

TỔNG QUAN VỀ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG DO CHẤT DINH DƯỠNG TRONG NUÔI TRỒNG THỦY SẢN

AN OVERVIEW OF ENVIRONMENTAL POLLUTION AND NUTRIENTS IN AQUACULTURE

Nguyễn Văn Quỳnh Bôi, Tôn Nữ Mỹ Nga và Trương Thị Bích Hồng*

Viện Nuôi trồng thủy sản, Trường Đại học Nha Trang

Tác giả liên hệ: Trương Thị Bích Hồng; Email: hongttb@ntu.edu.vn

Ngày nhận bài: 22/04/2024; Ngày phản biện thông qua: 19/09/2024; Ngày duyệt đăng: 10/12/2024

TÓM TẮT

Ô nhiễm do các thành phần dinh dưỡng thải ra từ hoạt động nuôi trồng thủy sản đưa đến hai tác động tiêu cực chính là làm suy giảm chất lượng nước và biến đổi môi trường đáy. Nước thải từ những cơ sở nuôi thủy sản, đặc biệt là nuôi thâm canh, chứa nhiều thành phần dinh dưỡng và chuyển hóa từ chất dinh dưỡng ở dạng hòa tan (như chất thải hòa tan từ trao đổi chất, chất dinh dưỡng hòa tan từ thức ăn và phân) hoặc chất thải rắn (thức ăn thừa và phân). Đối với cột nước, các chất thải làm gia tăng hàm lượng dinh dưỡng tại vùng nước tiếp nhận gây nên hiện tượng phú dưỡng. Đối với nền đáy, sự lắng tụ các chất thải làm biến đổi sinh cảnh, nhất là tình trạng yếm khí. Đây cũng là nguyên nhân chính gây ra những ảnh hưởng tiêu cực đến khu hệ sinh vật đáy. Cần tiếp cận vấn đề theo cả hai hướng là quy hoạch-quản lý và cải tiến về kỹ thuật nói chung bao gồm cả kỹ thuật nuôi và xử lý nước thải nhằm giảm ảnh hưởng của hoạt động nuôi thủy sản đến môi trường.

Từ khóa: Ô nhiễm môi trường, dinh dưỡng hòa tan, nitrogen, phosphorus, chất rắn

ABSTRACT

Environmental pollution by nutrients released from aquaculture activities leads to two main negative impacts that are deterioration of water quality and changes in the bottom environment. Waste water from aquaculture facilities, especially intensive aquaculture, contains many nutrients and metabolites from nutrients in dissolved form (such as soluble metabolic waste, dissolved nutrients from feed and feces) or solid waste (uneaten feed and feces). For the water column, wastes increase the nutrient content in the receiving waters that leads to eutrophication. For the bottom substrate, the accumulation of wastes changes the habitat, especially anaerobic conditions. This is the main reason causing negative affects on the benthic biota. Addressing this problem requires a dual approach of zoning management and technical improvements, including enhanced farming practices and wastewater treatment techniques, to mitigate the environmental impact of aquaculture activities.

Keywords: Environmental pollution, dissolved nutrients, nitrogen, phosphorus, solids

I. MỞ ĐẦU

Ngành nuôi trồng thủy sản được đánh giá là một trong những lĩnh vực sản xuất có sự tăng trưởng nhanh nhất trên thế giới vào năm 2014 [25]. Trong những năm gần đây, nuôi trồng thủy sản vẫn luôn cho thấy tốc độ phát triển cao với tổng sản phẩm nuôi thủy sản đạt đến 87,5 triệu tấn trong năm 2020, cao hơn 60% so với sản lượng trung bình ở thập niên 1990 [26]. Tuy nhiên, cùng với điều đó, hoạt động nuôi thủy sản cũng đưa đến những ảnh hưởng không mong muốn đối với môi trường [7, 37, 41, 47]. Do đó, tác động của hoạt động nuôi thủy sản ngày càng được chú ý nhằm hướng

đến phát triển thân thiện với môi trường. Theo đó, ô nhiễm môi trường do nuôi thủy sản là một vấn đề cần được xem xét.

Theo khía cạnh ô nhiễm, môi trường nước bị thay đổi bởi dòng thải từ hoạt động nuôi thủy sản và xảy ra ở hàng loạt dạng (như phú dưỡng, tăng độ đục, xuất hiện khí độc) với nhiều cơ chế (điển hình như phân hủy, lắng tụ) [10]. Do đó, việc đánh giá ô nhiễm nước do nuôi trồng thủy sản có thể được tiếp cận theo nhiều cách khác nhau. Tuy nhiên, vì lý do này, việc so sánh các trường hợp cụ thể có thể gặp khó khăn. Cụ thể, đối với vùng biển quốc tế, mặc dù khái niệm ô nhiễm đã được nêu rõ ở mục 4, điều 1, phần

mở đầu của Công ước Liên Hiệp Quốc về Luật Biển năm 1982 (UNCLOS) nhưng UNCLOS không đề cập đến các quy chuẩn chất lượng môi trường biển [4]. Mặt khác, theo Inglezakis và cộng sự (2016), chưa có bất kỳ định nghĩa thống nhất nào về Quy chuẩn Chất lượng Môi trường (Environmental Quality Standard - EQS) trong các hệ thống luật pháp trên toàn thế giới [27]. Do đó, chưa tìm thấy một định nghĩa thống nhất về ô nhiễm môi trường nước trên bình diện quốc tế cũng như ô nhiễm nước gây ra do nuôi thủy sản.

Về tổng thể, ô nhiễm do nuôi thủy sản là suy giảm chất lượng nước và biến đổi bất lợi của môi trường đáy. Phạm vi ảnh hưởng của dòng thải từ hoạt động nuôi thủy sản phụ thuộc phần lớn vào vị trí nuôi và loại hình trang trại (quy mô và mức độ thâm canh) cũng như các công nghệ sản xuất và phương pháp quản lý được áp dụng [17, 40, 42]. Điển hình, Aissaoui và cộng sự (2023) chỉ ra rằng lượng xả thải của trang trại nuôi cá và sự phân tán chất thải phụ thuộc vào chu kỳ và quy mô sản xuất, các thông số thủy động lực cũng như số lượng và thành phần thức ăn sử dụng [8]. Tác động môi trường của nuôi thủy sản có thể được phân chia thành 2 nhóm: gần khu vực nuôi (near-field) và xa khu vực nuôi (far-field). Trái với tác động gần khu vực nuôi, các ảnh hưởng xa khu vực nuôi không được biết rõ chủ yếu do chúng thường chỉ là một trong nhiều nguồn gây tác động và việc đánh giá ảnh hưởng tương ứng của hoạt động nuôi thủy sản là rất khó khăn [49].

Theo Schneider và cộng sự (2005), ô nhiễm môi trường nước là một trong những tác nhân hạn chế sự phát triển nuôi trồng thủy sản với hai tác nhân chính gây ô nhiễm là nitrogen (N) và phosphorus (P) [46]. Mở rộng hơn, Aissaoui và cộng sự (2023) cho rằng đối với trại nuôi cá, bên cạnh N và P, chất lơ lửng cũng là tác nhân chính gây ô nhiễm [8]. Xét theo dạng tồn tại, chất thải của nuôi trồng thủy sản có thể được phân loại thành chất thải rắn và chất thải hòa tan [22]. Tuy nhiên, trong môi trường nước thường có sự chuyển dạng chất rắn thành chất tan, chủ yếu là các hợp chất hữu cơ dễ bị phân hủy sinh học, theo đó, có thể tạo nên những

tác nhân ô nhiễm thứ cấp. Do đó, phân loại tác nhân gây ô nhiễm theo các dạng tồn tại của tác nhân chỉ có tính tương đối.

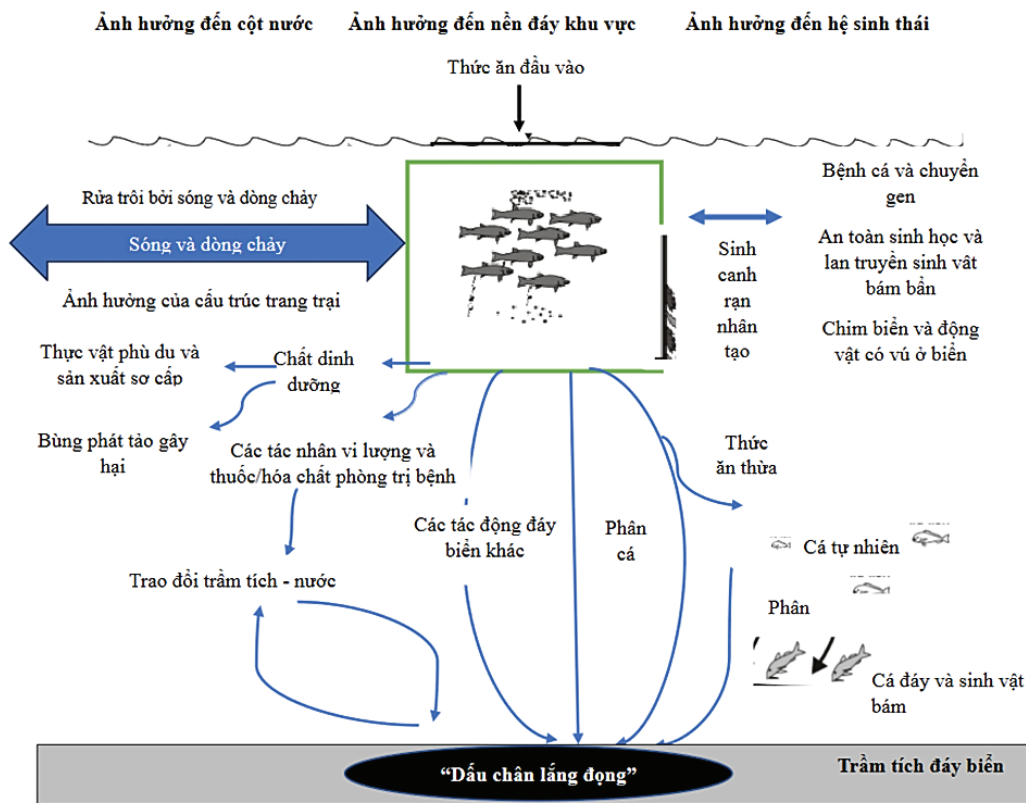
Trong bài viết này, những tác nhân gây ô nhiễm được phân loại đơn giản thành chất dinh dưỡng (N và P) ở dạng các hợp chất hòa tan hoặc chất thải rắn. Cố gắng của chúng tôi nhằm tổng hợp kết quả một số nghiên cứu đối với các tác nhân gây ô nhiễm được thải ra từ hoạt động nuôi thủy sản, đặc biệt là các cơ sở nuôi thâm canh, với sự chú ý đến các kết quả đạt được và những vấn đề cần quan tâm.

II. CHẤT DINH DƯỠNG (NUTRIENTS) GÂY Ô NHIỄM TỪ HOẠT ĐỘNG NUÔI THỦY SẢN

Bên cạnh C (carbon), hai thành phần dinh dưỡng chủ yếu trong nuôi thủy sản là N và P. Tuy nhiên, các đối tượng nuôi chỉ có thể sử dụng một tỷ lệ thấp những thành phần dinh dưỡng này. Điển hình, Zhang và cộng sự (2015) đã chỉ ra rằng hiệu quả sử dụng thay đổi từ 11,7% đến 27,7% đối với N và từ 8,7% đến 21,2% đối với P. Điều này làm cho hoạt động nuôi thủy sản tiềm ẩn nguy cơ gây ô nhiễm môi trường cao [53]. Theo đó, ngày càng có nhiều lo ngại về tác động của các chất dinh dưỡng từ việc xả nước thải nuôi thủy sản vào môi trường [17]. Các chất được phân loại là tác nhân gây ô nhiễm có nguồn gốc từ chế độ ăn trong dòng thải từ các trang trại nuôi thủy sản về cơ bản là những thành phần không được tiêu hóa hoặc sản phẩm bài tiết từ quá trình trao đổi chất [22]. Như đã đề cập trên đây, hai thành phần này được thải ra có thể dưới dạng vô cơ hoặc hữu cơ [44], ở dạng rắn [38] hoặc hòa tan [44]. Hoạt động nuôi trồng thủy sản trên biển không chỉ ảnh hưởng trực tiếp đến nền đáy của khu vực nuôi mà còn ảnh hưởng đến toàn bộ cột nước và hệ sinh thái xung quanh khu vực nuôi. Chất dinh dưỡng dư thừa từ hoạt động cho ăn, chất thải của đối tượng nuôi một phần làm thức ăn cho cá tự nhiên, một phần lắng đọng xuống trầm tích đáy, một phần bị sóng và dòng chảy phát tán phân bố vào trong cột nước được phân hủy tạo thành muối dinh dưỡng cung cấp cho thực vật phù du và sinh vật sản xuất sơ cấp phát triển. Một số mầm bệnh xuất hiện trên

đối tượng nuôi trồng thủy sản có thể là mầm bệnh lây nhiễm cho các loài cá tự nhiên. Thuốc kháng sinh sử dụng trong nuôi trồng thủy sản có thể gây mất an toàn sinh học đối với các sinh vật trong hệ sinh thái ở khu vực nuôi trồng thủy sản (Hình 1).

Theo Qi và cộng sự (2019), N và P được đối tượng nuôi bài tiết vào môi trường ở dạng vô cơ hòa tan; trái lại, N và P trong thức ăn thừa và phân được thải ra ở dạng hạt hữu cơ. Một phần của các hạt này sẽ hòa tan và trở thành dạng hữu cơ hòa tan [44].



Hình 1. Tổng quan về các tác động môi trường tiềm ẩn từ hoạt động nuôi lồng biển diên hình với cá là đối tượng minh họa (Forrest và cộng sự, 2007; trích từ Lee, 2015 [34]).

Bảng 1. Dạng tồn tại (hoặc thành phần) tác nhân ô nhiễm phát thải từ hoạt động nuôi thủy sản

Thành phần (hoặc dạng tồn tại)	Đối tượng nuôi	Hệ thống nuôi	Thức ăn	Lượng phát thải	Nguồn tham khảo
Chất lơ lửng					
Chất rắn lơ lửng	Cá hồi Naury	-	-	1 – 100 mg l ⁻¹	Bergheim và cộng sự, 1985; trích từ Ingram, 1998 [28]
Lơ lửng	-	NA	-	25-30% lượng thức ăn/ngày	Bao và cộng sự, 2019 [12]
Các dạng N					
N	Cá	-	-	50% - 80% từ TA	Schneider và cộng sự, 2005 [46]
N	Cá	NL	Cá tạp	83% từ TA	Qi và cộng sự, 2019 [44]
N	Cá	NL	-	132,5 kg/tấn SP	Islam (2005) [29]
N	Cá	NL	TA viên	69% từ thức ăn	Qi và cộng sự, 2019 [44]

Thành phần (hoặc dạng tồn tại)	Đối tượng nuôi	Hệ thống nuôi	Thức ăn	Lượng phát thải	Nguồn tham khảo
N	Nhiều loài (*)	NA	-	17%	Kawasaki và cộng sự, 2016 [30]
N	Cá hồi vân	-	-	20 – 90 kg/tấn SP/năm	Baldwin, 1998 [11]
N	Cá tra	NA	-	25,19- 46,6 kg/ tấn SP	Kiều và cộng sự, 2019 [3]
N	Cá biển	NL	Cá tạp	91% từ TA	Hà và Bộ, 2016 [1]
N	Tôm sú	NA	-	31,5%	Kawasaki và cộng sự, 2016 [30]
N	Tôm hùm	NL biển	Cá tạp	257,49 g/kg SP	An và Tuan, 2012 [9]
N vô cơ hòa tan	Cá	NL	Cá tạp	57% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
N vô cơ hòa tan	Cá tra	NA	-	0,5 – 11,6 ppm	Khôi và cộng sự, 2012 [2]
N hòa tan	Cá hồi vân	-	-	48% N tiêu hóa	Dalsgaard và Pedersen, (2011) [20]
N hữu cơ dạng hạt	Cá	NL	TA viên	17% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
Tái lơ lửng chuyển thành N hữu cơ hòa tan	Cá	NL	Cá tạp	4% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
	Cá	NL	TA viên	3% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
Các dạng P					
P	Cá	-	-	15% - 65% từ TA	Schneider và cộng sự, 2005 [46]
P	Cá	NL	Cá tạp	90% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
P	Cá	NL	TA viên	82% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
P	Cá	NL	-	25 kg/tấn SP	Islam, 2005 [29]
P	Nhiều loài (*)	NA	-	28,1%	Kawasaki và cộng sự, 2016 [30]
P	Cá hồi	-	-	16 – 27 kg/tấn SP	Ingram, 1998 [28]
P	Cá hồi vân	-	-	4 – 20 kg/tấn SP/năm	Baldwin, 1998 [11]
P	Cá tra	NA	-	9,9-18,4 kg/ tấn SP	Kiều và cộng sự, 2019 [3]
P	Cá biển	NL	Cá tạp	90% từ TA	Hà và Bộ, 2016 [1]
P	Tôm sú	NA	-	19,3%	Kawasaki và cộng sự, 2016 [30]
P hòa tan	Cá hồi vân	-	-	1% P tiêu hóa	Dalsgaard và Pedersen, 2011[20]
P vô cơ hòa tan	Cá	NL	Cá tạp	34% từ từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
P vô cơ hòa tan	Cá	NL	TA viên	32% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
P vô cơ hòa tan	Cá	NA	-	0,05 – 7,7 ppm	Khôi và cộng sự, 2012 [2]
P hữu cơ dạng hạt	Cá	NL	TA viên	50% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
Tái lơ lửng chuyển thành P hữu cơ hòa tan	Cá	NL	Cá tạp	8% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]
	Cá	NL	TA viên	7,6% từ TA	Qì và cộng sự, 2019 [44]

Ghi chú: * Chủ yếu là cá rô phi, cá da trơn và tôm càng xanh. -: Không nêu rõ; ppm: tỷ lệ phần triệu (part per million), TA: thức ăn; SP: sản phẩm; N: Nitrogen; P: Phosphorus; NA: Nuôi ao; NL: nuôi lồng

Một số kết quả tổng hợp được thể hiện ở Bảng 1 cho thấy các công bố về đến tác nhân ô nhiễm liên quan đến dinh dưỡng phát thải từ hoạt động nuôi thủy sản tập trung nhiều nhất vào hai thành phần là N và P. Tuy nhiên, lượng phát thải được các tác giả đánh giá theo những đơn vị (hoặc phương thức xác định) khác nhau nên việc so sánh gặp khó khăn. Nhìn chung, N và P phát thải vào trong môi trường nước phụ thuộc vào nhiều yếu tố khác nhau như đối tượng nuôi, hệ thống nuôi và loại thức ăn sử dụng. Trong đó, việc sử dụng cá tạp để nuôi lồng cá biển phát thải N và P vào môi trường nước cao nhất, tương ứng lần lượt 91% và 90% các thành phần dinh dưỡng này trong thức ăn. Ngược lại, N và P phát thải vào nước thấp nhất lần lượt đạt 17% ở mô hình nuôi ao với đối tượng chính là cá rô phi và 19,3% ở mô hình nuôi tôm sú trong ao. Các kết quả về những dạng N và P phát thải khác (vô cơ hòa tan, hữu cơ dạng hạt, tải lơ lửng chuyển thành hữu cơ hòa tan), và các thành phần lơ lửng chưa được tìm thấy nhiều.

1. Dạng hòa tan

N và P ở dạng hòa tan là những thành phần dinh dưỡng quan trọng của thực vật thủy sinh và sự gia tăng của chúng có thể ảnh hưởng nghiêm trọng đến trạng thái cân bằng của các hệ sinh thái thủy sinh [38].

1.1 Nitrogen

N chủ yếu được bài tiết qua mang động vật đi vào môi trường nước dưới dạng ammonia (NH_3) và được chuyển hóa thành nitrite (NO_2^-) và nitrate (NO_3^-) tùy thuộc vào hoạt động sinh học trong cột nước [22]. Bên cạnh đó, hàm lượng N trong nước còn do sự phân hủy chất rắn có nguồn gốc từ phân và thức ăn thừa [50].

Ammonia tồn tại ở hai dạng, dạng không ion hóa và dạng ion hóa (NH_3 và NH_4^+). Trong nước, cả hai tồn tại ở trạng thái cân bằng với tỷ lệ được xác định bởi nhiệt độ nước và pH của nước [24]. Theo Boyd (2003), Hiệp hội nuôi trồng thủy sản toàn cầu (Global aquaculture alliance - GAA) khuyến nghị giới hạn 5 mg/L đối với tổng nitrogen dưới dạng ammonia (total ammonia nitrogen) bao gồm ammonia không ion hóa (NH_3) và ion hóa (NH_4^+) trong quản lý

nước thải nuôi trồng thủy sản [14]. Hội đồng Tư vấn Nghề cá Nội địa Châu Âu của FAO đặt giới hạn 0,025 mg/L là nồng độ tối đa cho phép đối với NH_3 [24].

Nitrite (NO_2^-) không bền và dễ được oxi hóa thành nitrate (NO_3^-). NO_2^- cũng có độc tính [22]. Cụ thể, nitrite gây ra chứng methemoglobinemia ở một số loài cá như cá da trơn Bắc Mỹ, cá hồi, cá chép và cá rô-phi [50]. Trái lại, NO_3^- được xem là không độc hại một cách tương đối [47] là do tính thấm của mang thấp đối với ion này [16]. Một số tác giả cho rằng ion này không độc đối với cá ngay cả khi nồng độ lên đến 200 mg/L [22]. Tuy nhiên, nghiên cứu của Yang và cộng sự (2019) cho thấy rằng ở nồng độ 165 mg/L, NO_3^- có ảnh hưởng mãn tính đến sức khỏe của cá trác đá (spotted knifejaw - *Oplegnathus punctatus*) ở giai đoạn ấu niên (juvenile) [51]. Theo đó, các giả đề nghị cần thử nghiệm độc tính sâu hơn ở mức thấp hơn mức độ để cung cấp thông tin phòng ngừa ngộ độc nitrate mãn tính đối với cá trác đá nói riêng và động vật thủy sinh nói chung. Mặt khác, NO_3^- cũng gây ra những ảnh hưởng tiêu cực cho môi trường vì làm tăng dinh dưỡng của thủy vực tiếp nhận xả thải và cùng với phosphorus, gây ra hiện tượng phú dưỡng [22]. NO_3^- có thể tích lũy trong hệ thống nuôi theo thời gian lên mức cao đến 400–500 mg/L [45]. Theo đó, tùy thuộc vào tần suất thay nước và thời điểm nước đó được giải phóng, sẽ tác động tiêu cực đến nguồn nước tiếp nhận [22].

1.2 Phosphorus

Phosphorus (P) trong thức ăn không được hấp thụ và tích tụ trong các mô cơ thể của vật nuôi sẽ được bài tiết vào nước theo hai phương thức- qua phân (phosphorus khó tiêu) hoặc qua nước tiểu (phosphorus được hấp thụ vượt quá nhu cầu). Dù theo phương thức nào, cuối cùng phosphorus đều được chuyển hóa trở thành PO_4^{3-} [50]. Ngoài ra, P còn được chuyển hóa hoặc hòa tan từ phân bón hoặc sản phẩm phân hủy từ thức ăn ít được sử dụng và xác chết. Xem xét về mặt tác động, Tucker và Hargreaves (2012) cho rằng PO_4^{3-} không độc đối với cá [50]. Cụ thể hơn, nghiên cứu của Bussel và cộng sự (2013) đối với cá bơn (turbot-*Psetta maxima*)

ở giai đoạn ấu niên (juvenile) được nuôi thâm canh trong hệ thống tuần hoàn (recirculating aquaculture systems-RAS) cho thấy sự tích lũy PO_4^{3-} không gây tác động tiêu cực đến sức khỏe của cá và có thể ảnh hưởng tích cực hoạt động nuôi [15]. Tuy nhiên, khi được giải phóng vào môi trường, tùy theo hàm lượng, nó làm giàu thủy vực tự nhiên và dẫn đến sự phú dưỡng [44]. Theo cơ chế đặc thù, PO_4^{3-} có thể được hấp thụ bởi tảo hoặc phản ứng với Fe_3^+ , Al_3^+ , Ca_2^+ hoặc keo đất, hình thành nên dạng liên kết chặt chẽ [38]. Do đó, nước thải có hàm lượng P thấp hơn nhiều so với lượng P có trong thức ăn và phân bón bởi vì hầu hết đầu vào P được giữ trong trầm tích ao đĩa [50].

2. Dạng thải rắn

Theo quan điểm chất lượng nước, chất rắn có thể phân thành chất rắn không thể lọc và chất rắn có thể lọc. Chất rắn không thể lọc có đường kính $\leq 1 \mu m$. Chất rắn có thể lọc có đường kính $> 1 \mu m$ [5]. Dựa trên kích thước hạt, chất thải rắn từ hoạt động nuôi thủy sản thay đổi rất rộng và có thể được phân làm 4 nhóm: dạng hòa tan (có đường kính $< 0,001 \mu m$), dạng keo (có đường kính $0,001 \sim 1 \mu m$), dạng keo tính năng cao (có đường kính $1 \sim 100 \mu m$) và có thể lắng (có đường kính $> 100 \mu m$) [12]. Đơn giản hơn, chất các thải rắn từ nuôi thủy sản thành ba nhóm là có thể lắng, lơ lửng và mịn hoặc hòa tan [24].

Chất rắn trong nuôi thủy sản phát sinh từ thức ăn thừa, các chất chuyển hóa, màng sinh học, “bông sinh học” (biofloc), vi sinh vật, tảo, phân và các sản phẩm bài tiết, thậm chí là các hạt sét. Theo đó, đặc điểm của chất thải rắn như là nồng độ, tốc độ lắng và kích thước hạt phụ thuộc vào loài nuôi và kích thước đối tượng, thành phần thức ăn và cấu trúc hệ thống nuôi [12]. Các chất rắn có thể mang tổng lượng từ 7– 32% N và 30– 84% P trong nước thải nuôi trồng thủy sản. Mặc dù hoạt động của các trại nuôi cá đã thay đổi về mức độ thâm canh, cải thiện trong các vấn đề liên quan đến dinh dưỡng như công thức thức ăn, chế độ cho ăn... nhưng nồng độ chất rắn trong nước thải vẫn không thay đổi nhiều. Tuy nhiên, việc so sánh chặt chẽ với dữ liệu đã có gặp khó khăn [19].

Theo Bao và cộng sự (2019), hoạt động nuôi thủy sản tạo ra các chất rắn lơ lửng, đặc biệt là hệ thống ao đĩa nhiệt đới [12]. Theo các tác giả, bên cạnh vi tảo, sinh vật phù du và các hạt sét, thức ăn thừa là nguồn quan trọng tạo nên dạng chất thải này. Kelly và cộng sự (1997) đã chỉ ra rằng các trại cá nước ngọt ở Scotland thải ra lượng chất thải cao nhất trong suốt thời gian đầu; 80% các chất rắn lơ lửng ở dạng các hạt có kích thước $60 \sim 100 \mu m$ [31].

Cùng với chất rắn lơ lửng, các đối tượng nuôi còn tạo ra các chất rắn có thể lắng trong nước thải [38]. Hoạt động nuôi lồng xả chất thải trực tiếp vào môi trường, phần lớn trong số đó là chất rắn hoặc liên kết với vật liệu dạng hạt, và có tính lắng đọng. Do đó, việc mở rộng hoạt động nuôi lồng biển có thể đưa đến những tác động đáng kể đến hệ sinh thái biển và ven bờ [29]. Tổng quan của Price và cộng sự (2013) ước tính $\frac{1}{2}$ tổng N và P từ đầu vào thải ra môi trường ở dạng các chất rắn và chúng cuối cùng tạo nên trầm tích ở vùng nuôi hoặc khu vực lân cận [43]. Tuy nhiên, lượng N và P tích lũy trong trầm tích khác nhau phụ thuộc vào nhiều nhân tố như đối tượng nuôi, thức ăn sử dụng, hoạt động quản lý, tốc độ dòng chảy, cấu trúc nền đáy, thời gian nuôi... Diễn hình như hoạt động nuôi lồng biển với quy mô trang trại nhỏ (80 tấn sản phẩm/năm) tại bán đảo Gran Canaria, Tây Ban Nha, cá tráp (*Sparus aurata*) được cho ăn thức ăn viên với thời gian hoạt động ngắn (năm đầu tiên) và tốc độ dòng chảy trung bình (6 cm/s) chưa đưa đến ảnh hưởng không mong muốn của việc tích lũy trầm tích hữu cơ [23].

Tóm lại, chất rắn thải ra từ hoạt động nuôi thủy sản rất đa dạng và thay đổi tùy thuộc vào nhiều yếu tố. Một phần các chất rắn có thể tích lũy dưới dạng trầm tích yếm khí nhưng đa số nhanh chóng bị phân hủy giải phóng N [43, 49] và P [23] vào nước ở những dạng khác nhau. Sự phân hủy có thể xảy ra trong cột nước nhưng đa số diễn ra ở lớp bề mặt của trầm tích đáy. Tốc độ phân hủy các chất hữu cơ này phụ thuộc nhiệt độ, oxy hòa tan, pH và số lượng cũng như chất lượng vật chất hữu cơ [50].

III. TÁC ĐỘNG TIÊU CỰC DO Ô NHIỄM BỞI THÀNH PHẦN DINH DƯỠNG TỪ HOẠT ĐỘNG NUÔI TRỒNG THỦY SẢN

1. Tác động tiêu cực

Ảnh hưởng đáng lưu ý nhất của chất thải từ hoạt động nuôi thủy sản là gia tăng hàm lượng dinh dưỡng đối với các thủy vực tự nhiên [11], dẫn đến gia tăng quần xã sinh vật phù du và vi sinh vật [38, 42], đặc biệt ở những thủy vực có dòng chảy yếu hoặc nghèo dinh dưỡng [17]. Bên cạnh tác động trực tiếp đến động vật thủy sinh (tác động đến cấu trúc và hoạt động của mang bởi NH_3 , ảnh hưởng đến hoạt động của hệ tuần hoàn bởi NO_2^- ...) [47,50], hoạt động nuôi cá còn làm thay đổi cấu trúc dinh dưỡng (biến đổi tỷ lệ N:P) xung quang khu vực nuôi gây ảnh hưởng đến sự phát triển của thực vật và động vật phù du [44]. Ở hàm lượng cao, các chất rắn có thể làm tăng độ đục [22, 35]. Đồng thời, sự lắng tụ các chất rắn còn tạo ra trầm tích [23, 38], gây ảnh hưởng đến quần xã sinh vật đáy [12] do phá hủy sinh cảnh, xáo trộn môi trường và tác động đến năng lực môi trường mà cụ thể là làm giàu thành phần hữu cơ quanh trang trại, tăng các chất dinh dưỡng hoặc hóa chất hòa tan trong khu vực nuôi [12, 17, 23, 35, 39, 42]. Sự phân hủy các chất rắn hữu cơ có thể làm cạn kiệt oxy hòa tan trong cột nước, đặc biệt ở các hệ sinh thái tương đối tĩnh [17, 38].

Cụ thể, nghiên cứu của Morata và cộng sự (2013) về ảnh hưởng môi trường của trại nuôi cá tráp đầu vàng (*Sparus aurata*) ở vùng biển Tây- Bắc Địa Trung Hải đã xác nhận có sự khác biệt có ý nghĩa về hàm lượng chất hữu cơ, tổng phosphorus và thế oxy hóa- khử trong trầm tích cùng với sự thay đổi động vật đáy kích thước lớn [39]. Dựa theo các kết quả nghiên cứu trên cá hồi vân (rainbow trout - *Oncorhynchus mykiss*), Davidson và cộng sự (2009) nhận định rằng sự tích lũy các hạt có kích thước <20 μm và các chất rắn lơ lửng có khả năng gây ra những ảnh hưởng bất lợi cho mang cá. Đồng thời, sự tích lũy chất rắn, hạt mịn và các thành phần khác đã làm tăng lượng vi khuẩn dị dưỡng [21]. Nghiên cứu đối với hoạt động nuôi ao địa tôm thẻ chân trắng ở cửa sông Min River, Trung Quốc chỉ

ra rằng có sự thay đổi đáng kể về nồng độ dinh dưỡng vô cơ hòa tan cả trong cột nước và trong lớp nước mỏng ranh giới giữa các hạt trầm tích (sediment porewater). Quá trình chuyển động vật lý của nước và trầm tích đáy làm thay đổi độ dày và địa hình của giao diện trầm tích- nước. Sự tái huyền phù trầm tích do sóng, thủy triều hoặc các lực gây nhiễu khác như bàn chân của con người làm cho thành phần hòa tan trong lớp nước mỏng và các vùng trũng trên bề mặt trầm tích khuếch tán ra khỏi trầm tích và hòa trộn với nước ở phía trên. Trung bình nồng độ nitrite nitrogen (NO_2^-), nitrate (NO_3^-) và ammonium (NH_4^+) tính theo N, và phosphat (PO_4^{3-}) tính theo P trong lớp nước mỏng ranh giới giữa các hạt trầm tích này lần lượt cao hơn 3,53; 2,81; 29,68; và 6,44 lần so với nồng độ trong cột nước. Điều đó chỉ ra rằng trầm tích đóng vai trò là nguồn thật sự của các thành phần dinh dưỡng trong cột nước [51].

2. Phạm vi ảnh hưởng

Đối với khu vực ven bờ, Price và cộng sự (2013) nhận định rằng chất lượng nước bị suy giảm có thể được quan sát thấy xung quanh các trang trại gần bờ hoặc ở vùng triều là nơi có dòng chảy yếu và ở các trang trại sử dụng thức ăn bao gồm cá tạp thay thế cho thức ăn công nghiệp. Sự tích tụ thức ăn dư thừa và chất thải của cá sẽ làm thay đổi quá trình phân hủy hóa học và đồng hóa chất dinh dưỡng ở môi trường đáy. Ở những trang trại bị ảnh hưởng nặng, tình trạng kỵ khí trong lớp trầm tích kéo dài hàng trăm m (meter) ngoài phạm vi trang trại. Vật chất hữu cơ có thể tích lũy và đưa nền đáy đến tình trạng yếm khí và cuối cùng là không có sinh vật [43]. Đối với hoạt động nuôi lồng biển, tác động lên nền đáy do sự lắng đọng các vật liệu hữu cơ từ thức ăn thừa và phân cũng có thể giảm nhờ sự phân tán của dòng hải lưu. Tác động lên nền đáy có thể giảm ở môi trường xa bờ nhưng kỳ vọng “không có tác động” là không thực tế [33]. Khả năng gây thiệt hại nghiêm trọng và lâu dài đến sinh vật tầng nổi và sinh vật đáy được xác định <100 m tính từ lồng [43]. Trong trường hợp ở khu vực có dòng chảy tốt, thường không có ảnh hưởng nào ở

phạm vi cách lồng 30 m. Điển hình, nghiên cứu của Choi và cộng sự (2018) tại Vịnh Gamak, một vịnh nửa kín gần Yeosu trên bờ biển phía nam của bán đảo Triều Tiên đã cho thấy trầm tích trang trại nuôi cá có đặc điểm là điều kiện suy thoái mạnh với sự tích tụ NH_4^+ (1310 μM), PO_4^{3-} và H_2S (123 μM) cao hơn lần lượt là 15 và 1,5 lần so với giá trị xác định được tại điểm tham chiếu cách 50 m [18].

IV. CÁC GIẢI PHÁP ĐÃ ĐƯỢC KHUYẾN NGHỊ

Trong thực tế, làm giảm ô nhiễm môi trường do hoạt động nuôi thủy sản là vấn đề phức tạp và có liên quan qua lại giữa nhiều nhân tố. Do vậy, các giải pháp của các tác giả thường chỉ liên quan đến một vài nội dung trong toàn bộ vấn đề.

Theo Boi (2021), việc kết hợp các biện pháp/công cụ hành chính như quy hoạch, phân vùng, đánh giá tác động và giám sát môi trường môi trường với các biện pháp kỹ thuật như công nghệ nuôi tuần hoàn và biofloc không chỉ làm giảm ô nhiễm môi trường do hoạt động nuôi thủy sản mà còn hướng đến phát triển hoạt động này thân thiện với môi trường [13].

Price và cộng sự (2013) chỉ ra rằng sự cải thiện về thức ăn và hiệu quả cho ăn là những lý do chính đối với việc giảm lượng xả thải và chất lượng nước có thể chấp nhận trong hoặc gần lồng nuôi [43]. Zhang và cộng sự (2015) cho rằng việc cải thiện hiệu quả sử dụng thức ăn trong hệ thống nuôi lồng và duy trì chất dinh dưỡng trong hệ thống nuôi kín là cần thiết. Do đó, các chiến lược nhằm tăng cường tái sử dụng chất dinh dưỡng, bao gồm nuôi trồng thủy sản kết hợp nhiều bậc dinh dưỡng cần chú ý trong tương lai [53]. Theo hướng này, hoạt động nuôi trồng kết hợp động vật thủy sản với các loài thực vật (tảo biển) và các đối tượng ăn thực vật nhờ vào việc giảm thải chất dinh dưỡng bằng cách tái sử dụng [46].

Tiếp cận theo hướng xử lý nước thải, Kelly và Cripps (1998) đề xuất 3 phương pháp

bao gồm tách cơ học, lắng thụ động và xử lý sinh học (biological treatment). Hai phương pháp đầu nhằm loại bỏ chất thải rắn trong khi phương pháp thứ ba có tác dụng đối với cả chất thải rắn cũng như hòa tan [31]. Theo cách tiếp cận này, một số tác giả đã thử nghiệm việc sử dụng rong câu (*Gracilaria caudata*) hoặc/và artemia (*Artemia. franciscana*) [36] hay rong câu chỉ (*Gracilaria tenuistipitata*) [7] để xử lý N và P từ nước thải nuôi thủy sản với kết quả tích cực. Đối với chất thải rắn, áp dụng kỹ thuật tách riêng hạt (cơ học) với các lưới lọc có lỗ từ 60– 200 μm [19]. Ngay cả chất thải rắn lơ lửng cũng được giữ lại với lưới lọc có kích thước lỗ 2,0 μm [28]. Không chỉ sử dụng các bộ lọc (lọc tam giác, lọc trống xoay và lọc đĩa), Ingram (1998) còn khuyến nghị áp dụng các ao lắng và xây dựng các khu đất ngập nước (constructed wetland) để loại bỏ các vật liệu dạng hạt [28].

V. KẾT LUẬN

- Hai thành phần dinh dưỡng hòa tan chính có trong chất thải nuôi trồng thủy sản gây ô nhiễm môi trường là N và P. Nước thải từ các trang trại nuôi thủy sản góp phần gây phú dưỡng thủy vực tự nhiên.

- Chất rắn trong nuôi trồng thủy sản có nguồn gốc từ thức ăn thừa và chất thải của động vật nuôi rất đa dạng và thay đổi tùy thuộc vào nhiều yếu tố. Một phần chất rắn có thể tích lũy dưới dạng trầm tích yếm khí gây nên ô nhiễm nền đáy, phần lớn lượng chất rắn còn lại bị phân hủy giải phóng N và P vào nước góp phần gây ô nhiễm nguồn nước.

- Hoạt động nuôi trồng thủy sản không chỉ gây suy giảm chất lượng môi trường nước xung quanh trang trại mà còn làm biến đổi nền đáy với phạm vi ảnh hưởng thay đổi tùy thuộc trang trại nuôi lồng.

- Để giảm thiểu ô nhiễm môi trường do hoạt động nuôi thủy sản, cần tiếp cận theo cả hai hướng là quy hoạch – quản lý và cải tiến về kỹ thuật nói chung bao gồm cả kỹ thuật nuôi và xử lý nước thải.

Tài liệu tham khảo

Tiếng Việt

1. Trịnh Thị Lê Hà, Đoàn Văn Bộ (2016). Ước tính lượng phát thải dinh dưỡng từ hoạt động nuôi cá lồng tại vịnh Bến Bèo, Cát Bà, Hải Phòng. Tạp chí Khoa học ĐHQGHN: Các Khoa học Trái đất và Môi trường, Tập 32, Số 3S (2016) 77- 82.
2. Châu Minh Khôi, Hứa Hồng Nhã và Châu Thị Nhiên (2012). Sự tích tụ hàm lượng đạm, lân vô cơ và hữu cơ trong nước và bùn đáy ao nuôi cá tra thâm canh ở đồng bằng sông Cửu Long. Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ 2012:22a 17- 24.
3. Lê Diễm Kiều, Phạm Quốc Nguyên, Nguyễn Văn Công, Ngô Thụy Diễm Trang (2019). Tải lượng đạm, lân của ao nuôi thâm canh ca tra (*Pangasianodon hypophthalmus*) ở vùng nuôi ven sông chính và kênh nội đồng khu vực đồng bằng sông Cửu Long. Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn, Kỳ 1+2 tháng 2/2019, pp 211- 219
4. Liên Hiệp Quốc (1982). Công ước Liên Hiệp Quốc về Luật Biển (The United Nations Convention on the Law of the Sea) (Bản dịch).
5. Lê Trình, Phùng Chí Sỹ, Nguyễn Quốc Bình, Phạm Văn Vĩnh (1992). Các phương pháp giám sát và xử lý ô nhiễm môi trường (Hướng dẫn về KH-KT giám sát, đánh giá, xử lý ô nhiễm nguồn nước và không khí). Viện Kỹ thuật nhiệt đới và Bảo vệ môi trường – Ban Khoa học và Kỹ thuật Tỉnh Cần Thơ.
6. Lương Công Trung (2023). Nuôi trồng thủy sản: Tác động môi trường và hướng đến sự bền vững. Tạp chí Khoa học – Công nghệ Thủy sản, Số 4/2023 pp 137 – 154.
7. Nguyễn Hoàng Vinh, Nguyễn Thị Ngọc Anh và Trần Ngọc Hải (2020). Nghiên cứu khả năng hấp thụ đạm (N) và lân (P) trong nước thải nuôi tôm sú thâm canh của rong câu chỉ (*Gracilaria tenuistipitata*) ở các mật độ và chế độ sục khí khác nhau. Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ, Tập 56, Số chuyên đề: Thủy sản (2020) (2): 59-69

Tiếng Anh

8. Aissaoui, Y.I., Mokhbi-Soukane, D., Mezouar, K., Soukane, S. (2023). Numerical Investigation of the Impact of Onshore Fish Farming on the Western Coast of Algeria. Aquaculture Studies, 23(4), AQUAST934. <http://doi.org/10.4194/AQUAST93>
9. An N. B. T. and Tuan L. A. (2012). Current situation of spiny lobster (*Panulirus ornatus*) culture in Khanh Hoa province. Proceeding of 3rd workshop of national aquaculture young researcher – Hue 24-25/3/2012, pp 378 – 381.
10. Agarwal S. K. (2009). Water pollution. A P H Publishing Corporation 4435-36/7, Ansari Road, Darya Ganj, New Delhi- 110 002.
11. Baldwin D. S. (1998). Nutrients in Fresh water ecosystems. In: Brett A. Ingram (Ed), Towards Best Practice in Land-based Salmonid Farming: Options for treatment, re-use and disposal of effluent.
12. Bao W., Zhu S., Jin G., Ye Z. (2019). Generation, characterization, perniciousness, removal and reutilization of solids in aquaculture water: a review from the whole process perspective. Review in aquaculture Volume 11, Issue 4 Pages 1342-1366.
13. Boi N. V. Q. (2021). Chapter 10. Technological aspects of environmental management. In: Thomas Potempa, Lynn Besenyei, Nguyen Hoang Nam Kha, Rakpong Petkam (Eds), Environmental management education (focusing on aquaculture), TUNASIA Projects, Erasmus + Programme of the European Union; pp 88 – 112. (DOI: 10.26271/opus-1252)

14. Boyd C. E. (2003). Guideline for aquaculture effluents management at farm level. *Aquaculture* 226, 101-112.
15. Bussel G.J van C., Mahlmann L., Kroeckel S., Schroeder P. J., Schulz C. (2013). The effect of high ortho-phosphate water levels on growth, feed intake, nutrient utilization and health status of juvenile turbot (*Psetta maxima*) reared in intensive recirculating aquaculture systems (RAS). *Aquacultural Engineering* 57 (2013) 63–70.
16. Camargo A. J., Alonso A., Salamanca A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* Volume 58, Issue 9, Pages 1255-1267.
17. Crawford C. and MacLeod C. (2009). Predicting and assessing the environmental impact of aquaculture. In: Gavin Burnell and Geoff Allan (Eds), *New technologies in aquaculture– Improving production efficiency, quality and environmental management*. CRC press.
18. Choi A., Cho H., Kim B., Kim H. C., Jung R.H., Lee W. C., Hyu J. H. (2018). Effects of finfish aquaculture on biogeochemistry and bacterial communities associated with sulfur cycles in highly sulfidic sediments. *Aquaculture Environment Interaction*, Vol. 10: 413– 427.
19. Cripps S. J., Bergheim A. (2000). Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, Volume 22, Issues 1–2, Pages 33- 56.
20. Dalsgaard J., Pedersen P. B. (2011). Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Aquaculture* Volume 313, Issues 1–4, 15 March 2011, Pages 92- 99.
21. Davidson J., Good C., Welsh C., Brazil B., Summerfelt S. (2009). Heavy metal and waste metabolite accumulation and their potential effect on rainbow trout performance in a replicated water reuse system operated at low or high system flushing rates; *Aquacultural Engineering* 41 (2009) 136– 145.
22. Dauda A. B., Ajadi A., Tola-Fabunmi A. S., Akinwole A. O. (2019). Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. *Aquaculture and Fisheries*, Volume 4, Issue 3, May 2019, Pages 81-88.
23. Domínguez L. M., Calero G. L., Martín J. M. V., Robaina L. R. (2001). A comparative study of sediments under a marine cage farm at Gran Canaria Island (Spain). Preliminary results. *Aquaculture* 192, pages 225- 231.
24. Ebeling J. M. and Timmons M. B. (2012). Recirculating aquaculture systems. In: Tidwell J. H. (Ed). *Aquaculture production systems* (pp. 191– 244). A publication of World Aquaculture Society. John Willey & Son, Inc.
25. FAO (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture- Contributing to food security and nutrition for all*. FAO, Rome.
26. FAO (2022). *The state of World Fisheries and Aquaculture - Towards blue transformation*. FAO, Rome.
27. Inglezakis V.J., Pouloupoulos S.G., Arkhangelsky E., Zorpas A.A., Menegaki A.N. (2016). (Chapter 3 – Aquatic Environment. In: *Environment and Development*. Elsevier, Pages 137- 212)
28. Ingram B. A. (1998). A phosphorus model for trout farming in the Goulburn-Broken catchmen. In: Brett A. Ingram (Ed), *Towards Best Practice in Land-based Salmonid Farming: Options for treatment, re-use and disposal of effluent*.
29. Islam Md. S (2005). Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin* 50 (2005) 48– 61.

30. Kawasaki N, Kushairi M. R. M., Norio Nagao, Fatimah Yusoff, Akio Imai, and Ayato Kohzu (2016). Release of Nitrogen and Phosphorus from Aquaculture Farms to Selangor River, Malaysia, *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol. 7, No. 2.
31. Kelly L.A., Bergheim A. & Stellwagen J. (1997). Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. *Aquacult Int* 5, 65– 78.
32. Kelly L.A. and Cripps S. J. (1998). In: Brett A. Ingram (Ed), *Towards Best Practice in Land-based Salmonid Farming: Options for treatment, re-use and disposal of effluent*.
33. Langan R. (2012); *Ocean Cage Culture*; In: James H. Tidwell (Ed), *Aquaculture Production Systems* (2012), John Wiley & Sons, Inc, Pages: 135- 158.
34. Lee S. (2015). *The Potential Environmental Impacts from Spiny Lobster Aquaculture in Sea-cages*. Doctoral thesis, The University of Auckland.
35. Lin C. K, Yang Yi (2003). Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture* 226 (2003) 57 – 68.
36. Marinho-Soriano E., Azevedo C.A.A., Trigueiro T.G., Pereira D.C., Carneiro M.A.A., Camara M.R. (2011). Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and *Artemia*, *International Biodeterioration & Biodegradation* 65, 253– 257.
37. Mavraganis T., Constantina C., Kolygas M., Vidalis K., Nathanailides C. (2020). Environmental issues of Aquaculture development. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries* Vol. 24(2): 441 – 450 (2020).
38. Midlen A and Theresa A. Redding (1998). *Environmental management for Aquaculture*. Kluwer Academic Publishers.
39. Morata T., Falco S., Gadea I., Sospedra J. & Rodilla M. (2013). Environmental effects of a marine fish farm of gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the NW Mediterranean Sea on water column and sediment. *Aquaculture Research*, 1– 16 (doi:10.1111/are.12159)
40. Olsen L. M., Holmer M., Olsen Y. (2008). Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters- Literature review with evaluated state of knowledge, Technical Report. FHF project no. 542014.
41. Osmundsen C. T., Olsen S. M., Gauteplass A., Asche F. (2022). Aquaculture policy: Designing licenses for environmental regulation. *Marine Policy* 138 (<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.104978>)
42. Pillay T.V.R (2004). *Aquaculture and the Environment* (Second Edition). Blackwell Publishing
43. Price C. S, James A. and Morris Jr. (2013). *Marine Cage Culture and the Environment: Twenty-first Century Science Informing a Sustainable Industry*. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 164.
44. Qi Z., Shi R., Yu Z., Han T., Li C., Xu S., Xu S., Liang Q., Yu W., Lin H., Huang H. (2019), Nutrient release from fish cage aquaculture and mitigation strategies in Daya Bay, southern China, *Marine Pollution Bulletin* 146 (2019) 399– 407.
45. Rijn J. V. (1996). The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture-A review. *Aquaculture* 139, 181-201.
46. Schneider O., Sereti V., Eding E.H., Verreth J.A.J. (2005). Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 32 (2005) 379– 401.
47. Tomasso J.R. (1994). Toxicity of Nitrogenous Wastes to Aquaculture Animals. *Reviews in Fisheries Science*, 2(4): 291-314.
48. Tovar A., Moreno C., Manuel-Vez P. M., and García-Vargas M. (2000). Environmental Implications of

- Intensive Marine Aquaculture in Earthen Ponds. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 40, No. 11, pp. 981 - 988.
49. Tucker C. S., Hargreaves J. A., and Boyd C. E. (2008). Aquaculture and the Environment in the United States. In: Craig S. Tucker and John A. Hargreaves (Eds), *Environmental Best Management Practices for Aquaculture*. Blackwell Publishing.
50. Tucker C. and Hargreaves J. (2012). Ponds. In: J. H. Tidwell (Ed). *Aquaculture production systems* (pp. 245 – 278). A publication of World Aquaculture Society. John Willey & Son, Inc.
51. Yang P., Derrick Y.F. Lai, Baoshi J in, David Bastviken, Lishan Tan, Chuan Tong (2017). Dynamics of dissolved nutrients in the aquaculture shrimp ponds of the Min River estuary, China: Concentrations, fluxes and environmental loads. *Science of Total Environment* 603-604 (2017) 256-267.
52. Yang X., Song X., Peng L., Hallerman E., Huang Z. (2019). Effects of nitrate on aquaculture production, blood and histological markers and liver transcriptome of *Oplegnathus punctatus*. *Aquaculture* 501 387-396.
53. Zhang Y., Bleeker A. and Liu J. (2015). Nutrient discharge from China's aquaculture industry and associated environmental impacts. *Environ. Res. Lett.* 10 (2015) 045002 (doi:10.1088/1748-9326/10/4/045002)