

Posibilidades para el desarrollo de sistemas integrados con macroalgas en las Islas Canarias y su entorno

Juan Luis Gómez Pinchetti, Sonia Suárez Álvarez, Leire Güenaga Unzetabarrenechea, Félix L. Figueroa¹ y Guillermo García Reina

Centro de Biotecnología Marina, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Muelle de Taliarte s/n, 35214 Telde, Islas Canarias, España.

¹Departamento de Ecología, Grupo de Investigación "Fotobiología y Biotecnología de Organismos Acuáticos", Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus Universitario de Teatinos s/n, 29071 Málaga, España

E-mail: jgomez@dbio.ulpgc.es

Resumen

Una de las limitaciones más importantes para el desarrollo de la acuicultura moderna es la generación de "residuos" tanto sólidos como disueltos que pueden causar problemas de eutrofización. En los denominados sistemas de policultivo integrado (recientemente agrupados bajo el término "Acuicultura Multi-Trófica Integrada – AMTI") además de diversificar el número de especies animales y vegetales que utilizan los "desechos" producidos por los niveles tróficos superiores, se reducen los efectos causados sobre el medio. En estos sistemas, los nutrientes disueltos (principalmente N-NH_4^+ y P-PO_4^{3-}) son canalizados, como efluentes nutritivos con valor añadido, a través de sistemas para el cultivo de macroalgas en donde son asimilados y reconvertidos en biomasa y sus sustancias bioactivas asociadas, evitando así su dilución y vertido. Las eficiencias de eliminación de estos nutrientes disueltos, las producciones y la calidad de la biomasa obtenidas en el sistema, además de sus posibilidades biotecnológicas, hacen el proceso atractivo desde el punto de vista económico. Las excepcionales condiciones medioambientales del entorno canario han permitido el desarrollo de experiencias en las que el cultivo y la producción

de especies de macroalgas de interés aplicado se combina con la mejora de los procesos de biofiltración de aguas residuales producidas en los sistemas intensivos para el cultivo de animales marinos.

Resumo

Uma das maiores limitações para o desenvolvimento da aquacultura moderna é a geração de "resíduos" tanto sólidos como solúveis que podem causar problemas de eutrofização. Nos denominados sistemas de policultivo integrado (recentemente agrupados como "Aquacultura Multitrófica Integrada – IMTA"), além de diversificar o número de espécies animais e vegetais que utilizam os "resíduos" produzidos pelos níveis tróficos superiores, reduzem-se os efeitos causados sobre o meio ambiente. Nestes sistemas, os nutrientes solúveis (principalmente N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-}) são canalizados como efluentes nutritivos com valor acrescentado, através de sistemas para o cultivo de macroalgas, onde são assimilados e reconvertidos em biomassa e compostos bioativos associados, evitando assim a sua diluição e perda. A eficiência de eliminação destes nutrientes solúveis, a produção e a qualidade da biomassa obtida no sistema, além das suas possibilidades biotecnológicas, tornam o processo atraente do ponto de vista económico. As excepcionais condições ambientais encontradas nas Ilhas Canárias permitiram o desenvolvimento de experiências nas quais o cultivo e a produção de espécies de macroalgas com interesse aplicativo se combina com a melhoria dos processos de biofiltração de águas residuais produzidas nos sistemas intensivos para o cultivo de animais marinhos.

Introducción

En los últimos años, la producción de organismos marinos (o Maricultura) está principalmente dominada, según la FAO (2009), por las algas (46,2%), seguidas de los bivalvos (42,9%), peces diádromos (5,3%), peces marinos (3,7%) y crustáceos (1,8%). De acuerdo con estos valores y con la tendencia del aumento de la producción de organismos marinos, se estima que ésta sobrepasará a las capturas de la pesca en los próximos 20 años, y en los 30 años siguientes a la producción de proteína animal terrestre (Duarte *et al.*, 2009, FAO, 2009). Para mantener este ritmo de crecimiento de forma sostenible, será necesario resolver diferentes cuestiones que forman un importante "cuello de botella" para el desarrollo de esta actividad, y entre los que se encuentra el aumento del impacto

medioambiental negativo que genera (Buschmann *et al.*, 2008, Chopin *et al.*, 2008, Troell *et al.*, 2009, Chávez-Crooker y Obreque-Contreras, 2010).

En relación a este aspecto, la generación y descarga al medio, desde las infraestructuras de producción tanto intensivas como extensivas, de importantes volúmenes de efluentes conteniendo tanto material particulado en forma de heces y alimento no ingerido como elementos inorgánicos disueltos, pueden causar importantes problemas de deterioro, tanto de la columna de agua como de los sedimentos, que generen complejos procesos de eutrofización (Buschmann *et al.*, 2008, Chopin *et al.*, 2008). Esta generación de residuos se produce a través de la entrada de alimento, como fuente de energía externa, del que aproximadamente el 25-30% es recuperado en forma de biomasa del organismo cultivado. Los productos de desecho se generan a través de la actividad metabólica que convierte el alimento en músculo (Figura 1). En una granja de peces carnívoros bien gestionada, aproximadamente el 30% del alimento usado se convierte en desecho sólido particulado (Lupatsch y Kissil, 1998, Roque d'Orbcastel y Blancheton, 2006) constituyendo uno de los principales problemas para la gestión de los residuos generados. Los compuestos solubles producidos están básicamente constituidos por nitrógeno (N) y fósforo (P) en



Figura 1. Balance de nutrientes de una unidad de cultivo de dorada, en kg t⁻¹ producida hasta los 400 g. Se muestran porcentajes relativos expresados en función de la entrada de alimento. Modificado de Lupatsch y Kissil (1998).

proporciones que varían entre el 50 y el 70% para el N y el 20% para el P y que son excretados principalmente en forma de amonio (N-NH_4^+) y ortofosfato (P-PO_4^{3-}).

La preocupación por los efectos ambientales que este tipo de "residuos" puedan causar sobre el medio está actualmente asociada al desarrollo de procedimientos, ecológicamente bien equilibrados en todas las escalas y grados de intensificación posibles, que disminuyan los impactos negativos de una forma real y eficiente (Neori *et al.*, 2007, Troell *et al.*, 2009). Esta aproximación pasa por la valoración de los residuos generados no como un producto final, sino como un elemento más en la integración de factores y componentes biológicos, físicos y químicos que permitan la diversificación de la producción de una forma sostenible (Chopin *et al.*, 2008, Troell *et al.*, 2009).

La canalización y conversión de los "residuos" generados en los sistemas de cultivo en biomasa extractiva a través de la combinación de rutas metabólicas, tanto heterotróficas como autotróficas, es el principio básico del término AMTI – Acuicultura Multi-Trófica Integrada (Chopin *et al.*, 2008, Neori, 2008, Troell *et al.*, 2009). En estos sistemas integrados (al igual que en los sistemas de recirculación, o en los sistemas de poli- o co-cultivo), diferentes organismos, desarrollando procesos diferenciados, son cultivados en el mismo espacio/flujo de agua y tiempo, y los "desechos" producidos por cada unidad independiente se convierten en un "recurso" aprovechable para el siguiente nivel trófico, estableciéndose un sistema de producción bien equilibrado (Chávez-Crooker y Obrequé-Contreras, 2010).

La técnica utiliza variadas especies de diferentes niveles tróficos: moluscos, equinodermos, macroalgas, microalgas o halófitas para reducir la descarga de residuos (particulados y disueltos) producidos en los niveles superiores (peces o crustáceos), aumentando así la productividad del sistema respecto a la entrada de alimento y la salida de potenciales contaminantes (Shpigel *et al.*, 1993, Neori *et al.*, 1998, 2000, 2004, Chow *et al.*, 2001, Jones *et al.*, 2002, Troell *et al.*, 2003), asegurando así una mejor utilización de los recursos y la diversificación de especies producidas en el sistema (Krom *et al.*, 1995, Troell *et al.*, 1997, Neori, 2008, Bunting y Shpigel, 2009). Con las posibilidades descritas y los últimos avances desarrollados, los estudios realizados demuestran cómo los efluentes producidos en sistemas intensivos, semi-intensivos y más recientemente en jaulas en mar abierto (Buschmann *et al.*, 2008, Chopin *et al.*, 2008) son una fuente interesante de nutrientes para otros niveles de la escala trófica, reduciéndose de este modo la descarga de residuos a la columna de agua.



Principios básicos de los sistemas AMTI con macroalgas

El papel que juegan las algas (microalgas o macroalgas) en estos sistemas integrados se basa en el aprovechamiento, a través del proceso fotosintético, del exceso de nutrientes disueltos generados desde los niveles tróficos superiores, principalmente N y P, además del CO₂ producido por el proceso respiratorio, reconvirtiéndolos en biomasa y O₂. En general, plantas y algas (foto-autótrofos) permiten el establecimiento de equilibrios con respecto a los animales o microbios (heterótrofos) en el sistema, no sólo en cuanto a los nutrientes se refiere sino también a parámetros como el O₂, CO₂ y pH del medio. Además, en casos de recirculación de agua, muchas especies de algas muestran propiedades antimicrobianas por lo que son consideradas como beneficiosas para el sistema (Wang, 2003, Bansemir *et al.*, 2006).

Las macroalgas, de forma particular, han sido descritas como auténticas "trampas" para los nutrientes disueltos en los sistemas AMTI. Diferentes géneros cultivables (*Ulva*, *Codium*, *Gracilariopsis*, *Gracilaria*, *Palmaria*, *Hypnea*, *Chondrus*, *Kappaphycus*, *Porphyra*, *Falkenbergia* y *Laminaria*) han sido ensayados con éxito como biofiltros eficaces para los efluentes con nutrientes disueltos, principalmente amonio, bajo factores y condiciones muy diferentes (Troell *et al.*, 2003), mostrando eficiencias de eliminación y tasas de asimilación elevadas (Neori *et al.*, 2004). Sin embargo, la utilización de macroalgas como biofiltro ha estado centrada principalmente en esta capacidad para la eliminación de nutrientes disueltos, y no en el mercado potencial y su valor añadido como un organismo adicional producido en el sistema. Aún en los casos en los que la eficiencia de biofiltración de las macroalgas no sea elevada y su valor de mercado bajo, la producción de algas puede ser aprovechable como alimento para especies de alto valor añadido como la "oreja de mar" y otras especies de moluscos y equinodermos (Viera *et al.*, 2005, Neori *et al.*, 2007).

El cultivo de macroalgas libres (no-fijadas a un sustrato) y "outdoor" (bajo condiciones de radiación natural) puede ser dividido principalmente en semi-intensivo, llevado a cabo en estanques y lagunas sin control efectivo, e intensivo. Este último se desarrolla en "raceways" y tanques fabricados en cemento, fibra o plásticos, a diferentes escalas (volúmenes y superficies) donde se pueden establecer sistemas de agitación del medio (y la biomasa) y un alto grado de control y mecanización. En estos sistemas intensivos, las producciones por unidad de superficie cultivada son mayores que en los estanques semi-intensivos (Friedlander y Levy, 1995). El control de variables físicas, químicas y biológicas, y sus inter-relaciones en los sistemas de cultivo intensivo de macroalgas, han

sido ampliamente estudiados a través del desarrollo hasta la escala comercial del cultivo de especies de interés industrial, principalmente de los géneros *Gracilaria* y *Chondrus* (Bidwell *et al.*, 1985, Friedlander y Levy, 1995, Braud, 2006). La importancia de factores como el diseño del tanque, el bombeo y movimiento/agitación del agua/medio de cultivo, la irradiación, la temperatura, el aporte de nutrientes, el carbono inorgánico y su efecto sobre el pH del medio, la densidad (óptima y máxima) y la competición de especies (crecimiento de epifitos) muestran un efecto directo sobre el principal proceso fisiológico de las algas, la fotosíntesis, y por lo tanto, sobre los valores máximos de producción (g Peso Seco m⁻² d⁻¹) y eficiencia del sistema (% conversión de energía luminosa en biomasa). A mayor control de estas variables, mayor posibilidad de incrementar la producción y modificar la calidad de la biomasa obtenida (Friedlander y Levy, 1995).

Los beneficios de la incorporación de los sistemas de cultivo de macroalgas en el desarrollo de los sistemas AMTI, no están únicamente relacionados con la posibilidad de disminuir los desechos producidos que puedan causar problemas de eutrofización (y sus aspectos ecológicos relacionados). La posibilidad de cultivar peces con algas y otros organismos marinos disminuiría los costes, permitiendo la producción de dos o más organismos en un solo sistema y así, con el control de los diferentes factores descritos anteriormente como el flujo de agua y el aporte de nutrientes y CO₂, aumentar los rendimientos de la producción (Neori *et al.*, 1991, Buschmann *et al.*, 2001).

Para poder interpretar los resultados obtenidos en los sistemas de cultivo y biofiltración con macroalgas, conceptos como la eficiencia de asimilación de nutrientes (uptake efficiency - UE) y la tasa de asimilación de nutrientes (uptake rate - UR) deben ser bien entendidos (Buschmann *et al.*, 2001, Troell *et al.*, 2003). La eficiencia de asimilación de un nutriente, p.e. nitrógeno (NUE), se define como la reducción (%) en la concentración del nutriente, mientras que la tasa de asimilación (NUR) es la concentración de un nutriente asimilada/eliminada por unidad de tiempo y superficie/volumen. Ambos conceptos varían dependiendo de las condiciones ambientales que afecten al sistema de cultivo en un periodo determinado, pero también de variables de cultivo como la profundidad del tanque, la densidad de inoculación o la tasa de renovación del medio. Jiménez del Río y colaboradores (1994) encontraron que la eficiencia de asimilación de nitrógeno disuelto (NUE) en un biofiltro de *Ulva rigida* estaba inversamente relacionada con la tasa de renovación del medio (flujo) y directamente relacionada con la densidad de inoculación del alga en los tanques de cultivo. Además, demostraron como la tasa de asimilación



de nitrógeno (NUR) estaba directamente relacionada con ambas, el flujo de agua y la densidad del alga. Estos principios son importantes a la hora de establecer los objetivos (Tabla 1); si la idea es obtener descargas de aguas limpias, la eficiencia de eliminación es un buen indicador, pero si el objetivo es aumentar la producción de biomasa dando como resultado una menor reducción de los nutrientes, la tasa de asimilación/eliminación es el parámetro a controlar (Buschmann *et al.*, 2001).

Tabla 1. Modelo general que muestra el efecto de la tasa de renovación de agua sobre la capacidad de biofiltración y la producción de biomasa de macroalgas. Modificado de Buschmann *et al.* (2001).

Flujo de agua	Disponibilidad de nutrientes en el biofiltro	Eficiencia biofiltración (UE)	Tasa asimilación (UR)	Producción macroalgas	Concentración de nutrientes en el efluente
Alto	Alta	Baja	Alta	Alta	Alta
Bajo	Baja	Alta	Baja	Baja	Baja

Todas estas consideraciones y variables que intervienen e influyen directamente sobre la producción de macroalgas en los sistemas de cultivo intensivos, incluyendo como tales los biofiltros, también pueden alterar las características fisiológicas de la biomasa y causar situaciones de estrés que pueden limitar la producción del sistema (Figueroa *et al.*, 2006). La determinación de la capacidad fotosintética es uno de los parámetros controlables y monitorizables más utilizados en el estudio de las situaciones y causas de estrés. Una de las determinaciones de la actividad fotosintética más utilizadas, por ser una técnica no-intrusiva y rápida, es la medida *in vivo* de la fluorescencia de la clorofila asociada al fotosistema II (PSII). Esta técnica ha sido utilizada y recomendada para la determinación de estrés, la caracterización fisiológica y los procesos de degradación en macroalgas cultivadas con los efluentes provenientes de tanques para el cultivo de peces (Figueroa *et al.*, 2006, Mata *et al.*, 2006).

Biofiltración de efluentes con macroalgas

En los últimos años, el Centro de Biotecnología Marina (CBM) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC) trabaja en el desarrollo de la Agronomía Marina, el cultivo y aprovechamiento industrial de los vegetales marinos, como una nueva actividad agro-industrial para Canarias y su entorno geográfico más próximo; una región con unas características medioambientales excepcionales para el desarrollo del cultivo de

MACROALGAS EN LA ACUICULTURA MULTITRÓFICA INTEGRADA PENINSULAR.
VALORIZACIÓN DE SU BIOMASA.

macroalgas, microalgas y halófitas. Dentro de las líneas de actuación prioritarias se encuentra, financiada por diferentes proyectos nacionales y europeos y en estrecha cooperación con otros grupos de investigación, el estudio de las posibilidades para la incorporación de macroalgas como organismo de interés en los sistemas AMTI, siendo evaluadas tanto desde el punto de vista ecológico como biotecnológico. Este planteamiento ha permitido el desarrollo de experiencias en las que el cultivo y la producción de especies de macroalgas de interés aplicado se combinan con la mejora de los procesos de biofiltración de efluentes generados en los sistemas de cultivo de animales marinos.

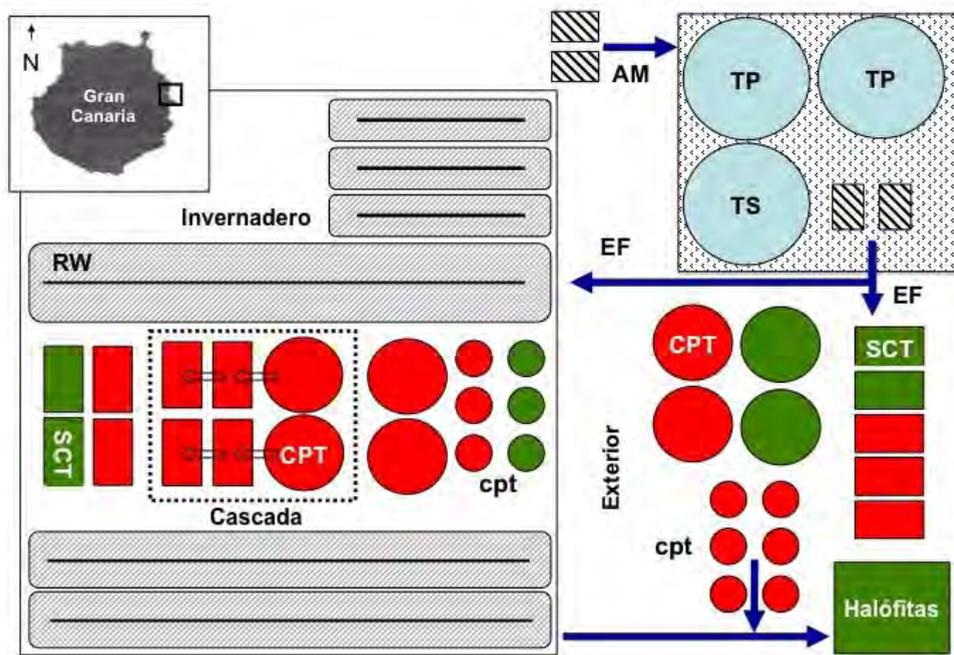


Figura 2. Diagrama de la planta piloto para el cultivo de algas del Centro de Biotecnología Marina (CBM-ULPGC), asociada a los tanques para el cultivo de peces desde donde se realiza el trasvase de los efluentes ricos en nutrientes. AM: agua de mar; TP: tanques peces; TS: tanque de sedimentación; EF: flujo de los efluentes; SCT: tanques semi-circulares de fibra de vidrio (750 L, 1,8 m²); CPT: tanques de polietileno (1.500 L, 1,5 m²); cpt: tanques de polietileno (90 L, 0,2 m²); RW: estanques tipo "raceway".



El diseño experimental desarrollado a escala piloto (Figura 2), incorpora un modelo en el que se valorizan los trasvases de nutrientes contenidos en los efluentes provenientes de tanques para el cultivo intensivo de dorada (*Sparus aurata*), principalmente N-NH_4^+ y P-PO_4^{3-} , y la calidad del agua obtenida después de su paso en flujo continuo a través de tanques para el cultivo intensivo de macroalgas, situados tanto bajo condiciones de invernadero como exteriores. Los efluentes son bombeados desde dos tanques de 11 m³ con una densidad óptima de peces de 20 kg m⁻³ y tasas de renovación de agua entre 6 – 8 vol. d⁻¹. Después de su paso por un tanque de decantación para la separación de la materia particulada, los efluentes son bombeados directamente a los tanques de macroalgas (biofiltro) con un flujo de 10 m³ h⁻¹. Dependiendo del diseño experimental propuesto en cada momento, los parámetros específicos como la tasa de renovación de agua, la densidad de inoculación o la irradiación son controlados directamente en cada uno de los tanques utilizados para el cultivo de macroalgas.

Diferentes diseños de sistemas para el cultivo libre de macroalgas que abarcan un amplio rango de superficies-aéreas y volúmenes, y que van desde tanques de 0,2 m² (90 L) hasta "raceways" de 60 m² (12.000 L), han sido utilizados para evaluar datos de producción y capacidades de biofiltración de un amplio número de especies (Tablas 2 y 3). Estas han sido ensayadas durante periodos de tiempo que en algunos casos superan los 15 años de cultivo continuado, como son los casos del alga rodofita *Hydropuntia cornea* (anteriormente *Gracilaria cornea*) y la clorofita *Ulva rigida*. Los resultados obtenidos durante los diferentes periodos experimentales con las diferentes especies muestran resultados medios para las eficiencias de eliminación (NUE) y tasas de asimilación (NUR) de amonio superiores al 53,7 % y 13,9 mmol N-NH_4^+ m⁻² h⁻¹ respectivamente. Los valores más relevantes, en cuanto a estabilidad estacional durante periodos prolongados de cultivo, fueron obtenidos con *Hydropuntia cornea*, *Hypnea spinella* y *Ulva rigida* mostrando valores medios superiores al 90 % y 30 mmol N-NH_4^+ m⁻² h⁻¹. El cultivo en estanques tipo "raceway" aumentó las eficiencias de eliminación de N-amonio hasta valores medios superiores al 75 % (Tabla 3), probablemente debido al aumento de la superficie de cultivo. Sin embargo, en cuanto a los valores de producción de biomasa se refiere, la dinámica mostró una disminución de los mismos en comparación con los valores obtenidos en tanques, por lo que se hace necesario un proceso de selección de especies que muestren valores estables tanto de producción como de biofiltración en este tipo de sistema.

MACROALGAS EN LA ACUICULTURA MULTITRÓFICA INTEGRADA PENINSULAR.
VALORIZACIÓN DE SU BIOMASA.

Tabla 2. Capacidad de biofiltración de N-amonio con interés significativo en sistemas AMTI con macroalgas cultivadas en diferentes tanques de cultivo (SCT y CPT) y bajo diferentes condiciones de irradiación. Especies de la División Rhodophyta: *Hydropuntia cornea*, *Gracilaria verrucosa*, *Hypnea spinella*, *Halopithys incurva*, *Grateloupia dichotoma*; especies de la División Chlorophyta: *Ulva rigida*, *Codium taylorii*.

Especies	Tanque	Condiciones irradiación	[N-NH ₄ ⁺] en efluente (μM)	Rango (min – max)	NUE (%)	Rango (min – max)	NUR (mmol m ⁻² h ⁻¹)	Rango (min – max)
<i>H. cornea</i> var. <i>red</i>	SCT	Baja	144,2 ± 83,4	50,7- 328,4	46,2 ± 18,9	31,2 - 74,9	6,4 ± 3,5	1,6 - 11,0
	CPT	Baja	156,9 ± 91,2	91,0 - 328,4	66,5 ± 11,5	45,4 - 79,4	20,0 ± 8,4	13,2 - 36,4
	SCT	Alta	98,3 ± 42,9	50,7 - 163,6	53,2 ± 19,7	31,8 - 96,6	5,3 ± 2,8	2,1 - 11,1
<i>H. cornea</i> var. <i>green</i>	SCT	Baja	111 ± 51,9	50,7 - 174,7	44,6 ± 20,2	23,1 - 70,3	5,3 ± 4,0	1,9 - 12,8
	SCT	Alta	98,3 ± 42,9	50,7 - 163,6	56,8 ± 24,9	36,0 - 100,0	5,9 ± 3,4	3,3 - 12,2
<i>G. verrucosa</i>	SCT	Baja	216,7 ± 104,1	100,0 - 300,0	41,1 ± 16,7	22,1 - 53,4	9,2 ± 5,1	5,2 - 14,9
<i>H. spinella</i>	SCT	Baja	253,7 ± 36,3	200,0 - 300,0	335 ± 23,3	199 - 63,7	8,7 ± 5,0	3,9 - 14,9
	CPT	Alta	153,8 ± 63,2	85,0 - 274,5	82,8 ± 13,3	62,4 - 94,8	30,4 ± 12,4	10,2 - 46,6
	SCT	Alta	187,5 ± 62,9	100,0 - 250,0	65,6 ± 39,4	35,7 - 99,5	20,4 ± 19,0	9,8 - 46,9
<i>H. incurva</i>	CPT	Alta	52,3 ± 36,3	12,5 - 100,0	46,8 ± 14,1	24,4 - 67,6	6,1 ± 4,3	2,1 - 14,4
<i>G. dichotoma</i>	SCT	Baja	200,8 ± 117,8	60,0 - 300,0	59,8 ± 13,7	39,4 - 80,9	12,8 ± 5,6	6,6 - 20,7
<i>U. rigida</i>	SCT	Alta	197,9 ± 96,7	95,6 - 328,4	44,1 ± 32,9	14,1 - 87,0	6,7 ± 2,6	4,3 - 9,4
	CPT	Alta	225,7 ± 123,4	47,0 - 321,0	37,4 ± 28,6	12,0 - 100,0	15,4 ± 8,5	6,1 - 34,4
<i>C. taylorii</i>	SCT	Baja	252,8 ± 104,9	141,7 - 350,0	43,7 ± 35,3	6,0 - 76,0	9,8 ± 9,4	2,2 - 20,2

SCT: Tanques de fibra de vidrio semicircular de 750 L y 1,8 m² de superficie aérea

CPT: Tanques de polietileno de 1.500 L y 1,5 m² de superficie aérea

Tabla 3. Valores de producción y eficiencia de eliminación de N-amonio (NUE) con las especies ensayadas en canales tipo "raceway" de 8 m² de superficie aérea y 1.600 L de capacidad. R: División Rhodophyta; C: División Chlorophyta.

Especies (División)	Densidad (g L ⁻³)	Producción (g PS m ⁻² d ⁻¹)	NUE (%)
<i>Halopithys incurva</i> (R)	8	< 5	90 - 99
<i>Hypnea musciformis</i> (R)	10	8,2 ± 3,5	62,7 - 100
<i>Hypnea spinella</i> (R)	13	11,1 ± 4,8	65 - 100
<i>Hydropuntia cornea</i> (R)	10	< 5	> 70
<i>Valonia utricularis</i> (C)	7	< 5	36 - 52
<i>Ulva rigida</i> (C)	6	16,7 ± 10,9	83,6 - 100



Para evaluar las capacidades de biofiltración (UE y UR) han sido ensayadas otras múltiples posibilidades, no sólo relacionadas con el control de los factores que afectan a la distribución y el crecimiento de la biomasa de macroalgas en los tanques (p.e. la densidad de algas o la radiación solar) (Pereira *et al.*, 2006, Schuenhoff *et al.*, 2006,) sino aquellas que podrían mejorar estas capacidades facilitando, por ejemplo, la circulación de los efluentes a través de tanques dispuestos en cascada (Tabla 4), o más recientemente, el co-cultivo de dos especies de macroalgas (Tabla 5) en el mismo tanque (Güenaga, 2011).

Tabla 4. Capacidad de biofiltración de N-amonio en sistemas AMTI con diferentes combinaciones de macroalgas cultivadas en tanques de cultivo (SCT y CPT) organizados en cascada. TR: Tasas de renovación de agua (vol. d⁻¹).

Serie (TR)	Especies	[N-NH ₄ ⁺] en efluente (µM)	NUE (%)	NUR (mmol m ⁻² h ⁻¹)
Entrada	-	190,3 ± 63,9	-	-
1 CPT (4)	<i>Halopithys incurva</i>	9,32 ± 10,8	94,1 ± 7	45,3 ± 17,2
2 SCT (8)	<i>Hypnea spinella</i>	0	100	1,9 ± 2,3
Entrada	-	190,3 ± 63,9	-	-
1 CPT (4)	<i>Hypnea spinella</i>	1,4 ± 1,9	99,36 ± 0,9	47,3 ± 15,8
2 SCT (8)	<i>Ulva rigida</i>	0	100	0,3 ± 0,4
Entrada	-	253,3 ± 97,3	-	-
1 CPT (4)	<i>Halopithys incurva</i>	48,1 ± 71,3	85,1 ± 21,7	21,4 ± 9,9
2 SCT (8)	<i>Hypnea spinella</i>	7,7 ± 13,3	96,5 ± 5	4,24 ± 6,09
Entrada	-	253,3 ± 97,3	-	-
1 CPT (4)	<i>Grateloupia dichotoma</i>	68,8 ± 57,1	76,8 ± 15,7	19,3 ± 4,6
2 SCT (8)	<i>Hypnea musciformis</i>	5,6 ± 9,7	97,4 ± 3,6	6,6 ± 5,6
Entrada	-	125,9 ± 93,9	-	-
1 CPT (4)	<i>Halopithys incurva</i>	72,3 ± 41,9	38,2 ± 12,7	13,1 ± 2,5
2 SCT (8)	<i>Halopithys incurva</i>	479 ± 27,8	58,9 ± 6,2	5,3 ± 3,3
Entrada	-	359,5 ± 54,4	-	-
1 CPT (4)	<i>Ulva rigida</i>	269,3 ± 107,1	26,5 ± 18,7	22,6 ± 13,2
2 SCT (8)	<i>Grateloupia dichotoma</i>	225,6 ± 108,1	40,8 ± 23,7	9,1 ± 0,2
3 SCT (8)	<i>Grateloupia dichotoma</i>	181,3 ± 83,8	50,8 ± 15,9	9,2 ± 5,1

CPT: Tanques de polietileno de 1.500 L y 1,5 m² de superficie aérea

SCT: Tanques de fibra de vidrio semicircular de 750 L y 1,8 m² de superficie aérea

La combinación de especies y tanques dispuestos en cascada, en donde los efluentes son

trasvasados por gravedad desde tanques CPT (1.500 L) con tasas de renovación de 4 vol. d⁻¹ hacia tanques SCT (750 L) con renovaciones dobles (8 vol. d⁻¹) aumentó las capacidades de biofiltración de N-amonio alcanzando en algunos casos el 100 % de NUE con NUR superiores a 40 mmol N-NH₄⁺ m⁻² h⁻¹ (Tabla 4). Resultados similares fueron observados cuando dos especies de macroalgas fueron co-cultivadas en el mismo tanque (al mismo tiempo), alcanzándose en el caso de las algas rojas *Halopithys incurva* y *Jania adhaerens* valores de NUE del 100 % y de NUR superiores a 30 mmol N-NH₄⁺ m⁻² h⁻¹ (Tabla 5). En el caso de las capacidades de biofiltración de P-fosfato, los valores son siempre menores cuando son comparados a los de biofiltración de N-amonio, principalmente debido a que el P no suele ser un elemento limitante en el medio marino y sus requerimientos para las macroalgas son también menores (Harrison y Hurd, 2001).

Tabla 5. Capacidad de biofiltración de N-amonio y P-fosfato en un sistema AMTI con macroalgas co-cultivadas en tanques (CPT y cpt) bajo altas condiciones de irradiación. Rhodophyta: *Grateloupia dichotoma*, *Halopithys incurva*, *Jania adhaerens*; Chlorophyta: *Ulva rigida*.

Especies	<i>U. rigida</i> + <i>G. dichotoma</i>	<i>H. incurva</i> + <i>J. adhaerens</i>
Tanque	CPT	cpt
Tasa renovación (vol. d ⁻¹)	4	20
[N-NH ₄ ⁺] en efluente (μM)	225,9 ± 96,8	60,0 ± 34,6
NUE (%)	83,0 ± 5,8	100,0 ± 0,0
NUR (mmol m ⁻² h ⁻¹)	46,5 ± 19,1	31,5 ± 17,1
[P-PO ₄ ³⁻] en efluente (μM)	-	22,6 ± 13,3
PUE (%)	-	21,5 ± 4,3
PUR (mmol m ⁻² h ⁻¹)	-	11,1 ± 5,3

CPT: Tanques de polietileno de 1.500 L y 1,5 m² de superficie aérea
cpt: Tanques de polietileno de 90 L y 0,2 m² de superficie aérea

Especies de macroalgas en los sistemas AMTI y aplicaciones de interés

De forma general, la mayor parte de los experimentos y resultados que demuestran las posibilidades del uso de macroalgas en los sistemas de biofiltración han sido desarrollados y obtenidos utilizando especies pertenecientes a los géneros *Ulva* y *Gracilaria* (Neori *et al.*, 1991, Jiménez del Río, 1994, Chow *et al.*, 2001, Jones *et al.*, 2002). El primero con una morfología foliosa simple con doble capa de células y estrategia de vida oportunista, el segundo con una morfología ramificada más compleja se emplea por su particular interés económico y el conocimiento previo adquirido en relación a su cultivo bajo condiciones intensivas (Lapointe y Ryther, 1979, Haglund y Pedersén, 1993, Friedlander y Levy, 1995,

Capo *et al.*, 1999). Por tanto, el interés para la producción de especies "alternativas" que muestren producciones y capacidades de biofiltración elevadas, con la posibilidad de ser producidas de forma continuada y sostenible (eliminando el crecimiento estacional) y posibles aplicaciones industriales con valor económico, es alto.

Dentro del grupo de especies valoradas de forma experimental con las premisas y planteamientos expuestos (Figura 3), un amplio número de especies pertenecientes a las Divisiones Rhodophyta y Chlorophyta cultivadas en el sistema de biofiltración descrito a escala de planta piloto, mostraron producciones interesantes durante periodos prolongados de cultivo bajo las diferentes condiciones establecidas (Tabla 6). Las producciones anuales medias en el sistema superan los $22,6 \text{ g PS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($82,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), siendo las especies *Hydropuntia cornea*, *Hypnea spinella* y *Ulva rigida* las que presentan producciones máximas superiores a 43 y $104 \text{ g PS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (157 y $380 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para las dos rojas y la verde respectivamente.

Tabla 6. Valores de producción de diferentes especies de macroalgas con interés potencial en sistemas

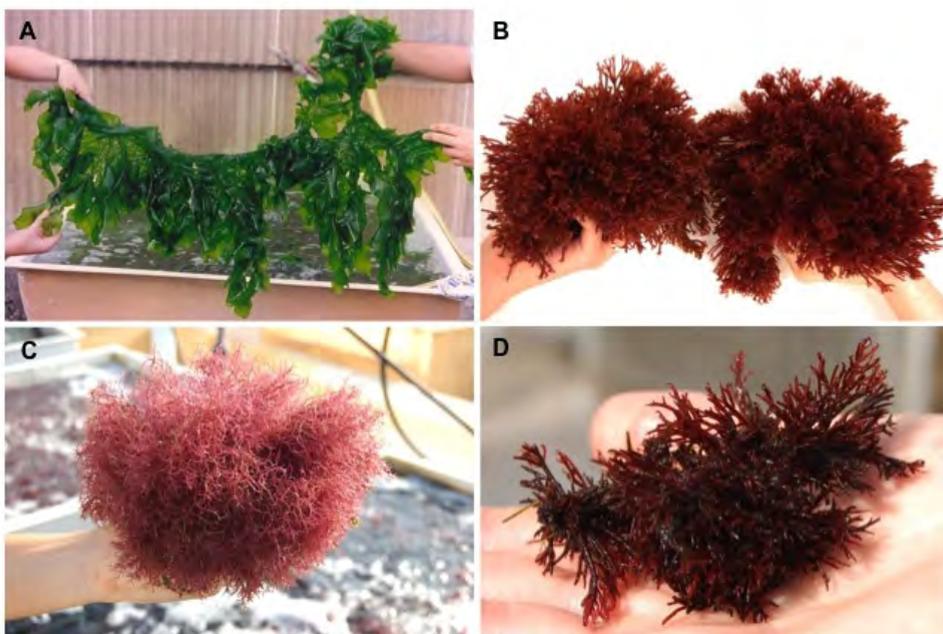


Figura 3. Especies de macroalgas de interés cultivadas en el sistema de biofiltración del Centro de Biotecnología Marina (ULPGC). (A) *Ulva rigida*; (B) *Hydropuntia cornea*; (C) *Hypnea spinella*; (D) *Halopithys incurva*.

MACROALGAS EN LA ACUICULTURA MULTITRÓFICA INTEGRADA PENINSULAR. VALORIZACIÓN DE SU BIOMASA.

AMTI. Estas especies han sido cultivadas en tanques (SCT y CPT) en el sistema de biofiltración descrito y bajo altas condiciones de irradiación. PF: peso fresco escurrido, PS: peso seco.

Especies	Tanque	Densidad inoculación (g PF L ⁻¹)	Producción media (g PS m ⁻² d ⁻¹)	Rango Producción (min – max) (g PS m ⁻² d ⁻¹)
<i>Hydropuntia cornea</i>	SCT	6	22,6 ± 7,4	11,3 – 48,0
	CPT	6	21,1 ± 9,9	9,3 – 47,9
	SCT	9	29,3 ± 3,6	15,9 – 44,6
<i>Hydropuntia cornea</i> var. <i>green</i>	SCT	9	29,5 ± 3,2	19,5 – 38,8
<i>Gracilaria verrucosa</i>	SCT	6	31,9 ± 5,5	28,1 – 38,2
	CPT	6	21,2 ± 11,0	8,9 – 48,9
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	SCT	4	4,6 ± 1,3	2,9 – 6,4
<i>Hypnea spinella</i>	SCT	6	20,4 ± 3,5	13,3 – 25,9
	CPT	6	30,1 ± 9,4	15,9 – 43,8
<i>Hypnea musciformis</i>	SCT	6	17,3 ± 2,8	15,1 – 20,5
	CPT	6	15,7 ± 7,0	9,2 – 23,0
<i>Grateloupia dichotoma</i>	SCT	6	15,8 ± 10,1	2,7 – 34,7
<i>Halopithys incurva</i>	SCT	6	16,2 ± 5,4	9,5 – 26,6
	CPT	6	19,2 ± 7,1	5,4 – 28,1
<i>Ulva rigida</i>	CPT	2	44,2 ± 16,2	10,5 – 104,0

CPT: Tanques de polietileno de 1.500 L y 1,5 m² de superficie aérea

SCT: Tanques de fibra de vidrio semicircular de 750 L y 1,8 m² de superficie aérea

Esta biomasa producida y procesada adecuadamente ha sido valorada, a diferentes escalas, en aplicaciones como la obtención de biofertilizantes agrícolas, el consumo animal (p.e. alimento para la almeja canaria; Viera *et al.*, 2005, Valente *et al.*, 2006), la producción de ficobiliproteínas, ficocoloides (agar y carragenatos) y otros polisacáridos (Abdala *et al.*, 2011), la obtención de sustancias con actividad antioxidante (polifenoles, pigmentos, amino ácidos tipo micospolina o polisacáridos) (Güenaga, 2011, Figueroa *et al.*, este volumen), y recientemente en la producción de lípidos/triglicéridos (Tabla 7), como fuente para la obtención de biodiesel (González, 2010).

En este sentido y en el escenario actual en el que aumenta el interés por el aprovechamiento de biomasa para la producción alternativa de biocarburantes, las algas se encuentran en el punto de mira por diversos motivos, entre los que se encuentran: la nula competición por terreno para el cultivo de especies terrestres y la capacidad para reducir las emisiones de CO₂ a través del proceso fotosintético. La eficiencia fotosintética de los vegetales marinos se encuentra alrededor del 6-8%, valores superiores a los estimados para vegetales terrestres (1,8-2,2%), y teniendo en cuenta su particular composición bioquímica, la biomasa de macroalgas puede ser considerada seriamente para la



conversión de energía solar y la producción de biocarburantes (Aresta *et al.*, 2005, Ross *et al.*, 2008), añadiendo así una aplicación potencial con interés añadido a la utilización de macroalgas en los sistemas AMTI (González, 2010).

Tabla 7. Estimaciones y valoración de los rendimientos en la producción de lípidos y triglicéridos (TG) de *Hydropuntia cornea* y *Ulva rigida*, utilizando los valores óptimos en cada uno de los casos (3% lípidos totales; 0.39 g TG g⁻¹ lípidos para *Hydropuntia cornea*; 0.48 g TG g⁻¹ lípidos para *Ulva rigida*). Modificado de González (2010).

Especie	Producción máxima media (g PS m ⁻² d ⁻¹) (t PS ha ⁻¹ año ⁻¹)	Producción lípidos (g lípidos m ⁻² d ⁻¹) (t lípidos ha ⁻¹ año ⁻¹)	Producción triglicéridos (g TG m ⁻² d ⁻¹) (t TG ha ⁻¹ año ⁻¹)
<i>Hydropuntia cornea</i>	58,4 213	1,7 6,4	0,7 2,4
<i>Ulva rigida</i>	39,1 143	1,2 4,3	0,6 2,1

Limitaciones y posibilidades futuras

Con lo presentado y discutido, desde el punto de vista de un "productor de algas", la utilización de los efluentes generados en los sistemas para el cultivo de animales marinos parece ser un "recurso" indiscutible que permite abrir nuevas posibilidades para la producción de macroalgas de interés a precios competitivos en el mercado occidental. Sin embargo, a una escala industrial/comercial todavía existen ciertas limitaciones que deben ser valoradas, y en algunos casos, resueltas antes de incrementar la escala de lo ya demostrado a escala piloto (Buschmann *et al.*, 2001, Troell *et al.*, 2003, Neori *et al.*, 2004). Estas limitaciones están principalmente relacionadas con los requerimientos superficiales de los sistemas para el cultivo de macroalgas.

Las capacidades de biofiltración y producción de biomasa en una explotación comercial intensiva de dorada y lubina (Alevines y Doradas S.A., Castillo del Romeral, Costa Este de Gran Canaria) han sido analizadas en diferentes ocasiones (Jiménez del Río, 1995, Viera, comunicación personal). Las especies de macroalgas ensayadas con los efluentes producidos en la instalación, *Ulva rigida* e *Hydropuntia cornea*, mostraron incrementos significativos tanto en los valores de producción como en las capacidades de biofiltración de N-amonio. Estos incrementos fueron directamente relacionados con la posibilidad de aumento de las tasas de renovación de agua en los tanques, y por tanto, del flujo de nutrientes en el sistema de biofiltración.

Aún con estos resultados prometedores, cuando se extrapolan los datos hasta una

escala comercial efectiva, en donde se biofiltran niveles superiores al 90% del N-amonio disuelto en el efluente, los requerimientos en cuanto a superficie aérea de los sistemas de biofiltración con macroalgas (dependientes de la radiación solar) son considerablemente elevados, en comparación a las necesidades para el cultivo intensivo de peces (dependientes del volumen). A modo de ejemplo, se requieren más de 150 m² de cultivo de *Ulva rigida* con una NUR media de 2 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹ para la biofiltración del 100% del N-amonio producido por 1 t de dorada (Jiménez del Río, 1995). Sin embargo, la posibilidad de aumentar el número de especies de macroalgas cultivables que muestren capacidades de biofiltración importantes con planteamientos como los descritos, la distribución de biofiltros en cascada y el co-cultivo de especies con interés aplicado, podrían resolver estas limitaciones y hacer de los sistemas AMTI con macroalgas una alternativa atractiva para el desarrollo de procesos sostenibles en la acuicultura moderna.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de los proyectos europeos *Seapura* (Q5RS-2000-31334) y *AquAgriS* (FOOD-CT-2006-036928), y nacionales *Depusial* (AGL2001-1888-C03-01) y *Bifaro* (AGL 2005-02655).



Referencias bibliográficas

- Abdala R.T., Chabrilón M., Cabello-Pasini A., Gómez Pinchetti J.L. y Figueroa F.L. (2011) Characterization of polysaccharides from *Hypnea spinella* (Gigartinales) and *Halopithys incurva* (Ceramiales) and their effect on RAW 264.7 macrophage activity. *Journal of Applied Phycology*, 23: 523-528.
- Aresta M., Dibenetto A., Carone M., Colonna T. y Fragale C. (2005) Production of biodiesel from macroalgae by supercritical CO₂ extraction and thermochemical liquefaction. *Environmental Chemistry Letters*, 3: 136-139.
- Bansemir A., Blume M., Schröder S. y Lindequist U. (2006) Screening of cultivated seaweeds for antibacterial activity against fish pathogenic bacteria. *Aquaculture*, 252: 79-84.
- Bidwell R.G., McLachlan J. y Lloyd N.D. (1985) Tank cultivation of Irish Moss, *Chondrus crispus* Stackh. *Botanica Marina*, 28: 87-97.
- Braud J.-P. (2006) Continuous seaweed tank culture in France. En: *World Seaweed Resources: an authoritative reference system*. A.T. Critchley, M. Ohno y D.B. Largo (eds.) ETI Information Services, Wokingham, UK. DVD-ROM Version: 1.0. ISBN 90-75000-80-4.
- Bunting S.W. y Shpigel M. (2009) Evaluating the economic potential of horizontally integrated land-based marine aquaculture. *Aquaculture*, 294: 43-51.
- Buschmann A., Troell M. y Kautsky N. (2001) Integrated algal farming: a review. *Cahiers de Biologie Marine*, 42: 83-90.
- Buschmann A., Hernández-González M.C., Aranda C., Chopin T., Neori A., Halling C. y Troell, M. (2008) Mariculture waste management. En: S.E. Jørgensen and B.D. Fath (eds.), *Encyclopedia of Ecology*. Vol. 3, Elsevier, Oxford, 2211- 2217.
- Capo T.R., Jaramillo J.C., Boyd A.E., Lapointe B.E. y Serafy J.E. (1999) Sustained high yields of *Gracilaria* (Rhodophyta) grown in intensive large-scale culture. *Journal of Applied Phycology*, 11: 143-147.
- Chávez-Crooker P. y Obreque-Contreras J. (2010) Bioremediation of aquaculture wastes. *Current Opinion in Biotechnology*, 21: 313-317.
- Chopin T., Robinson S.M.C., Troell M., Neori A., Buschmann A. y Fang J. (2008) Multitrophic Integration for Sustainable Marine Aquaculture. En: S.E. Jørgensen and B.D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology*. Vol. 3, Elsevier, Oxford, 2463-2475.
- Chow F., Macchiavello J., Cruz S.S., Fonck E. y Olivares J. (2001) Utilization of *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta, Gracilariaceae) as a biofilter in the depuration of effluents from tank cultures of fish, oysters, and sea urchins. *Journal of the World Aquaculture Society*, 32: 215-220.
- Duarte C.M., Holmer M., Olsen Y., Soto D., Marbá N., Guiu J., Black K. y Karakassis I. (2009). Will the Oceans help to feed humanity?. *Bioscience*, 59: 967-976.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2009) El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2008. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Roma. Fisheries Technical paper Nº 5, 196 pp.
- Figueroa F.L., Santos R., Conde-Alvarez R., Mata L., Gómez Pinchetti J.L., Matos J., Huovinen P., Schuenhoff A. y Silva J. (2006) The use of chlorophyll fluorescence for monitoring

- photosynthetic condition of two tank-cultivated red macroalgae using fishpond effluents. *Botanica Marina*, 49: 275-282.
- Friedlander M. y Levy I. (1995) Cultivation of *Gracilaria* in outdoor tanks and ponds. *Journal of Applied Phycology*, 7: 315-324.
- González R. (2010) Cultivo y valoración de *Hydropuntia cornea* (Rhodophyta) y *Ulva rigida* (Chlorophyta) para la producción de biodiesel. Dinámica de la disponibilidad de amonio y de las condiciones de irradiación sobre la calidad de la biomasa. Tesis de Master, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 67 pp.
- Güenaga L. (2011) Influencia de la radiación solar y del amonio sobre la acumulación de sustancias antioxidantes en macroalgas marinas cultivadas en un sistema de biofiltración. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 283 pp.
- Haglund K. y Pedersén M. (1993) Outdoor pond cultivation of the subtropical marine red alga *Gracilaria tenuistipitata* in brackish water in Sweden. Growth, nutrient uptake, co-cultivation with rainbow trout and epiphyte control. *Journal of Applied Phycology*, 5: 271-284.
- Harrison P.J. y Hurd C.L. (2001) Nutrient physiology of seaweeds: application of concepts to aquaculture. *Cahiers de Biologie Marine*, 42: 71-82.
- Jiménez del Río M., Ramazanov Z. y García-Reina G. (1994) Optimization of yield and biofiltering efficiencies of *Ulva rigida* C. Ag. cultivated with *Sparus aurata* L. waste waters. *Scientia Marina*, 58: 329-335.
- Jiménez del Río M. (1995) Mecanismos de asimilación de carbono y nitrógeno en algas marinas. Aplicación a la biofiltración de efluentes de piscifactorías. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 174 pp.
- Jones A.B., Preston N.P. y Dennison W.C. (2002) The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research*, 33: 1-19.
- Krom M.D., Ellner S., van Rijn J. y Neori A. (1995) Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype 'non-polluting' integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Marine Ecology Progress Series*, 118: 25-36.
- Lapointe B.E. y Ryther J.H. (1979) The effects of nitrogen and seawater flow rate on the growth and biochemical composition of *Gracilaria foliifera* var. *angustissima* in mass outdoor cultures. *Botanica Marina*, 22: 529-537.
- Lupatsch I. y Kissil G.W. (1998) Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 265- 268.
- Mata L., Silva J., Schuenhoff A. y Santos R. (2006) The effects of light and temperature on the photosynthesis of the *Asparagopsis armata* tetrasporophyte (*Falkenbergia rufolanosa*), cultivated in tanks. *Aquaculture*, 252: 12-19.
- Neori A., Cohen I. y Gordin H. (1991) *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents. II. Growth rate, yield and C:N ratio. *Botanica Marina*, 34: 483-489.
- Neori A., Ragg N.L.C. y Shpigel M. (1998) The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning



- within and abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. *Aquaculture Engineering*, 17: 215-239.
- Neori A., Shpigel M. y Ben-Ezra D. (2000) A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture*, 186: 279-291.
- Neori A., Chopin T., Troell M., Buschmann A.H., Kraemer G.P., Halling C., Shpigel M. y Yarish C. (2004) Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231: 361-391.
- Neori A., Troell M., Chopin T., Yarish C., Critchley A. y Buschmann A.H. (2007) The need for a balanced ecosystem approach to blue revolution aquaculture. *Environment*, 49: 37-43.
- Neori A. (2008) Essential role of seaweed cultivation in integrated multi-trophic aquaculture farms for global expansion of mariculture: an analysis. *Journal of Applied Phycology*, 20: 567-570.
- Pereira R., Yarish C. y Sousa-Pinto I. (2006) The influence of stocking density, light and temperature on the growth, production and nutrient removal capacity of *Porphyra dioica* (Bangiales, Rhodophyta). *Aquaculture*, 252: 66-78.
- Roque d 'Orbcastel E. y Blancheton J.P. (2006) The wastes from marine fish production systems: characterization, minimization, treatment and valorisation. *World Aquaculture*, 37: 28-35.
- Ross A.B., Jones J.M., Kibacki M.L. y Bridgeman, T. (2008) Classification of macroalgae as fuel and its thermochemical behaviour. *Bioresource Technology*, 99: 6494-6504.
- Shpigel M., Neori A., Popper D.M. y Gordin H. (1993) A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture*, 117: 115-128.
- Schuenhoff A., Mata L. y Santos R. (2006) The tetrasporophyte of *Asparagopsis armata* as a novel seaweed biofilter. *Aquaculture*, 252: 3-11.
- Troell M., Halling C., Nilsson A., Buschmann A.H., Kautsky N. y Kautsky L. (1997) Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 156: 45-61.
- Troell M., Halling C., Neori A., Chopin T., Buschmann A.H., Kautsky N. y Yarish C. (2003) Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture*, 226:69-90.
- Troell M., Joyce A., Chopin T., Neori A., Buschmann A.H. y Fang J.-G. (2009) Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture*, 297: 1-9.
- Valente L.M.P., Gouveia A., Rema P., Matos J., Gomes E.F. y Sousa-Pinto I. (2006) Evaluation of three seaweeds *Gracilaria bursa-pastoris*, *Ulva rigida* and *Gracilaria cornea* as dietary ingredients in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture*, 252: 85-91.
- Viera M.P., Gómez Pinchetti J.L., Courtois de Vicose G., Bilbao A., Suárez S., Haroun R. e Izquierdo M. (2005) Suitability of three red macroalgae as a feed for the abalone *Haliotis tuberculata coccinea* Reeve. *Aquaculture*, 248: 75-82
- Wang J.K. (2003) Conceptual design of a microalgae-based recirculating oyster and shrimp system. *Aquacultural Engineering*, 28: 37-46.