

ARTÍCULO

Capacidad de biofiltración de nutrientes y crecimiento de macroalgas utilizando efluentes generados en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae)

Nutrients biofiltration capacity and growth of macroalgae cultivated in effluents generated in the production of the yellowtail amberjack *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae)

Roberto Ramos^{1*} y Sebastián Gallardo¹

¹Departamento de Ciencias Acuáticas y Ambientales, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Av. Angamos 601, Antofagasta, Chile

*Autor correspondiente: roberto.ramos@uantof.cl

Abstract.— The removal capacity of dissolved nutrients and growth of the red macroalgae *Agarophyton chilense* and *Mazzaella canaliculata* and the green *Ulva lactuca* were evaluated using the effluents from the *Seriola lalandi* culture. The three macroalgae species reached high nitrite and phosphate removal values between 84 and 87.5%, respectively. On the other hand, in the removal of ammonia the best results were achieved by *U. lactuca* and *A. chilense*, both with 46.4%. In nitrate removal, *A. chilense* and *M. canaliculata* achieve efficiencies of 40 and 50%, respectively. In relation to the growth achieved by algae, they show that the daily growth rate of *M. canaliculata* registered a loss of biomass quantified at 0.29%, while *U. lactuca* showed an increase of 0.78% and *A. chilense* reached the best performance with 2.8%. Based on the results obtained, it is possible to conclude on the feasibility of using macroalgae in the removal of nutrients, especially *A. chilense*, which, also, from the perspective of increasing biomass, the cultivation of *A. chilense* opens expectations to obtain secondary productions from *Seriola lalandi* fish farming in an integrated production system.

Key words: Biofiltration, growth, macroalgae, fish farming effluent

Resumen.— Se evaluó la capacidad de biofiltración de nutrientes y el crecimiento de las especies de macroalgas rodófitas *Agarophyton chilense* y *Mazzaella canaliculata* y la clorófitas *Ulva lactuca* utilizando los efluentes del cultivo de *Seriola lalandi*. Las tres macroalgas utilizadas alcanzan altos valores de remoción de nitrito y fosfato, entre 84,0 y 87,5%, respectivamente. En cambio, en la biofiltración de amonio los mejores resultados fueron alcanzados por *U. lactuca* y *A. chilense*, ambas con 46,4%. En la remoción de nitrato, *A. chilense* y *M. canaliculata*, alcanzaron eficiencias del 40 y 50%, respectivamente. En relación al crecimiento alcanzado por las algas, los resultados muestran que la tasa de crecimiento diario de *M. canaliculata* registró una pérdida de biomasa cuantificada en 0,29%, por su parte *U. lactuca* mostró un incremento de 0,78% y *A. chilense* alcanzó el mejor rendimiento con 2,8%. Este estudio concluye con la confirmación de la utilización de macroalgas en la remoción de nutrientes a partir de efluentes de piscicultura. Además, desde la perspectiva del incremento de biomasa, el cultivo de *A. chilense* promueve expectativas para la obtención de producciones secundarias a la piscicultura de *Seriola lalandi* en un sistema integrado de producción.

Palabras clave: Biofiltración de nutrientes, crecimiento, macroalgas, efluente piscicultura

INTRODUCCIÓN

La aplicación de tecnologías avanzadas para optimizar la producción de la acuicultura intensiva en Chile, han permitido alcanzar un importante desarrollo de la industria, incluyendo beneficios económicos y sociales, aunque no exento de críticas por el impacto ambiental que genera en los lugares donde se practica (SUBPESCA 2003, Fuentes 2014).

La acuicultura como cualquier otra actividad productiva no deja de generar impactos en el ambiente (Vinatea 1999). Dentro de las actividades acuícolas que generan mayor impacto se encuentran los cultivos en estanques, principalmente de peces y camarones, debido a las características de los efluentes generados (Paniagua-Michel & García 2003). A este respecto, son múltiples los contaminantes contenidos en los efluentes, entre los cuales se describen los componentes disueltos, las heces y restos de alimentos o medicamentos, entre otros (Pardo *et al.* 2006).

En muchos sistemas de producción de peces en estanques, solamente el 30% de los nutrientes suministrados son convertidos en biomasa, y el 70% restante es acumulado en los sedimentos o es liberado en el efluente (Gross *et al.* 2000), lo que resulta en contaminación de los ambientes naturales (Neori *et al.* 1996).

Según Pardo *et al.* (2006) existen dos formas de minimizar el impacto de los efluentes de la acuicultura en el ambiente, por una parte, reducir a cero las emisiones, implementando sistemas de recirculación de agua y la otra, tratar los efluentes que se generan en el proceso productivo antes de ser vertidos en los ambientes naturales, asegurando una calidad acorde con las exigencias ambientales. A este respecto, desde bastante tiempo se ha trabajado en Chile (Buschmann *et al.* 1996, 2001, 2005; Soto & Mena 1999) y a nivel internacional en la búsqueda de tecnologías amigables con el ambiente para tratar los efluentes (Vinatea 1999, Troell *et al.* 2003, Ramos *et al.* 2008, 2009). Dentro de estas tecnologías destaca la utilización de estanques de sedimentación (Porrello *et al.* 2003, Jackson *et al.* 2003), filtración por moluscos (Jones *et al.* 2001, 2002; Mugg & Rice 2003) y la aplicación de procesos de biofiltración por micro y macroalgas (Shpigel & Neori 1996, Neori *et al.* 1996, 2000, 2004; Troell *et al.* 1999, Chopin *et al.* 2001, Paniagua-Michel & García 2003, Hernández *et al.* 2006, Ramos & Pizarro 2018) entre otras posibilidades.

La utilización de procesos de biofiltración para tratar los efluentes de la acuicultura mediante el empleo de macroalgas, se ha incrementado en los últimos años, considerando la capacidad de estas para asimilar nutrientes. El nitrógeno y el fósforo son considerados los elementos más importantes en relación al crecimiento algal en la mayoría de los ambientes naturales (Pardo *et al.* 2006), constituyendo a su vez la fracción disuelta principal en los efluentes generados de la piscicultura.

La integración de las algas con peces y/o camarones en la acuicultura, es una alternativa viable para la reutilización de los nutrientes disueltos en los efluentes y para el crecimiento de la biomasa de algas (Chopin *et al.* 2001). Estas actividades se agrupan bajo el concepto de Acuicultura Multitrófica Integrada (AMTI). Esta aproximación pasa por la valorización 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). Al respecto, Vega *et al.* (2020) plantean que muchas macroalgas son una importante fuente de compuestos naturales bioactivos, especialmente aquellos que exhiben actividad antioxidante. Los compuestos identificados con actividad antioxidante son principalmente la clorofila y sus derivados, carotenoides,

vitamina A y C, fucoxantina, enzimas, aminoácidos similares a las micosporinas, polisacáridos y polifenoles. Estos compuestos se pueden obtener a partir de algas cultivadas a bajo costo en sistemas de Acuicultura Multitrófica Integrada (AMTI). Por su parte, Figueroa *et al.* (2012) concluyeron que *Crassiphycus corneus* (antes *Hydropuntia cornea*) cultivada en efluentes de estanques de peces muestra una alta tasa de biofiltración de nitrógeno inorgánico y acumulación de compuestos nitrogenados comercialmente viables como ficobiliproteínas y aminoácidos similares a las micosporinas.

Hernández *et al.* (2006) plantean la posibilidad de cultivos de *Gracilariopsis longissima* a pequeña y gran escala utilizando las aguas provenientes de cultivos intensivos de peces, obteniendo resultados positivos, principalmente con la incorporación de derivados del nitrógeno en su biomasa. Por su parte, Matos *et al.* (2006) establecieron que *Gracilaria bursa-pastoris* y *Chondrus crispus* presentan una elevada capacidad de remoción de nitrógeno. A su vez, Neori *et al.* (2004), utilizaron la macroalga *Ulva lactuca* como reguladores de la calidad de agua en sistemas integrados con cultivos de peces, destacando los niveles de crecimiento en las algas, asociados directamente a los altos niveles de nitrógeno. Especies de macroalgas como *Ulva lactuca* y *Gracilaria sensu lato* han demostrado su eficacia para reducir la carga de nutrientes en los efluentes y ayudar a mantener la calidad del agua a niveles aceptables (Neori *et al.* 2004). El género *Agarophyton* (antes *Gracilaria*) ha demostrado ser el candidato más atractivo para el cultivo intensivo, debido a su capacidad para alcanzar altos rendimientos y generar producciones secundarias de valor comercial (Chopin *et al.* 2001, Neori *et al.* 2004).

Ante la necesidad de desarrollar tecnologías que sean amigables con el ambiente, y que den sustentabilidad al proceso productivo de *Seriola* con aplicaciones tecnológicas de bajo costo, el objetivo principal del presente estudio fue la evaluación de la capacidad de remoción de nutrientes y crecimiento de tres especies de macroalgas, *Agarophyton chilense*, *Mazzaella canaliculata* y *Ulva lactuca*, utilizando los efluentes generados de la piscicultura de *Seriola lalandi*.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos de la Universidad de Antofagasta, Antofagasta, Chile. Se evaluó el proceso de biofiltración de nutrientes y el crecimiento algal en un periodo experimental de 7 días. El tiempo experimental fue establecido con el propósito de evitar el deterioro de la biomasa algal en los reactores biológicos, debido a la alta radiación solar propia del norte de Chile, además de evitar el agotamiento de nutrientes al emplear sistemas estáticos sin renovación de agua.

Las macroalgas *A. chilense*, *M. canaliculata* y *U. lactuca* fueron colectadas mediante buceo apnea desde el submareal, a una profundidad promedio de 2 m, en el sector denominado “Bolsico” de la Caleta Errázuriz (23°28'22,45”S; 70°36'20,11”O), distante 50 km al norte de la ciudad de Antofagasta. En el laboratorio, las macroalgas fueron mantenidas por 24 h en un estanque de 2.500 L con aireación constante y flujo abierto de agua de mar. Antes del inicio experimental, se seleccionaron aquellas frondas de cada especie de alga que presentaban las mejores características externas de coloración, tamaño y cantidad de epífitos presentes.

El efluente utilizado en el experimento fue obtenido a partir de estanques de cultivo del tipo australiano con volumen total de 180 m³ que mantenían 15 ejemplares reproductores de *Seriola lalandi* con un peso promedio de 9 kg, localizados en el área de cultivos del Departamento de Ciencias Acuáticas y Ambientales, Universidad de Antofagasta. Para colectar el efluente fueron simulados cambios de agua, dejando salir agua de fondo que se almacenó en un estanque de 2.500 L para luego ser homogenizada con agitación mecánica y bombeada a los estanques de experimentación.

En el proceso de remoción de nutrientes y crecimiento, se emplearon 9 estanques experimentales y 3 estanques control, todos ellos de acrílico transparente con formato

cilindro cónico y un volumen total de 50 L. Cada especie algal fue sembrada en los estanques en triplicado con 500 g de biomasa, correspondiente a una densidad de 10 gL⁻¹ peso húmedo. Para contrastar los resultados de remoción de nutrientes, fueron utilizados 3 estanques control que contenían solamente efluente, sin algas. El diseño experimental utilizado en la remoción de nutrientes y crecimiento algal se muestran en la Figura 1.

Todos los estanques experimentales estaban provistos de aireación constante para mantener las algas y nutrientes en suspensión.

Terminado el proceso de remoción y crecimiento, en el séptimo día experimental, se tomaron muestras de agua de 500 mL en duplicado, desde cada unidad experimental y estanques control para realizar los análisis de nutrientes. Para evaluar la eficiencia de remoción (ER) de nutrientes, expresados en porcentaje, se contrastaron las concentraciones de nutrientes de las unidades experimentales y los estanques control, utilizando la relación propuesta por Paniagua-Michel & García (2003):

$$ER(\%) = \left[\frac{(CNC - CNE)}{CNC} \right] 100$$

donde, CNC= Concentración nutriente estanque control y CNE= Concentración nutriente estanque experimental.

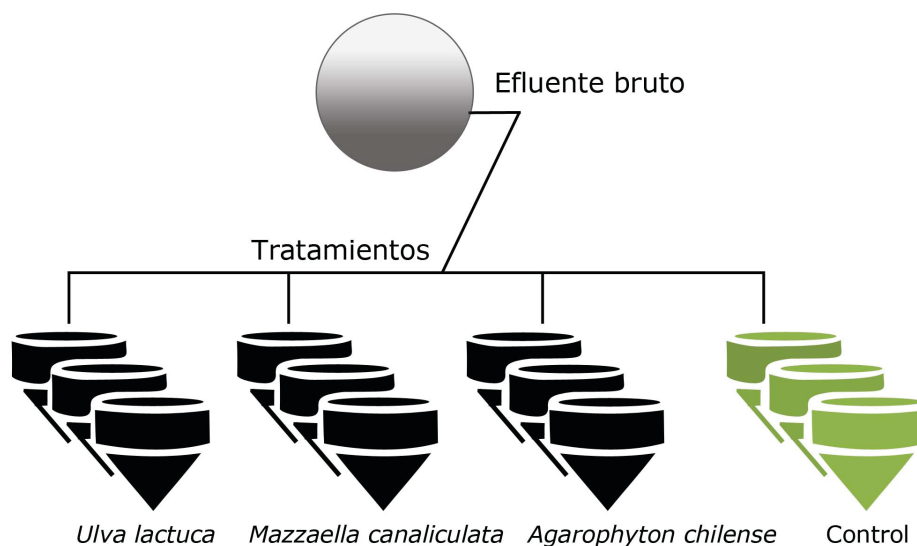


Figura 1. Diseño experimental para los tres tratamientos con las macroalgas *U. lactuca*, *M. canaliculata*, *A. chilense* y estanque control / Experimental design for the three treatments with the macroalgae *U. lactuca*, *M. canaliculata*, *A. chilense* and control pond

Diariamente en cada estanque experimental y control, fueron monitoreadas la temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto con un equipo multiparámetro HACH modelo HI 9828. En cuanto a la intensidad de luz, esta fue medida en la parte superior de cada unidad experimental en tres (3) horarios, 11:00, 15:00 y 19:00 h, utilizando un luxómetro marca HANNA® HI 97500. Los nutrientes disueltos, amonio, nitrito, nitrato y fosfato fueron determinados utilizando un fotocolorímetro Espectroquant Nova 60 (Merck®).

La determinación del porcentaje de crecimiento diario (PCD) de las algas, fue evaluada al final del experimento, estableciendo el incremento de biomasa como factor de crecimiento de acuerdo a la fórmula de Deboer & Ryther (1977):

$$PCD(\%) = \left[\frac{(W_f - W_o) / T}{W_o} \right] 100$$

donde, W_f es el peso húmedo final, W_o es el peso húmedo inicial, T el tiempo en días.

Los resultados obtenidos fueron analizados empleando análisis de varianza (ANDEVA) de una vía para determinar diferencias estadísticas entre los tratamientos. Previo a la aplicación del ANDEVA los datos de porcentajes de remoción de nutrientes fueron transformados a sus equivalentes arco seno, además se determinó la normalidad de los datos y homogeneidad de la varianza mediante la aplicación del test de Bartlett y Kolmogorov-Smirnov, respectivamente. Cuando fueron determinadas diferencias significativas en el análisis de varianza fue aplicado el test de Tukey ($P < 0,05$). En todos los análisis estadísticos se utilizó el software Assisat versión 7.5 beta (Silva & Azevedo 2006).

RESULTADOS

Los parámetros físico-químicos del agua en los distintos tratamientos se mantuvieron estables. La temperatura registró valores que oscilaron entre 25,5 y 25,6 °C. En cuanto al pH este parámetro registró valores entre 7,9 y 8,0, la salinidad osciló entre 34,7 y 35,3 y finalmente el oxígeno disuelto presentó variaciones entre 4,5 y 4,8 mg O₂ L⁻¹, como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores promedios de salinidad, temperatura (°C), pH y oxígeno disuelto (OD) para todos los tratamientos durante la etapa experimental / Mean values of the salinity, temperatura (°C), pH and dissolved oxygen (OD) for all treatments during of the experimental stage

Especies de macroalgas	Salinidad	Temperatura (°C)	pH	OD (mg O ₂ L ⁻¹)
<i>U. lactuca</i>	34,7 ± 0,028	25,6 ± 0,091	7,9 ± 0,012	4,7 ± 0,160
<i>A. chilense</i>	35,0 ± 0,148	25,5 ± 0,082	8,0 ± 0,066	4,5 ± 0,061
<i>M. canaliculata</i>	35,3 ± 0,156	25,5 ± 0,305	7,9 ± 0,084	4,8 ± 0,217

INTENSIDAD DE LUZ

Los resultados de la intensidad de luz mostraron que los valores promedios más elevados se presentaron en los horarios de 15:00 y 11:00 h con un máximo de 563,6 μmol m⁻² s⁻¹, y los valores promedios más bajos se verificaron en el horario de las 19:00 h con 123,0 μmol m⁻² s⁻¹, como se presenta en la Figura 2.

REMOCIÓN DE NUTRIENTES

Los resultados de eficiencia de remoción de nutrientes en las unidades experimentales en relación al estanque control se muestran en la Tabla 2. Los mejores desempeños en la eficiencia de remoción de amonio se alcanzaron con *U. lactuca* y *A. chilense*, llegando a obtener un valor de 46,4% para ambas especies de alga. Por su parte, *M. canaliculata* alcanzó una remoción de 32,1%, presentando diferencia significativa ($P < 0,05$) con los tratamientos anteriores.

En la remoción de nitrito, los tratamientos no presentaron diferencia significativa ($P > 0,05$), alcanzando un valor común de 87,5% para las tres especies de algas.

En el caso de los nitratos, se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0,05$). La especie *U. lactuca* registró el menor valor de eficiencia de remoción con 20,0%, mientras que *A. chilense* y *M. canaliculata* alcanzaron 40,0 y 50,0% respectivamente, no presentando diferencias significativas entre sí.

Respecto de la eficiencia de remoción de fosfato, los tres tratamientos no presentaron diferencia significativa ($P > 0,05$). Los valores registrados fueron bastante similares para los tres tratamientos, es así como *U. lactuca* y *M. canaliculata* alcanzaron 87,3% y *A. chilense* 84,6% de eficiencia de remoción.

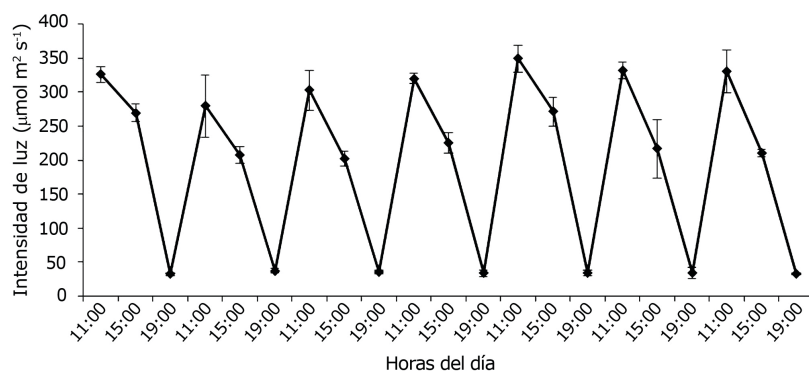


Figura 2. Intensidad de luz, expresados como $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ registrados a lo largo de la etapa experimental / Light intensity, expressed as $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ recorded along the experimental condition

Tabla 2. Valores promedios ($n = 3 \pm \text{DE}$) de eficiencia de remoción de nutrientes disueltos durante la etapa experimental / Average values ($n = 3 \pm \text{SD}$) of efficiency of removal of dissolved nutrient during experimental stage

Tratamientos	Amonio (mg L^{-1})	Nitrito (mg L^{-1})	Nitrato (mg L^{-1})	Fosfato (mg L^{-1})
Estanque control	$0,28 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,02$	$0,10 \pm 0,02$	$2,60 \pm 0,14$
Estanque <i>Ulva lactuca</i>	$0,15 \pm 0,04$	$0,02 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,03$	$0,33 \pm 0,06$
Eficiencia de remoción (%)	46,4 ^a	87,5 ^a	20,06 ^b	87,3 ^a
Estanque <i>Agarophyton chilense</i>	$0,15 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,02$	$0,40 \pm 0,00$
Eficiencia de remoción (%)	46,4 ^a	87,5 ^a	40,0 ^a	84,6 ^a
Estanque <i>Mazzaella canaliculata</i>	$0,19 \pm 0,05$	$0,02 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,01$	$0,33 \pm 0,06$
Eficiencia de remoción (%)	32,1 ^b	87,5 ^a	50,0 ^a	87,3 ^a

Letras diferentes en la misma columna muestran diferencias significativas ($P < 0,05$)

CRECIMIENTO

En relación al porcentaje de crecimiento diario de las algas después de los 7 días de experimentación, se pudo observar que *U. lactuca* presentó un incremento de biomasa de 0,78%. Por su parte, *Mazzaella canaliculata* mostró un crecimiento negativo de 0,29%, con algún grado de deterioro de sus frondas, valores que no fueron considerado en el análisis estadístico. Por último, *Agarophyton chilense* registró un porcentaje de crecimiento diario de 2,8%, siendo la especie que alcanzó el valor más elevado de las tres especies estudiadas, presentando diferencias significativas ($P < 0,05$) (Fig. 3). En relación a los niveles de producción del sistema, los mayores valores promedios en peso húmedo fueron alcanzados por *Agarophyton chilense* con $0,28 \text{ gL}^{-1} \text{d}^{-1}$, seguido de *Ulva lactuca* con un valor promedio de producción de $0,078 \text{ gL}^{-1} \text{d}^{-1}$ y finalmente *Mazzaella canaliculata* con un valor de pérdida de biomasa húmeda estimada en $-0,29 \text{ gL}^{-1} \text{d}^{-1}$.

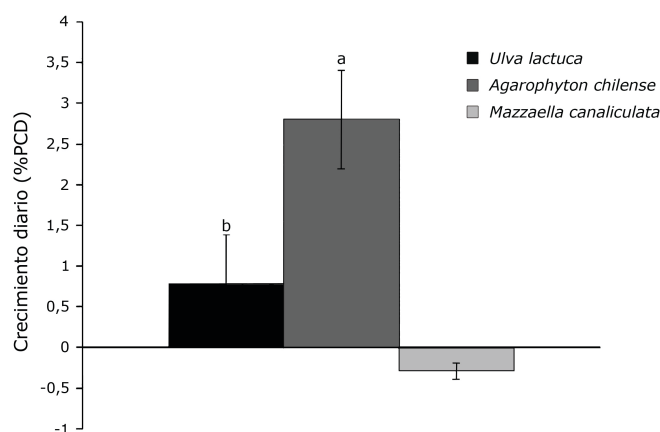


Figura 3. Porcentaje de crecimiento diario (PCD) de tres especies de macroalgas durante la etapa experimental. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$) / Percentage daily growth (PCD) of three macroalgae species during experimental stage. Different letters show significant differences between treatments ($P < 0,05$)

DISCUSIÓN

Los parámetros físico-químicos del agua no presentaron grandes variaciones durante la etapa experimental, se puede apreciar que, en todos los tratamientos, los niveles de temperatura se mantuvieron estables, no obstante, estos presentaron valores superiores a los del medio natural, atribuible a la alta intensidad de luz que recibieron las unidades experimentales durante el estudio. Al respecto, los valores promedio de intensidad de luz en las condiciones experimentales utilizadas, llegaron a estar sobre los $350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Por su parte, los relativamente bajos valores de oxígeno disuelto detectados, estarían asociado al aumento de temperatura del agua en todos los tratamientos, debido a la alta intensidad de luz. En cuanto a la salinidad, esta no presentó grandes diferencias, a pesar de presentar niveles un poco mayores que en el ambiente natural, por efectos de evaporación del agua asociada a los factores anteriores. Por su parte, el pH se mantuvo sin diferencias durante el experimento.

El tratamiento de los efluentes provenientes del cultivo de peces y camarones utilizando macroalgas es considerado efectivo en la reducción de los nutrientes disueltos (Neori *et al.* 1996, 2000; Troell 1999, Chopin *et al.* 2001, Paniagua-Michel & García 2003, Schuenhoff *et al.* 2003, Troell *et al.* 2003, Matos *et al.* 2006, Pardo *et al.* 2006).

Para el caso de la remoción del amonio, es conocida la preferencia de las algas por este nutriente (Marshall 1991, Lobban & Harrison 1994, Neori *et al.* 2004), además, los datos sugieren que la máxima tasa de absorción se logra en los efluentes donde las concentraciones de este nutriente son elevadas (Hernández *et al.* 2006). Estudios realizados por Shpigel & Neori (1996) argumentan que la utilización de los géneros *Ulva* y *Agarophyton* en sistemas integrados con otros organismos es efectivo en la reducción del amonio. Según Neori *et al.* (1996) plantean que *Ulva lactuca* sería un buen biofiltro disminuyendo efectivamente los niveles de amonio. Iguales respuestas han sido establecidas para los géneros *Mazzaella* y *Agarophyton* por Matos *et al.* (2006).

En sistemas integrados de cultivo de peces, abalones y algas, Neori *et al.* (2000) estimó que *U. lactuca* remueve hasta un 80% el total de amonio presente en el medio. De igual forma, Troell *et al.* (2003) indicaron que el cultivo integrado de la dorada *Sparus aurata* con *Ulva lactuca*, alcanzó una remoción de 85% del amonio disponible. Por su parte, Schuenhoff *et al.* (2003) registraron una remoción de 70% del amonio presente en un cultivo integrado por *Ulva lactuca* y peces. En el presente estudio, *Ulva lactuca* alcanzó valores de remoción de amonio de 46,4%, resultados inferiores a los reportados por los autores anteriores, lo cual se explicaría por la baja concentración

de amonio contenidas en el efluente utilizados, tal como lo sugiere Hernández *et al.* (2006). No obstante, el alcanzar casi un 50% de remoción del amonio presente en el sistema no deja de ser un resultado positivo e interesante desde el punto del beneficio ambiental.

Respecto del género *Agarophyton*, Jones *et al.* (2001) establecieron que la remoción de amonio desde efluentes de cultivo de camarones oscilaba entre 2 y 76%. Matos *et al.* (2006) establecieron que *Gracilaria bursa-pastoris* es eficiente en la remoción de amonio, llegando a valores de remoción de 76,7% del total presente en el efluente del cultivo de los peces *Scophthalmus maximus* y *Dicentrarchus labrax*. Comparados los resultados de remoción de amonio alcanzados por el tratamiento con *A. chilense* de 46,4%, se puede concluir que esta menor eficiencia de remoción es atribuible a la baja concentración ($0,28 \text{ mg L}^{-1}$) en el efluente, como fue mencionado anteriormente para *Ulva lactuca*.

Por su parte, Matos *et al.* (2006) estudiando la capacidad de absorción de amonio del género *Mazzaella*, establecieron que este tiene menor eficiencia que el género *Agarophyton*, lo que también fue constatado en este estudio. No obstante, ambas algas no presentaron diferencias significativas en la remoción de amonio ($P > 0,05$), llegando *Mazzaella canaliculata* a un valor de eficiencia de remoción de 32,1%, a pesar de observarse algún deterioro en las frondas.

En este estudio, las tres especies de macroalgas no presentaron diferencias significativas ($P > 0,05$) en la remoción de nitritos. Si bien el nitrito es un producto intermedio entre la transformación del amonio en nitrato, según Timmons *et al.* (2002) la presencia de nitritos en el sistema solamente precederá a la aparición de nitratos. Además, la remoción de nitrito para las tres macroalgas alcanzó el mismo valor con 87,5% del total presente en el sistema.

En la remoción de nitratos, según Pereira *et al.* (2006) el alga roja *Porphyra dioica* en sus estadios iniciales de desarrollo, es altamente efectiva en su capacidad de remoción de nitratos, alcanzando valores de 99,9% con intensidades de luz de $250 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, valores similares a los registrados en nuestros experimentos. La especie *M. canaliculata* registró un valor de remoción de nitrato superior a las otras especies, alcanzando una eficiencia de 50,0% en la reducción del nutriente, a diferencia de las otras macroalgas que alcanzaron valores de 20,1 y 40,0% para *U. lactuca* y *A. chilense*, respectivamente. Es relevante mencionar que el género *Mazzaella* tiene mayor preferencia por lo nitratos que por el amonio como fue señalado por Troell *et al.* (2003).

Respecto de la remoción de fosfatos, no se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las tres especies, alcanzando elevados valores de remoción, para *U. lactuca* (87,3%), *A. chilense* (84,6%) y *M. canaliculata* (87,3%). Según Hernández *et al.* (2006), *Gracilaria longissima* en condiciones de cultivo a pequeña escala, alcanzó una reducción de 62,2% del fosfato presente en el agua. Por su parte, *Porphyra dioica* alcanza niveles de remoción de fosfato de 97,7% en condiciones de baja densidad y con $150 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de intensidad de luz (Pereira *et al.* 2006).

En cuanto al crecimiento, las algas marinas muestran ciclos estacionarios de crecimiento y reproducción, los cuales se correlacionan con las fluctuaciones estacionales de intensidad de luz, temperatura y la concentración de nutrientes (Marshall 1991). Al respecto, las macroalgas crecen en altas concentraciones de nutrientes, preferentemente de amonio, acumulando internamente altos contenidos de nitrógeno (Marshall 1991, Neori *et al.* 2004). En las condiciones experimentales del estudio, es importante destacar que el efluente de la piscicultura del pez dorado no presentó niveles elevados de nutrientes disueltos, más bien podrían considerarse bajos si se comparan con los valores encontrados por Ramos *et al.* (2008) para los efluentes del cultivo del camarón blanco *Litopenaeus vannamei*, lo cual pudo condicionar los resultados de crecimiento de las tres especies algales evaluadas, debido a la baja disponibilidad de nutrientes disueltos.

En cuanto a los resultados de crecimiento obtenidos por *U. lactuca*, esta presentó un porcentaje de crecimiento diario de solo 0,78, lo que puede atribuirse al bajo nivel de nutrientes presentes en el agua residual del cultivo del pez dorado, especialmente nutrientes nitrogenados, elemento indispensable para que las ulvaceas puedan proliferar y generar tejidos. A pesar del bajo nivel de nutrientes presentes en el efluente utilizado, el valor alcanzado es superior a los valores reportados por Van Khoi & Fotedar (2011) que registraron crecimientos diarios entre 0,28-0,64% al integrar *Ulva lactuca* y el camarón *Penaeus latisulcatus* en un sistema cerrado, durante 42 días. Las algas del género *Ulva* crecen en diversos ambientes, pero especialmente en zonas con una fuerte contaminación orgánica natural o antrópica (Perez *et al.* 1992).

En relación al género *Agarophyton*, se han reportado de crecimiento diario de 3,35% luego de 10 días de cultivo en estanques, adicionando nutrientes comerciales al medio (Araya & Salas 1989). Por su parte, Hernández *et al.* (2006) establecieron valores diarios de $2,4 \pm 0,5\%$ en condiciones de cultivo utilizando efluentes de piscicultura. En nuestro estudio, se observó un porcentaje de crecimiento diario de 2,8%, valor comparable a los estudios señalados anteriormente. Para condiciones de cultivo en medio marino, Robledo (1993) reporta un crecimiento diario de 1,3%. Por su parte, Samocha *et al.* (2015) reportaron

porcentajes de crecimientos diarios de *Gracilaria tikvahiae* entre 0,75 y 1,48% al integrar el sistema con camarón *Litopenaeus vannamei*.

Respecto de *M. canaliculata*, los resultados indicaron una pérdida de biomasa de 0,29%, asociado a un proceso de deterioro de los talos algales. Esto último, es coincidente con temperaturas elevadas en el agua de los estanques experimentales, alta intensidad lumínica y bajos niveles de nutrientes disueltos. Las especies submareales del género *Mazzaella* y *Laminaria* que habitan la zona submareal, tienen rangos de saturación de luz entre 30-100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A ese respecto, *Mazzaella* presenta valores de saturación luz en torno de 94 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, lo que incide directamente en la tasa de crecimiento (Lobban & Wynne 1981). Analizados los resultados obtenidos de eficiencia de remoción de nutrientes disueltos y crecimiento de *A. chilense*, permiten visualizar la posibilidad de utilizar esta especie en procesos de depuración de aguas residuales a través de la absorción de nutrientes, con la posibilidad de obtener producciones secundarias a la piscicultura del pez dorado. Esta afirmación se sustenta en los resultados reportados por autores como Shpigel & Neori (1996), Chopin *et al.* (2001), Troell *et al.* (2003), Paniagua-Michel & García (2003) y Ramos *et al.* (2010), quienes reafirman la factibilidad de la aplicación de estas tecnologías para el tratamiento de los efluentes de la acuicultura, de modo de minimizar el impacto ambiental de las aguas residuales y consecuentemente obtener producciones secundarias al cultivo de peces o camarones. Al respecto, Figueroa *et al.* (2012) concluyen que la utilización del alga roja *H. cornea* cultivada en efluentes de estanques de peces muestra una alta tasa de biofiltración de nitrógeno inorgánico y acumulación de compuestos nitrogenados como ficobiliproteínas y aminoácidos similares a las micosporinas, además de polisacáridos con propiedades inmunoestimulantes.

Las perspectivas positivas que representan los resultados obtenidos con *Agarophyton chilense*, tanto en la remoción de nutrientes como en crecimiento, permite avanzar hacia la potencial producción de compuestos bioactivos, como lo plantean Vega *et al.* (2020). Al respecto, Buschmann *et al.* (2013) indican que *Agarophyton chilense* es la especie más importante de macroalga cultivada en el litoral costero, destinándose en parte a la producción del ficocoloide agar-agar, el cual se usa como aditivo viscosante en la industria alimenticia, farmacéutica y con fines de investigación en biotecnología. En conclusión, los resultados de este estudio sugieren que *A. chilense* presenta una buena capacidad para la eliminación de nutrientes y puede usarse como biofiltro en la piscicultura de *Seriola lalandi*. Además, la biomasa producida en los estanques a partir de algas cultivadas a bajo costo, en sistemas de Acuicultura Multitrófica Integrada (AMTI), permitiría obtener subproductos de valor industrial, ampliando así los beneficios al ámbito económico.

LITERATURA CITADA

- Araya C & O Salas. 1989.** Cultivo de *Gracilaria* sp. en estanques: efecto de dos niveles de luminosidad, movimiento e ingreso de nutrientes. Seminario de Titulo, Ingeniería en Acuicultura, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Antofagasta, 66 pp.
- Buschmann A, M Troell, N Kautsky & L Kautsky. 1996.** Integrated tank cultivation of salmonids and *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta). *Hydrobiologia* 326/327: 75-82.
- Buschmann A, J Correa, R Westeimeier, M Hernández-González & R Norambuena. 2001.** Red algal farming in Chile: a review. *Aquaculture* 194: 203-220.
- Buschmann A, M Hernández-González, C Astudillo, L de la Fuente, A Gutiérrez & G Aroca. 2005.** Seaweed cultivation, product development and integrated aquaculture studies in Chile. *World Aquaculture* 36(3): 51-53.
- Buschmann A, R. Stead, M Hernández-González, S Pereda, J Paredes & M. Maldonado. 2013.** Un análisis crítico sobre el uso de macroalgas como base para una acuicultura sustentable. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 251-264.
- Chopin T, A Buschmann, C Halling, M Troell, N Kautsky, A Neori, G Kraemer, J Zertuche-Gonzalez, C Yarish & C Neefus. 2001.** Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37: 975-986.
- Chopin T, S Robinson, M Troell, A Neori, A Buschmann & J Fang. 2008.** Multithropic Integration for sustainable marine aquaculture. In: Jorgensen SE & BD Fath (eds). *Encyclopedia of ecology* 32: 463-475. Elsevier, Oxford.
- Deboer J & J Rhyter. 1977.** Potential yields from a waste recycling algal mariculture system. In: Krauss R (ed). *The marine plant biomass of the Pacific Northwest Coast*, pp. 231-249. Oregon State University Press, Corvallis.
- Figuroa FL, N Korbee, R Abdala, CG Jerez, M López-de la Torre, L Güenaga, MA Larrubia & JL Gómez-Pinchetti. 2012.** Biofiltration of fishpond effluents and accumulation of N-compounds (phycobiliproteins and mycosporine-like amino acids) versus C-compounds polysaccharides in *Hydropuntia cornea* (Rhodophyta). *Marine Pollution Bulletin* 64(2): 310-318.
- Fuentes J. 2014.** Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile. *Revista de Derecho*, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso 42: 441-477.
- Gross A, C Boyd & C Wood. 2000.** Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering* 24: 1-14.
- Hernández I, A Pérez-Pastor, J Vergara, J Martínez-Aragón, M Fernández-Engo & N Pérez-Lloréns. 2006.** Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima* from microscale to macroscale. *Aquaculture* 252: 43-53.
- Jackson C, N Preston, M Burford & P Thompson. 2003.** Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: The role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture* 226: 23-34.
- Jones A, W Dennison & N Preston. 2001.** Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture* 193: 155-178.
- Jones A, N Preston & W Dennison. 2002.** The efficiency and condition of oyster and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research* 33: 1-19.
- Lobban CS & PJ Harrison. 1994.** Seaweed ecology and physiology, 366 pp. Cambridge University Press, London.
- Lobban CS & MJ Winne. 1981.** The biology of seaweed, 786 pp. University of California Press, Berkeley
- Marshall W. 1991.** Biología de las algas. Enfoque fisiológico, 236 pp. Limusa, México D.F.
- Matos J, S Costa, A Rodríguez, R Pereira & I Sousa-Pinto. 2006.** Experimental integrated aquaculture of fish and red seaweed in Northern Portugal. *Aquaculture* 252: 31-42.
- Mugg J & M Rice. 2003.** The impacts of aquaculture oysters, *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) on water column nitrogen and sedimentation: results of a mesocosm study. *Aquaculture* 220: 407-422.
- Neori A, M Krom, S Ellner, C Boyd, D Popper, R Rabinovitch, P Davison, O Dvir, D Zuber, M Ucko, D Angel & H Gordón. 1996.** Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* 141: 183-199.
- Neori A, M Shpigel & D Ben-Ezra. 2000.** A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture* 186: 279-291.
- Neori A, T Chopin, M Troell, A Buschmann, G Kraemer, C Halling, M Shpigel & C Yarish. 2004.** Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231: 361-391.
- Paniagua-Michel J & O García. 2003.** Ex-situ bioremediation of shrimp culture effluent using constructed microbial mats. *Aquacultural Engineering* 28: 131-139.
- Pardo S, H Suárez & E Soriano. 2006.** Tratamiento de efluentes: una vía para la acuicultura responsable. *Revista Medicina Veterinaria y Zootecnia (MVZ)*, Universidad de Córdoba 11: 20-29.
- Perez R, R Kaas, F Campello, S Arbault & O Barbaroux. 1992.** La culture des algues marines dans le monde, 613 pp. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER). Service de la Documentation et des Publications (SDP), Plouzané.
- Porrello S, M Lenzi, P Tomassetti, E Persia, M Finoai & I Mercalati. 2003.** Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phyto treatment ponds system: II. Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. *Aquaculture* 219: 531-544.
- Ramos R & P Pizarro. 2018.** Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 53(1): 75-86.

- Ramos R, L Vinatea & R da Costa. 2008.** Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* por sedimentación y filtración de la ostra *Crassostrea rhizophorae*. Latin American Journal of Aquatic Research 36(6): 235-244.
- Ramos R, L Vinatea, W Seiffert, E Beltrame, J Santos & R da Costa. 2009.** Treatment of shrimp effluent by sedimentation and oyster filtration using *Crassostrea gigas* and *C. rhizophorae*. Brazilian Archives of Biology and Technology 52(3): 775-783.
- Ramos R, L Vinatea, J Santos & R Da Costa. 2010.** Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* mediante procesos de sedimentación, filtración y absorción. Latin American Journal of Aquatic Research 38(2): 188-200.
- Robledo D. 1993.** Cultivo, adaptación morfológica y fisiopatología de macroalgas marinas de interés industrial. Tesis Doctoral, Instituto de Algología Aplicada, Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 130 pp.
- Samocha T, J Friker, A Ali, M Shpigel & A Neori. 2015.** Growth and nutrient uptake of the macroalga *Gracilaria tikvahiae* cultured with the shrimp *Litopenaeus vannamei* in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) system. Aquaculture 446: 263-271.
- Schuenhoff A, M Shpigel, I Lupatsch, A Ashkenazi, F Msuya & A Neori. 2003.** A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. Aquaculture 221: 167-181.
- Shpigel M & A Neori. 1996.** The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive Land-based system: I. proportions of size and projected revenues. Aquacultural Engineering 15: 313-326.
- Silva A & AC Azevedo. 2006.** A new version of the statistical assistance software. In: Proceedings of the 4th World Congress on Computers in Agriculture and Natural Resources, pp. 393-396. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Orlando.
- Soto D & G Mena. 1999.** Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. Aquaculture 171: 65-81.
- SUBPESCA. 2003.** Política nacional de acuicultura (PNA), 76 pp. Subsecretaría de Pesca, Valparaíso.
- Timmons M, J Ebeling, F Wheaton, S Summerfelt & B Vinci. 2002.** Sistemas de recirculación para la acuicultura, 748 pp. Fundación Chile, Santiago.
- Troell M, P Rönnbäck, C Halling, N Kautsky & A Buschmann. 1999.** Ecological engineering in aquaculture: use of seaweeds for removing nutrients from intensive mariculture. Journal of Applied Phycology 11: 89-97.
- Troell M, C Halling, A Neori, T Chopin, A Buschmann, N Kautsky & C Yarish. 2003.** Integrated mariculture: asking the right questions. Aquaculture 226: 69-90.
- Van Khoi L & R Fotedar. 2011.** Integration of western king prawn (*Penaeus latisulcatus* Kishinouye, 1896) and green seaweed (*Ulva lactuca* Linnaeus, 1753) in a closed recirculating aquaculture system. Aquaculture 322/323: 201-209.
- Vega J, F Álvarez-Gómez, L Güenaga, FL Figueroa & JL Gómez-Pinchetti. 2020.** Antioxidant activity of extracts from marine macroalgae, wild-collected and cultivated, in an integrated multi-trophic aquaculture system. Aquaculture 522: 735088. <<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735088>>
- Vinatea L. 1999.** Acuicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aquicultura brasileira, 310 pp. Editora UFSC, Florianópolis.

Recibido el 24 de enero 2020 y aceptado el 6 de noviembre de 2020