



Facultad de Biología

TRABAJO FIN DE GRADO

ACUICULTURA MULTITRÓFICA INTEGRADA: PERSPECTIVA AMBIENTAL

Realizado por:

Elena Bolaño Cruz

Dirigido por:

Juan Jáuregui Arana

Departamento de Biología Vegetal y Ecología

Septiembre, 2022

RESUMEN

Debido al crecimiento exponencial de la población humana, la demanda mundial de alimento se ve incrementada cada año, lo que conlleva a que actividades como la acuicultura cobren una mayor importancia. No obstante, la intensificación de este tipo de industrias y todo lo que su mantenimiento conlleva puede generar un considerable impacto ambiental. Por este motivo, se están desarrollando otros métodos de cultivo más sostenibles, como la Acuicultura Multitrófica Integrada, la cual tiene como objetivo reducir la cantidad de desechos que las acuiculturas tradicionales vierten al medio. Sin embargo, a pesar de todas las ventajas que este tipo de sistemas presenta, aún existen diversos inconvenientes que limitan su puesta en práctica.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. IMPACTO DE LA ACUICULTURA CONVENCIONAL EN EL MEDIO AMBIENTE.....	3
2.1. Problemas asociados a la liberación al medio de productos de desechos metabólicos.....	4
2.2. Problemas asociados a las materias primas y añadidos (medicamentos) de pienso para la acuicultura.....	6
3. QUÉ ES LA AMTI <i>vs</i> ACUICULTURA CONVENCIONAL.....	11
4. SOLUCIONES QUE APORTA LA AMTI FRENTE A LOS PROBLEMAS AMBIENTALES DE LA ACUICULTURA CONVENCIONAL.....	14
5. CASOS DE SISTEMAS VIABLES DE AMTI.....	16
6. EVOLUCIÓN DE LA AMTI.....	18
7. PERSPECTIVAS FUTURAS.....	21
8. CONCLUSIONES.....	24
9. BIBLIOGRAFÍA.....	26

1. INTRODUCCIÓN

Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la población mundial reflejará un aumento respecto a la actual en el año 2050, llegando a haber 9.700 millones de personas en la Tierra. Por este motivo, la demanda de alimento se verá a su vez incrementada y, como consecuencia, la industria alimentaria, fundamentalmente en los países en desarrollo (FAO, 2016).

Una de las fuentes de proteínas más importante para una dieta equilibrada es el pescado. Este tiene muchos efectos beneficiosos para la salud humana ya que es considerado una importante fuente de proteínas, micronutrientes esenciales y ácidos grasos omega 3 poliinsaturados (Calder *et al.*, 2009; OMS, 2022), los cuales reducen los niveles de colesterol, la incidencia de accidentes cerebrovasculares y las enfermedades cardíacas, además de mejorar el desarrollo cognitivo (Burger y Gochfeld, 2009). Así mismo, el pescado es una fuente importante de vitamina D, lo que puede mejorar el desarrollo de los huesos (Van Dijk *et al.*, 2011). Los beneficios que aporta frente a determinadas enfermedades, junto con el alto valor comercial que posee, provocan una creciente demanda de este alimento (Granada *et al.*, 2015). Dos formas tradicionales para su obtención mundial son la pesca extractiva y la acuicultura. No obstante, en el informe de 2016 de la FAO titulado “*El estado mundial de la pesca y la acuicultura*”, podemos ver cómo cada vez es más frecuente el uso de la acuicultura como fuente de pescado frente a la pesca extractiva (Figura 1), sin embargo, las acuiculturas tradicionales no son capaces de hacer frente a esa creciente demanda de pescado debido al pequeño tamaño de las granjas y a las bajas densidades de población (Rosa *et al.*, 2020).

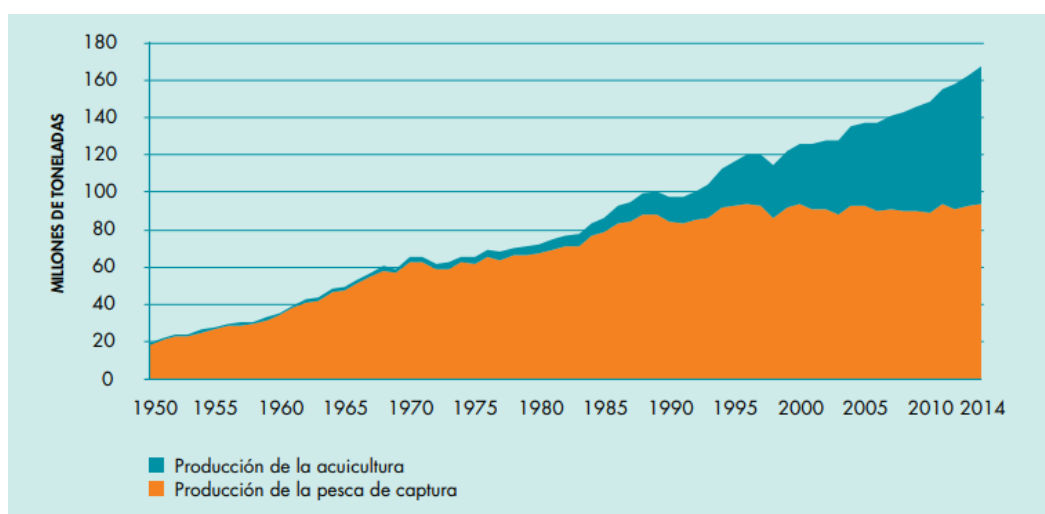


Figura 1. Producción mundial de la pesca extractiva y la acuicultura. Fuente: FAO. 2016.

Además, la acuicultura tradicional contribuye a diferentes problemas medioambientales que trataremos a lo largo de esta revisión, de los cuales algunos de los principales son: la liberación de diversos contaminantes en las inmediaciones de las granjas marinas como metales, antibacterianos, compuestos organoclorados y sustancias químicas registradas o prohibidas, la utilización de harina y aceite de pescado procedente de pescado salvaje, el potencial genético en las interacciones entre organismos de cultivo escapados y comunidades de peces silvestres y, también, aunque menos importante, el desove espontáneo de peces enjaulados que puede resultar en la liberación de gametos y, por lo tanto, en la contaminación genética en el medio ambiente circundante de granjas acuáticas (Gaspar *et al.*, 2011). Además de las fugas, otra acción humana que resulta de la interacción entre organismos cultivados y silvestres es la repoblación deliberada de lagunas con peces originados en el cultivo (Grigorakis *et al.*, 2011). Por otro lado, la acuicultura, y principalmente el cultivo de moluscos según Grigorakis *et al.*, 2011, es responsable de la introducción de muchas nuevas especies exóticas en los ecosistemas, representando el 10 % del total.

Pero posiblemente, el impacto más importante es la carga de residuos orgánicos derivados de alimentos no ingeridos, componentes no digeridos y las excreciones de los peces. En concreto, el alimento no consumido es uno de los factores más importantes que causan la carga orgánica y de nutrientes en las cercanías de las piscifactorías, oscilando el desperdicio de alimento entre el 1% y el 38 % (Grigorakis *et al.*, 2011).

En respuesta al notable incremento de la acuicultura y sus impactos ambientales, la Comisión Europea propone nuevas directrices estratégicas para una acuicultura europea más sostenible y competitiva en 2021. Los objetivos de la política pesquera nacional en relación con la acuicultura son: mejorar la resiliencia y la competitividad, participar en la transición ecológica, garantizar la aceptación social y la información al consumidor, y potenciar el conocimiento y la innovación. Estas directrices ofrecen una visión para el futuro desarrollo de la acuicultura de forma que contribuya al “*Pacto Verde Europeo*” (Green Deal) y a la recuperación económica tras la pandemia de Covid-19 (Comisión Europea, 2021).

Estas nuevas normas responden a su vez a la estrategia “*De la Granja a la Mesa*” (From Farm to Fork) que la Comisión Europea presentó en mayo de 2020 con el objetivo de acelerar la transición hacia un sistema alimentario más sostenible en la Unión Europea,

reconociendo así el potencial de la acuicultura sostenible para proporcionar alimentos y piensos con una baja huella de carbono (Comisión Europea, 2020).

Con ello, la Comisión Europea pretende involucrar a todas las partes interesadas en el desarrollo de la acuicultura como un sector que suministre alimentos nutritivos y saludables con una baja huella medioambiental y climática, que crea oportunidades económicas y puestos de trabajo, y que se convierte en una referencia mundial de sostenibilidad y calidad (Comisión Europea, 2021).

Por todos estos motivos, se hace necesario profundizar en los estudios sobre la acuicultura, así como establecer alternativas a las acuiculturas tradicionales, como por ejemplo los sistemas de Acuicultura Multitrófica Integrada (en adelante, AMTI), la cual ofrece soluciones adicionales que parecen ser más eficientes que las técnicas clásicas en términos de contaminación orgánica.

En este trabajo se pretende reflejar la eficacia de implementar sistemas AMTI frente a las acuiculturas tradicionales, dando a conocer los diferentes impactos que esta última provoca en el medio ambiente y cómo los sistemas integrados pueden paliarlos. Para ello, se ha hecho una búsqueda extensiva y profunda de artículos relacionados con ambos tipos de sistemas, siguiendo el criterio de utilizar únicamente archivos desde el año 2001 con el fin de obtener una revisión bibliográfica clara y actualizada. Se han hecho algunas excepciones debido a que el artículo de mayor antigüedad se ajustaba mejor al contenido en cuestión.

2. IMPACTO DE LA ACUICULTURA CONVENCIONAL EN EL MEDIO AMBIENTE

La acuicultura, al igual que cualquier otra actividad antropológica, puede originar diferentes impactos en el medio ambiente de acuerdo con el progreso industrial y el nivel de explotación de los recursos. Algunos efectos pueden ser positivos, pero otros no están de acuerdo con la sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas naturales (Granada *et al.*, 2015). A continuación, se profundizará en los principales problemas causados por la acuicultura: aquellos que se deben a la liberación de desechos metabólicos al medio, y los que son debidos a las materias primas y añadidos a la hora de mantener un sistema de acuicultura convencional.

2.1. PROBLEMAS ASOCIADOS A LA LIBERACIÓN AL MEDIO DE PRODUCTOS DE DESECHO METABÓLICOS

Generalmente, los animales acuáticos necesitan una alta concentración de lípidos, proteínas y carbohidratos en la dieta para la obtención de energía. La capacidad de las diferentes especies de peces para obtener energía a partir de estos nutrientes varía dependiendo del nivel trófico del animal, es decir, si son carnívoros, omnívoros o herbívoros (Sweilum *et al.*, 2005; Phan *et al.*, 2019). En cualquier caso, la tendencia es aumentar la retención de nutrientes y reducir las pérdidas a medida que se mejora la calidad del alimento (Piedrahita, 2003). Debido a la gran demanda, cada vez se están intensificando más los cultivos acuáticos. Una de las principales preocupaciones asociadas a esta intensificación de la acuicultura es el impacto ambiental que se produce en las zonas adyacentes a los cultivos y que es debido a la carga de nutrientes de los productos de desecho metabólicos y los alimentos no consumidos por los peces (Rosa *et al.*, 2020; Granada *et al.*, 2015).

Una fracción considerable de muchos componentes del alimento, como proteínas, grasas, carbohidratos y otros nutrientes, como el fósforo, que están muy presentes en el alimento, no pueden atravesar las barreras intestinales durante la digestión y, por lo tanto, los peces los rechazan a través de las excreciones fecales. Por ejemplo, en la dorada (*Sparus aurata*) se ha estimado que el 17% de fósforo, el 52% de nitrógeno, el 31% de materia orgánica y el 39% de materia seca, se excretan en las heces (Grigorakis *et al.*, 2011).

Las excreciones de los peces, a través de riñones y branquias, pueden introducir compuestos solubles en el medio ambiente, lo que contribuye también a la eutrofización del medio acuático debido al aumento de los nutrientes disueltos (Kang *et al.*, 2021). Este enriquecimiento orgánico provoca el deterioro ambiental de los cuerpos de agua que reciben estos desechos (Marinho-Soriano *et al.*, 2011). Los principales nutrientes que pueden provocar un efecto negativo en las aguas receptoras son el nitrógeno, fósforo y carbono orgánicos disueltos, así como los lípidos, que pueden formar una película en la superficie del agua. Dentro de estos, los que se consideran más importantes son el nitrógeno y el fósforo (Marinho-Soriano *et al.*, 2011).

El nitrógeno llega a las inmediaciones de los sistemas de acuicultura principalmente en forma de amonio (NH_4^+) (Chopin *et al.*, 2001; Carmona *et al.*, 2006), que resulta tóxico

para los peces. Este proviene principalmente de los excrementos de peces alimentados con piensos ricos en proteínas. Posteriormente, mediante la acción de las bacterias nitrificantes, el NH_4^+ es oxidado dando lugar a nitrito (NO_2^-) que se vuelve a oxidar para dar nitrato (NO_3^-). A diferencia del CO_2 que se libera a la atmósfera por difusión o aireación forzada, no existe un mecanismo efectivo para liberar estos metabolitos nitrogenados. Así, la alta concentración del NH_4^+ y NO_2^- compiten por el oxígeno con los organismos acuáticos por nitrificación, lo que puede dar lugar a una situación de anoxia. Esta situación de baja concentración de oxígeno disuelto en agua puede conducir a cambios en los procesos biológicos y químicos en los sedimentos y en la ecología de los organismos bentónicos, produciendo un notable deterioro de la calidad de los sistemas acuáticos (Granada *et al.*, 2015).

También, las bajas concentraciones de oxígeno debidas a la proliferación de bacterias aerobias que descomponen la carga orgánica en exceso, pueden provocar el incremento de organismos anaeróbicos, que producen la degradación anaeróbica del medio. Si esta degradación anaeróbica se da durante años, se produce la liberación de agua desoxigenada altamente rica en sulfuro de hidrógeno (Barrington *et al.*, 2009), el cual interfiere con la citocromo c oxidasa, última enzima de la cadena de transporte de electrones. Este hecho repercute negativamente reduciendo la viabilidad de los organismos bentónicos y los peces. Además, el sulfuro de hidrógeno puede llegar a causar mareas azules y mal olor cuando surge a través de la columna de agua (Asaoka *et al.*, 2013).

En cuanto al fósforo, este llega al efluente de los sistemas de acuicultura fundamentalmente como excremento de los peces. Este nutriente limita la tasa de crecimiento en la mayoría de los ecosistemas lénticos y lóticos y por tanto, su sobreabundancia estimula de forma directa la floración de algas o la eutrofización. Esto hace que los ecosistemas acuáticos se vean alterados haciendo que el agua no sea adecuada para el consumo humano o animal (Sugiura, 2018). Esta eutrofización tiene el potencial de alterar la biomasa y la estructura de la comunidad, así como las poblaciones de peces (Rosa *et al.*, 2020). Cuando, con el paso del tiempo, los organismos que han aumentado sus poblaciones debido a la eutrofización sufren senescencia y se desintegran, lo que vuelve a dar lugar a las elevadas concentraciones de nitrógeno y fósforo orgánicos disueltos y, por tanto, las consecuencias medioambientales ya mencionadas ligadas a estos compuestos (Granada *et al.*, 2015).

Por otro lado, las heces son una fuente de enriquecimiento orgánico de los sedimentos del fondo marino. Por lo general, el factor más importante es la concentración de carbono. En la alimentación artificial, el contenido medio de carbono es del 40-50% del peso seco, del que alrededor del 30 % permanece en las heces (Dosdat, 2000). Como ejemplo, en los salmónidos, es necesario 1 kg de alimento deshidratado (peso seco) para producir 1 kg de pescado, lo que produce entre 100 y 200 g de heces. En la piscicultura mediterránea, en la cual se necesitan 1,5-2 g de pienso para producir 1 kg de pescado, se liberan al medio ambiente entre 300-400 g de heces por kg de pescado producido. Por lo tanto, el contenido de C en las heces es mayor que en el alimento (60-70%). La materia orgánica liberada en estas heces también contiene nitrógeno y fósforo, que asciende respectivamente al 10-15 % y al 40-50% del alimento ingerido, aunque esto depende en gran medida de la calidad del alimento (Dosdat, 2000).

El comportamiento de los residuos vertidos en la columna de agua depende de las condiciones hidrográficas, la topografía del fondo y la geografía del área principalmente (Read y Fernandes, 2003), siendo estos, por lo tanto, otros factores importantes para tener en cuenta a la hora de diseñar un sistema de acuicultura.

2.2. PROBLEMAS ASOCIADOS A LAS MATERIAS PRIMAS Y AÑADIDOS (MEDICAMENTOS) DEL PIENSO PARA LA ACUICULTURA

A la carga de nutrientes se le une la intensificación de la acuicultura, la cual supone un aumento en la concentración de animales y altas tasas de alimento para maximizar la producción (Oddsson, 2020). Por tanto, se asocia frecuentemente con el uso intensivo de productos químicos, ya que las condiciones de encierro y estrés a las que se someten los organismos pueden predisponerlos a enfermedades lo que conllevaría a pérdidas económicas para los productores (BurrIDGE *et al.*, 2010; Ottinger *et al.*, 2016). Además, debido a la falta de información proporcionada a los acuicultores, es frecuente que se lleve un uso indiscriminado de estos productos (Rosa *et al.*, 2020).

Los químicos más frecuentes en acuicultura son antibióticos, antiparasitarios, antiincrustantes y plaguicidas que son utilizados mediante diferentes vías de administración, como la incorporación en alimentos, tratamientos intravenosos, baños o aplicados a las infraestructuras, ya sea de forma terapéutica o profiláctica (BurrIDGE *et al.*, 2010). Dependiendo de las propiedades del químico y el método de aplicación, hasta el

50% de los medicamentos veterinarios utilizados en la acuicultura pueden terminar en los alrededores y en el medio ambiente, ya que solo una parte es digerida y metabolizada por los organismos (Rosa *et al.*, 2020), lo que puede afectar potencialmente al suministro de alimentos humanos (Granada *et al.*, 2016). Del mismo modo, la presencia de antibióticos en los tejidos comestibles de los peces depende en gran medida de varios aspectos, como por ejemplo el régimen de dosificación o las vías de administración, así como de la especie y el tamaño, la salinidad del agua o incluso la temperatura (Rosa *et al.*, 2020).

Concretamente, los antibióticos, naturales o sintéticos, son una importante fuente de contaminación para el medioambiente (Sapkota *et al.*, 2008). Estos se usan como agentes quimioterapéuticos para matar a las bacterias o inhibir su crecimiento y entran en el medio ambiente natural a través de las heces y del pienso medicamentoso no ingerido (Chen *et al.*, 2020). Los antibióticos eventuales que se aplican en un determinado nivel trófico pueden pasar a otros niveles tróficos cultivados en el mismo sistema, lo que puede derivar en la presencia de dichos contaminantes en organismos que no estaban destinados a absorberlos en primer lugar (organismos no objetivo) (Rosa *et al.*, 2020).

Por otro lado, se puede llegar a desarrollar resistencias en las poblaciones bacterianas a los antibióticos debido a su uso a largo plazo, pudiendo llegar a verse limitada la eficacia del sistema inmunológico de las especies cultivadas (Ottinguer *et al.*, 2016) y, además, causar un gran impacto medioambiental en los alrededores de las instalaciones de acuicultura (BurrIDGE *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2020).

En este sentido, uno de los objetivos de la estrategia mencionada anteriormente “*De la Granja a la Mesa*”, es reducir las resistencias a antimicrobianos de manera general en toda la producción animal, con el fin de generar alimentos más saludables y respetuosos con el medio ambiente (Comisión Europea, 2020).

En la Tabla 1 se ven reflejados los antimicrobianos más usados en la acuicultura del salmón, la cual está en continuo crecimiento en todo el mundo. Las cantidades aplicadas dependerán de la magnitud del sistema, llegando a haber estimaciones conservadoras de la utilización aproximada de 950 Tm de quinolonas (como el ácido oxolínico o la flumenquina) y 478 Tm de florfenicol entre los años 2000 y 2007 en Chile, uno de los países en los que la salmonicultura cobra más importancia (Buschmann *et al.*, 2012).

Tabla 1. Antimicrobianos más comúnmente utilizados en la acuicultura del salmón. (Elaboración propia a partir de datos procedentes de BurrIDGE *et al.*, 2010).

Antimicrobiano	Infecciones tratadas	Mecanismo de acción	Dosis recomendada
Amoxicilina	Furunculosis	Interrumpe la síntesis de peptidoglicanos	80-160 mg/kg pescado (10 días)
Florfenicol*	Furunculosis	Inhibe la síntesis de proteínas	10 mg/kg pescado (10 días)
Tribrisen*	Gramnegativas (ej. Furunculosis y vibriones)	Inhibe el metabolismo del ácido fólico en dos niveles diferentes	30-75 mg/kg pescado (5-10 días)
Ácido oxolínico	Gramnegativas (ej. <i>Piscirickettsia salmonis</i> /furunculosis)	Inhibe la síntesis de ADN bacteriano	25 mg/kg pescado (10 días)
Flumenquina	Gramnegativas (ej. <i>Piscirickettsia salmonis</i> /furunculosis)	Inhibe la síntesis de ADN bacteriano	25 mg/kg pescado (10 días)
Eritromicina*	Grampositivas y Gramnegativas no entéricas	Inhibe la traducción genética y la síntesis de proteínas	50-100 mg/kg pescado (21 días)

* Pueden llegar a causar resistencia.

Otros contaminantes son los agentes antiparasitarios, algunos de los más comunes utilizados son los organofosforados, el peróxido de hidrógeno, las avermectinas y los piretroides (BurrIDGE *et al.*, 2016). Aunque las enfermedades parasitarias no causen la muerte de los organismos, generan un aumento en los costes de producción o una disminución en la calidad del producto, lo que provoca el rechazo de los mercados debido a la no conformidad (Granada *et al.*, 2016). Debido a ello, se siguen utilizando, provocando diversos efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos.

Por último, hablaremos del impacto ambiental que causa el alimento y los antiincrustantes. Estos pueden suponer la liberación al medio de compuestos orgánicos persistentes (COPs) (Rosa *et al.*, 2020) y metales (BurrIDGE *et al.*, 2010) que provienen en primer lugar de la industria.

Alrededor del 65% del alimento utilizado en acuicultura está compuesto por harina y aceite de pescado, que proporciona una gran cantidad de proteínas, ácidos grasos esenciales, vitaminas y minerales para los peces. La inclusión de aceite de pescado, generalmente obtenido de pequeños peces pelágicos y recortes de productos pesqueros comerciales para la venta al por menor, agrega sin querer compuestos acumulados en los lípidos. Por lo tanto, no es sorprendente que el alimento pueda representar la principal fuente de COPs para los peces de cultivo (Rosa *et al.*, 2020; Russell *et al.*, 2011). Estos

COPs incluyen bifenilos policlorados (PCB), dioxinas [dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF)], éteres de difenilo polibromados (PBDE), hexabromociclododecano (HBCD) y plaguicidas organoclorados (Berntssen *et al.*, 2016).

Estos compuestos representan una importante amenaza para la salud pública debido a su amplio espectro de toxicidad, su alta estabilidad química y su tendencia a bioacumularse en los tejidos grasos de los organismos vivos debido a su naturaleza lipofílica, lo que conlleva a la biomagnificación en toda la cadena alimentaria (Duan *et al.*, 2014). En particular, se ha informado sobre contaminación con bifenilos policlorados (PCB) en estuarios de todo el mundo (Suominen *et al.*, 2011; Cheney *et al.*, 2019). En estudios como el de Suominen *et al.*, 2011, se ha comprobado cómo las altas concentraciones de PCB que podemos encontrar en las zonas más cercanas a las industrias van disminuyendo a medida que nos alejamos de estas (Figura 2). En concreto, se llegó a encontrar hasta 99 mg de PCB por kg de *Ulva rigida* recolectada en las zonas más cercanas al puerto de New Bedford, EE. UU. Ese PCB puede bioacumularse en las algas transfiriéndose a niveles tróficos superiores, contaminando de este modo los peces con los que nos alimentamos (Cheney *et al.*, 2019).

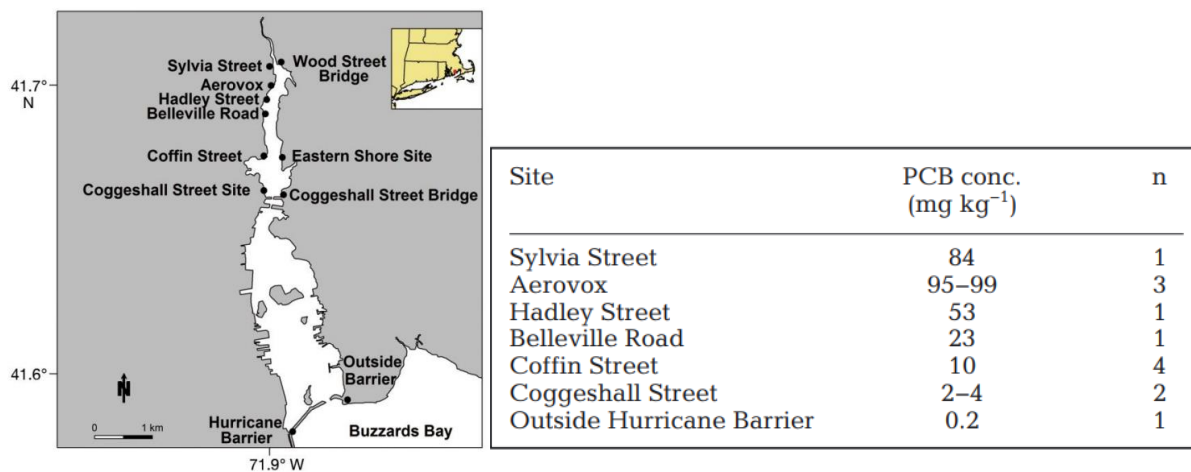


Figura 2: Concentraciones de PCB (mg/kg de peso seco) de *Ulva* spp. recolectada a lo largo del puerto de New Bedford. Fuente: Cheney *et al.*, 2019.

El consumo de pescado es la principal fuente de PCB en humanos pudiendo causar inmunotoxicidad y daños en el desarrollo neurológico y reproductivo, tanto en adultos como en niños (Ashley *et al.*, 2013). Por este motivo, en muchos ríos y estuarios del noreste de EE. UU. se ha prohibido el consumo de pescado (Loizeau *et al.*, 2001).

En el caso de los metales, estos entran al medio marino a través de las pinturas antiincrustantes o como constituyentes del alimento para peces (Kalantzi *et al.*, 2014).

Mientras que el uso de aceite de pescado para la fabricación de piensos comerciales es la principal fuente de COPs para los peces de cultivo, la harina de pescado es la responsable de la principal aportación de contaminantes metálicos a los piensos (Rodríguez-Hernández *et al.*, 2016), ya que estos son añadidos como requerimientos nutricionales necesarios para determinados procesos biológicos de los peces. Lo que ocurre es que, estos metales por encima de un determinado valor umbral se vuelven tóxicos, lo que conduce a cambios en la estructura de la comunidad y a la eliminación de aquellas especies menos tolerantes (Dean *et al.*, 2007). Además, los metales y metaloides se pueden encontrar de forma natural presentes en los sedimentos del ambiente acuático que rodea las piscifactorías como resultado de varios procesos geoquímicos (Rosa *et al.*, 2020).

Los metales más comunes que podemos encontrar en la alimentación son cobre, zinc, cadmio, hierro y manganeso, entre otros, habiéndose demostrado que los dos primeros se encuentran en concentraciones significativamente elevadas cerca de los sistemas de acuicultura (Dean *et al.*, 2007). Según los criterios de calidad de los sedimentos (SQC) que menciona Dean *et al.*, 2007, para generar impactos bentónicos “probablemente adversos” se establece un SQC máximo de 270 $\mu\text{g/g}$ para el Cu y un 410 $\mu\text{g/g}$ para el Zn y niveles más bajos de SQC (270 $\mu\text{g/g}$ para Zn y 108 $\mu\text{g/g}$ para Cu) representarían impactos bentónicos “potencialmente problemáticos”. En concreto, en un estudio realizado en las granjas de salmón canadienses, las concentraciones de sedimentos de cobre fueron de aproximadamente 100-150 $\mu\text{g/g}$. Por lo que representaba un impacto bentónico “potencialmente problemático”. El zinc también se encontró, pero en menor cantidad (Burrige *et al.*, 2010).

Las pinturas antiincrustantes a base de cobre se aplican ampliamente en jaulas y redes de acuicultura para evitar el desarrollo de epibiota que disminuye la calidad del agua, la durabilidad de las estructuras y reduce su flotación. En consecuencia, el cobre se filtra al agua y se acumula en los sedimentos cercanos a los sitios de acuicultura. Algas, moluscos y crustáceos son los grupos más sensibles al cobre (Burrige *et al.*, 2010). Algunos estudios también se ha demostrado que las altas concentraciones de Cu pueden afectar a la diversidad del fitoplancton e inhibir la reproducción de algunas especies (Granada *et al.*, 2015).

A modo de resumen, a continuación, se expone una imagen en la que se puede ver los principales impactos causados por la acuicultura tradicional que han sido tratados en esta revisión (Figura 3).

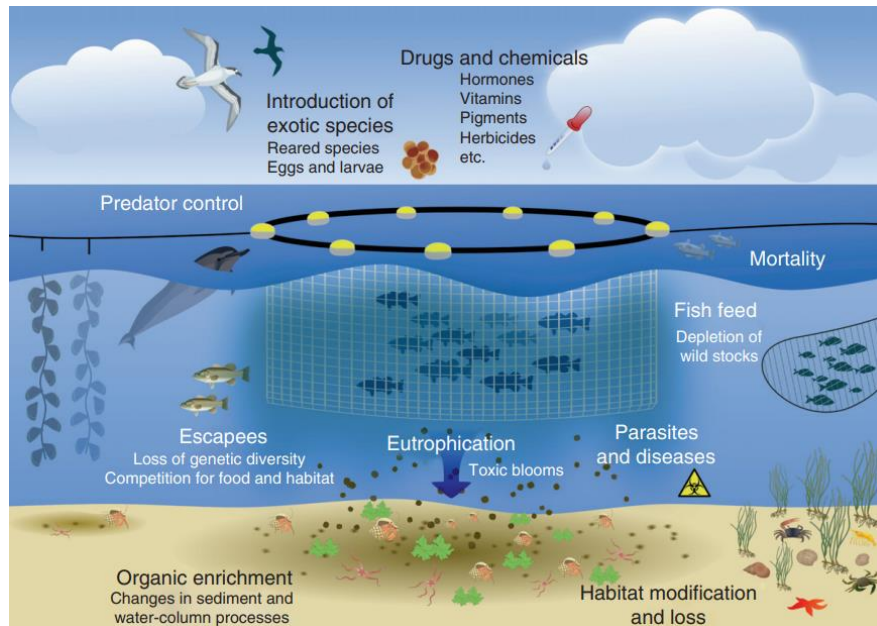


Figura 3. Esquema resumen de los principales impactos medioambientales causados por los sistemas de acuicultura tradicionales. Fuente: Gaspar *et al.*, 2011.

3. QUÉ ES LA AMTI vs ACUICULTURA CONVENCIONAL

Existen métodos de cultivo más sostenibles que otros. Ya hemos visto el gran impacto ambiental que puede llegar a causar la acuicultura tradicional. En el caso de los policultivos, estos consisten en cultivar más de una especie del mismo nivel trófico en la misma agua, lo que ayuda a que haya una mayor diversificación de los productos obtenidos además de disminuir riesgos y algunos de los principales problemas que presenta la acuicultura monoespecífica (Rosa *et al.*, 2020). Además, algunos sistemas tradicionales de policultivo pueden incorporar una mayor diversidad de especies, ocupando varios nichos como afirma Barrington *et al.*, 2009.

Aunque a priori los policultivos parezcan mejores que los monocultivos, en numerosas ocasiones esta forma de acuicultura no mitiga algunos de los impactos ambientales asociados a cultivos a gran escala, donde las AMTI toman un papel importante para intentar paliar estos impactos (Rosa *et al.*, 2020).

La AMTI, es una práctica que consiste en cultivar diferentes especies pertenecientes a distintos niveles tróficos, cerca unas de otras, con el objetivo de reciclar los desechos de unas especies para convertirlos en alimento para otras (especies extractivas) (Chopin, 2006), mientras que en el caso de los policultivos, se cultivan varias especies juntas pero todas pertenecen al mismo nivel trófico, compartiendo así los mismos procesos biológicos y químicos provocando pocos beneficios colaborativos, lo que podría generar cambios significativos en el ecosistema (Barrington *et al.*, 2009).

El término de “especie extractiva” hace alusión a aquellas especies capaces de extraer ciertos componentes del medio, tanto orgánicos como inorgánicos, y posteriormente asimilarlos, actuando, así como biorremediadores (Kerrigan y Suckling, 2018). Esta función ecológica contribuye a la reducción de la carga de nutrientes al ser retenidos y consumidos, evitando de esta forma que se liberen al medio y, en su lugar, se conviertan en biomasa para otros organismos (Rosa *et al.*, 2020) (Figura 4).

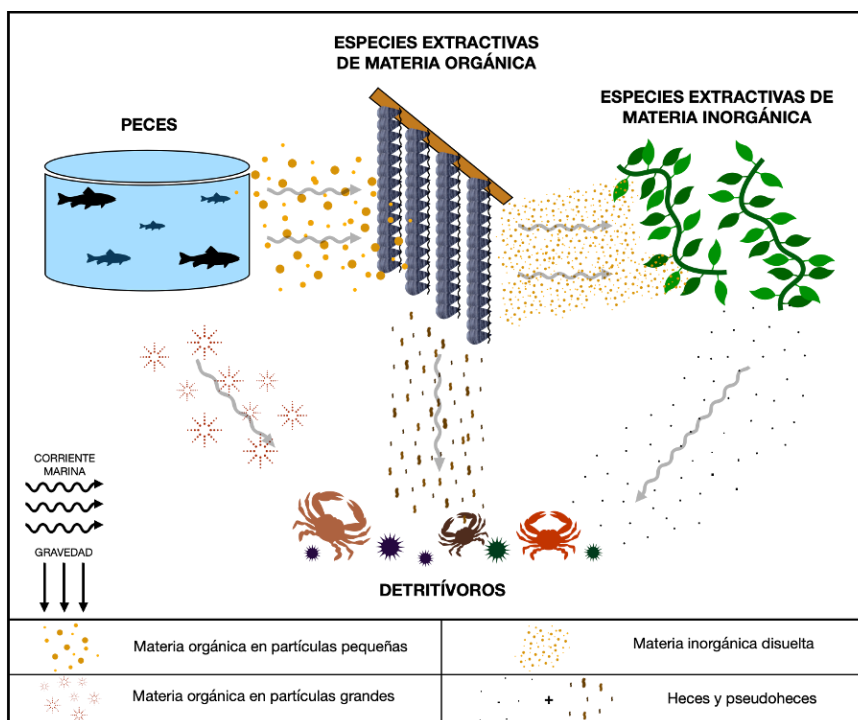


Figura 4. Diagrama conceptual de la AMTI. Recreación a partir de Chopin, 2006. Elaboración propia.

De este modo, se evita generar una gran cantidad de residuos fomentando la sostenibilidad ambiental y, además, proporcionando una mayor diversificación económica.

En un sistema AMTI, según Cubillo *et al.* 2011, la cantidad de alimento disponible para un organismo se mide mediante la siguiente ecuación:

(Ecuación 1): **Comida disponible = concentración x tasa de entrega**

Donde la concentración se mide en biomasa por unidad de volumen y se determina por la cantidad de exceso de alimento y desechos; y la tasa de entrega se mide como volumen por unidad de tiempo, y está determinada por el flujo de agua.

Cubillo *et al.*, 2011 también define la cantidad de nutrientes que se eliminan del sistema como:

(Ecuación 2): **Nutrientes eliminados = eficiencia de captura x alimento disponible x biomasa disponible**

Donde los nutrientes eliminados representan la biomasa total de nutrientes secuestrados; la eficiencia de captura es una característica inherente al organismo y consiste en cómo este explota un determinado nicho dentro del ecosistema; y el alimento disponible es aquel porcentaje de alimento que el organismo es capaz de capturar y asimilar con éxito. En el caso de la biomasa disponible, esta es definida por el usuario y puede ser modificada por el acuicultor del sistema AMTI eligiendo qué especies y cuántas se integrarán al sistema para optimizar la cantidad total de nutrientes capturados. Cada especie tiene su propio valor comercial además de actuar como biofiltros naturales y el aspecto clave es que los organismos se elijan en base a sus funciones en el ecosistema para aprovecharlos lo máximo posible (Rosa *et al.*, 2020).

Lo que comúnmente se denomina desecho, en el caso de las AMTI pasa a ser material biológico en bruto utilizado para alimentar a los organismos de niveles tróficos inferiores. Además, lo que antes era considerado un problema medioambiental, ahora añade valor al cultivo de biomasa en proximidad entre sí puesto que están conectados por la transferencia de nutrientes y energía a través del agua (Rosa *et al.*, 2020). De este modo, se piensa que los sistemas AMTI pueden llegar a resolver los principales problemas medioambientales relacionados con la acuicultura convencional, como por ejemplo la carga de nutrientes, proporcionando así sostenibilidad tanto a nivel económico como ambiental (Barrington *et al.*, 2009).

La AMTI es actualmente el único enfoque práctico de remediación que incluye una mejora en los ingresos acuícolas adicionales mediante la adición de cultivos comerciales, mientras que todos los demás enfoques de biomitigación han supuesto mayormente costes adicionales para el productor (Granada *et al.*, 2015).

4. SOLUCIONES QUE APORTA LA AMTI FRENTE A LOS PROBLEMAS AMBIENTALES DE LA ACUICULTURA CONVENCIONAL

La AMTI tiene como objetivo la creación de sistemas de acuicultura más ecológicos y sostenibles, con el poder de mitigar el impacto ambiental que produce la acuicultura convencional para así mejorar la salud del ecosistema. Además, gracias a la diversificación de productos, pretende obtener una mayor producción a un menor coste con el fin de reducir riesgos y mejorar la estabilidad económica y la aceptabilidad social (Martínez-Espiñeira *et al.*, 2015).

Además, el uso de organismos biorremediadores en cultivos con otras especies de alto valor puede reducir principalmente la frecuencia de intercambio de agua y la descarga de efluentes, así como disminuir la probabilidad de aparición de enfermedades en una simbiosis de beneficios ambientales y económicos, como la reducción de los costes en el tratamiento de efluentes y en el agua mientras se produce biomasa sin gastos en piensos comerciales (Granada *et al.*, 2015).

En este apartado, se van a desarrollar algunas de las soluciones que la AMTI ofrece con vistas a esos problemas ambientales provocados por la acuicultura convencional mencionados más arriba.

La liberación al medio de productos de desecho metabólicos que se da en la acuicultura tradicional se ve reducida en el caso de la AMTI gracias al uso de organismos filtradores como especies extractivas de nutrientes, tanto orgánicos como inorgánicos (Rosa *et al.*, 2020). Para la extracción de nutrientes orgánicos, los organismos más utilizados son los bivalvos filtradores, como mejillones, ostras, almejas y berberechos (van der Schatte Olivier *et al.*, 2020), mientras que organismos como el fitoplancton y las macroalgas son capaces de absorber nutrientes inorgánicos (Marinho-Soriano *et al.*, 2011). Estos últimos tienen una gran capacidad de asimilar nutrientes tóxicos para diferentes especies cultivadas, como por ejemplo peces o camarones (Granada *et al.*, 2015).

En un estudio realizado en China por Head *et al.*, en 2017, se cultivó como biofiltro el alga roja *Gracilaria lemaneiformis* con el pez *Pseudosciaena crocea* en un sistema AMTI. Tras un periodo de 35 días, se pudo observar cómo el índice de eutrofización disminuyó de 14,5 a 8,4. En concreto, el nitrógeno y el fósforo inorgánicos disueltos disminuyeron un 20,98% y un 28,61% respectivamente. Estos resultados concluyen que

es necesaria una cantidad elevada de alga para conseguir eliminar por completo el exceso de nutrientes, sin embargo, se demostró cómo puede contribuir positivamente en la biorremediación ambiental mediante la disminución de grandes cantidades de nutrientes disueltos.

Por otro lado, como posible solución a la liberación al medio de antimicrobianos utilizados en los peces, la AMTI ofrece el escenario ideal para que estos compuestos puedan ser absorbidos por organismos filtradores capaces de absorber posibles microorganismos patógenos y partículas de la columna de agua, lo que podría llegar a disminuir los brotes de enfermedades y ofrecer el control, en gran medida, de ciertos patógenos humanos. Uno de los bivalvos que se utiliza con frecuencia para este fin es el mejillón *Mytilus edulis*, el cual es capaz de captar y acumular bacterias como *Enterococcus faecium* y *E. fecalis* (Roslev *et al.*, 2009; Van der Schatte Olivier *et al.*, 2020).

Así mismo, el daño provocado por los antiincrustantes utilizados en los sistemas de acuicultura tradicionales también se vería solventado por la AMTI, ya que los organismos bioincrustantes pueden ser aprovechados en este caso bajo la etiqueta de “especies ingenieras”. Estas son capaces de aportar estructuras tridimensionales a superficies que, de otro modo, serían planas, aumentando así la superficie de contacto (Figura 5). Así, estos organismos pueden llegar a aumentar el potencial para recuperar y reciclar el exceso de nutrientes (Robinson *et al.*, 2011).

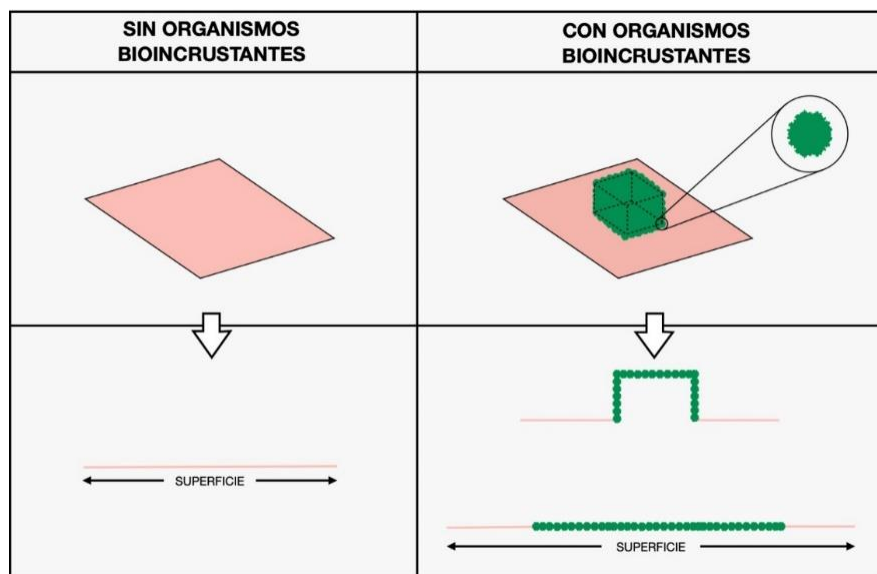


Figura 5. Papel de los bioincrustantes en los sistemas AMTI. Se puede observar cómo dos planos de iguales dimensiones, tienen una diferente superficie de contacto debido a la presencia de organismos bioincrustantes. Elaboración propia.

Como ya vimos, Cubillo *et al.*, 2011, explican que la biomasa capaz de cultivarse en una situación de acuicultura es directamente proporcional a la superficie disponible para la colonización y posterior crecimiento. Por lo que la construcción de superficies tridimensionales dentro de un sistema AMTI es un componente clave para aumentar la biomasa disponible para asimilar los desechos provenientes de los peces cultivados, porque proporciona el soporte para la adición de superficie sobre la capa límite bentónica que mejora tanto la disponibilidad de alimentos (Ecuación 1) como la estructura para aumentar la biomasa disponible (Ecuación 2).

En otro orden de ideas, el impacto ambiental causado por la presencia de COPs en el alimento comercial no tiene una fácil solución, ya que estos pueden llegar a bioacumularse mediante las especies extractivas orgánicas e inorgánicas, pudiendo volver a incorporarse a la cadena alimentaria (Rosa *et al.*, 2020). Algunas soluciones viables podrían ser la sustitución del aceite de pescado por aceite vegetal, la descontaminación del aceite y la harina de pescado, la mejora de la integridad de los gránulos con tasas de descomposición lentas posteriores o la optimización de los sistemas y protocolos de alimentación (Rosa *et al.*, 2020).

5. CASOS DE SISTEMAS VIABLES

A continuación, exponemos algunos de los organismos más frecuentemente utilizados en los sistemas AMTI que han resultado ser eficientes en la práctica.

Organismos como los equinodermos o los crustáceos, se consideran fundamentales como especies extractivas en la AMTI de aguas abiertas, sin embargo, los grupos que más se cultivan comúnmente son los bivalvos, como extractores de materia orgánica particulada, y las macroalgas que, además, son capaces de extraer la materia inorgánica disuelta. A diferencia de los equinodermos, estos se cultivan aguas abajo de las jaulas de peces, lo que permite que las corrientes de agua naturales muevan los desechos de nutrientes hacia las especies extractivas que quedan suspendidas en la columna de agua gracias a sistemas que las mantienen unidas, como podemos observar en la Figura 4 (Kerrigan y Suckling, 2018).

En el caso de los bivalvos, estos son filtradores generalistas, por lo que son capaces de ingerir una gran variedad de tipos y tamaños de partículas (Barrington *et al.*, 2011). Hay estudios que, utilizando isótopos estables y ácidos grasos como biomarcadores, han

demostrado que algunos de los bivalvos más utilizados en sistemas AMTI, capaces de capturar y asimilar muchos de los residuos orgánicos de las piscifactorías, son *Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis* y *Perna viridis* (Barrington *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2006; Redmond *et al.*, 2010; Mazzola y Sarà, 2001). Del mismo modo, las ostras del pacífico, también llamadas Ostión (*Crassostrea gigas*), han demostrado altas tasas de crecimiento cuando se utilizan como biofiltros en sistemas AMTI terrestres (Kerrigan y Suckling, 2018).

Por otro lado, las especies de macroalgas que suelen ser elegidas para ser incluidas en sistemas AMTI, son aquellas que tienen cierto valor alimenticio (por ejemplo, *Saccharina latissima*), industrial (por ejemplo, *Gracilaria* spp) o para el mercado de la cosmética (Kerrigan y Suckling, 2018). La mayoría de estas especies son capaces de utilizar cationes de amonio (NH_4^+), principal especie de nitrógeno producida por la acuicultura (Chopin *et al.*, 2001; Carmona *et al.*, 2006). Por ello, la disponibilidad de nitrógeno es con frecuencia una importante limitación para el crecimiento de las macroalgas. Por lo tanto, en las zonas donde el crecimiento de las macroalgas está limitado por el nitrógeno, una mayor disponibilidad de nitrógeno inorgánico en los alrededores de las piscifactorías podría dar lugar a un aumento en la tasa de crecimiento de las macroalgas.

Se ha observado que los niveles de NH_4^+ en las inmediaciones de los sistemas de acuicultura están por debajo del umbral de saturación de macroalgas como, por ejemplo, *Saccharina latissima* y *Gracilaria vermiculophylla*, lo que sugiere que estas son capaces de aprovechar estos nutrientes disponibles. Este hecho se ha evidenciado en sistemas controlados de AMTI en tierra, con un 72% de nitrógeno eliminado al mismo tiempo que un mayor crecimiento de las macroalgas, por tanto, se puede esperar que las especies de macroalgas muestren altas tasas de crecimiento en las proximidades de las piscifactorías que liberan altas cargas de nutrientes inorgánicos (Kerrigan y Suckling, 2018).

Para valorar la eficiencia como biofiltro de *G. vermiculophylla*, Abreu *et al.* en 2011 realizaron un experimento en el que se describió su capacidad de absorción para el nitrógeno disuelto. Esta alga se sometió a dos escenarios diferentes: por un lado, se añadió únicamente amonio al sistema y, por otro lado, se añadió tanto amonio como nitrato. Se pudo concluir como *G. vermiculophylla* es capaz de secuestrar del medio tanto el amonio como el nitrato, siendo más eficiente para el amonio (63%). Cuando se le suministró

nitrato únicamente, fue igualmente eficiente, pero en este caso eliminó un 47% aproximadamente (Abreu *et al.*, 2011b).

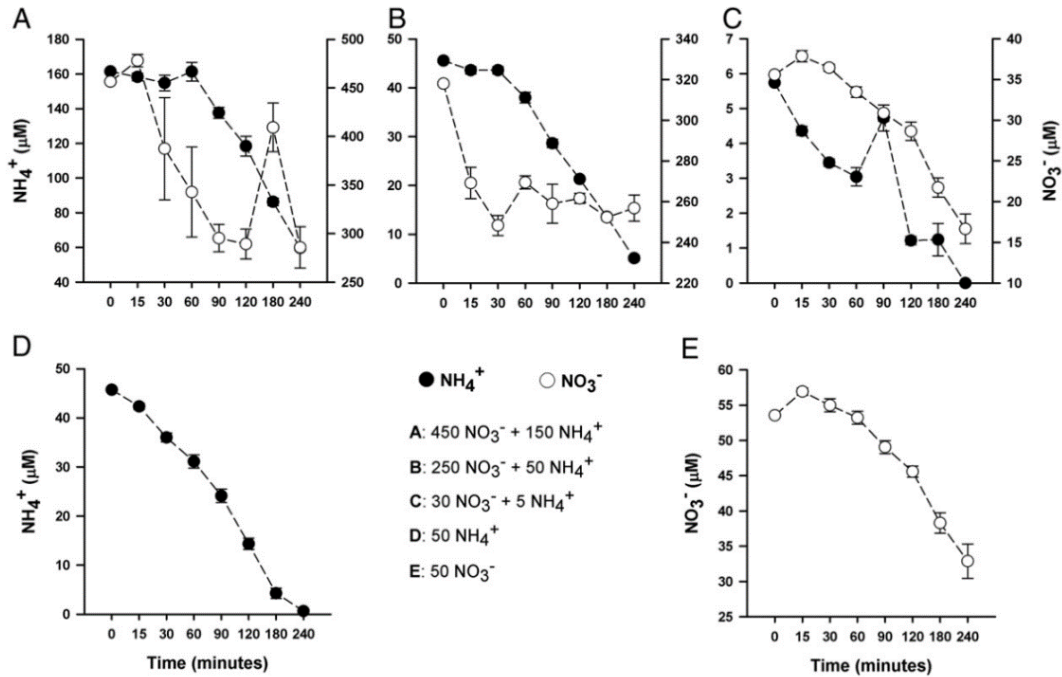


Figura 6. Reducción de las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- a lo largo del tiempo por *G. vermiculophylla* cultivada en presencia de ambas fuentes de nitrógeno (A, B y C), únicamente con amonio (D) y solo con nitrato (E). Fuente: Abreu *et al.*, 2011b.

El uso de *G. vermiculophylla* no es únicamente útil para la eliminación de nutrientes, sino que, además, su biomasa producida en estos sistemas AMTI resulta ser de excelente calidad para diferentes aplicaciones como por ejemplo la producción de agar de alta calidad, siendo esta alga una de las principales fuentes (Sousa *et al.*, 2010), o como un buen alimento para los peces cultivados que, al mejorar la salud de estos, mejorará a su vez la nuestra (Abreu *et al.*, 2011a).

6. EVOLUCIÓN DE LA AMTI

A partir de la base de datos Web of Science (WOS), se ha realizado un gráfico que representa la evolución del número de artículos publicados bajo el nombre de Acuicultura Multitrófica Integrada (Figura 7). Se trata de una práctica con una evolución bastante reciente ya que, el primer artículo que contiene este término es publicado en el año 2006 por Thierry Chopin, uno de los primeros autores en utilizar este concepto. Se puede observar como el número de publicaciones sufre una tendencia positiva desde entonces

hasta la actualidad, con una bajada importante en el año 2021, por lo que se puede deducir que la Covid-19 ha podido impedir llevar a cabo ciertos estudios en los años que preceden.

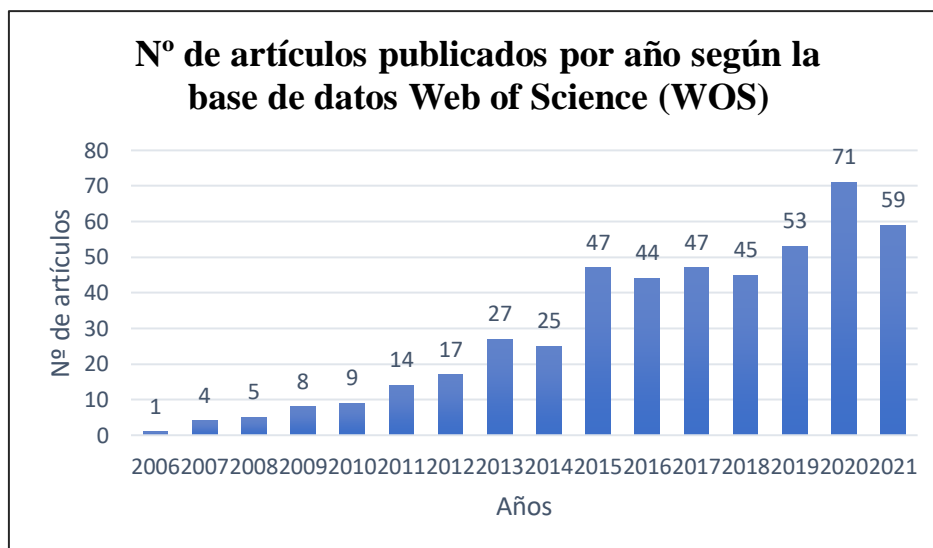


Figura 7. Tendencia del número de artículos sobre AMTI publicados desde el año 2006 hasta la actualidad. Elaboración propia a partir de la base de datos Web of Science (WOS).

En la actualidad, se continúan estudiando diferentes métodos para seguir aumentando la rentabilidad de los sistemas acuícolas. Un ejemplo de ello se ve reflejado en el reciente artículo de Qiu *et al.*, 2022, en el cual se pretende ver cómo los sistemas AMTI pueden ser utilizados para la mejora de los sistemas de acuicultura de recirculación (en adelante, RAS).

Los sistemas RAS son sistemas de acuicultura terrestre en circuito cerrado que tratan y reutilizan las aguas residuales con el fin de aumentar la producción y al mismo tiempo reducir los desechos. Consisten en recolectar y eliminar productos de desecho, alimentos no consumidos y bacterias del tanque donde viven los peces para que el agua pueda reciclarse y poder ser utilizada de nuevo en el sistema a partir de filtros biológicos y mecánicos. Las partículas sólidas de mayor tamaño, como el alimento no consumido, las heces y las bacterias, se concentran y eliminan mediante sedimentación o filtración mecánica, mientras que las partículas de menor tamaño se eliminan mediante filtros biológicos (Klinger *et al.*, 2012).

Según Qiu *et al.*, 2022, en el laboratorio de acuicultura experimental de la Universidad de Tasmania, se ha creado un modelo dinámico de masa de nutrientes para un sistema RAS de agua salada con un hipotético componente AMTI. Este modelo incorporó una red trófica con tres niveles diferentes utilizando salmón, *Ulva lactuca* e

invertebrados herbívoros. En este contexto se simularon los siguientes tratamientos de las aguas residuales:

Escenario 1: Filtros biológicos + filtros mecánicos (sistema RAS).

Escenario 2: Filtros biológicos + filtros mecánicos + *Ulva lactuca* (componente AMTI)

Se demostró que el segundo escenario era más eficiente que el primero a la hora de reducir los nutrientes inorgánicos disueltos gracias a la conversión de estos desechos en biomasa de algas e invertebrados herbívoros. Este escenario podía reducir el nitrógeno inorgánico disuelto y el fósforo inorgánico disuelto en un 66% y un 31% respectivamente respecto al escenario 1 en el que se pone en práctica únicamente el sistema RAS.

En la Tabla 2, se puede observar la concentración final de amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y fósforo inorgánico disuelto (DIP) en 3 escenarios diferentes: únicamente utilización de filtros biológicos y mecánicos (A), escenario A y posterior inclusión de *Ulva lactuca* (B) y previa inclusión de algas y posterior utilización de filtros mecánicos y biológicos (C).

Tabla 2: Concentración final de residuos inorgánicos disueltos en cada componente en tres escenarios diferentes (A: filtros biológicos y mecánicos; B: filtros biológicos y mecánicos + componente AMTI (*Ulva Lactuca*) y C: componente AMTI + filtros mecánicos y biológicos). Fuente: Qiu *et al.* 2022 (Tabla modificada).

Parameter	System component / Scenario		
	Fish tank		
	A	B	C
NH_4^+ (mg m^{-3})	53.72	47.30	47.28
NO_3^- (mg m^{-3})	419.57	0.60	0.30
DIP (mg m^{-3})	36.00	26.69	26.77

Parameter	System component / Scenario		
	MBBR		
	A	B	C
NH_4^+ (mg m^{-3})	7.16	6.03	0.00
NO_3^- (mg m^{-3})	466.05	41.86	0.11
DIP (mg m^{-3})	35.99	26.69	25.74

Parameter	System component / Scenario		
	Macroalgae tank		
	A	B	C
NH_4^+ (mg m^{-3})	-	0.02	0.11
NO_3^- (mg m^{-3})	-	0.44	0.00
DIP (mg m^{-3})	-	25.65	25.74

Se puede ver cómo los escenarios B y C son mucho más eficientes que el A ya que hay una menor concentración de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos. Es decir, se ha asimilado gracias a los componentes AMTI (*Ulva lactuca*).

En una situación de cosecha óptima, la eliminación de nitrógeno inorgánico disuelto aumentó un 94% y el fósforo inorgánico disuelto un 45 %. Además, se vio un incremento del 41% de productos secundarios (desechos) aprovechables por otros organismos de niveles tróficos inferiores en sistemas de cultivo integrados.

Modelos como los de Qiu *et al.*, 2022, sirven como herramienta cuantitativa para futuros modelos de acuicultura. Además, este tipo de experimentos resultan muy útiles para conocer el destino de los distintos nutrientes, pero debido a ser tan recientes, aún no se conoce su rentabilidad económica.

7. PERSPECTIVAS FUTURAS

Para el futuro desarrollo de la AMTI se deben seguir varias estrategias como por ejemplo aumentar la financiación en investigación para que puedan llevarse a cabo más estudios que puedan ofrecer mejoras en el sector, y por tanto una mayor productividad, así como concienciar a las diferentes empresas para que lleven a cabo este tipo de prácticas y alentarlos a compartir datos reales de producción (Mansour *et al.*, 2022). A su vez, se recomienda la concienciación social para la aplicación de sistemas AMTI para así ayudar a la construcción de ideas éticas dirigidas a la protección del medioambiente.

Por otro lado, es interesante tener en cuenta el precio de mercado de los productos obtenidos, ya que este define el potencial económico de las empresas de acuicultura, por lo que hay que valorar que las especies extractivas no afecten a la productividad de las principales especies cultivadas con las que se comercializa (Antache *et al.*, 2019).

Con el objetivo de optimizar al máximo los posibles sistemas AMTI, es interesante que se analice y profundice sobre las distintas especies que se pretendan utilizar. Por este motivo, es recomendable que las empresas trabajen con las organizaciones de investigación para considerar qué especies cultivar. Los factores que influyen en la elección de especies son, entre otros, aspectos físicos, como la profundidad del fondo, y los factores ambientales, como las condiciones oligotróficas. En algunos casos, se experimenta con varias especies antes de decidirse por la especie final que formará parte

del sistema AMTI. Comúnmente se recomienda elegir especies que crezcan de forma natural en el lugar en lugar de centrarse en especies de fácil acceso, cultivables durante todo el año y con cierto valor comercial o útiles para alimentar a otras especies que lo tenga (Alexander y Hughes, 2017).

En España, una de las corporaciones pioneras del sector acuícola con proyectos en I+D+i es CTAQUA, Centro Tecnológico de Acuicultura de Andalucía. A pesar de que algunas políticas de la Unión Europea, como por ejemplo la RIS3 (Estrategias de Especialización Inteligente), fomenten la AMTI, siguen existiendo limitaciones socioeconómicas, administrativas y legales que dificultan el desarrollo de estos sistemas. Es por ello por lo que CTAQUA lidera desde el año 2017 el proyecto llamado INTEGRATE, el cual está financiado por FEDER a través del programa INTERREG (CTAQUA. 2022).

El proyecto INTEGRATE está formado por ocho socios principales y once asociados pertenecientes a los cinco Estados miembros del Espacio Atlántico (Portugal, España, Francia, Irlanda y Reino Unido). El objetivo principal es facilitar la transición industrial hacia la AMTI en el Espacio Atlántico Europeo, contribuyendo de este modo a que la acuicultura atlántica sea más sostenible y competitiva mundialmente (INTEGRATE. 2020).



Figura 8. Principales metas del proyecto "INTEGRATE". Elaboración propia a partir de INTEGRATE. 2020.

Por otro lado, en este proyecto se está llevando a cabo el estudio de nuevas especies extractivas que puedan ser utilizadas en los sistemas AMTI, o bien, especies que hasta el

momento han sido infravaloradas para su utilización. De este modo, se están estudiando nuevas técnicas de cultivo para poder incorporar una gama más amplia de especies en los sistemas AMTI. Por ejemplo, una especie nueva para la acuicultura que se está estudiando gracias a este proyecto es la macroalga *Himanthalia elongata*.

Otros sistemas AMTI viables dentro del proyecto que utilizan nuevas combinaciones de especies se pueden encontrar en Francia, Irlanda y Portugal. Como ejemplo, este último combina besugo con lubina junto a algas como *Ulva*, *Porphyra*, *Codium* y *Gracilaria* en sistemas terrestres (INTEGRATE. 2020).

El proyecto INTEGRATE finalizó en junio del año 2020, pero se ha abierto una nueva etapa de 16 meses de duración, liderada también por CTAQUA, en la que se han unido las Universidades de Bangor (Gales), Palmas de Gran Canaria y el Algarve, así como la plataforma Greencolab de Portugal. En esta ocasión, además de explorar nuevas técnicas para aumentar el potencial comercial de la AMTI, CTAQUA se centrará en la evaluación de la posibilidad de cultivar pepinos de mar y en el desarrollo de un nuevo método de cultivo del alga *Ulva*. Entre otras, también se llevarán a cabo actividades para dar a conocer y, de este modo fomentar, el potencial gastronómico de la AMTI (QTAQUA. 2022).

En esta revisión hemos hablado sobre como la AMTI puede solventar muchos de los problemas medioambientales producidos por la acuicultura tradicional. Sin embargo, proyectos como INTEGRATE llevan a cabo estudios que cuantifican el impacto ambiental que puede tener la propia AMTI. Por tanto, es interesante que cada vez más empresas tengan departamentos de I+D+i para que puedan llevar a cabo proyectos con la finalidad de poder realizar más estudios y obtener nuevos resultados que ayuden a mejorar la acuicultura.

Como ya se ha comentado anteriormente, también es muy importante la comunicación entre los científicos y las empresas acuícolas. En un estudio realizado por Alexander y Hughes en 2017, se llevaron a cabo una serie de entrevistas con siete empresas de acuicultura europeas pertenecientes a seis países diferentes (Chipre, Irlanda, Italia, Israel, Noruega y Escocia), cada una de las cuales participó en el proyecto IDREEM que hizo de vínculo entre las empresas de acuicultura y las instituciones de investigación para promover la incorporación y aplicación e investigación de la AMTI en estas empresas.

Estas compañías acuícolas se vieron expuestas a ciertas tormentas que tuvieron grandes impactos en los sistemas AMTI llegando, en algunos casos, a destruirlos por completo. Debido a estas experiencias, cada vez se tiende más a situar los emplazamientos de AMTI en lugares lo más protegidos posible, además de instaurar cambios en el diseño del sistema cuidando especialmente aquellas estructuras más frágiles en cuanto a costes-beneficios. Así, se propone situar las estructuras más frágiles en el interior y las más resistentes en la zona más expuesta.

Ante una situación ambiental adversa, una empresa tomó la decisión de dejar de producir las especies AMTI en la misma localidad que los peces y bombear el efluente a tanques en tierra. Además, ante tormentas, no es conveniente tener estructuras submarinas en los sistemas AMTI. En el caso de otra empresa, esta diseñó un sistema de amarre a medida antes de su instalación para hacer frente a las condiciones hidrodinámicas de la zona. Los entrevistados coincidieron en que la simplicidad del diseño es clave para establecer un sistema AMTI (Alexander y Hughes, 2017).

Gracias a estas entrevistas con los propios acuicultores, es decir, aumentando la comunicación entre estos y los científicos, podemos obtener datos reales que nos permitan profundizar en investigaciones sobre las diferentes estrategias de AMTI y con ello evitar que se repitan daños económicos similares en el futuro. Por ende, es muy importante que se haga más frecuentemente esta forma de ciencia ciudadana, donde las personas que directamente estén en contacto con las instalaciones puedan informar y proveer datos útiles para futuros estudios.

8. CONCLUSIONES

El notable crecimiento de la población ha generado la necesidad de producir más alimento, y sistemas como la acuicultura han sufrido una mayor demanda y exigencia en la calidad de sus productos. No obstante, la intensificación del cultivo de las diferentes especies trae consigo la liberación al medio de determinados productos orgánicos de desecho que pueden ser perjudiciales para el consumo humano, además de provocar un notable deterioro del ecosistema.

En este trabajo se han podido sacar diversas conclusiones respecto a la acuicultura tradicional y los contaminantes que produce, además de la posibilidad de recurrir a sistemas integrados que mitiguen estos problemas.

En primer lugar, se ha podido concluir que los principales contaminantes de la acuicultura provienen de la mala gestión del pienso utilizado en los cultivos y de los productos químicos que estos ingieren, causando así importantes problemas medioambientales. Esta contaminación causada por los sistemas de acuicultura tradicionales ha contribuido a la generación de una percepción pública generalmente negativa de la misma, especialmente en los países occidentales, limitando de este modo el potencial crecimiento del sector (Kerrigan y Suckling, 2018).

Como solución frente a esta contaminación se ha podido concluir que, alternativas como la AMTI cobran importancia al haber sido demostrado a lo largo de esta revisión como este tipo de acuicultura es más sostenible siendo capaz de reducir la liberación al medio de nutrientes y materia orgánica. Por este motivo, se ha desarrollado la novedosa necesidad de dar a conocer la AMTI a la sociedad y a la administración para poder mejorar la legislación, mediante proyectos como INTEGRATE, que funcionan como puentes entre la investigación, la industria y la sociedad para facilitar la implantación de sistemas de acuicultura más ecológicos.

No obstante, los datos de investigación indican que estos sistemas tampoco deben idealizarse frente a las técnicas clásicas, y que una mayor investigación y comprensión pueden brindar una mejor imagen de estas alternativas (Grigorakis *et al.*, 2011), ya que teóricamente los datos son positivos, pero en la práctica aún presenta dificultades técnicas como por ejemplo una menor producción de la especie principal que se comercializa, que hacen que la inversión para el acuicultor no sea rentable y por tanto los sistemas AMTI no sean del todo viables.

En la actualidad, los sistemas AMTI implantados son generalmente sencillos, y existe una tendencia futura de crear estos sistemas más complejos añadiendo más componentes que posean distintas funcionalidades en el ecosistema. Por este motivo, se están llevando estudios recientes sobre variedades de AMTI, como lo es la Acuicultura Multitrófica Integrada Regional (AMTIR), la cual tiene en cuenta tanto el papel ecológico de los desechos como su localización espacial, queriendo esto decir que los cultivos de especies extractivas no tienen por qué estar necesariamente cerca unos de otros como contempla la AMTI, ya que la dispersión de los desechos varía tanto espacialmente como en función del ecosistema concreto en el que se encuentre (Sanz-Lazaro *et al.*, 2020). La AMTIR por tanto pretende hacer una mejora de la AMTI teniendo en cuenta estos factores

que optimicen las instalaciones, con el objetivo de fomentar la acuicultura en grandes espacios como mar abierto.

Por ello, como última conclusión, podemos decir que es importante llevar a cabo una buena gestión para equilibrar los aportes y flujos de nutrientes que conlleva este tipo de sistemas y, por tanto, es de suma importancia que se continúen las investigaciones sobre la AMTI y se invierta en la creación de departamentos I+D+i que contribuyan a la evolución y concienciación del sector.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abreu, M. H., Pereira, R., Yarish, C., Buschmann, A. H., y Sousa-Pinto, I. (2011a). IMTA with *Gracilaria vermiculophylla*: Productivity and nutrient removal performance of the seaweed in a land-based pilot scale system. *Aquaculture*. 312, 77-87.
- Abreu, M. H., Pereira, R., Buschmann, A. H., Sousa-Pinto, I., y Yarish, C. (2011b). Nitrogen uptake responses of *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss under combined and single addition of nitrate and ammonium. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 407, 190-199.
- Alexander, K., A., y Hughes, A., D. (2017). A problem shared: Technology transfer and development in European integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Aquaculture*, 473, 13-19.
- Antache, A. M., Simionov, I-A., Petrea, S. M., y Cristea, D. (2019). The Integration of Multi-Trophic Concept: A Solution for Modern Aquaculture Sustainable Development. *Vision 2025: Education Excellence and Management of Innovations Through Sustainable Economic Competitive Advantage*. 8021-8031.
- Asaoka, S., Okamura, H., Morisawa, R., Murakami, H., Fukushi, K., Okajima, T., Katayama, M., Inada, Y., Yogi, C., y Ohta, T. (2013). Removal of hydrogen sulfide using carbonated Steel slag. *Chemical Engineering Journal*. 228, 843-849.
- Ashley, J. T. F., Ward, J. S., Anderson, C. S., Schafer, M. W., Zaoudeh, L., Horwitz, R. J., y Velinsky, D. J. (2013). Children's daily exposure to polychlorinated biphenyls from dietary supplements containing fish oils. *Food Additives and Contaminants: Part A*. 30(3), 506-514.
- Barrington, K., Chopin, T., y Robinson, S. (2009). Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters. Integrated mariculture: a global review. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. 529, 7-46.
- Berntssen, M. H. G., Sanden, M., Hove, H., y Lie, Ø. (2016). Modelling scenarios on feed-to-fillet transfer of dioxins and dioxin-like PCBs in future feeds to farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Chemosphere*. 163, 413-421.
- Bogmans, C. W. J., y Soest, D. (2022). Can global aquaculture growth help to conserve wild fish stocks? Theory and empirical analysis. *Natural Resource Modeling*. 35(1), e12323.
- Bosma, R. H., y Verdegem, M. C. J. (2011). Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits. *Livestock Science*. 139, 58-68.
- Burger, J., y Gochfeld, M. (2009). Perceptions of the risks and benefits of fish consumption: Individual choices to reduce risk and increase health benefits. *Environmental Research*. 109, 343-349.
- Burridge, L., Weis, J., S., Cabello, F., Pizarro, J., y Bostick, K. (2010). Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture*. 306, 7-23.

- Buschmann, A.H., Tomova, A., López, A., Maldonado, M. A., Henríquez, L. A., Ivanova, L., Moy, F., Godfrey, H. P., y Cabello, F. C. (2012). Salmon Aquaculture and Antimicrobial Resistance in the Marine Environment. *Plos One*. 7(8), e42724.
- Calder, P. C., y Yaqoob, P. (2009). Omega-3 polyunsaturated fatty acids and human health outcomes. *International Union of Biochemistry and Molecular Biology*. 35(3), 266-272.
- Carmona, R., Kraemer, G., y Yarish, C. (2006). Exploring Northeast American and Asian species of *Porphyra* for use in an integrated finfish-algal aquaculture system. *Aquaculture*. 252, 54-65.
- Chen, J., Sun, R., Pan, C., Sun, Y., Mai, B., y Li, Q. X. (2020). Antibiotics and Food Safety in Aquaculture. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 68, 11908-11919.
- Cheney, D., Logan, J. M., Gardner, K., Sly, E., Wysor, B., y Greenwood, S. (2019). Bioaccumulation of PCBs by a seaweed Bloom (*Ulva rígida*) and transfer to higher trophic levels in an estuarine food web. *Marine Ecology Progress Series*. 611, 75-93.
- Chopin, T. (2006). Integrated Multi-Trophic Aquaculture. What it is and why you should care...and don't confuse it with polyculture. *Northern Aquaculture*. 12, 4.
- Chopin, T., Buschmann, A. H., Halling, C., Troell, M., Kautsky, N., Neori, A., Kraemer, G. P., Zertuche-González, J. A., Yarish, C., y Neefus, C. (2001) Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology*. 37, 975-986.
- Comisión Europea. (2021). Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. Disponible en: < [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0141R\(01\)&from=EN](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0141R(01)&from=EN)> (Documento 1) [Con último acceso: 05/08/2022]
- CTAQUA. (2022). Continuamos liderando la innovación en acuicultura multitrófica integrada. Disponible en: < <http://www.ctaqua.es/220330-integrate-segunda-fase-IMTA-ctaqua-acuicultura.aspx#.YwJkL3HP02x>> [Con último acceso: 21/08/2022]
- Cubillo, A. M., Ferreira, J. G., Robinson, S. M. C., Pearce, C. M., Corner, R. A., y Johansen, J. (2016). Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture – A model analysis. *Aquaculture*. 453, 54-66.
- Dean, R. J., Shimmiel, T. M., y Black, K. D. (2007). Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farmsediments: An extensive survey. *Environmental Pollution*. 145, 84-95.
- Dosdat, A. (2000). Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: Nutritional and feeding aspects. Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms. *Cah Options Méditerranéennes CIHEAM-FAO*. 55.
- Duan, G., Yu, R., He, X., Tu, Q., Chen, L., y Wu, Y. (2014). Bioaccumulation and biomagnification of persistent organic pollutants in Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the Pearl River Estuary, China. *Chemosphere*. 114, 106-113.
- European Commission. (2021). Aquaculture guidelines. *Oceans and fisheries*. Disponible en: <https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/ocean/blue-economy/aquaculture/aquaculture-guidelines_en> [Con último acceso: 05/08/2022].
- FAO. (2016). El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Disponible en: <<https://www.fao.org/3/I5555S/i5555s.pdf>> [Con último acceso: 10/08/2022].
- Gaspar, M. B., Carvalho, S., Cúrdia, J., dos Santos, M. N., y Vasconcelos, P. (2011). Restoring Coastal Ecosystems from Fisheries and Aquaculture Impacts. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. 10, 165-187.
- Granada, L., Sousa, N., Lopes, S., y Lemos, M. F. L. (2015). Is integrated multitrophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges?. *Reviews in Aquaculture*. 6, 1-18.
- Grigorakis, K., y Rigos, G. (2011). Aquaculture effects on environmental and public welfare – The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere*. 85, 899-919.

- INTEGRATE. (2020). Layman's Report 2020. Integrate Aquaculture: an eco-innovative solution to Foster sustainability in the Atlantic Area. Disponible en: <<http://integrate-imta.eu/wp-content/uploads/web-INTEGRATE-LAYMAN-REPORT-sep2020.pdf>> [Con último acceso: 21/08/2022]
- Kalantzi, I., Papageorgiou, N., Sevastou, K., Black, K. D., Pergantis, S. A., y Karakassis, I. (2014). Metals in benthic macrofauna and biogeochemical factors affecting their trophic transfer to wild fish around fish farm cages. *Science of the Total Environment*. 470-471, 742-753.
- Kang, Y., Kim, H-J., y Moon, C-H. (2021). Eutrophication Driven by Aquaculture Fish Farms Controls Phytoplankton and Dinoflagellate Cyst Abundance in the Southern Coastal Waters of Korea. *Marine Science and Engineering*. 9(4), 362.
- Kerrigan, D., y Suckling, C.C. (2018). A meta-analysis of integrated multitrophic aquaculture: extractive species growth is most successful within close proximity to open-water fish farms. *Reviews in Aquaculture*, 0, 1-13.
- Loizeau, V., Abarnou, A., Cugier, P., Jaouen-Madoulet, A., Le Guellec, A. M.; y Menesguen, A. (2001). A model of PCB Bioaccumulation in the Sea Bass Food Web from the Seine Estuary (Eastern English Channel). *Marine Pollution Bulletin*. 43(7-12), 242-255.
- Mansour, A. T., Ashour, M., Alprol, A. E., y Alsaqufi, A. S. (2022). Aquatic Plants and Aquatic Animals in the Context of Sustainability: Cultivation Techniques, Integration, and Blue Revolution. *Sustainability*. 14, 3257.
- Marinho-Soriano, E., Azevedo, C. A. A., Trigueiro, T., G., Pereira, D. C., Carneiro, M. A. A., y Camara, M. R. (2011). Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and *Artemia*. *International Biodeterioration Biodegradation*. 65(1), 253-257.
- Martínez-Espiñeira, R., Chopin, T., Robinson, S., Noce, A., Knowler, D., y Yip, W. (2015). Estimating the biomitigation benefits of Integrated Multi-Trophic Aquaculture: A contingent behaviour analysis. *Aquaculture*. 437, 182-194.
- Mazzola, A., y Sarà, G. (2001). The effect of fish farming organic waste on food availability for bivalve molluscs (Gaeta Gulf, Central Tyrrhenian, MED): stable carbon isotopic analysis. *Aquaculture*. 192, 361-379.
- Oddsson, G. V. (2020). A Definition of Aquaculture Intensity Based on Production Functions-The Aquaculture Production Intensity Scale (APIS). *Water*. 12, 765.
- OMS. (2022). Alimentación sana. Disponible en: < [El estado mundial de la pesca y la acuicultura - 2016 \(SOFIA\)](https://www.fao.org/es/press-room/detail/2022/08/08-El-estado-mundial-de-la-pesca-y-la-acuicultura-2016) (fao.org)> [Con último acceso: 10/08/2022].
- Ottinger, M., Clauss, K., y Kuenzer, C. (2016). Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments – A review. *Ocean & Coastal Management*. 119, 244-266.
- Phan, L. T. T., Groot, R., Konnert, G. D. P., Masagounder, K., Figueiredo-Silva, A. C., Glencross, B. D., y Schrama, J. W. (2019). Differences in energy utilization efficiencies of digestible macronutrients in common carp (*Cyprinus carpio*) and barramundi (*Lates calcarifer*). *Aquaculture*. 511, 734238.
- Piedrahita, R. H. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*. 226(1-4), 35-44.
- Qiu, X., Carter, X. G., Hilder, P. E., y Hadley, S. (2022). A dynamic nutrient mass balance model for optimizing waste treatment in RAS and associated IMTA system. *Aquaculture*. 555, 738216.
- Read, P., y Fernandes, T. (2003). Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture*. 226, 139-163.
- Redmond, K. J., Magnesen, T., Hansen, P. K., Strand, Ø., y Meier, S. (2010). Stable isotopes and fatty acids as tracers of the assimilation of salmon fish feed in blue mussels (*Mytilus edulis*). *Aquaculture*. 298, 202-210.
- Robinson, S. M. C., Martin, J. D., Cooper, J. A., Lander, T. R., Reid, G. K., Powell, F., y Griffin, R. (2011). The Role of Three Dimensional Habitats in the Establishment of Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) Systems. *Bulletin of the Aquaculture Association Canada*. 109, 23-29.

- Rodríguez-Hernández, A., Camacho, M., Henríquez-Hernández, L. A., Boada, L. D., Valerón, P. F., Zaccaroni, A., Zumbado, M., Almeida-González, M., Rial-Berriel, C., y Luzardo, O. P. (2016). Comparative study of the intake of toxic persistent and semi persistent pollutants through the consumption of fish and seafood from two modes of production (wild-caught and farmed). *Science os The Total Environment*. 575, 919-931.
- Rosa, J., Lemos, M. F. L., Crespo, D., Nunes, M., Freitas, A., Ramos, F., Pardal, M. A., y Leston, S. (2020). Integrated multitrophic aquaculture systems – Potential risks for food safety. *Trends in Food Sciencie & Technology*, 96, 79-90.
- Roslev, P., Iversen, L., Sønnderbo, H. L., Iversen, N., y Bastholm, S. (2009). Uptake and persistence of human associated *Enterococcus* in the mussel *Mytilus edulis*: relevance for faecal pollution source tracking. *Journal of Applied Microbiology*. 107, 944-953.
- Russell, M., Robinson, C. D., Walsham, P., Webster, L., y Moffat, C. F. (2011). Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms. *Aquaculture*. 319, 262-271.
- Sanz-Lazaro, C., y Sanchez-Jerez, P. (2020). Regional Integrated Multi-Trophic Aquaculture (RIMTA): Spatially separated, ecologically linked. *Journal of Environmental Management*. 271, 110921.
- Sapkota, A., Sapkota, A. R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S., Walker, P., y Lawrence, R. (2008). Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities. *Environment International*. 34(8), 1215-1226.
- Sousa, A. M. M., Alves, V. D., Morais, S., Delerue-Matos, C., y Gonçalves, M. P. (2010). Agar extraction from integrated multitrophic aquacultured *Gracilaria vermiculophylla*: Evaluation of a microwave-assisted process using response Surface methodology. *Bioresource Technology*. 101, 3258-3267.
- Sugiura, S. H. (2018). Phosphorus, Aquaculture, and the Environment. *Fisheries Science & Aquaculture*. 26(4), 515-521.
- Suominen, K., Hallikainen, A., Ruokojärvi, P., Airaksinen, R., Koponen, J., Rannikko, R., y Kiviranta, H. (2011). Occurrence of PCDD/F, PCB, PBDE, PFAS, and Organotin Compounds in Fish Meal, Fish Oil and Fish Feed. *Chemosphere*. 85, 300-306.
- Sweilum, M. A., Abdella, M. M., y Shady El-Din, S. A. (2005). Effect of dietary protein-energy levels and fish initial sizes on growth rate, development and production of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture Research*. 36(14), 1414-1421.
- Van der Schatte Olivier, A., Jones, L., Le Vay, L., Christie, M., Wilson, J., y Malham, S., K. (2020). A global review of the ecosystem services provided by bivalve aquaculture. *Reviews in Aquaculture*. 12, 3-25.
- Van Dijk, H., Fischer, A. R. H., Honkanen, P., y Frewer, L. J. (2011). Perceptions of health risks and benefits associated with fish consumption among Russian consumers. *Appetite*. 56, 227-234.
- Wei, Z., You, J., Wu, H., Yang, F., Long, L., Liu, Q., Huo, Y., y He, P. (2017). Bioremediation using *Gracilaria lemaneiformis* to manage the nitrogen and phosphorous balance in an integrated multi-trophic aquaculture system in Yantian Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 121, 313-319.