de peces de las especies dominantes mientras consumían los mismos recursos. En otros estratos de las jaulas también estuvieron presentes pequeños grupos dispersos tanto de las especies dominantes como de las menos abundantes de la comunidad. Otros peces menos abundantes y con diferente comportamiento alimenticio, por ejemplo de la familia *Mugilidae*, se concentraron junto a las jaulas en la superficie del agua, alimentándose polvo de pienso flotante procedente del alimento, de acuerdo con las observaciones de Dempster et al. (2005).

Como se indicó en el capítulo 3, las heces son la principal fracción de los residuos particulados que se producen durante el proceso de engorde de peces (Bureau y Hua, 2010). Sin embargo, su valor nutricional es muy bajo (Bailey y Robertson, 1982; Israel et al., 2014), por lo que únicamente las ingieren peces de bajo nivel trófico, principalmente de especies herbívoras (Robertson, 1982). Durante los censos de peces visuales, la mayoría de la ictiofauna salvaje censada era de un nivel trófico relativamente alto y no consumía heces. No obstante, algunos *cupleidos* (*Sardinella aurita* y *S. maderensis*) ocasionalmente se alimentaron de heces. El elevado valor nutricional del alimento desperdiciado hace que los peces salvajes prefieran su consumo al de las heces. Fernandez-Jover et al. (2008) observó que el 67-90 % del contenido estomacal de los peces agregados a granjas acuícolas se compone de pellets, de modo que el pienso desperdiciado representa el principal subsidio trófico para los peces salvajes. Las simulaciones realizadas en este estudio revelaron que una proporción de residuos particulados considerable (aproximadamente 5 g por pez y día, equivalente al 2.59 % del alimento suministrado, que a su vez equivale al 86 % de la fracción considerada como  $F_u$  (3 % en las simulaciones) era consumida por los peces salvajes. Los ensayos de digestibilidad mostraron que la utilización de los alimentos acuícolas por los peces salvajes es similar a la de los peces del cultivo. Una vez que se realizó un balance entre el consumo del alimento desperdiciado y la producción de heces de los peces salvajes, la reducción de la carga orgánica particulada resultante fue relevante en términos de TC (18.23 %) y TN (34.42 %), y en menor grado en TP (6.85 %), como resultado de su baja digestibilidad. Además, las heces mientras sedimentan y una vez se han depositado sobre el fondo marino son más fácilmente minieralizables por las bacterias que el pienso (Doglioli et al., 2004; D. Fernandez-Jover et al., 2007; Magill et al., 2006; Piedecausa et al., 2009). Por lo tanto, los peces salvajes transforman una porción del alimento desperdiciado - la fracción residual más refractaria - en heces y



desechos disueltos – unos residuos más lábiles y menos perjudiciales para el medio – que pueden ser más fácilmente exportados por las corrientes fuera de la zona de la instalación acuícola (Chen et al., 2003; Fernandez-Jover et al., 2007). Además, los movimientos de los peces salvajes entrando y saliendo de la zona donde se ubica la granja, también debe facilitar la dispersión de los productos metabólicos generados como consecuencia del consumo de residuos de alimento.

Este trabajo demuestra que los peces salvajes tienen un gran potencial para mitigar los efectos ambientales del enriquecimiento orgánico derivado de las actividades acuícolas. Los sistemas IMTA, más concretamente la utilización de moluscos bivalvos capaces de alimentarse de partículas en suspensión, se han propuesto como una alternativa en la reducción del vertido orgánico particulado de los cultivos de peces (Troell et al., 2003). Cranford et al. (2013) señalaron que los mejillones son capaces de eliminar únicamente entre el 0.9 y el 3.5 % del material particulado, dependiendo de la velocidad de las corrientes, lo que demuestra una eficacia de este tipo de biofiltración muy limitada y considerablemente inferior a la de los peces salvajes. Consecuentemente, el papel que ejercen los peces salvajes en la retirada de residuos ha de considerarse en las evaluaciones de impacto ambiental. Sin embargo, y de acuerdo con Dempster et al. (2005), la variabilidad espacio-temporal de las agregaciones de peces salvajes, así como las diferencias existentes en las prácticas alimentarias entre granjas, impide predecir la dispersión a la que estarán sometidos los nutrientes sin conocer *a priori* la estructura de la comunidad de peces salvajes.

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## ***DISCUSIÓN GENERAL***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



La producción de residuos particulados por un cultivo de peces está determinada por variables relacionadas con el comportamiento alimenticio de la especie (desperdicio de fragmentos de pienso por masticado), con el aprovechamiento del alimento (digestibilidad), con la dinámica del cultivo (biomasa establecida, cantidad de alimento suministrado) y con las deficiencia en el suministro del alimento. Estos residuos una vez eliminados al medio atraen peces salvajes que se agregan en torno a las instalaciones de cultivo, los cuáles a través de su consumo intervienen en la dinámica final de los residuos. Las relaciones entre estos elementos se esquematizan en el modelo conceptual expuesto en la Figura 1.

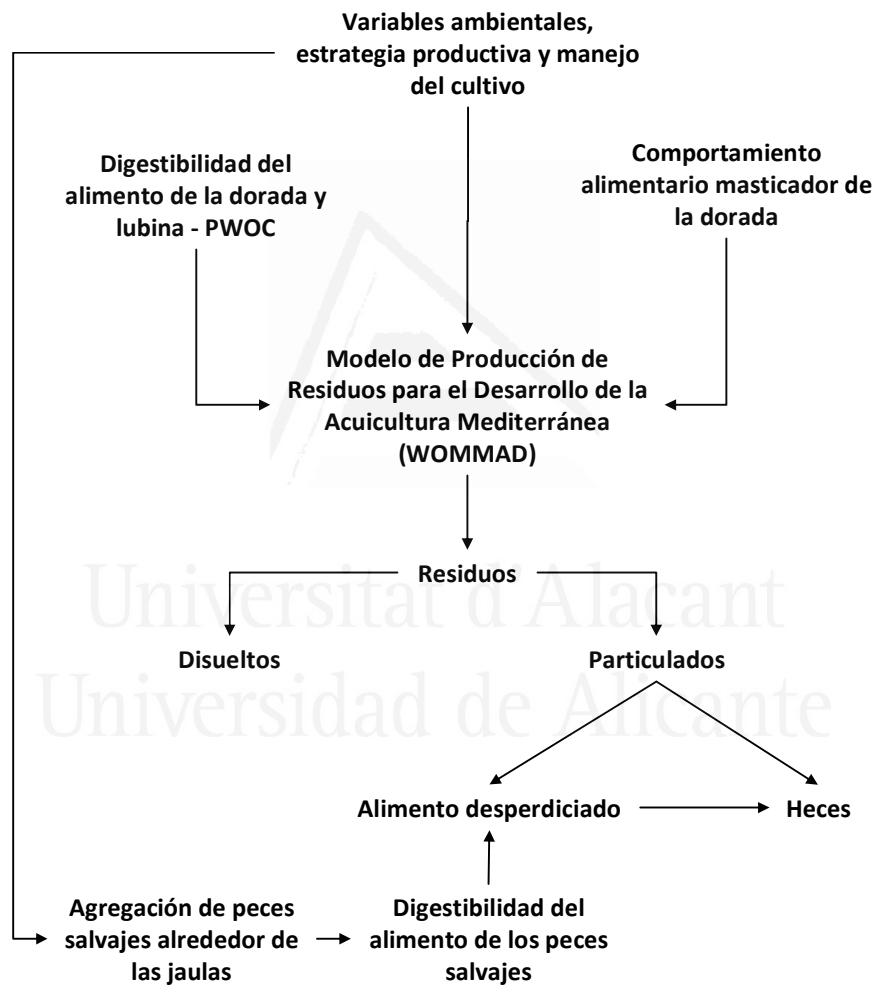


Figura 1. Modelo conceptual que indica la influencia de las diferentes variables abordadas en este estudio sobre la producción de residuos en granjas de peces marinas.

El comportamiento alimenticio de las especies en cultivo debe ser analizado con detenimiento antes de definir patrones de alimentación durante el engorde en mar abierto. La dorada acostumbra a manipular y masticar el alimento (Andrew et al., 2004a, 2004b; Andrew

et al., 2003), lo que genera una cantidad considerable de desperdicios de pienso, los cuales aumentan con el peso del pez conforme el tamaño de los pellets que se le suministran son mayores. La modelización de los desperdicios por masticado a lo largo del crecimiento de las doradas ha permitido determinar que aproximadamente el 8 % del alimento suministrado se pierde cuando se siguen las recomendaciones de la gestión del tamaño de los pellets realizadas por los fabricantes del pienso. No obstante estas pérdidas de alimento podrían disminuirse hasta la mitad si se utilizaran regímenes alimenticios basados en la utilización de pellets de menor tamaño. Esta alternativa teórica convendría ser evaluada en condiciones de cría intensiva. Para ello sería necesario analizar cómo estos regímenes alimenticios basados en pellets de pequeño tamaño influyen sobre la productividad y la rentabilidad de la empresa. La magnitud de los desperdicios de alimento por el masticado de la dorada implica la necesidad de incluir esta fracción residual en las estimas del vertido de desechos al medio

Generalmente, las estimas del vertido de desechos se expresan como una cantidad de residuos producidos por una biomasa de peces dada y en un periodo de tiempo concreto, por ejemplo para un año o un ciclo de crecimiento. Estos coeficientes de producción de residuos (PWOC) permiten comparar en términos de producción de residuos diferentes dietas o condiciones de producción (Piedecausa et al., 2010a). La digestibilidad del alimento influye directamente sobre la producción de heces (Islam, 2005), y como consecuencia de la mejora en los últimos años de la digestibilidad de los nutrientes de las dietas convencionales de doradas y lubinas (Hillestad et al., 1999; Lupatsch y Kissil, 1998), los PWOC se han visto reducidos considerablemente (Cho y Bureau, 1998; Piedecausa et al., 2010a). Contrariamente a lo que cabría esperar, las dietas orgánicas de origen comercial utilizadas en la actualidad generan más residuos particulados de fósforo y nitrógeno y menos de carbono que las convencionales. En concreto, los PWOC del fósforo siguen siendo elevados en los alimentos comerciales como consecuencia de la baja digestibilidad que muestran la dorada y la lubina por este elemento de la dieta, particularmente en las de origen orgánico. Por lo tanto, la disminución de la producción de residuos particulados de fósforo pasa por mejorar la biodisponibilidad de este elemento en las dietas (Bureau y Hua, 2010), así como por reevaluar las restricciones normativas en la utilización de materias primas de los alimentos orgánicos (EGTOP, 2013). A pesar de esto, la variable que determina principalmente la magnitud del PWOC es el índice de conversión alimenticio, el cual está relacionado tanto con la cantidad de alimento suministrado a los peces durante el ciclo productivo, como con las condiciones de manejo. Por lo tanto, para especies que presenten un aprovechamiento de los nutrientes del

alimento similar, como ocurre en dorada y lubina, los PWOC calculados en una base diaria siempre serán mayores en la especie de crecimiento más rápido, en este caso la dorada.

La magnitud del vertido de residuos derivado de las granjas de peces ubicadas en zonas templadas como la mediterránea, presenta una gran variabilidad temporal (Piedecausa et al., 2010a). Esta variabilidad depende en gran medida de las condiciones ambientales, especialmente de la temperatura, del crecimiento particular de cada especie y de su comportamiento alimentario, de la cantidad de pienso suministrado y su composición nutricional, del aprovechamiento las dietas, de las prácticas de manejo y de la estrategia productiva de la granja (Bureau y Hua, 2010; Carroll et al., 2003; Davies, 2000; Islam, 2005). La variabilidad temporal en el vertido de residuos está dirigida principalmente por las variables más relevantes asociadas a la estrategia productiva: la biomasa en stock y el alimento suministrado (Davies, 2000; Piedecausa et al., 2010a). La biomasa estabulada está condicionada por las fechas de entrada de los peces en la granja y la duración del ciclo de engorde - determinado principalmente por el régimen térmico del agua -, mientras que la cantidad de alimento suministrado a lo largo del tiempo viene definido por la abundancia relativa de las clases de edad de los peces y su tasa específica de alimentación en cada momento, que a su vez depende también de la temperatura del agua. Mediante modelos de balance de masas como el desarrollado en este estudio (WOMMAD), se puede estimar *a priori* el vertido de residuos y su evolución temporal en granjas acuícolas con diferentes condiciones de cultivo y estrategias de producción. Estas estimas, además proporcionan datos técnicos e información de utilidad para la gestión productiva y ambiental de las instalaciones, permiten diseñar unos planes de seguimiento ambiental más adecuados y adaptados a las condiciones específicas de cada granja.

La mayoría de los residuos particulados vertidos durante la cría de peces en las jaulas flotantes se dispersan por el fondo, aunque una parte considerable de los desechos también salen por los laterales de la red, como se observa en la Figura 2. A la escala espacial de una unidad de producción (jaula) hay diferentes factores que determinan que de la dirección de la corriente dominante no defina una trayectoria clara de los residuos particulados en su salida de la jaula. Las corrientes cuando chocan con las estructuras de la granja modifican su dirección original por lo que los flujos que se generan dentro y alrededor de las jaulas se ven afectadas (Klebert et al., 2013; Lølland, 1993; Shim et al., 2009). Además, los peces del interior de la jaula en su circulación natatoria también repercuten sobre las corrientes de dentro de la jaula (Gansel et al., 2014). Estas complejas interacciones determinan un campo variable de

corrientes dentro y alrededor de las jaulas que gobierna la trayectoria de salida de los residuos de los peces (Brager et al., 2015). Sin embargo, a la escala espacial de una granja completa, los residuos si se dispersan de manera global conforme a la dirección predominante de la corriente (Cromey y Black, 2005), formándose las típicas plumas de dispersión, cuya manifestación en forma de huella en el fondo determina la magnitud espacial de los efectos ambientales más relevantes. Esta huella, como consecuencia de la diferente velocidad de sedimentación de las distintas fracciones de residuos particulados, es debida mayoritariamente a la deposición de alimento no ingerido en las inmediaciones de las granjas, y conforme nos alejamos de las mismas, la contribución de las heces al enriquecimiento orgánico del fondo aumenta (Chamberlain y Stucchi, 2007). De entre todas las fracciones que componen los residuos particulados, las heces son cuantitativamente la más abundante siempre y cuando el alimento desperdiciado no exceda del 15 – 20 %. El alimento desperdiciado es muy variable ya que depende en gran medida de la atención durante la alimentación, y en ocasiones puede alcanzar valores alarmantes (más de la mitad del alimento suministrado). Las prácticas alimentarias de cada granja son las responsables de una alta proporción de los desperdicios de alimento, por lo tanto, los esfuerzos dirigidos a reducir el enriquecimiento orgánico de bentos y aumentar el rendimiento de las granjas deben centrarse en minimizar los desperdicios de alimento a través del control del proceso de alimentación. Por ello, es recomendable que los productores autoevalúen periódicamente la eficiencia de sus prácticas alimentarias.

Los residuos particulados que fluyen de las jaulas constituyen un recurso trófico para los peces, por lo que se consideran el principal factor de atracción de ictiofauna salvaje alrededor de las granjas de peces (Fernandez-Jover et al., 2008; Tuya et al., 2006; Uglem et al., 2009). La abundancia total y la estructura de la comunidad de peces salvajes agregados alrededor de la granja varía a diferentes escalas temporales (Bacher et al., 2012; Fernandez-Jover et al., 2008; Sudirman et al., 2009; Valle et al., 2007). Los cambios entre estaciones es la fuente de variabilidad temporal más importante, definida por la cantidad de alimento suministrado y el fotoperiodo, que es la señal más importante y fiable para los ajustes diarios y/o estacionales de algunas funciones biológicas de los peces (Prat et al., 1999). A una escala temporal menor, dentro del día, la variable que mejor explica la abundancia y estructura del poblamiento de peces salvajes es la intensidad de la alimentación, lo que supone un acoplamiento de la ictiofauna salvaje a la dinámica del cultivo. Las especies dominantes de la comunidad muestran un patrón de abundancia fuertemente estacional, y aunque la mayor parte del tiempo coinciden agregadas, su máxima abundancia se encuentra segregada en el

tiempo y a su vez relacionada con sus periodos reproductivos. Estas observaciones son importantes para determinar en qué momentos los peces salvajes podrían contribuir en mayor o menor medida al reciclado de los desechos orgánicos derivados del cultivos.

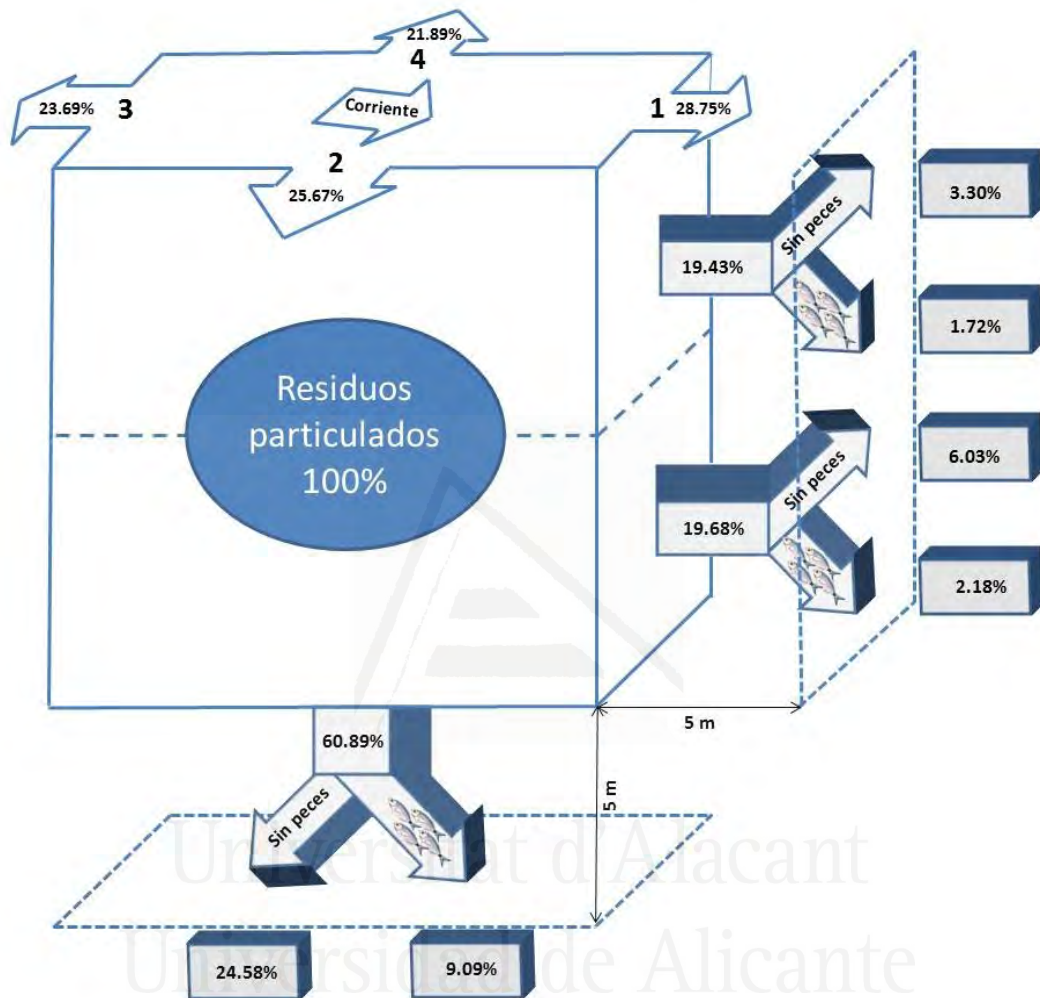


Figura 2. Porcentaje de los residuos particulados totales que fluyen por cada dirección cardinal de la jaula - clasificadas de acuerdo con la frecuencia en que se presentaron con respecto a la dirección de la corriente dominante- y proporción de salida de efluente particulados por los laterales y el fondo de la jaula, de acuerdo con los resultados del capítulo 4. Además se representa el porcentaje de los residuos particulados totales que alcanzan los 5 metros de distancia alrededor de la jaula en ausencia y presencia de peces salvajes, en base a los resultados del capítulo 6.

Los peces salvajes planctófagos que se agregan alrededor de las jaulas tienen la capacidad de consumir residuos derivados de la granja e incorporarlos a la red trófica marina, por lo tanto actúan como un biofiltro natural (Dempster et al., 2009, 2005; Fernandez-Jover et al., 2008; Katz et al., 2002). El mayor potencial de reciclado de residuos se encuentra alrededor



de la zona más profunda de las jaulas (Figura 2), que es por donde mayor cantidad residuos salen y donde normalmente más peces salvajes se concentran (Dempster et al., 2005). Cuando los peces salvajes ingieren residuos en forma de alimento, realizan un elevado aprovechamiento de sus nutrientes, lo que permite su asimilación y contribuye a la eliminación de nutrientes en forma de productos metabólicos disueltos y particulados –heces- (Figura 1) más fácilmente dispersables y que presentan menores repercusiones ambientales que el alimento desperdiciado (Chen et al., 2003; Fernandez-Jover et al., 2007). En este estudio se ha estimado que como promedio una abundancia de 1057 peces/1000 m<sup>3</sup> consume al día cerca del 18 % de los residuos particulados de un cultivo intensivo de peces (Figura 2). Otros autores confieren a los peces salvajes un potencial de consumo de residuos particulados mucho mayor que el obtenido en este trabajo, del 40 - 60 % (Felsing et al., 2005) o incluso del 80 % (Vita et al., 2004) del total de los residuos que emanan de las jaulas. Estos estudios se llevaron a cabo en condiciones muy alejadas a las condiciones reales de cultivo y sin considerar cuestiones de gran relevancia como son el cómputo de residuos totales producidos por las unidades experimentales, la proporción correspondiente a heces y a alimento desperdiciado, así como el consumo por parte de la ictiofauna salvaje de los residuos que fluyen por el lateral de las jaulas. Además, esos consumos tan elevados tienen que estar considerando que una buena parte de heces también está siendo consumida, lo cual es bastante improbable. Por ello, se entiende que dichos valores están ampliamente sobrevalorados. Las estimaciones realizadas por (Fernandez-Jover et al., 2008) estimaron que entre el 0.3 % y el 10 % del alimento suministrado en granjas mediterráneas era consumido por los peces salvajes. A pesar de las diferencias metodológicas (su estudio se basa en el contenido estomacal de los peces salvajes), sus estimaciones son bastante más próximas a los resultados expuestos en esta tesis: consumo en torno al 3 % del alimento suministrado, lo que supone que los peces salvajes son capaces de reducir un 14 % los residuos particulados totales. No obstante, la capacidad de asimilación y dispersión de los residuos de las granjas por la ictiofauna salvaje que se agregan a su alrededor puede ser muy variable, porque depende profundamente de la magnitud de esta comunidad así como de la del vertido de residuos particulados, y ambos elementos presentan una gran variabilidad temporal (Bacher et al., 2015; Fernandez-Jover et al., 2008; Piedecausa et al., 2010a; Sudirman et al., 2009; Valle et al., 2007). Para conocer la capacidad de biofiltración de los peces salvajes en diferentes granjas o en una misma con distinta abundancia a lo largo del tiempo, sería recomendable estimar la retirada de residuos por agregaciones de peces de diferentes dimensiones, e intentar establecer una relación entre el consumo de residuos y la abundancia de peces salvajes agregados en la granja.



## ***CONCLUSIONES***

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



En este trabajo se ha profundizado en los principales factores que influyen en la dinámica temporal de producción de residuos particulados en las granjas de peces intensivas ubicadas en mar abierto. Además se ha indagado acerca de la influencia de la ictiofauna salvaje sobre el balance final del vertido de los residuos sólidos. Las conclusiones de la tesis se enumeran a continuación.

### ***CAPÍTULO 1: Producción de residuos particulados derivados del comportamiento alimentario de la dorada (*Sparus aurata*)***

1. El comportamiento masticador de la dorada genera sustanciales desperdicios de alimento en forma de fragmentos de pellets que pueden estimarse a partir de la talla del pez y del tamaño de pellet que se le suministra.

2. Los regímenes alimenticios de dorada utilizados en la actualidad generan un gran desperdicio de alimento que se podría minimizar mediante regímenes alimenticios alternativos basados en la utilización de pellets de menor tamaño.

### ***CAPÍTULO 2: Digestibilidad del nitrógeno, carbono y fósforo en doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*) alimentadas con piensos comerciales convencionales y orgánicos: implicaciones para la producción de residuos particulados***

3. En doradas y lubinas que se alimentan con dietas orgánicas los residuos particulados de fósforo y nitrógeno son mayores y los de carbono menores que cuando estas ingieren dietas convencionales, como consecuencia de su digestibilidad diferente.

4. Los residuos de fósforo particulado son elevados debido a la baja digestibilidad que presenta la dorada y la lubina por el fósforo de las dietas comerciales, particularmente en las de origen orgánico, por lo tanto la disminución de los residuos particulados de fósforo requiere mejorar la biodisponibilidad de este elemento en la dieta.

### ***CAPÍTULO 3: Modelo de producción de residuos particulados para el desarrollo de la acuicultura mediterránea (WOMMAD): una herramienta para estimar el patrón temporal del vertido de desechos y el rendimiento de la producción***

5. El modelo WOMMAD que se ha desarrollado en este trabajo, permite evaluar la producción de residuos y el rendimiento de una explotación de peces ante distintas condiciones de cultivo, por lo que además de ser útil para la gestión ambiental de los residuos permite establecer comparaciones del vertido bajo diferentes condiciones de producción.

6. La aplicación del modelo WOMMAD nos demuestra la notable influencia que tiene la estrategia de cultivo en el patrón temporal producción de residuos. En este sentido, las estrategias del tipo “*all in – all out*” generan picos de producción de residuos más pronunciados que las estrategias basadas en siembras y cosechas secuenciales, pero dan la oportunidad al medio receptor de recuperarse si se incluye un período de barbecho, aunque la duración efectiva de éste está aún por determinar.

***CAPÍTULO 4: Flujo de salida de residuos particulados en jaulas acuícolas de peces en mar abierto. Estima del alimento suministrado no ingerido***

7. La dirección de la corriente dominante, a la escala espacial de una jaula, influye muy débilmente en la trayectoria de salida de los residuos particulados a través de la red. El material particulado fluye mayoritariamente por el fondo de la jaula, aunque una parte considerable también sale por los laterales de la red.

8. La fracción de alimento desperdiciado en los cultivos de peces marinos en jaulas flotantes es muy variable porque depende de las prácticas alimentarias de cada granja, lo que imposibilita su conocimiento *a priori*.

***CAPÍTULO 5: Variabilidad temporal de la ictiofauna salvaje agregada en una granja acuícola mediterránea: influencia de las condiciones ambientales y de cultivo***

9. La variabilidad temporal del poblamiento de peces salvajes agregados a la granja es explicada satisfactoriamente por las variables ambientales que determinan las estaciones, así como por la dinámica del cultivo.

10. La segregación espacial de las especies dominantes está relacionada con la fenología reproductiva de las propias especies.

***CAPÍTULO 6: Consumo de residuos particulados derivados del cultivo de peces en jaulas flotantes por la ictiofauna salvaje***

11. La ictiofauna salvaje agregada alrededor de las jaulas flotantes es capaz de consumir una parte considerable de los residuos particulados derivados de los peces del cultivo.

12. Los peces salvajes que consumen alimento residual de las granjas marinas transforman un residuo con grandes repercusiones ambientales negativas sobre el medio

como es el pienso desperdiciado, en otro con efectos menos perjudiciales – productos metabólicos disueltos y heces -. Por ello, la influencia del poblamiento de peces salvajes agregado a las granjas marinas debe tenerse en cuenta a la hora de evaluar su impacto ambiental debido a su importante función como biofiltro.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



## ***REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS***



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





- Abdollahi, M.R., Ravindran, V., Svihus, B., 2013. Pelleting of broiler diets: An overview with emphasis on pellet quality and nutritional value. *Anim. Feed Sci. Technol.* 179, 1–23. doi:10.1016/j.anifeedsci.2012.10.011
- Aguado-Giménez, F., **Ballester-Moltó, M.**, Garcia-García, B., 2016. Informe del proyecto RTA2011-00088-00-00 “Ictiofauna salvaje asociada a los cultivos de peces en mar abierto. Influencia en la dinámica de los residuos particulados y variabilidad temporal del poblamiento.” Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA), España. Disponible en [www.inia.es](http://www.inia.es)
- Aguado-Giménez, F., García-García, B., Hernández-Lorente, M.D., Cerezo-Valverde, J., 2006. Gross metabolic waste output estimates using a nutritional approach in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) under intensive fattening conditions in western Mediterranean Sea. *Aquac. Res.* 37, 1254–1258. doi:10.1111/j.1365-2109.2006.01541.x
- Aguado-Giménez, F., Hernández, M.D., Cerezo-Valverde, J., Piedecausa, M.A., García-García, B., 2014. Does flat oyster (*Ostrea edulis*) rearing improve under open-sea integrated multi-trophic conditions? *Aquac. Int.* 22, 447–467. doi:10.1007/s10499-013-9653-6
- 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. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.03.026
- Aguado-Giménez, F., Martí-Gálvez, M., **Ballester Moltó, M.**, 2013. Variabilidad temporal de la población de aves acuáticas en el entorno de una instalación de cultivo de peces en jaulas flotantes en mar abierto: resultados preliminares, en: Actas Del XIV Congreso Nacional de Acuicultura. Gijón.
- Aguado-Giménez, F., Martínez, F.J., Garcia-García, B., 2004. In vivo total nitrogen and total phosphorous digestibility in Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus thynnus* Linnaeus, 1758) under industrially intensive fattening conditions in Southeast Spain Mediterranean coastal waters. *Aquac. Nutr.* 10, 413–419. doi:10.1111/j.1365-2095.2004.00315.x
- Aguado-Giménez, F., Piedecausa, M.A., Carrasco, C., Gutiérrez, J.M., Aliaga, V., García-García, B., 2011. Do benthic biofilters contribute to sustainability and restoration of the benthic environment impacted by offshore cage finfish aquaculture? *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1714–1724. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.028
- Aguado-Giménez, F., Piedecausa, M.A., Gutiérrez, J.M., García-Charton, J.A., Belmonte, A., García-García, B., 2012. Benthic recovery after fish farming cessation: A “beyond-BACI” approach. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 729–738. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.02.012
- Aguado-Giménez, F., Sallent-Sánchez, A., Eguía-Martínez, S., Martínez-Ródenas, J., Hernández-Llorente, M.D., Palanca-Maresca, C., Molina-Pardo, J.L., López-Pastor, B., García-Castellanos, F.A., **Ballester-Moltó, M.**, Ballesteros-Pelegrín, G., García-García, B., Barberá, G.G., 2016. Aggregation of European Storm-petrel (*Hydrobates pelagicus* ssp. *melitensis*) around cage fish farms. Do they benefit from the farms’ resources? Submitted.

- Aksnes, A., Izquierdo, M.S., Robaina, L., Vergara, J.M., Montero, D., 1997. Influence of fish meal quality and feed pellet on growth, feed efficiency and muscle composition in gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Aquaculture* 153, 251–261. doi:10.1016/S0044-8486(97)00046-X
- Alanr, A., Kadri, S., Paspatis, M., 2001. Feeding Management, in: Houlihan, D., Boujard, T., Jobling, M. (Eds.), *Food Intake in Fish*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 332–353.
- Albentosa, M., Camacho, A.P., Beiras, R., 1996. The effect of food concentration on the scope for growth and growth performance of *Ruditapes decussatus* (L.) seed reared in an open-flow system. *Aquac. Nutr.* 2, 213–220. doi:10.1111/j.1365-2095.1996.tb00062.x
- Albentosa, M., Fernández-Reiriz, M., Pérez-Camacho, A., Labarta, U., 1999. Growth performance and biochemical composition of *Ruditapes decussatus* (L.) spat fed on microalgal and wheatgerm flour diets. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 232, 23–37. doi:10.1016/S0022-0981(98)00086-0
- Alegria-Hernández, V., 1989. Study on the age and growth of Bogue (*Boops boops* (L.)) from Central Adriatic Sea. *Cybiurn* 13, 281–288.
- Alongi, D.M., McKinnon, A.D., Brinkman, R., Trott, L.A., Undu, M.C., Muawanah, Rachmansyah, 2009. The fate of organic matter derived from small-scale fish cage aquaculture in coastal waters of Sulawesi and Sumatra, Indonesia. *Aquaculture* 295, 60–75. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.06.025
- Anderson, M.J., 2005. *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance.*, Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. ed.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, U.K.
- Andrew, J., Holm, J., Kadri, S., Huntingford, F., 2004. The effect of competition on the feeding efficiency and feed handling behaviour in gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) held in tanks. *Aquaculture* 232, 317–331. doi:10.1016/S0044-8486(03)00528-3
- Andrew, J.E., Anras, M.L.B., Kadri, S., Holm, J., Huntingford, F.A., 2003. Feeding Responses of Hatchery-Reared Gilthead Sea Bream (*Sparus aurata* L.) to a Commercial Diet and Natural Prey Items. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 36, 77–86. doi:10.1080/1023624031000109864
- Andrew, J.E., Holm, J., Huntingford, F.A., 2004. The effect of pellet texture on the feeding behaviour of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture* 232, 471–479. doi:10.1016/S0044-8486(03)00490-3
- Ang, K., Petrell, R., 1998. Pellet wastage, and subsurface and surface feeding behaviours associated with different feeding systems in sea cage farming of salmonids. *Aquac. Eng.* 18, 95–115. doi:10.1016/S0144-8609(98)00026-0

- Angel, D.L., Eden, N., Breitstein, S., Yurman, A., Katz, T., Spanier, E., 2002. In situ biofiltration: a means to limit the dispersal of effluents from marine finfish cage aquaculture. *Hydrobiologia* 469, 1–10. doi:10.1023/A:1015531812259
- Angel, D.L., Freeman, S., 2009. Integrated aquaculture (INTAQ) as a tool for an ecosystem approach in the Mediterranean Sea, in: Soto, D. (Ed.), *Integrated Mariculture: A Global Review*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 529, Rome, p. 283.
- AOAC, 1997a. AOAC Official Method 965.17 Phosphorus in Animal Feed and Pet Food, in: *Official Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemists International*. AOAC International, Gaithersburg.
- AOAC, 1997b. AOAC Official Method 978.10 Fiber (Crude) in Animal Feed and Pet Food, in: *Official Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemists International*. AOAC International, Gaithersburg.
- APROMAR, 2015. *La acuicultura en España 2015*. Asociación Empresarial de Productores de Cultivos Marinos, España.
- APROMAR, 2014. *La acuicultura en España 2014*. Asociación Empresarial de Productores de Cultivos Marinos, España.
- Arechavala-Lopez, P., Borg, J.A., Šegvić-Bubić, T., Tomassetti, P., Özgül, A., Sanchez-Jerez, P., 2015. Aggregations of wild Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites: Environmental and management considerations. *Fish. Res.* 164, 178–184. doi:10.1016/j.fishres.2014.11.011
- Arechavala-Lopez, P., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Uglem, I., Mladineo, I., 2013. Reared fish, farmed escapees and wild fish stocks—a triangle of pathogen transmission of concern to Mediterranean aquaculture management. *Aquac. Environ. Interact.* 3, 153–161. doi:10.3354/aei00060
- Arechavala-Lopez, P., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., 2010. Movements of grey mullet *Liza aurata* and *Chelon labrosus* associated with coastal fish farms in the western Mediterranean Sea. *Aquac. Environ. Interact.* 1, 127–136.
- Árnason, T., Björnsson, B., Steinarsson, A., Oddgeirsson, M., 2009. Effects of temperature and body weight on growth rate and feed conversion ratio in turbot (*Scophthalmus maximus*). *Aquaculture* 295, 218–225. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.07.004
- Austreng, E., Skrede, A., Eldegard, Å., 1979. Effect of Dietary Fat Source on the Digestibility of Fat and Fatty Acids in Rainbow Trout and Mink. *Acta Agric. Scand.* 29, 119–126. doi:10.1080/00015127909435220
- Azevedo, P.A., Leeson, S., Cho, C.Y., Bureau, D.P., 2004. Growth, nitrogen and energy utilization of juveniles from four salmonid species: diet, species and size effects. *Aquaculture* 234, 393–414. doi:10.1016/j.aquaculture.2004.01.004
- Bacher, K., Gordo, A., Sagué, O., 2015. Feeding activity strongly affects the variability of wild fish aggregations within fish farms: a sea bream farm as a case study. *Aquac. Res.* 46, 552–564. doi:10.1111/are.12199

- Bacher, K., Gordo, A., Sague, O., 2012. Spatial and temporal extension of wild fish aggregations at *Sparus aurata* and *Thunnus thynnus* farms in the north-western Mediterranean. *Aquac. Environ. Interact.* 2, 239–252.
- Bailey, T.G., Robertson, D.R., 1982. Organic and caloric levels of fish feces relative to its consumption by coprophagous reef fishes. *Mar. Biol.* 69, 45–50. doi:10.1007/BF00396959
- Barg, U.C., 1992. Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development. FAO Fisheries Technical Paper 328, Rome.
- Bartulović, V., Dulčić, J., Matić-Skoko, S., Glamuzina, B., 2011. Reproductive cycles of *Mugil cephalus*, *Liza ramada* and *Liza aurata* (Teleostei: Mugilidae). *J. Fish Biol.* 78, 2067–2073. doi:10.1111/j.1095-8649.2011.02953.x
- Basurco, B., Lovatelli, A., García, B., 2011. Current Status of Sparidae Aquaculture, in: Pavlidis, M.A., Mylonas, C.C. (Eds.), *Sparidae*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 1–50.
- Bayle-Sempere, J.T., Arreguín-Sánchez, F., Sanchez-Jerez, P., Salcido-Guevara, L.A., Fernandez-Jover, D., Zetina-Rejón, M.J., 2013. Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. *Ecol. Model.* 248, 135–147. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.08.028
- Beaz Paleo, J.D., 2008. Ingeniería de la Acuicultura Marina. Instalaciones de peces en el mar, Publicaciones Científicas y Tecnológicas del Observatorio Español de Acuicultura. Observatorio Español de Acuicultura, Madrid.
- Bergot, F., Breque, J., 1983. Digestibility of starch by rainbow trout: Effects of the physical state of starch and of the intake level. *Aquaculture* 34, 203–212. doi:10.1016/0044-8486(83)90203-X
- Bernabé, G., 1991. *Acuicultura*, ed. Omega, Barcelona.
- Beveridge, M.C.M., 1996. *Cage Aquaculture* (2nd edition). Fishing News Books, Oxford, U.K.
- Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J., Clarke, R.M., 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production, in: Brune, D.E., Tomasso, J.R. (Eds.), *Advances in World Aquaculture*. Society Baton Rouge, LA, USA, pp. 506–533.
- Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J., Macintosh, D.J., 1997. Aquaculture and the environment: the supply of and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquac. Res.* 28, 797–807. doi:10.1046/j.1365-2109.1997.00944.x
- Bjordal, A., Skar, A., 1992. Tagging of saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian fish farm: preliminary results on migration, in: ICES Coun Meet Pap. Bergen, Norway, p. 35.
- Black, K., Hansen, P.K., Holmer, M., 2008. *Salmon Aquaculture Dialogue: Working Group Report on Benthic Impacts and Farm Siting*.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Overbeek, C.C., Bureau, D.P., Pawlowski, M., Glibert, P.M., 2013. Hindcasts and Future Projections of Global Inland and Coastal Nitrogen and

- Phosphorus Loads Due to Finfish Aquaculture. *Rev. Fish. Sci.* 21, 112–156. doi:10.1080/10641262.2013.790340
- Boyra, A., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Espino, F., Haroun, R., 2004. Attraction of Wild Coastal Fishes to an Atlantic Subtropical Cage Fish Farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environ. Biol. Fishes* 70, 393–401. doi:10.1023/B:EBFI.0000035435.51530.c8
- Brager, L., Cranford, P., Grant, J., Robinson, S., 2015. Spatial distribution of suspended particulate wastes at open-water Atlantic salmon and sablefish aquaculture farms in Canada. *Aquac. Environ. Interact.* 6, 135–149. doi:10.3354/aei00120
- Bromage, N., Cumaranatunga, R., 1988. Egg Production in the Rainbow Trout, in: Muir, J., Roberts, R. (Eds.), *Recent Advances in Aquaculture*. Springer Netherlands, pp. 63–138.
- 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. doi:10.1016/j.aquaculture.2003.12.024
- 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. doi:10.1016/S0044-8486(02)00528-8
- Bryan, J.E., 1973. Feeding History, Parental Stock, and Food Selection in Rainbow Trout. *Behaviour* 45, 123–153.
- Budy, P., Baker, M., Dahle, S.K., 2011. Predicting Fish Growth Potential and Identifying Water Quality Constraints: A Spatially-Explicit Bioenergetics Approach. *Environ. Manage.* 48, 691–709. doi:10.1007/s00267-011-9717-1
- Buentello, J.A., Gatlin III, D.M., Neill, W.H., 2000. Effects of water temperature and dissolved oxygen on daily feed consumption, feed utilization and growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture* 182, 339–352. doi:10.1016/S0044-8486(99)00274-4
- Bureau, D.P., Cho, C.Y., 1999. *Measuring Digestibility in Fish*. UG/OMNR Fish Nutrition Research Laboratory Technical Document.
- Bureau, D.P., Gunther, S.J., Cho, C.Y., 2003. Chemical Composition and Preliminary Theoretical Estimates of Waste Outputs of Rainbow Trout Reared in Commercial Cage Culture Operations in Ontario. *North Am. J. Aquac.* 65, 33–38. doi:10.1577/1548-8454(2003)065<0033:CCAPTE>2.0.CO;2
- Bureau, D.P., Hua, K., 2010. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. *Aquac. Res.* 41, 777–792. doi:10.1111/j.1365-2109.2009.02431.x
- Burel, C., Person-Le Ruyet, J., Gaumet, F., Le Roux, A., Sévère, A., Boeuf, G., 1996. Effects of temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. *J. Fish Biol.* 49, 678–692. doi:10.1111/j.1095-8649.1996.tb00064.x
- Buryniuk, M., Petrell, R.J., Baldwin, S., Lo, K.V., 2006. Accumulation and natural disintegration of solid wastes caught on a screen suspended below a fish farm cage. *Aquac. Eng.* 35, 78–90. doi:10.1016/j.aquaeng.2005.08.008

- Buschmann, A.H., Troell, M., Kautsky, N., 2001. Integrated algal farming: a review. Proc. Int. Workshop Curr. Approaches Basic Appl. Phycol. Cah. Biol. Mar. 42, 83–90.
- Byron, C.J., Costa-Pierce, B.A., 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture, in: Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, Pp. 87–101. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21., Rome, p. 282.
- Carrillo, M., Zanuy S, Prat F, Cerdá J, Ramos J, Mañanos E, Bromage N, 1995. Sea bass, in: Broodstock Management and Egg and Larval Quality. Blackwell, Oxford, U.K., pp. 138–168.
- 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, Management of Aquaculture Effluents 226, 165–180. doi:10.1016/S0044-8486(03)00475-7
- Carss, D.N., 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. Aquaculture 90, 29–40. doi:10.1016/0044-8486(90)90280-Z
- Castelló i Orvai, F., 2013. Piscicultura marina en Latinoamérica. Bases científicas y técnicas para su desarrollo. Universitat de Barcelona, España.
- Castriota, L., Finoia, M.G., Campagnuolo, S., Pipitone, C., Andaloro, F., 2006. Diet of juvenile *Pagrus pagrus* (Sparidae), from sandy bottoms of the southern Tyrrhenian Sea. Cybium Int. J. Ichthyol. 30, 291–295.
- Chacon-Torres, A., Ross, L.G., Beveridge, M.C.M., 1988. The effects of fish behaviour on dye dispersion and water exchange in small net cages. Aquaculture 73, 283–293. doi:10.1016/0044-8486(88)90062-2
- Chakroun-Marzouk, N., Kartas, F., 1987. Denture et regime alimentaire des espèces du genre *Pagrus* (Pisces, Sparidae) des côtes Tunisiennes. Cybium 11, 3–19.
- Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture 272, 296–311. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.08.051
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., Telfer, T.C., Roy, W.J., 2003. Nutrient leaching and settling rate characteristics of the faeces of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and the implications for modelling of solid waste dispersion. J. Appl. Ichthyol. 19, 114–117. doi:10.1046/j.1439-0426.2003.00449.x
- Cheshuk, B., Purser, G., Quintana, R., 2003. Integrated open-water mussel (*Mytilus planulatus*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) culture in Tasmania, Australia. Aquaculture 218, 357–378. doi:10.1016/S0044-8486(02)00640-3
- Cho, C.Y., 2004. Development of computer models for fish feeding standards and aquaculture waste estimations: a treatise, in: Cruz Suarez, L.E., Rique Marie, D., Nieto López, M.G., Villareal, D., Schollz, U., González, M. (Eds.), Avances En Nutrición Acuicola VII, Memorias Del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuicola. 16-19 November, 2004. Hermosillo, Sonora, México, pp. 375–394.

- Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquat. Living Resour.* 11, 199–210. doi:10.1016/S0990-7440(98)89002-5
- Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1997. Reduction of Waste Output from Salmonid Aquaculture through Feeds and Feeding. *Progress. Fish-Cult.* 59, 155–160. doi:10.1577/1548-8640(1997)059<0155:ROWOFS>2.3.CO;2
- Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R., Yoshida, H.K., 1994. Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture* 124, 293–305. doi:10.1016/0044-8486(94)90403-0
- Clarke, K.R., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 92, 205–219. doi:10.3354/meps092205
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth marine laboratory, Natural environment research council.
- Clarke, L.A., Sutterlin, A.M., 1985. Associative learning short-term memory and colour preference during first feeding by juvenile atlantic salmon. *Can. J. Zool.* 9–14.
- Colorni, A., Padrós, F., 2011. Diseases and Health Management, in: *Sparidae: Biology and Aquaculture of Gilthead Seabream and Other Species*. Wiley-Blackwell, pp. 321–357.
- Comisión Europea, 2013. Directrices estratégicas para el desarrollo sostenible de la acuicultura en la UE (No. COM(2013) 229 final). Bruselas.
- Cook, E., Black, K., Sayer, M., Cromey, C., Angel, D., Spanier, E., Tsemel, A., Katz, T., Eden, N., Karakassis, I., 2006. The influence of caged mariculture on the early development of sublittoral fouling communities: a pan-European study. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 637–649. doi:10.1016/j.icesjms.2005.12.007
- Coolsaet, N., 2009. Formulación, ingredientes y piensos, aditivos, factores antinutritivos, sostenibilidad, en *La Nutrición Y Alimentación En Piscicultura*. Publicaciones Científicas y Tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura, Madrid, pp. 409–436.
- Corner, R.A., Brooker, A.J., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture* 258, 299–311. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.03.036
- Cox, E.S., Pankhurst, P.M., 2000. Feeding behaviour of greenback flounder larvae, *Rhombosolea tapirina* (Günther) with differing exposure histories to live prey. *Aquaculture* 183, 285–297. doi:10.1016/S0044-8486(99)00302-6



- Cranford, P., Reid, G., Robinson, S., 2013. Open water integrated multi-trophic aquaculture: constraints on the effectiveness of mussels as an organic extractive component. *Aquac. Environ. Interact.* 4, 163–173. doi:10.3354/aei00081
- Criscoli, A., Colloca, F., Carpentieri, P., Belluscio, A., Ardizzone, G., 2006. Observations on the reproductive cycle, age and growth of the salema, *Sarpa salpa* (Osteichthyes: Sparidae) along the western central coast of Italy. *Sci. Mar.* 70, 131–138.
- Cromeey, C.J., Black, K.D., 2005. Modelling the Impacts of Finfish Aquaculture, in: Hargrave, B.T. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 129–155.
- Cromeey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* 214, 211–239. doi:10.1016/S0044-8486(02)00368-X
- Cunha, I., Planas, M., 1999. Optimal prey size for early turbot larvae (*Scophthalmus maximus* L.) based on mouth and ingested prey size. *Aquaculture* 175, 103–110. doi:10.1016/S0044-8486(99)00040-X
- Dalsgaard, T., Krause-Jensen, D., 2006. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture* 256, 302–310. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.02.047
- Davies, I.M., 2000. Waste production by farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Scotland, in: *Internacional Council for the Exploration of the Sea. Presented at the Annual Science Conference, Copenhagen*, p. 8.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Byle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R., 2005. Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304, 15–29.
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Giménez-Casalduero, F., Valle, C., 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: Spatial and short-term temporal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242, 237–252.
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Sempere, J., Kingsford, M., 2004. Extensive Aggregations of Wild Fish at Coastal Sea-Cage Fish Farms. *Hydrobiologia* 525, 245–248. doi:10.1023/B:HYDR.0000038870.13985.0f
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Uglem, I., Bjørn, P.A., 2010. Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86, 271–275. doi:10.1016/j.ecss.2009.11.007
- Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., Bjørn, P., 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 385, 1–14.
- Deudero, S., 2001. Interspecific trophic relationships among pelagic fish species underneath FADs. *J. Fish Biol.* 58, 53–67. doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb00498.x

- DFO, 2013. Review of the Organic Extractive Component of Integrated Multi-trophic Aquaculture (IMTA) in Southwest New Brunswick with Emphasis on the blue Mussel. DFO Can Sci Advis Sec Sci Advis Rep 2013056 16.
- Diana, J.S., 2012. Is lower intensity aquaculture a valuable means of producing food? An evaluation of its effects on near-shore and inland waters. *Rev. Aquac.* 4, 234–245. doi:10.1111/j.1753-5131.2012.01079.x
- Díaz López, B., Bunke, M., Bernal Shirai, J.A., 2008. Marine aquaculture off Sardinia Island (Italy): Ecosystem effects evaluated through a trophic mass-balance model. *Ecol. Model.* 212, 292–303. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.10.028
- Díaz López, B., Shirai, J.A.B., 2008. Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 62, 887–894. doi:10.1007/s00265-007-0512-1
- Doglioli, A., Magaldi, M., Vezzulli, L., Tucci, S., 2004. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture* 231, 215–235. doi:10.1016/j.aquaculture.2003.09.030
- Dörner, H., Hülsmann, S., Hölker, F., Skov, C., Wagner, A., 2007. Size-dependent predator–prey relationships between pikeperch and their prey fish. *Ecol. Freshw. Fish* 16, 307–314. doi:10.1111/j.1600-0633.2006.00223.x
- Dörner, H., Wagner, A., 2003. Size-dependent predator–prey relationships between perch and their fish prey. *J. Fish Biol.* 62, 1021–1032. doi:10.1046/j.1095-8649.2003.00092.x
- Dumas, A., France, J., Bureau, D.P., 2007. Evidence of three growth stanzas in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) across life stages and adaptation of the thermal-unit growth coefficient. *Aquaculture* 267, 139–146. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.01.041
- EGTOP, 2013. Expert Group for Technical Advice on Organic Production. Final Report on Aquaculture (Part A). European Commission. Directorate-General for Agriculture and Rural Development. Directorate B. Multilateral relations, quality policy. B.4. Organics. (Available at: [http://ec.europa.eu/agriculture/organic/eu-policy/expert-advice/documents/final-reports/final\\_report\\_egtop\\_on\\_aquaculture\\_part-a\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/organic/eu-policy/expert-advice/documents/final-reports/final_report_egtop_on_aquaculture_part-a_en.pdf)).
- 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. doi:10.1016/S0044-8486(97)00186-5
- EU, 2001. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment.
- EU, 2007. Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on Organic Production and Labelling of Organic Products and Repealing Regulation (EEC) No 2092/91.
- EU, 2008. Commission Regulation (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 Laying Down Detailed Rules for the Implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on

Organic Production and Labelling of Organic Products with Regard to Organic Production, Labelling and Control.

- EU, 2009. Commission Regulation (CE) N° 710/2009 of 5 August 2009, Amending Regulation (EC) No 889/2008 Laying Down Detailed Rules for the Implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007, as Regards Laying Down Detailed Rules On Organic Aquaculture Animal and Seaweed Production.
- EU, 2014. Commission Implementing Regulation (EU) No 1358/2014 of 18 December 2014 amending Regulation (EC) No 889/2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 as regards the origin of organic aquaculture animals, aquaculture husbandry practices, feed for organic aquaculture animals and products and substances allowed for use in organic aquaculture.
- FAO, 1999. Environmental impact guidelines, FAO Investment Centre Guidelines N°.1. Rome.
- FAO, 2006. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Dicentrarchus labrax*. Cultured Aquatic Species Information Programme. Text by Bagni, M. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department Rome. [Cited 2014 December 8]. Available at: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Dicentrarchus\\_labrax/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Dicentrarchus_labrax/en)
- FAO, 2009. Environmental impact assessment and monitoring in aquaculture. Requirements, practices, effectiveness and improvements, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers N° 527. Rome.
- FAO, 2010. Aquaculture development 4. Ecosystem approach to aquaculture, Technical Guidelines for Responsible Fisheries, Num 5, Suppl. 4. FAO, Rome.
- FAO, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Oportunidades y desafíos. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.
- FAO, 2015. FishStatJ. Programa de estadísticas pesqueras. Roma (Italia).
- FEAP, 2014. Annual report. Federation of European Aquaculture Producers, Belgium.
- Felsing, M., Glencross, B., Telfer, T., 2005. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture* 243, 159–174. doi:10.1016/j.aquaculture.2004.09.033
- Fernandes, Eleftheriou, Ackefors, Eleftheriou, Ervik, Sanchez-Mata, Scanlon, White, Cochrane, Pearson, Read, 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 181–193. doi:10.1046/j.1439-0426.2001.00315.x
- Fernández, F., Miquel, A.G., Córdoba, M., Varas, M., Metón, I., Caseras, A., Baanante, I.V., 2007. Effects of diets with distinct protein-to-carbohydrate ratios on nutrient digestibility, growth performance, body composition and liver intermediary enzyme activities in gilthead sea bream (*Sparus aurata*, L.) fingerlings. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 343, 1–10. doi:10.1016/j.jembe.2006.10.057
- Fernández-Borrás, J., Blasco-Mínguez, J., 1993. Alimentación y energética de la nutrición en peces: generalidades, en: Castelló i Orvai, F. (Ed.), *Acuicultura Marina: Fundamentos*

Biológicos Y Tecnología de La Producción, Ciències Experimentals i Matemàtiques. Universitat de Barcelona, España, pp. 177–194.

- Fernández-Díaz, C., Pascual, E., Yúfera, M., 1994. Feeding behaviour and prey size selection of gilthead seabream, *Sparus aurata*, larvae fed on inert and live food. Mar. Biol. 118, 323–328. doi:10.1007/BF00349800
- Fernandez-Jover, D., Jimenez, J.A.L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Casalduero, F.G., Lopez, F.J.M., Dempster, T., 2007. Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea cage fish farms. Mar. Environ. Res. 63, 1–18. doi:10.1016/j.marenvres.2006.05.002
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Carratala, A., Leon, V., 2007. Addition of dissolved nitrogen and dissolved organic carbon from wild fish faeces and food around Mediterranean fish farms: Implications for waste-dispersal models. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 340, 160–168. doi:10.1016/j.jembe.2006.09.001
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Arechavala-Lopez, P., Martinez-Rubio, L., Jimenez, J.A.L., Lopez, F.J.M., 2009. Coastal fish farms are settlement sites for juvenile fish. Mar. Environ. Res. 68, 89–96. doi:10.1016/j.marenvres.2009.04.006
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Valle, C., Dempster, T., 2008. Seasonal patterns and diets of wild fish assemblages associated with Mediterranean coastal fish farms. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 65, 1153–1160. doi:10.1093/icesjms/fsn091
- Fernández-Reiriz, M., Labarta, U., Albentosa, M., Pérez-Camacho, A., 1999. Lipid profile and growth of the clam spat, *Ruditapes decussatus* (L), fed with microalgal diets and cornstarch. Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol. 124, 309–318. doi:10.1016/S0305-0491(99)00129-7
- Findlay, R., Watling, L., 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos, in: Hargrave, B.T. (Ed.), Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. Canada, p. 136.
- Flores, H., Vergara, A., 2012. Efecto de reducir la frecuencia de alimentación en la supervivencia, crecimiento, conversión y conducta alimenticia en juveniles de salmón del Atlántico *Salmo salar* (Linnaeus, 1758): experiencia a nivel productivo. Lat. Am. J. Aquat. Res. 40, 536–544.
- Focardí, S., Corsi, I., Franchi, E., 2005. Safety issues and sustainable development of European aquaculture: new tools for environmentally sound aquaculture. Aquac. Int. 13, 3–17. doi:10.1007/s10499-004-9036-0
- Follana-Berná, G., **Ballester-Moltó, M.**, Aguado-Giménez, F., 2014. Gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax*) protein and lipid digestibility fed with organic and non-organic commercial feed. Evaluation of two inert markers in digestibility studies., in: Aquaculture Europe 2014, European Aquaculture Society. San Sebastián.

- Foster, M., Petrell, R., Ito, M.R., Ward, R., 1995. Detection and counting of uneaten food pellets in a sea cage using image analysis. *Aquac. Eng.* 14, 251–269. doi:10.1016/0144-8609(94)00006-M
- Francis, G., Makkar, H.P., Becker, K., 2001. Antinutritional factors present in plant-derived alternate fish feed ingredients and their effects in fish. *Aquaculture* 199, 197–227. doi:10.1016/S0044-8486(01)00526-9
- Fredriksson, D.W., DeCew, J.C., Tsukrov, I., Swift, M.R., Irish, J.D., 2007. Development of large fish farm numerical modeling techniques with in situ mooring tension comparisons. *Aquac. Eng.* 36, 137–148. doi:10.1016/j.aquaeng.2006.10.001
- Gansel, L.C., Rackebrandt, S., Oppedal, F., McClimans, T.A., 2014. Flow Fields Inside Stocked Fish Cages and the Near Environment. *J. Offshore Mech. Arct. Eng.* 136, 31201. doi:10.1115/1.4027746
- Gao, Q.-F., Shin, P.K.S., Xu, W.Z., Cheung, S.G., 2008. Amelioration of marine farming impact on the benthic environment using artificial reefs as biofilters. *Mar. Pollut. Bull.* 57, 652–661. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.02.033
- García García, B., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., García García, J., Hernández, M.D., 2011. Effect of the interaction between body weight and temperature on growth and maximum daily food intake in sharpsnout sea bream (*Diplodus puntazzo*). *Aquac. Int.* 19, 131–141. doi:10.1007/s10499-010-9347-2
- García-García, J., **Ballester-Moltó, M.**, García-García, B., Cerezo-Valverde, J., Aguado Giménez, F., 2015. El control de las pérdidas de alimento por la masticación en engorde de dorada (*Sparus aurata*) mediante regímenes alternativos basados en la gestión del tamaño de los pellets puede mejorar la rentabilidad del cultivo., en: Actas del XV Congreso Nacional de Acuicultura - I Congreso Ibérico de Acuicultura. Huelva.
- GESAMP, 1986. Environmental Capacity: an Approach to Marine Pollution Prevention. Report of Study GESAMP 30. IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, FAO, Rome, p. 49.
- Glencross, B., Hawkins, W., Evans, D., Rutherford, N., McCafferty, P., Dods, K., Hauler, R., 2011. A comparison of the effect of diet extrusion or screw-press pelleting on the digestibility of grain protein products when fed to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 312, 154–161. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.12.025
- Gonzalez-Silvera, D., Izquierdo-Gomez, D., Fernandez-Gonzalez, V., Martínez-López, F.J., López-Jiménez, J.A., Sanchez-Jerez, P., 2015. Mediterranean fouling communities assimilate the organic matter derived from coastal fish farms as a new trophic resource. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 45–53. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.029
- Goodbrand, L., Abrahams, M.V., Rose, G.A., 2013. Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70, 1289–1295. doi:10.1139/cjfas-2012-0317
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B., Brown, J.R., 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment, in: Billard, R., De

- Pauw, N. (Eds.), Aquaculture—A Technology in Progress. European Aquaculture Society. Bredene, Belgium, pp. 189–199.
- Gowen, R.J., Weston, D.P., Ervik, A., 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review., in: Cow, C.B., Cho, C.Y. (Eds.), Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, p. 275.
- Guillaume, J., Kaushik, S., Bergot, P., Métailler, R., 2002. Nutrition and Feeding of Fish and Crustaceans, Food science. Springer.
- Hardy, R.W., Gatlin, D.M., 2002. Nutritional strategies to reduce nutrient losses in intensive aquaculture, en: Avances en Nutrición Acuícola VI, Memorias Del VI Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. Cancún, Quintana Roo, México.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P., 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Mar. Pollut. Bull. 56, 810–824. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.02.006
- 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. Soil Pollut. 99, 641–650. doi:http://dx.doi.org/10.1007/bf02406903
- Harmelin-Vivien, M., Harmelin, J., 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la fauna ichtyologique. Ravaux Sci. Parc Natl. Port-Cros 1, 47–52.
- Harmelin-Vivien, M., Harmelin, J., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Bernabe, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., Lasserre, G., 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: Methodes et probleme. Rev Ecol Terre Vie 40, 467–539.
- Harmelin-Vivien, M.L., Francour, P., 1992. Trawling or Visual Censuses? Methodological Bias in the Assessment of Fish Populations in Seagrass Beds. Mar. Ecol. 13, 41–51. doi:10.1111/j.1439-0485.1992.tb00338.x
- Hasan, M.R., Macintosh, D.J., 1992. Optimum food particle size in relation to body size of common carp, *Cyprinus carpio* L., fry. Aquac. Res. 23, 315–325. doi:10.1111/j.1365-2109.1992.tb00774.x
- Hasan, M.R., New, M.B. (Eds.), 2013. On-farm feeding and feed management in aquaculture, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Hasting, W.H., Dickie, L.M., 1972. Feed formulation and evaluation, in: Halver, J.E. (Ed.), Fish Nutrition. Academic Press, New York, pp. 327–374.
- Henderson, R.J., Forrest, D.A.M., Black, K.D., Park, M.T., 1997. The lipid composition of sealoch sediments underlying salmon cages. Aquaculture 158, 69–83. doi:10.1016/S0044-8486(97)00207-X

- Henderson R.J., Gamito, Karakassis, Pederson, Smaal, 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 163–172. doi:10.1046/j.1439-0426.2001.00313.x
- Hernandez, A., Satoh, S., Kiron, V., 2005. Effect of monocalcium phosphate supplementation in a low fish meal diet for rainbow trout based on growth, feed utilization, and total phosphorus loading. *Fish. Sci.* 71, 817–822. doi:10.1111/j.1444-2906.2005.01032.x
- Hernández Llorente, M.D., Cerezo Valverde, J., Aguado Giménez, F., García García, B., 2009. Estudio de la digestibilidad de los piensos comerciales disponibles para dorada (*Sparus aurata*), en: Libro de Resúmenes del XII Congreso Nacional de Acuicultura. Presentado en el XII Congreso Nacional de Acuicultura, Madrid.
- Hillestad, M., Åsgård, T., Berge, G.M., 1999. Determination of digestibility of commercial salmon feeds. *Aquaculture* 179, 81–94. doi:10.1016/S0044-8486(99)00154-4
- Holmer, M., 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquac. Environ. Interact.* 1, 57–70. doi:10.3354/aei00007
- Holmer, M., Marba, N., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Tsapakis, M., Danovaro, R., 2007. Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) analyses. *Aquaculture* 262, 268–280. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.09.033
- Hossain, M.A., Pandey, A., Satoh, S., 2007. Effects of organic acids on growth and phosphorus utilization in red sea bream *Pagrus major*. *Fish. Sci.* 73, 1309–1317. doi:10.1111/j.1444-2906.2007.01469.x
- Irwin, S., O'Halloran, J., FitzGerald, R., 2002. Mouth morphology and behavioural responses of cultured turbot towards food pellets of different sizes and moisture content. *Aquaculture* 205, 77–88. doi:10.1016/S0044-8486(01)00671-8
- Islam, M.S., 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 48–61. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.08.008
- Israel, D., Lupatsch, I., Rubinstein, G., Angel, D.L., 2014. Digestibility of waste effluents from sea bream in the omnivorous grey mullet (*Mugil cephalus*), in: *Aquaculture Europe: Adding Value*. San Sebastián.
- Iwama, G.K., Tautz, A.F., 1981. A Simple Growth Model for Salmonids in Hatcheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 649–656. doi:10.1139/f81-087
- Jobling, M., Gomes, E., Dias, J., 2001. Feed Types, Manufacture and Ingredients, in: *Food Intake in Fish*. Blackwell Science Ltd, pp. 25–48.
- Johansson, D., Juell, J.-E., Oppedal, F., Stiansen, J.-E., Ruohonen, K., 2007. The influence of the pycnocline and cage resistance on current flow, oxygen flux and swimming behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in production cages. *Aquaculture* 265, 271–287. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.12.047

- Jusup, M., Klanjšček, J., Petricioli, D., Legović, T., 2009. Predicting aquaculture-derived benthic organic enrichment: Model validation. *Ecol. Model.* 220, 2407–2414. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.06.033
- Kanyılmaz, M., Tekelioğlu, N., Sevgili, H., Uysal, R., Aksoy, A., 2015. Effects of dietary zeolite (clinoptilolite) levels on growth performance, feed utilization and waste excretions by gilthead sea bream juveniles (*Sparus aurata*). *Anim. Feed Sci. Technol.* 200, 66–75. doi:10.1016/j.anifeedsci.2014.09.023
- Karakassis, I., Hatziyanni, E., Tsapakis, M., Plaiti, W., 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184, 205–218. doi:10.3354/meps184205
- 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 (Red Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 234, 205–214.
- Keeley, N.B., Macleod, C.K., Hopkins, G.A., Forrest, B.M., 2014. Spatial and temporal dynamics in macrobenthos during recovery from salmon farm induced organic enrichment: When is recovery complete? *Mar. Pollut. Bull.* 80, 250–262. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.12.008
- Kestemont, P., Baras, E., 2001. Environmental Factors and Feed Intake: Mechanisms and Interactions, in: Houlihan, D., Boujard, T., Jobling, M. (Eds.), *Food Intake in Fish*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 131–156.
- Klebert, P., Lader, P., Gansel, L., Oppedal, F., 2013. Hydrodynamic interactions on net panel and aquaculture fish cages: A review. *Ocean Eng.* 58, 260–274. doi:10.1016/j.oceaneng.2012.11.006
- Klinger, D., Naylor, R., 2012. Searching for Solutions in Aquaculture: Charting a Sustainable Course. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 247–276. doi:10.1146/annurev-environ-021111-161531
- Knights, B., 1985. Feeding behaviour and fish culture, in: Cowey, C.B., Mackie, A.M., Bell, J.G. (Eds.), *Nutrition and Feeding in Fish*. Academic Press, London, pp. 223–241.
- Kormas, K.A., Meziti, A., Mente, E., Frentzos, A., 2014. Dietary differences are reflected on the gut prokaryotic community structure of wild and commercially reared sea bream (*Sparus aurata*). *MicrobiologyOpen* 3, 718–728. doi:10.1002/mbo3.202
- Korsøen, Ø.J., Dempster, T., Fjellidal, P.G., Oppedal, F., Kristiansen, T.S., 2009. Long-term culture of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in submerged cages during winter affects behaviour, growth and condition. *Aquaculture* 296, 373–381. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.08.036
- Kousoulaki, K., Saether, B.-S., Albrektsen, S., Noble, C., 2015. Review on European sea bass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758) nutrition and feed management: a practical guide for optimizing feed formulation and farming protocols. *Aquac. Nutr.* 21, 129–151. doi:10.1111/anu.12233



- Krontveit, R.I., Bendiksen, E.Å., Aunsmo, A., 2014. Field monitoring of feed digestibility in Atlantic salmon farming using crude fiber as an inert marker. *Aquaculture* 426–427, 249–255. doi:10.1016/j.aquaculture.2014.02.015
- Kumar, V., Sinha, A.K., Makkar, H.P.S., De Boeck, G., Becker, K., 2012. Phytate and phytase in fish nutrition. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 96, 335–364. doi:10.1111/j.1439-0396.2011.01169.x
- Lall, S.P., 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorous in fish, in: Cowey, C.B., Cho, C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies & Aquaculture Wastes*. pp. 21–36.
- Lamb, C.F., 2001. Gustation and Feeding Behaviour, in: *Food Intake in Fish*. Blackwell Science Ltd, pp. 108–130.
- Lazzari, R., Baldisserotto, B., 2008. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. *Boletín Inst. Pesca* 34, 591–600.
- Lemarie, G., Martin, J., Dutto, G., Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat. Living Resour.* 11, 247–254. doi:10.1016/S0990-7440(98)89007-4
- Leung, K., Chu, J., Wu, R., 1999. Nitrogen budgets for the areolated grouper *Epinephelus areolatus* cultured under laboratory conditions and in open-sea cages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 186, 271–281. doi:10.3354/meps186271
- Linnér, J., Brännäs, E., 1994. Behavioral Response to Commercial Food of Different Sizes and Self-Initiated Food Size Selection by Arctic Char. *Trans. Am. Fish. Soc.* 123, 416–422. doi:10.1577/1548-8659(1994)123<0416:BRTCFO>2.3.CO;2
- Lojen, S., Spanier, E., Tsemel, A., Katz, T., Eden, N., Angel, D.L., 2005.  $\delta^{15}\text{N}$  as a natural tracer of particulate nitrogen effluents released from marine aquaculture. *Mar. Biol.* 148, 87–96. doi:10.1007/s00227-005-0063-9
- Lølland, G., 1993. Current forces on, and water flow through and around, floating fish farms. *Aquac. Int.* 1, 72–89. doi:10.1007/BF00692665
- Lunger, A.N., Craig, S.R., McLean, E., 2006. Replacement of fish meal in cobia (*Rachycentron canadum*) diets using an organically certified protein. *Aquaculture* 257, 393–399. doi:10.1016/j.aquaculture.2005.11.010
- Lunger, A.N., McLean, E., Craig, S.R., 2007. The effects of organic protein supplementation upon growth, feed conversion and texture quality parameters of juvenile cobia (*Rachycentron canadum*). *Aquaculture* 264, 342–352. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.12.012
- Luo, Z., Liu, Y.-J., Mai, K.-S., Tian, L.-X., Tan, X.-Y., Shi, J.-F., 2006. Effects of Feeding Levels on Growth Performance, Feed Utilization, Body Composition, and Apparent Digestibility Coefficients of Nutrients for Grouper *Epinephelus coioides* Juveniles. *J. World Aquac. Soc.* 37, 32–40. doi:10.1111/j.1749-7345.2006.00004.x
- Lupatsch, I., Kissil, G., 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquat. Living Resour.* 11, 265–268. doi:10.1016/S0990-7440(98)80010-7

- Lupatsch, I., Kissil, G.W., Sklan, D., Pfeffer, E., 1997. Apparent digestibility coefficients of feed ingredients and their predictability in compound diets for gilthead seabream, *Sparus aurata* L. *Aquac. Nutr.* 3, 81–89. doi:10.1046/j.1365-2095.1997.00076.x
- Macleod, C., Moltschaniwskyj, N., Crawford, C., Forbes, S., 2007. Biological recovery from organic enrichment: some systems cope better than others. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 342, 41–53. doi:10.3354/meps342041
- Macleod, C.K., Moltschaniwskyj, N.A., Crawford, C.M., 2006. Evaluation of short-term fallowing as a strategy for the management of recurring organic enrichment under salmon cages. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 1458–1466. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.05.007
- Madrid, J.A., Boujard, T., Sanchez-Vazquez, F.J., 2001. Feeding Rhythms, in: Houlihan, D., Boujard, T., Jobling, M. (Eds.), *Food Intake in Fish*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 189–215.
- Madrid, J.A., Sánchez-Vázquez, F.J., Martínez, F.J., 2009. Alimentación en piscicultura, *La Nutrición y Alimentación en Piscicultura*. Publicaciones Científicas y Tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura, Madrid, pp. 697–753.
- Madurell, T., Cartes, J.E., Labropoulou, M., 2004. Changes in the structure of fish assemblages in a bathyal site of the Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Fish. Res.* 66, 245–260. doi:10.1016/S0165-7836(03)00205-4
- Magill, S.H., Thetmeyer, H., Cromey, C.J., 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture* 251, 295–305. doi:10.1016/j.aquaculture.2005.06.005
- Marino, G., Marco, P.D., Petochi, T., Finoia, M.G., Tomassetti, P., Porrello, S., Parisi, G., Giorgi, G., Lazzaro, M., Poli, B.M., 2014. Organic vs. conventional Sea Bass and Sea Bream cage farming, in: *Aquaculture Europe: Adding Value*. San Sebastián.
- Mateus, M., Neves, R. (Eds.), 2013. *Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID*. IST Press.
- Mayer, P., Estruch, V., Blasco, J., Jover, M., 2008. Predicting the growth of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) farmed in marine cages under real production conditions using temperature- and time-dependent models. *Aquac. Res.* 39, 1046–1052. doi:10.1111/j.1365-2109.2008.01963.x
- Mayer, P., Estruch, V., Martí, P., Jover, M., 2009. Use of quantile regression and discriminant analysis to describe growth patterns in farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata*). *Aquaculture* 292, 30–36. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.03.035
- Mayer, P., Estruch, V.D., Jover, M., 2012. A two-stage growth model for gilthead sea bream (*Sparus aurata*) based on the thermal growth coefficient. *Aquaculture* 358–359, 6–13. doi:10.1016/j.aquaculture.2012.06.016
- Maynard, L.A., Loosli, J.K., 1969. *Animal Nutrition 6th Edition*, 6th edition. ed. McGraw-Hill.
- Mazón, M.J., Piedecausa, M.A., Hernández, M.D., García García, B., 2007. Evaluation of environmental nitrogen and phosphorus contributions as a result of intensive

- ongrowing of common octopus (*Octopus vulgaris*). *Aquaculture* 266, 226–235. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.01.001
- McDonald, M.E., Tikkanen, C.A., Axler, R.P., Larsen, C.P., Host, G., 1996. Fish simulation culture model (FIS-C): A bioenergetics based model for aquacultural waste load application. *Aquac. Eng.* 15, 243–259. doi:10.1016/0144-8609(96)00260-9
- McGhie, T.K., Crawford, C.M., Mitchell, I.M., O'Brien, D., 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* 187, 351–366. doi:10.1016/S0044-8486(00)00317-3
- McKindsey, C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., Silvert, W., 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture* 261, 451–462. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.06.044
- Mente, E., Karalazos, V., Karapanagiotidis, I.T., Pita, C., 2011. Nutrition in organic aquaculture: an inquiry and a discourse: Nutrition in organic aquaculture. *Aquac. Nutr.* 17, e798–e817. doi:10.1111/j.1365-2095.2010.00846.x
- Mirto, S., La Rosa, T., Gambi, C., Danovaro, R., Mazzola, A., 2002. Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environ. Pollut.* 116, 203–214. doi:10.1016/S0269-7491(01)00140-3
- Mistlberger, R.E., 1994. Circadian food-anticipatory activity: Formal models and physiological mechanisms. *Neurosci. Biobehav. Rev.* 18, 171–195. doi:10.1016/0149-7634(94)90023-X
- Montoya, A., López-Olmeda, J.F., Yúfera, M., Sánchez-Muros, M.J., Sánchez-Vázquez, F.J., 2010. Feeding time synchronises daily rhythms of behaviour and digestive physiology in gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Aquaculture* 306, 315–321. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.06.023
- Morales, A.E., Cardenete, G., De la Higuera, M., Sanz, A., 1994. Effects of dietary protein source on growth, feed conversion and energy utilization in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 124, 117–126. doi:10.1016/0044-8486(94)90367-0
- Morales, A.E., Cardenete, G., Sanz, A., de la Higuera, M., 1999. Re-evaluation of crude fibre and acid-insoluble ash as inert markers, alternative to chromic oxide, in digestibility studies with rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 179, 71–79. doi:10.1016/S0044-8486(99)00153-2
- Natale, F., Hofherr, J., Fiore, G., Virtanen, J., 2013. Interactions between aquaculture and fisheries. *Mar. Policy* 38, 205–213. doi:10.1016/j.marpol.2012.05.037
- Norton, J., 1999. Apparent habitat extensions of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in response to climate transients in the California Current. *Sci. Mar.* 63, 239–260.
- NRC, 1993. Nutrients requirements of fish. National Research Council, National Academy Press. ed. Washington. D. C.
- Oakes, C.T., Pondella, D.J., 2009. The Value of a Net-Cage as a Fish Aggregating Device in Southern California. *J. World Aquac. Soc.* 40, 1–21. doi:10.1111/j.1749-7345.2008.00233.x

- Oliva-Teles, A., Pimentel-Rodrigues, A., 2004. Phosphorus requirement of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. *Aquac. Res.* 35, 636–642. doi:10.1111/j.1365-2109.2004.01059.x
- Olsen, L.M., Holmer, M., Olsen, Y., 2008. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters. Literature review with evaluated state of knowledge.
- Oppedal, F., Dempster, T., Stien, L.H., 2011. Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: A review. *Aquaculture* 311, 1–18. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.11.020
- Otterå, H., Skilbrei, O.T., 2014. Possible influence of salmon farming on long-term resident behaviour of wild saithe (*Pollachius virens* L.). *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.*
- Özgül, A., Angel, D., 2013. Wild fish aggregations around fish farms in the Gulf of Aqaba, Red Sea: implications for fisheries management and conservation. *Aquac. Environ. Interact.* 4, 135–145.
- Papatryphon, E., Petit, J., Van Der Werf, H.M.G., Sadasivam, K.J., Claver, K., 2005. Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environ. Manage.* 35, 161–174. doi:10.1007/s00267-004-4020-z
- Parsonage, K.D., Petrell, R.J., 2003. Accuracy of a machine-vision pellet detection system. *Aquac. Eng.* 29, 109–123. doi:10.1016/S0144-8609(03)00049-9
- Perán, A.I., Campuzano, F.J., Senabre, T., Mateus, M., Gutiérrez, J.M., Belmonte, A., Aliaga, V., Neves, R., 2013. Ocean modelling for coastal management: Case studies with MOHID. Tipografía Lousanense, Portugal.
- Pérez, Ó., Almansa, E., Riera, R., Rodríguez, M., Ramos, E., Costa, J., Monterroso, Ó., 2014. Food and faeces settling velocities of meagre (*Argyrosomus regius*) and its application for modelling waste dispersion from sea cage aquaculture. *Aquaculture* 420–421, 171–179. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.11.001
- Pérez, O.M., Telfer, T.C., Beveridge, M.C.M., Ross, L.G., 2002. Geographical Information Systems (GIS) as a Simple Tool to Aid Modelling of Particulate Waste Distribution at Marine Fish Cage Sites. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54, 761–768. doi:10.1006/ecss.2001.0870
- Picone, G., Engelsen, S.B., Savorani, F., Testi, S., Badiani, A., Capozzi, F., 2011. Metabolomics as a powerful tool for molecular quality assessment of the fish *Sparus aurata*. *Nutrients* 3, 212–227. doi:10.3390/nu3020212
- 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: Influence of fish food and faecal pellets. *Aquac. Res.* 43, 66–74. doi:10.1111/j.1365-2109.2011.02801.x
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo-Valverde, J., Hernández-Llorente, M.D., García-García, B., 2010a. Simulating the temporal pattern of waste production in farmed gilthead seabream (*Sparus aurata*), European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and

- Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Ecol. Model. 221, 634–640. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.11.011
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., García-García, B., Ballester, G., Telfer, T., 2009. Settling velocity and total ammonia nitrogen leaching from commercial feed and faecal pellets of gilthead seabream (*Sparus aurata* L. 1758) and seabass (*Dicentrarchus labrax* L. 1758). Aquac. Res. 40, 1703–1714. doi:10.1111/j.1365-2109.2009.02272.x
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., García-García, B., Telfer, T.C., 2010b. Total ammonia nitrogen leaching from feed pellets used in salmon aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 26, 16–20. doi:10.1111/j.1439-0426.2009.01352.x
- Pillay, T.V.R., 1990. Aquaculture: Principles and Practices, Fishing News Books.
- Pimentel-Rodrigues, A., Oliva-Teles, A., 2007. Phosphorus availability of inorganic phosphates and fish meals in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. Aquaculture 267, 300–307. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.01.018
- Pimentel-Rodrigues, A.M., Oliva-Teles, A., 2001. Phosphorus requirements of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) juveniles. Aquac. Res. 32, 157–161. doi:10.1046/j.1355-557x.2001.00013.x
- Pita, C., Gamito, S., Erzini, K., 2002. Feeding habits of the gilthead seabream (*Sparus aurata*) from the Ria Formosa (southern Portugal) as compared to the black seabream (*Spondyliosoma cantharus*) and the annular seabream (*Diplodus annularis*). J. Appl. Ichthyol. 18, 81–86. doi:10.1046/j.1439-0426.2002.00336.x
- 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. Estuar. Coast. Shelf Sci. 65, 501–512. doi:10.1016/j.ecss.2005.06.021
- 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. doi:10.1023/A:1003501832069
- Pitta, P., Tsapakis, M., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Holmer, M., Karakassis, I., 2009. “Ghost nutrients” from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. Mar. Ecol. Prog. Ser. 374, 1–6. doi:10.3354/meps07763
- Prat, F., Zanuy, S., Bromage, N., Carrillo, M., 1999. Effects of constant short and long photoperiod regimes on the spawning performance and sex steroid levels of female and male sea bass. J. Fish Biol. 54, 125–137. doi:10.1111/j.1095-8649.1999.tb00617.x
- Pusceddu, A., Frascchetti, S., Mirto, S., Holmer, M., Danovaro, R., 2007. Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. Ecol. Appl. 17, 1366–1378. doi:10.1890/06-2028.1
- Rapp, P., Ramírez, W.R., Rivera, J.A., Carlo, M., Luciano, R., 2007. Measurement of organic loading under an open-ocean aquaculture cage, using sediment traps on the bottom. J. Appl. Ichthyol. 23, 661–667. doi:10.1111/j.1439-0426.2007.00900.x

- Read, P., Fernandes, T., 2003. Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture, Management of Aquaculture Effluents* 226, 139–163. doi:10.1016/S0044-8486(03)00474-5
- Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquac. Res.* 40, 257–273. doi:10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x
- Ren, J.S., Stenton-Dozey, J., Plew, D.R., Fang, J., Gall, M., 2012. An ecosystem model for optimising production in integrated multitrophic aquaculture systems. *Ecol. Model.* 246, 34–46. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.07.020
- Riera, R., Sanchez-Jerez, P., Rodriguez, M., Monterroso, O., 2014. Artificial marine habitats favour a single fish species on a long-term scale: the dominance of *Boops boops* around off-shore fish cages. *Sci. Mar.* 78, 505–510. doi:http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04083.08A
- Ritz, D.A., Lewis, M.E., Shen, M., 1989. Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Mar. Biol.* 103, 211–214. doi:10.1007/BF00543349
- Robaina, L., Schuchardt, D., 2009. La nutrición y la alimentación en piscicultura., Capítulo 3, Proteínas en Dietas para Peces. Publicaciones Científicas y Tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura, Madrid, pp. 91–150.
- Robertson, D.R., 1982. Fish Feces as Fish Food on a Pacific Coral Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7, 253–265. doi:http://dx.doi.org/10.3354/meps007253
- Rodehutschord, M., Mandel, S., Pfeffer, E., 1994. Reduced protein content and use of wheat gluten in diets for rainbow trout: effects on water loading with N and P. *J. Appl. Ichthyol.* 10, 271–273. doi:10.1111/j.1439-0426.1994.tb00166.x
- Russo, T., Costa, C., Cataudella, S., 2007. Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead sea bream *Sparus aurata* L., 1758. *J. Fish Biol.* 71, 629–656. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01528.x
- Sabatés, A., Martín, P., Lloret, J., Raya, V., 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Glob. Change Biol.* 12, 2209–2219. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01246.x
- Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Uglem, I., Arechavala-Lopez, P., Dempster, T., Bayle-Sempere, J., Valle-Pérez, C., Izquierdo, D., Bjørn, P.A., Nilsen, R., 2011. Coastal fish farms a fish aggregation devices (FADs). Artificial reefs in fisheries management, in: Bortone, S.A., Pereira-Brandini, F., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group, Florida, U.S., pp. 187–208.
- Sanchez-Jerez, P., Karakassis, I., Massa, F., Fezzardi, D., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Chapela, R., Avila, P., Macias, J., Tomassetti, P., Marino, G., Borg, J., Franičević, V., Yucel-Gier, G., Fleming, I., Xb, X., Nhhala, H., Hamza, H., Forcada, A., Dempster, T., 2016. Aquaculture's struggle for space: the need for coastal spatial planning and the potential benefits of Allocated Zones for Aquaculture (AZAs) to avoid conflict and promote sustainability. *Aquac. Environ. Interact.* 8, 41–54. doi:10.3354/aei00161

- Sanchez-Vazquez, F.J., Madrid, J.A., 2001. Feeding Anticipatory Activity, in: Houlihan, D., Boujard, T., Jobling, M. (Eds.), Food Intake in Fish. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 216–232.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Marín-Guirao, L., Navarrete-Mier, F., Marín, A., 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maërl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Mar. Environ. Res.* 71, 22–30. doi:10.1016/j.marenvres.2010.09.005
- 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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 313, 261–270. doi:10.3354/meps313261
- Scharf, F.S., Juanes, F., Rountree, R.A., 2000. Predator size - Prey size relationships of marine fish predators: Interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 208, 229–248.
- Schneider, D., 1994. Quantitative Ecology: Spatial and Temporal Scaling. Academic Press, San Diego, Cal. *J. Evol. Biol.* 8, 400–401. doi:10.1046/j.1420-9101.1995.8030400.x
- Segvić Bubić, T., Grubišić, L., Tičina, V., Katavić, I., 2011. Temporal and spatial variability of pelagic wild fish assemblages around Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* farms in the eastern Adriatic Sea. *J. Fish Biol.* 78, 78–97. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02837.x
- Shim, K., Klebert, P., Fredheim, A., 2009. Numerical Investigation of the Flow Through and Around a Net Cage. ASME, pp. 581–587. doi:10.1115/OMAE2009-79960
- Simon, C.J., 2009. The effect of carbohydrate source, inclusion level of gelatinised starch, feed binder and fishmeal particle size on the apparent digestibility of formulated diets for spiny lobster juveniles, *Jasus edwardsii*. *Aquaculture* 296, 329–336. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.08.032
- Skrede, A., Berge, G., Storebakken, T., Herstad, O., Aarstad, K., Sundstøl, F., 1998. Digestibility of bacterial protein grown on natural gas in mink, pigs, chicken and Atlantic salmon. *Anim. Feed Sci. Technol.* 76, 103–116. doi:10.1016/S0377-8401(98)00208-9
- Smith, I.P., Metcalfe, N.B., Huntingford, F.A., 1995. The effects of food pellet dimensions on feeding responses by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a marine net pen. *Aquaculture* 130, 167–175. doi:10.1016/0044-8486(94)00207-5
- Soto, D. (Ed.), 2009. Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 529, Rome.
- Specziár, A., 2011. Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *Sander volgensis* shaped by bimodal prey size distribution. *J. Fish Biol.* 79, 1895–1917. doi:10.1111/j.1095-8649.2011.03127.x
- Staddon, J., Hinson, J., 1983. Optimization: a result or a mechanism? *Science* 221, 976–977. doi:http://dx.doi.org/10.1126/science.6879199
- Stigebrandt, A., 1999. Turnover of energy and matter by fish - a general model with application to salmon. *Fisk. Og Havet* 26.

- Storebakken, T., Kvien, I.S., Shearer, K.D., Grisdale-Helland, B., Helland, S.J., Berge, G.M., 1998. The apparent digestibility of diets containing fish meal, soybean meal or bacterial meal fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*): evaluation of different faecal collection methods. *Aquaculture* 169, 195–210. doi:10.1016/S0044-8486(98)00379-2
- Strain, P.M., Hargrave, B.T., 2005. Salmon Aquaculture, Nutrient Fluxes and Ecosystem Processes in Southwestern New Brunswick, in: Hargrave, B.T. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 29–57.
- Stucchi, D., Sutherland, T.-A., Levings, C., Higgs, D., 2005. Near-Field Depositional Model for Salmon Aquaculture Waste, in: Hargrave, B.T. (Ed.), *Handbook of Environmental Chemistry 5, Part M*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 157–179.
- Sudirman, Halide, H., Jompa, J., Zulfikar, Iswahyudin, McKinnon, A.D., 2009. Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture* 286, 233–239. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.09.020
- Tabachek, J.A.L., 1988. The effect of feed particle size on the growth and feed efficiency of Arctic charr [*Salvelinus alpinus* (L.)]. *Aquaculture* 71, 319–330. doi:10.1016/0044-8486(88)90201-3
- Tacon, A.G.J., Metian, M., 2008. Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. *Aquaculture* 285, 146–158. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.08.015
- Tacon, A.G.J., Rodrigues, A.M.P., 1984. Comparison of chromic oxide, crude fibre, polyethylene and acid-insoluble ash as dietary markers for the estimation of apparent digestibility coefficients in rainbow trout. *Aquaculture* 43, 391–399. doi:10.1016/0044-8486(84)90247-3
- Tancioni, L., Mariani, S., Maccaroni, A., Mariani, A., Massa, F., Scardi, M., Cataudella, S., 2003. Locality-specific variation in the feeding of *Sparus aurata* L.: evidence from two Mediterranean lagoon systems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 469–474. doi:10.1016/S0272-7714(02)00376-1
- Teles, A.O., Lupatsch, I., Nengas, I., 2011. Nutrition and Feeding of Sparidae, in: *Sparidae: Biology and Aquaculture of Gilthead Seabream and Other Species*. Wiley-Blackwell, pp. 199–232.
- Thingstad, T.F., 2005. Nature of Phosphorus Limitation in the Ultraoligotrophic Eastern Mediterranean. *Science* 309, 1068–1071. doi:10.1126/science.1112632
- Thorpe, J.E., Talbot, C., Miles, M.S., Rawlings, C., Keay, D.S., 1990. Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. *Aquaculture* 90, 41–47. doi:10.1016/0044-8486(90)90281-Q
- Thrush, S.F., Whitlatch, R.B., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Wilkinson, M.R., 1996. Scale-Dependent Recolonization: The Role of Sediment Stability in a Dynamic Sandflat Habitat. *Ecology* 77, 2472–2487. doi:10.2307/2265747
- Tibaldi, E., Hakim, Y., Uni, Z., Tulli, F., de Francesco, M., Luzzana, U., Harpaz, S., 2006. Effects of the partial substitution of dietary fish meal by differently processed soybean meals on growth performance, nutrient digestibility and activity of intestinal brush border



- enzymes in the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 261, 182–193. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.06.026
- Tidwell, J.H., Allan, G.L., 2001. Fish as food: aquaculture's contribution: Ecological and economic impacts and contributions of fish farming and capture fisheries. *EMBO Rep.* 2, 958–963. doi:10.1093/embo-reports/kve236
- Tort, L., Pavlidis, M.A., Woo, N.Y.S., 2010. Stress and welfare in sparid fish, in: Pavlidis, M.A., Mylonas, C.C. (Eds.), *Sparidae: Biology and Aquaculture of Gilthead Seabream and Other Species*. Wiley-Blackwell, New Delhi, India, pp. 75–94.
- Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A., Kautsky, N., Yarish, C., 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* 226, 69–90. doi:10.1016/S0044-8486(03)00469-1
- Tuya, F., Sanchez-Jerez, P., Dempster, T., Boyra, A., Haroun, R.J., 2006. Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage fish farm after the cessation of farming. *J. Fish Biol.* 69, 682–697. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01139.x
- Uglem, I., Dempster T, Bjørn PA, Sanchez-Jerez P, Økland F, 2009. High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 251–260.
- Uglem, I., Karlsen, Ø., Mayer, P., Bjørn-Steinar, S., 2014. Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. *Aquac. Environ. Interact.* 6, 91–103.
- UICN, 2009. Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea 2. Acuicultura: Selección y Gestión de Emplazamientos. Gland, Suiza y Málaga, España.
- UICN, 2007. Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea. Interacciones entre la Acuicultura y el Medio Ambiente. Gland, Suiza y Málaga, España.
- Underwood, A., 1997. *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Underwood, A., Fletcher, D., 2002. How to cope with negative estimates of components of variance in ecological field studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 273, 89–95. doi:10.1016/S0022-0981(02)00142-9
- UNEP/MAP/PAP, 2008. Protocol on Integrated Coastal Zone Management in the Mediterranean. Priority Actions Programme. Split.
- Valle, C., Bayle-Sempere, J.T., Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Giménez-Casaldueiro, F., 2007. Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 72, 299–307. doi:10.1016/j.ecss.2006.10.019
- Vallejo Vela, S., Ojeda González-Posada, J., 2007. *Acuicultura: la revolución azul*, Publicaciones Científicas y Tecnológicas del Observatorio Español de Acuicultura. Observatorio Español de Acuicultura, Madrid.

- Vandewalle, P., Saintin, P., Chardon, M., 1995. Structures and movements of the buccal and pharyngeal jaws in relation to feeding in *Diplodus sargus*. *J. Fish Biol.* 46, 623–656. doi:10.1111/j.1095-8649.1995.tb01101.x
- Vilata, J., Oliva, D., Sepulveda, M., 2010. The predation of farmed salmon by South American sea lions (*Otaria flavescens*) in southern Chile. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 475–482. doi:10.1093/icesjms/fsp250
- Villnäs, A., Perus, J., Bonsdorff, E., 2011. Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment — Implications for community recovery potential. *J. Sea Res.* 65, 8–18. doi:10.1016/j.seares.2010.06.004
- Vita, R., Marín, A., Madrid, J., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 277, 253–261. doi:10.3354/meps277253
- Wankowski, J.W.J., Thorpe, J.E., 1979. The role of food particle size in the growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *J. Fish Biol.* 14, 351–370. doi:10.1111/j.1095-8649.1979.tb03530.x
- Werkman, M., Green, D.M., Murray, A.G., Turnbull, J.F., 2011. The effectiveness of following strategies in disease control in salmon aquaculture assessed with an SIS model. *Prev. Vet. Med.* 98, 64–73. doi:10.1016/j.prevetmed.2010.10.004
- Werner, E.E., Mittelbach, G.G., Hall, D.J., Gilliam, J.F., 1983. Experimental Tests of Optimal Habitat Use in Fish: The Role of Relative Habitat Profitability. *Ecology* 64, 1525–1539. doi:10.2307/1937507
- White, K., O'Neill, B., Tzankova, Z., 2004. At a crossroads: will aquaculture fulfill the promise of the blue revolution? Aquaculture Clearinghouse Report. (Available at [http://www.seaweb.org/resources/documents/reports\\_crossroads.pdf](http://www.seaweb.org/resources/documents/reports_crossroads.pdf)).
- White, P., 2013. Environmental consequences of poor feed quality and feed management, in: Hasan, M.R., New, M.B. (Eds.), *On-Farm Feeding and Feed Management in Aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 583, Rome, FAO, pp. 553–564.
- Whitehead, P.J.P., 1984. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Unesco, Paris.
- Whitlatch, R.B., Lohrer, A.M., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Zajac, R.N., 1998. Scale-dependent benthic recolonization dynamics: life stage-based dispersal and demographic consequences, in: Baden, S., Phil, L., Rosenberg, R., Strömberg, J.-O., Svane, I., Tiselius, P. (Eds.), *Recruitment, Colonization and Physical-Chemical Forcing in Marine Biological Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 217–226.
- Wing-Keong, N., Chik-Boon, K., 2016. The utilization and mode of action of organic acids in the feeds of cultured aquatic animals. *Rev. Aquac.* n/a-n/a. doi:10.1111/raq.12141
- Wood, S.N., 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.* 73, 3–36. doi:10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x

- Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Sel. Pap. Int. Conf. Mar. Pollut. Ecotoxicol.* 31, 159–166. doi:10.1016/0025-326X(95)00100-2
- Xu, Z., Lin, X., Lin, Q., Yang, Y., Wang, Y., 2007. Nitrogen, phosphorus, and energy waste outputs of four marine cage-cultured fish fed with trash fish. *Aquaculture* 263, 130–141. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.10.020
- Yokoyama, H., Takashi, T., Ishihi, Y., Abo, K., 2009. Effects of restricted feeding on growth of red sea bream and sedimentation of aquaculture wastes. *Aquaculture* 286, 80–88. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.09.010
- Youngson, Dosdat, Saroglia, Jordan, 2001. Genetic interactions between marine finfish species in European aquaculture and wild conspecifics. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 153–162. doi:10.1046/j.1439-0426.2001.00312.x
- Zhulay, I., Reiss, K., Reiss, H., 2015. Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. *Mar. Pollut. Bull.* 97, 381–390. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.064
- Zion, B., 2012. The use of computer vision technologies in aquaculture – A review. *Comput. Electron. Agric.* 88, 125–132. doi:10.1016/j.compag.2012.07.010



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



