

NUÔI TRỒNG THỦY SẢN: TÁC ĐỘNG MÔI TRƯỜNG VÀ HƯỚNG ĐẾN SỰ BỀN VỮNG

AQUACULTURE: ENVIRONMENTAL IMPACTS AND TOWARDS TO SUSTAINABILITY

Lương Công Trung

Viện Nuôi trồng thủy sản, Trường Đại học Nha Trang

(Email: trunglc@ntu.edu.vn)

Ngày nhận bài: 05/06/2023; Ngày phân biên thông qua: 25/09/2023; Ngày duyệt đăng: 15/12/2023

TÓM TẮT

Nuôi trồng thủy sản, lĩnh vực sản xuất thực phẩm phát triển nhanh nhất trên Thế giới, được coi là lựa chọn hàng đầu để giải quyết nhu cầu thực phẩm cho hành tinh với dân số ngày càng tăng. Tuy nhiên, những chỉ trích đã nảy sinh xung quanh nuôi trồng thủy sản, hầu hết liên quan đến việc phá hủy các hệ sinh thái như rừng ngập mặn để xây dựng trang trại nuôi trồng thủy sản, cũng như tác động môi trường của nước thải đối với hệ sinh thái tiếp nhận. Những lợi ích vốn có của nuôi trồng thủy sản như sản xuất lượng thực phẩm lớn và lợi nhuận kinh tế đã khiến cộng đồng khoa học tìm kiếm các chiến lược đa dạng để giảm thiểu tác động tiêu cực, thay vì giảm hay dừng hoạt động này. Nuôi trồng thủy sản có thể là một giải pháp tối ưu, nhưng hiện nay cũng là nguyên nhân gây ra nhiều vấn đề liên quan đến sức khỏe môi trường, tuy nhiên, các chiến lược mới được đề xuất đã chứng minh rằng có thể đạt được một nền nuôi trồng thủy sản bền vững. Các chiến lược như vậy cần được hỗ trợ và thực thi bởi các cơ quan môi trường khác nhau từ mọi Quốc gia. Ngoài ra, cải thiện pháp luật và quy định cho nuôi trồng thủy sản là một nhu cầu cấp thiết. Chỉ trong kịch bản như vậy, nuôi trồng thủy sản sẽ là một hoạt động bền vững.

Từ khóa: Nuôi trồng thủy sản, môi trường, sinh thái, sự bền vững

ABSTRACT

Aquaculture, the fastest growing food production sector in the world, is seen as the first choice to address the food needs of a planet with a growing population. However, criticisms have arisen around aquaculture, most related to the destruction of ecosystems such as mangroves to build aquaculture farms, as well as the environmental impact of the waste water to the receiving ecosystem. The inherent benefits of aquaculture such as large food production and economic returns have led the scientific community to search for diverse strategies to minimize negative impacts, rather than reducing or stopping these operations. Aquaculture may be an optimal solution, but is also currently the cause of many problems related to environmental health, however, newly proposed strategies have demonstrated that it can be achieved a sustainable aquaculture. Such strategies should be supported and implemented by various environmental agencies from all States. In addition, improving laws and regulations for aquaculture is an urgent need. Only in such a scenario would aquaculture be a sustainable practice.

Keywords: Aquaculture, environment, ecology, sustainability

I. MỞ ĐẦU

Nuôi trồng thủy sản cung cấp hơn một nửa sản phẩm thủy sản tiêu thụ trên thế giới. Đây là lĩnh vực sản xuất thực phẩm phát triển nhanh nhất và sẽ đóng vai trò quan trọng trong việc nuôi sống hành tinh với dân số ngày càng tăng. Năm 2020, sản lượng nuôi trồng thủy sản toàn cầu đạt kỷ lục 122,6 triệu tấn, với tổng giá trị 281,5 tỷ USD. Động vật thủy sản chiếm 87,5 triệu tấn và rong biển chiếm 35,1 triệu tấn.

Năm 2020, được thúc đẩy bởi sự mở rộng ở Chile, Trung Quốc và Na Uy, sản lượng nuôi trồng thủy sản toàn cầu đã tăng trưởng ở nhiều nơi. Châu Á tiếp tục thống trị ngành nuôi trồng thủy sản thế giới, sản xuất 91,6% tổng sản lượng [1].

Tiêu thụ thực phẩm thủy sản trên thế giới tăng đáng kể trong những năm gần đây và sẽ tiếp tục tăng, với tốc độ trung bình hàng năm 3,0% kể từ năm 1961, so với tốc độ tăng dân số

1,6%. Tính theo đầu người, mức tiêu thụ thực phẩm thủy sản tăng lên mức cao kỷ lục 20,5 kg vào năm 2019, trong khi giảm nhẹ xuống 20,2 kg vào năm 2020. Thu nhập tăng, đô thị hóa và những thay đổi trong xu hướng tiêu dùng sẽ thúc đẩy mức tiêu thụ thực phẩm thủy sản dự kiến tăng 15%, trung bình 21,4 kg bình quân đầu người vào năm 2030 [1].

Sản xuất động vật thủy sản được dự báo sẽ tăng thêm 14% vào năm 2030. Điều quan trọng là sự tăng trưởng này đi đôi với việc bảo vệ hệ sinh thái, giảm ô nhiễm, bảo vệ đa dạng sinh học và đảm bảo công bằng xã hội.

Tổng sản lượng thủy sản dự kiến đạt 202 triệu tấn vào năm 2030, chủ yếu nhờ vào tăng trưởng nuôi trồng thủy sản bền vững, dự kiến đạt 100 triệu tấn lần đầu tiên vào năm 2027 và 106 triệu tấn vào năm 2030 [1].

Năm 2050, sẽ có 9,7 tỷ người trên hành tinh và sự tăng dân số này sẽ gây áp lực rất lớn lên sản xuất lương thực nói chung và thủy sản nói riêng. Nguồn cung tự nhiên của nhiều loài cá đang chịu áp lực lớn. Khoảng 33% trữ lượng cá tự nhiên đã đạt đến giới hạn sinh học do các hoạt động đánh bắt hủy diệt và đánh bắt quá mức. Nuôi trồng thủy sản hiện đang được thực hiện ở 190 quốc gia và vùng lãnh thổ, với khoảng 600 loài nước ngọt, nước lợ và nước mặn được nuôi nhốt trong nhiều hệ thống và cơ sở nuôi ở các mức độ thâm canh và công nghệ khác nhau [2]. Phát triển nuôi trồng thủy sản bền vững vẫn rất quan trọng để đáp ứng nhu cầu ngày càng tăng về thực phẩm thủy sản và cung cấp cho người dân ở các nước đang phát triển nguồn protein sạch, đồng thời giảm áp lực đối với nguồn lợi tự nhiên.

Tuy nhiên, tăng trưởng nuôi trồng thủy sản thường diễn ra với cái giá phải trả về môi trường. Hoạt động nuôi trồng thủy sản đã và đang gây ra một số vấn đề nghiêm trọng về môi trường sinh thái, như phá hủy môi trường sống; tác động đến quần đàn tự nhiên; gây ô nhiễm môi trường do nước thải, dẫn đến phì dưỡng các thủy vực; nhiễm mặn và a-xít hóa nguồn nước/đất; làm thay đổi trầm tích, biến đổi dòng chảy và sinh vật đáy; và sự suy giảm chức năng của các vùng đất ngập nước.

Nuôi trồng thủy sản càng phát triển, tác động tiềm tàng của nó, dù tốt hay xấu, đối với môi trường sinh thái càng lớn. Những lợi ích vốn có của nuôi trồng thủy sản như sản lượng thực phẩm lớn và lợi nhuận kinh tế khiến cộng đồng khoa học tìm kiếm các chiến lược đa dạng để giảm thiểu các tác động tiêu cực, thay vì giảm hoặc dừng hoạt động này. Nuôi trồng thủy sản hiện nay cũng là nguyên nhân gây ra các vấn đề đa dạng liên quan đến sức khỏe môi trường. Tuy nhiên, một số mô hình nuôi trồng thủy sản bền vững sinh thái đã được nghiên cứu, thử nghiệm và chứng minh, tương lai có thể ứng dụng hướng đến sản xuất nuôi trồng thủy sản theo hướng bền vững sinh thái.

II. NỘI DUNG

II.1 Tác động môi trường của Nuôi trồng thủy sản

1.1 Thay đổi môi trường sống tự nhiên - Phá hủy hệ sinh thái rừng ngập mặn

Ao là hệ thống sản xuất nuôi trồng thủy sản phổ biến nhất trên Thế giới. Trong hầu hết các trường hợp, việc xây dựng ao đòi hỏi chuyển đổi môi trường sống trên cạn hoặc đất ngập nước sang môi trường sống dưới nước. Ao phải gần nguồn nước nên thường được xây dựng ở vùng bãi bồi ven biển và ven sông. Việc xây dựng ao trong hoặc gần vùng đất ngập nước ven biển, đặc biệt là việc chuyển đổi rừng ngập mặn nhiệt đới thành ao nuôi tôm, gây ra nhiều tranh cãi [3].

Rừng ngập mặn là nơi tích tụ trầm tích, chất gây ô nhiễm, nitơ, carbon [4], giảm thiểu xói mòn, duy trì chất lượng nước ven biển, cung cấp bãi đẻ cho sinh vật thủy sinh và các dịch vụ hệ sinh thái quan trọng cho cộng đồng ven biển, bao gồm ổn định đất đai và phòng chống bão. Rừng ngập mặn liên kết các hệ sinh thái trên cạn và biển ở khoảng 124 quốc gia có khí hậu nhiệt đới hoặc cận nhiệt đới, gồm thực vật ưa mặn, có lá quanh năm và phát triển mạnh ở các vùng bờ biển kín, cửa sông và vùng châu thổ [5].

Theo bản đồ rừng ngập mặn toàn cầu được phát triển bởi Global Mangrove Watch (GMW) [6], diện tích rừng ngập mặn trên thế giới khoảng 136.000 km² vào năm 2016. Đồng

Nam Á chiếm gần 1/3 tổng diện tích rừng ngập mặn, riêng Indonesia có gần 20%. Diện tích rừng ngập mặn đã bị mất khoảng 4,3% trong 20 năm, kể từ trước năm 2016. Tuy nhiên, tỷ lệ trung bình tình trạng mất rừng ngập mặn đang chậm lại trên toàn thế giới. Nhiều nguyên nhân gây ra tình trạng mất rừng ngập mặn, nhưng tác động trực tiếp của con người là chính, hơn 60%, bao gồm chuyển đổi sang đất nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản và đô thị hóa. Từ 1996 đến 2016, các bản đồ GMW thực sự đã xác định khoảng 15.262 km² (10,8%) diện tích rừng ngập mặn bị mất, đồng thời được bù đắp bằng khoảng 9.204 km² (6,5%) diện tích tăng thêm [6].

Một số tổn thất rừng ngập mặn lớn nhất xảy ra ở Đông Nam Á. Các khu vực có sự thay đổi mạnh mẽ bao gồm Đông và Bắc Kalimantan, Riau và Tây Papua (Indonesia); Sundarbans (Bangladesh và Ấn Độ); đồng bằng sông Cửu Long (Việt Nam) và đồng bằng Irrawaddy (Myanmar). Ở Châu Phi, đồng bằng Niger (Nigeria), đồng bằng Rufiji (Tanzania) và Guinea-Bissau có sự thay đổi đáng kể. Ở châu Mỹ, sự thay đổi đáng kể được thấy rõ ở Guiana thuộc Pháp, Bắc Brazil và Ecuador, tập trung quanh Guayaquil. Trên khắp Nam và Đông Nam Á, việc chuyển đổi sang ao nuôi cá đã có từ nhiều thế kỷ trước, trong khi làn sóng nuôi tôm bắt đầu ở đây vào những năm 1970 và nhanh chóng kéo dài, ngay sau đó lan tới Nam Mỹ. Đến năm 1997, Việt Nam, Philippines và Thái Lan đều đã mất một nửa hoặc nhiều hơn diện tích rừng ngập mặn [6]. Nạn phá rừng ngập mặn xảy ra ở cả 5 châu lục và độ che phủ rừng ngập mặn trên thế giới đã giảm từ 188.000 km² năm 1980 xuống 152.300 km² vào năm 2005, với tổng số 36.000 km² bị mất trong vòng 25 năm. Tỷ lệ mất rừng ngập mặn hàng năm giai đoạn 1980 - 1990 là 1,7% và 1,0% vào 1990 - 2000 [5].

Việc chuyển đổi sang ao nuôi trồng thủy sản là nguyên nhân chính dẫn đến mất rừng ngập mặn ở một số vùng ven biển, đặc biệt ở Đông Nam [7]. Nghiên cứu của Barbier và Sathirathai (2003), cho thấy sự phát triển nghề nuôi tôm ở Thái Lan đã làm biến đổi diện tích rừng ngập

mặn từ 312.700 ha giảm xuống 168.683 ha [8]. Theo báo cáo của Páez-Osuna (2001), các vùng đất thấp ven biển được chuyển đổi thành ao nuôi tôm chủ yếu bao gồm các bãi muối, đầm lầy, rừng ngập mặn và đất nông nghiệp. Tác động rõ ràng nhất và mối quan tâm lớn nhất đối với nghề nuôi tôm là việc phá hủy rừng ngập mặn và vùng đất ngập nước trong quá trình xây dựng ao nuôi tôm. Suy giảm rừng ngập mặn liên quan đến nuôi tôm ở châu Á và Trung Mỹ. Nhiều diện tích đất ngập nước đã được chuyển đổi thành trang trại nuôi cá măng và tôm ở Philippines (205.523 ha) (Chua 1992) và Indonesia (211.000 ha) (Chua 1992). Tương tự, 69.400 ha đất ngập nước đã được chuyển đổi thành trang trại nuôi tôm ở Thái Lan (Dierberg và Kiattisimkul 1996), 102.000 ha ở Việt Nam (Primavera 1998), 6.500 ha ở Bangladesh (Primavera 1998), 21.600 ha ở Ecuador (Alvarez et al. 1989), và 11.515 ha ở Honduras (Stonich 1995, De Walt et al. 1996) [9].

Việc xây dựng ao nuôi tôm kéo theo sự phá hủy rừng ngập mặn và số lượng quá nhiều các trại nuôi tôm tập trung dọc bờ biển dẫn đến giảm năng suất với tình trạng dịch bệnh và sự thất bại của doanh nghiệp. Việc chuyển đổi sinh kế từ nuôi trồng thủy sản sang đánh bắt là không thể vì các bãi đẻ và khu vực ương cá con đã bị phá hủy, do đó việc tạo quần đàn mới bị thay đổi và quần thể các sinh vật sống dưới nước hoang dã phải di cư đến các vùng thuận lợi hoặc chết hoàn toàn. Điều này nhấn mạnh sự cần thiết phải xem xét các lựa chọn sinh kế trong bối cảnh nuôi trồng thủy sản bền vững [10].

1.2 Tác động đến trầm tích và hệ sinh vật đáy biển

Chất thải từ các trang trại nuôi cá bao gồm các chất hòa tan và dạng hạt. Trong các chất hòa tan, chất dinh dưỡng nitơ và phot pho vô cơ làm tăng sự phát triển của tảo và có thể dẫn đến hiện tượng phú dưỡng, trong khi các hạt hữu cơ ảnh hưởng đến đáy, và có thể dẫn đến điều kiện môi trường kém. Chất thải dạng hạt cũng có thể làm thay đổi môi trường trầm tích và dẫn đến sự bao phủ lên bề mặt các sinh vật

ăn lọc, sống lâu như Bọt biển và San hô [11]. Chất thải hữu cơ được cho là có tác động lớn hơn các hạt vô cơ, vì chúng tiêu thụ oxy khi bị phân hủy. Nơi đáy biển có tỷ lệ lớn các hạt lắng đọng, lượng tiêu thụ oxy có thể cao đến mức xảy ra hiện tượng cạn kiệt oxy trong trầm tích, khiến quần xã động vật giảm mạnh [12].

Ở khu vực gần trang trại, quần xã sinh vật đáy có ít loài với số lượng cá thể lớn của một vài loài cơ hội, ở khoảng cách trung gian có sự đa dạng loài cao hơn và tại nơi cách xa 3 km, quần xã sinh vật đáy không bị ảnh hưởng [13]. Hệ động vật bám ở sinh cảnh đáy cứng và sâu (100-200 m) rất nhạy cảm với sự lắng đọng của các vật chất hữu cơ từ các trang trại. Các sinh vật bám như Bọt biển, Thích ty bào và Da gai không hiện diện trong bán kính 75 m xung quanh trang trại, và các cộng đồng sinh vật đáy hoàn toàn chiếm ưu thế bởi giun nhiều tơ cơ hội [14].

Xả thải từ nuôi trồng thủy sản tác động tiêu cực rõ ràng đến sinh trưởng, tỷ lệ sống và sinh sản của các rạn San hô ở các khu vực nhiệt đới và cận nhiệt đới [15]. Những thay đổi trong cấu trúc, đa dạng sinh học và sự bổ sung quần đàn của hệ động vật cố định dễ bị tổn thương đã được phát hiện ở các vùng biển ôn đới và nhiệt đới [16]. Môi trường sống ở các khu vực nông xung quanh các trại cá có thể bị ảnh hưởng bởi cả chất dinh dưỡng vô cơ hòa tan và các hạt mịn lơ lửng lắng đọng xuống đáy biển. Các chất dinh dưỡng vô cơ và các hạt bị pha loãng nhanh chóng một khi đưa ra xa và thường không thể theo dõi ngoài bán kính 500 m. Sự xả thải có ảnh hưởng thấp trong môi trường động, nhưng có thể tác động lớn ở các khu vực kín hơn, đặc biệt nếu trang trại gần bờ biển [14], nơi có những đồng cỏ biển, là môi trường sống quan trọng của cá con. Tác động của các hạt hữu cơ mịn lên cỏ biển đã được ghi nhận ở Địa Trung Hải, làm chậm tốc độ phát triển và giảm sự xuất hiện của cỏ biển trong vòng 400 m xung quanh trang trại [17].

Ngoài ra, có thể có những tác động gián tiếp đến các môi trường sống đáy biển dễ bị tổn thương hoặc giá trị từ các chất ô nhiễm trong phân hoặc thức ăn thừa. Sự xả thải của

thuốc trong thức ăn, chẳng hạn như chất làm ngon miệng, có thể ảnh hưởng đến động vật có vỏ kitin như tôm he, cua và tôm hùm. Đồng từ các chất chống hà và xenobiotica có thể tích tụ trong lớp trầm tích xung quanh các trại cá. Chất thải đồng có thể ảnh hưởng đến sự sinh sản của động vật [18] cũng như hệ thực vật [19].

1.3 Cạn kiệt nguồn nước ngầm, nhiễm mặn và axit hóa nước/đất

Nuôi tôm quy mô lớn dẫn đến sự suy thoái vật chất môi trường sông ven biển, rừng ngập mặn và đầm lầy bị tàn phá, nguồn cung cấp nước uống và nông nghiệp bị mặn hóa, và sụt lún đất do khai thác nước ngầm [9]. Việc bơm nước ngầm để cung cấp nước ngọt cho các trang trại nuôi tôm biển đã làm cạn kiệt và đôi khi nhiễm mặn nguồn cung cấp nước tại chỗ, gây ra tình trạng thiếu nước cho các cộng đồng ven biển.

Tại các tỉnh ven biển miền Trung Việt Nam, theo ước tính khoảng 16.380 - 27.300 m³ nước ngọt cần cho mỗi ha ao nuôi tôm trong một vụ để giảm độ mặn nước ao nuôi. Vào năm 2002, khoảng 20.000 ha ao nuôi cần 400 triệu m³ nước ngọt trong năm. Nguồn nước ngầm cạn kiệt thúc đẩy xâm nhập mặn là nguyên nhân chính khiến rừng phòng hộ ven biển bị chết. Tại Đồng bằng sông Cửu Long, việc luân canh Lúa - Tôm dẫn đến tình trạng xâm nhập mặn các vùng trồng Lúa và làm giảm năng suất Lúa.

Việc đưa nước mặn vào nuôi tôm nội địa làm tăng độ mặn của đất và nước do nước biển và phù sa thải vào các vùng nước nội địa [3]. Việc bơm khối lượng lớn nước ngầm để đạt được độ mặn của nước lợ trong các ao nuôi tôm vào những năm 1980 đến giữa những năm 1990 dẫn đến hạ thấp mực nước ngầm, làm rỗng các tầng chứa nước, sụt lún đất và nhiễm mặn các vùng đất và đường thủy lân cận ở Đài Loan và Đông Nam Á. Ngay cả khi nước ngọt không còn được bơm từ các tầng chứa nước, việc xả nước mặn từ các trang trại nuôi tôm năm sau rừng ngập mặn vẫn gây nhiễm mặn ở các vùng trồng Lúa liền kề và các vùng đất nông nghiệp khác [20].

Các trang trại nuôi trồng thủy sản đôi khi bị bỏ hoang do nhiều vấn đề (hoạt động, kinh tế,

vệ sinh, v.v...), và đất từ những trang trại đó vẫn còn nhiễm mặn, axit và bị xói mòn. Do đó, những loại đất này không thể sử dụng cho mục đích nông nghiệp và không sử dụng được trong thời gian dài. Ngoài ra, việc sử dụng vôi và các hóa chất khác trong nuôi trồng thủy sản để xử lý đất cũng có thể làm thay đổi các đặc tính hóa lý của đất, điều này có thể làm trầm trọng thêm các vấn đề trên [21].

1.4 Xử nước thải

Hoạt động nuôi trồng thủy sản dẫn đến xả thải các sản phẩm trao đổi chất như cặn bã, chất giã phân, chất bài tiết cùng thức ăn thừa, được coi là một trong những yếu tố quan trọng nhất gây ra tải lượng hữu cơ và chất dinh dưỡng trong khu vực lân cận trang trại thủy sản [22]. Các chất dinh dưỡng hòa tan, đặc biệt nitơ và photpho, và chất rắn lơ lửng được coi là những chất thải quan trọng nhất ảnh hưởng đến chất lượng nước của vùng sinh thái tiếp nhận nước thải [23], có thể dẫn đến suy thoái nguồn nước nếu khả năng đồng hóa của môi trường bị vượt quá [7].

Zhou et al. (2006) [24] ước tính 52 - 95% nitơ và 85% photpho đầu vào trong hệ thống nuôi cá biển từ thức ăn có thể bị thất thoát vào môi trường do thức ăn thừa, bài tiết, tạo phân và hô hấp. Tác động môi trường của nuôi cá biển phụ thuộc nhiều vào loài, phương pháp nuôi, mật độ thả, loại thức ăn, và chế độ thủy văn. Tovar et al. (2000) [25] tính toán lượng chất thải cho mỗi tấn cá nuôi gồm 9105 kg TSS (tổng chất rắn lơ lửng), 843 kg POM (chất hữu cơ dạng hạt), 235 kg BOD (nhu cầu oxy sinh hóa), 36 kg N - NH_4^+ , 5 kg N - NO_2^- , 7 kg N - NO_3^- và 3 kg P - PO_4^{3-} thải ra môi trường.

Trong các hệ thống nuôi tôm thâm canh, phần lớn thức ăn viên không được tôm đồng hóa [26], khoảng 10% lượng thức ăn bị phân rã và 15% tôm không ăn. Phần còn lại, 75%, được tôm ăn vào, nhưng 50% bài tiết ra dưới dạng chất thải chuyên hóa, tạo ra lượng lớn chất thải dạng khí, chất hòa tan và dạng hạt [27]. Tôm (Penaeid) chỉ có thể chuyển hóa khoảng 9 - 27% tổng lượng nitơ đầu vào [28, 29], 5 - 13% tổng lượng photpho [29] và 6 - 11% lượng carbon thành sinh khối thu hoạch. Tỷ lệ

lớn tổng lượng nitơ đầu vào, 35 - 66% [28, 29], và 46 - 65% tổng lượng photpho đầu vào [29] thải ra môi trường xung quanh. Nước thải từ ao nuôi tôm thường phong phú chất rắn lơ lửng; chất dinh dưỡng như amoniac, nitrat và nitrit; diệp lục a và nhu cầu oxy sinh hóa (BOD) [9].

Nồng độ nitơ và photpho tăng cao có thể gây ra phì dưỡng và phú dưỡng, hai quá trình chính của việc xả chất thải từ các trang trại nuôi trồng thủy sản trên đất liền hoặc dưới nước. Các chất dinh dưỡng và chất hữu cơ hòa tan kích thích sự phát triển nhanh chóng của vi khuẩn, thực vật phù du và động vật phù du [27]. Thành phần thực vật phù du có thể bị thay đổi [7, 30] cùng với sự nở hoa do dinh dưỡng tăng quá mức, tiếp đến là sự tàn lụi nhanh chóng và phân hủy [31], dẫn đến suy giảm chất lượng nước nghiêm trọng và hậu quả gây cá chết.

Trong các thủy vực hạn chế trao đổi nước, có nguy cơ tích tụ nhiều chất dinh dưỡng trong một khu vực nào đó. Trong trường hợp này, chất thải từ trang trại có thể làm thay đổi môi trường sống và cấu trúc quần thể và dẫn đến bùng phát dịch bệnh [32].

Những thay đổi khác về chất lượng nước ở gần các trang trại do sự xả mạnh chất thải có thể dẫn đến thay đổi cấu trúc và chức năng của các hệ sinh thái biển. Những thay đổi như vậy ban đầu có thể xảy ra ở thực vật phù du và thực vật đáy, sau đó lan truyền qua mạng lưới thức ăn biển. Thiệt hại đối với cấu trúc hệ sinh thái có thể bao gồm mất đa dạng sinh học và những thay đổi trong 'sự cân bằng của các sinh vật' có nghĩa là thay đổi về sự phong phú tương đối của các quần thể loài [33]. Sự làm giàu hữu cơ trong trầm tích sẽ chuyển hệ sinh thái sang bị thống trị bởi vi khuẩn, trùng lông (ciliates) và động vật đáy cỡ nhỏ (meiofauna) [34]. Ngoài ra, chất hữu cơ lắng đọng dưới đáy có thể dẫn đến sự phát sinh các điều kiện thiếu khí và đặc tính khử trong trầm tích và sản sinh khí độc (amoniac, metan và hydro sunfua).

Tổng lượng nitơ cung cấp cho sinh vật nuôi, chỉ 20 - 50% được giữ lại dưới dạng sinh khối, phần còn lại đưa vào cột nước hoặc trầm tích [35], và cuối cùng thải ra ngoài hướng tới các hệ sinh thái tiếp nhận. Chất thải gây ra tác động

đa dạng như sự nở hoa của thực vật phù du, đôi khi của các vi tảo độc, chẳng hạn như thủy triều đỏ [36], chôn vùi và làm chết sinh vật đáy, gây mùi hôi và sự hiện diện của mầm bệnh ở các vị trí xa thải. Tác động có thể nhiều hơn hoặc ít nghiêm trọng hơn tùy thuộc vào một số yếu tố như mức độ thâm canh của hệ thống, liên quan trực tiếp đến lượng thức ăn cung cấp [37]. Hệ số chuyển đổi thức ăn (FCR) là chỉ số về hiệu quả cho ăn và giữ lại nitơ và cacbon dưới dạng sinh khối của sinh vật nuôi. Sự phì dưỡng được xem như là làm giàu dinh dưỡng (N, P, C) cho cột nước, chủ yếu do bón phân, khoáng hóa chất hữu cơ, tái lơ lửng hạt trầm tích và bài tiết của sinh vật. Mối quan tâm lớn nhất ở khía cạnh này là việc sản xuất ngày càng nhiều các chất chuyển hóa nitơ, đặc biệt amoniac, rất độc ở dạng NH_3 đối với nhiều sinh vật thủy sinh [38].

1.5 Sự du nhập các loài ngoại lai

Sự du nhập số lượng lớn các loài cá và giáp xác ngoại lai cho mục đích nuôi trồng thủy sản đã và đang được thực hiện. Những tác động tiêu cực tiềm ẩn của “ô nhiễm sinh học” đối với sự du nhập như vậy được ghi nhận rõ ràng, bao gồm suy thoái môi trường vật chủ, chiếm chỗ các loài bản địa, suy thoái di truyền, cạnh tranh không gian và thức ăn, lây lan bệnh và ký sinh trùng [39, 40]. Rủi ro dịch bệnh mang tính cấp tính đặc biệt, hầu hết tất cả 20 loại virus xác định trên tôm biển đã được mô tả trên động vật nuôi [41]. Virus bệnh đốm trắng (White Spot Syndrome Virus, WSSV) và virus bệnh đầu vàng (Yellow Head Virus, YHV) đã gây ra thảm họa thiệt hại hàng triệu đô la ở các trang trại nuôi tôm khắp châu Á. Nguồn gốc của dịch bệnh WSSV bắt nguồn từ việc nhập khẩu vào Nhật tôm giống *P. japonicus* bị nhiễm bệnh từ các trại giống Trung Quốc, năm 1993 [42]. Kể từ đó, bệnh lan sang Trung Quốc, Đài Loan, Hàn Quốc, Ấn Độ, Philippines, Thái Lan, Việt Nam và cả các vùng nhiệt đới ở châu Mỹ [43]. Tại Philippines, nghiên cứu cho thấy 100% tôm sú nuôi nhiễm virus hoại tử cơ quan tạo máu và lập biểu mô (Hypothermal and hematopoietic necrosis virus, IHNV) so với tỷ lệ trung bình 51% ở 4 quần thể tôm sú hoang dã [44]. Hơn

nữa, sự thịnh hành IHNV giữa các quần thể tôm hoang dã tương ứng trực tiếp với thâm canh hóa nuôi tôm và suy thoái rừng ngập mặn.

Hệ thống nuôi lồng bè trên biển là con đường lây truyền của nhiều nhóm ký sinh trùng giữa cá nuôi và cá hoang dã. Sự sẵn có ngày càng nhiều của thức ăn và cấu trúc lồng nổi, có thể được các loài săn mồi sử dụng làm nơi ẩn nấp, là sự thu hút lớn các loài cá hoang dã, tạo thành các quần thể lớn và đa dạng ở các vùng lân cận [45]. Nhiều trường hợp đã biết về sự lây truyền mầm bệnh giữa quần đàn cá nuôi và quần thể hoang dã [46]. Những tương tác này và mật độ vật nuôi tăng do thâm canh có thể thuận lợi cho sự truyền bệnh [47]. Krkošek et al. (2007) [48] ghi nhận sự lây truyền ký sinh trùng rận biển từ cá hồi nuôi nhốt sang cá hồi hoang dã. Các tác giả đưa ra giả thuyết “nếu dịch bệnh tiếp tục bùng phát, sự tuyệt chủng cục bộ là chắc chắn, sự phong phú của cá hồi hồng (*Oncorhynchus gorbuscha*) sẽ giảm 99% trong 4 thế hệ”. Hơn nữa, động vật giáp xác ký sinh cũng như động vật nguyên sinh và động vật đa bào (metazoan) có thể hoạt động như vật trung gian truyền bệnh vi khuẩn và virus.

Các loài ngoại lai cũng như cá nuôi thoát vào môi trường có thể gây ra những tác động xấu. Bên cạnh việc săn mồi hoặc cạnh tranh với các loài bản địa, còn có nguy cơ lai tạo và giảm đa dạng di truyền. Việc vô tình đưa mầm bệnh và bệnh do các loài ngoại lai mang vào là một mối nguy hiểm đặc biệt nghiêm trọng nếu không có các biện pháp phòng ngừa thích hợp. Rủi ro từ du nhập các loài ngoại lai để nuôi phụ thuộc vào khả năng thành lập quần đàn của chúng và tiềm năng tác dụng sau khi thành lập. Đặc điểm chung của các loài xâm lấn thành công bao gồm nguồn gốc phân bố rộng, khả năng chống chịu môi trường cao, biến đổi di truyền lớn, thời gian thế hệ ngắn, sinh trưởng nhanh và thành thực sinh dục sớm. Hầu như tất cả các đặc điểm này đều ủng hộ đối với các loài trong nuôi trồng thủy sản. Do đó, tiềm năng xâm lấn của nhiều loài nuôi trồng thủy sản rất cao [49].

Việc thả cá ngẫu nhiên vào các vùng nước tự nhiên có thể gây ra các tác động đến môi

trường và đa dạng sinh học, đồng thời là nguy cơ nghiêm trọng lây truyền mầm bệnh. Tác động đến các quần thể bản địa phát sinh do các tương tác vô sinh hoặc hữu sinh, bao gồm tăng cạnh tranh và ăn thịt, phá hủy môi trường sống, thay đổi chất lượng nước, lai tạo, du nhập ký sinh trùng và bệnh [50]. Các loài du nhập thoát ra khỏi trang trại cũng đẩy lên mối quan tâm ngày càng tăng về môi trường liên quan đến ô nhiễm di truyền. Khái niệm này liên quan đến sự thay đổi kiến trúc di truyền tự nhiên và quá trình tiến hóa vi mô của các quần thể hoang dã do dòng gen từ cùng loài được nuôi [51]. Cá hồi Đại Tây Dương (*Salmo salar*) nuôi thoát ra ngoài cũng có thể đe dọa tính toàn vẹn di truyền và tình trạng sức khỏe của các quần thể cá hồi hoang dã. Cá hồi nuôi đã được chọn lọc dựa trên các tính trạng kinh tế quan trọng như tăng trưởng, chậm thành thực, tỷ lệ mỡ, màu thịt và khả năng kháng bệnh. Các dòng cá hồi nuôi cũng cho thấy sự giảm biến đổi di truyền so với các quần thể hoang dã. Con của cá hồi nuôi và con lai có biểu hiện giảm trạng thái khỏe mạnh trong tự nhiên [52].

1.6 Dữ lượng hóa chất

Bên cạnh chất thải từ các quá trình tự nhiên và thức ăn thừa, nước thải từ trại nuôi trồng thủy sản có thể chứa dư lượng các hóa chất được sử dụng để khử trùng, kiểm soát dịch hại hoặc trị bệnh [53]. Hormone được sử dụng để kích thích sinh sản hoặc chuyển đổi giới tính, thuốc gây mê tạo điều kiện thuận lợi cho việc bắt giữ và vận chuyển cá. Tính chất và mức độ sử dụng hóa chất phụ thuộc rất nhiều vào khu vực, bản chất và độ thâm canh của hoạt động nuôi và tần suất xuất hiện dịch bệnh.

Thuốc gây mê, chất khử trùng và chất diệt khuẩn sử dụng trong các trang trại có thể tác dụng gây chết hoặc dưới mức gây chết đối với các sinh vật phi mục tiêu trong môi trường. Khả năng tạo ra các chủng mầm bệnh kháng thuốc do sử dụng kháng sinh điều trị bệnh trong các trang trại và thải dư lượng ra môi trường, mặc dù sự kháng thuốc có thể chỉ tồn tại trong thời gian ngắn.

Thuốc diệt khuẩn thường được sử dụng trong các ao nuôi để kiểm soát các loài ăn thịt,

địch hại và cỏ dại, thường là trước khi vụ nuôi bắt đầu. Tác động môi trường có thể trực tiếp và phát hiện được khi hóa chất sử dụng để kiểm soát dịch hại và động vật ăn thịt trong trại nuôi nhuyễn thể, nuôi lồng và đấng. Bên cạnh đó, ảnh hưởng tiềm tàng của các hóa chất từ vật liệu xây dựng trang trại và hợp chất chống bám sử dụng trong xử lý lồng lưới phải được xem xét. Tributyltin (TBT) chất chống bám, gây ra sự suy giảm sinh sản ở hầu và độc tính đối với các dạng sinh vật biển khác, cũng có thể tích tụ trong các mô của cá nuôi lồng [54].

Hóa chất sử dụng trong nuôi tôm có thể gồm thuốc trị bệnh, chất khử trùng, hợp chất xử lý nước và đất, chất diệt tảo và côn trùng, chất kích thích tăng trưởng sinh vật phù du (phân bón và khoáng chất), và phụ gia thức ăn [55]. Việc sử dụng quá mức và không theo quy định các hóa chất này có thể dẫn đến độc tính đối với các quần thể phi mục tiêu (loài nuôi, người tiêu dùng và quần thể sinh vật hoang dã), tăng khả năng kháng thuốc và tích tụ dư lượng [56]. Sử dụng rộng rãi hoặc quá mức thuốc kháng sinh dẫn đến phát sinh sự đề kháng trong các quần thể vi khuẩn, và việc sử dụng luân phiên một số loại kháng sinh góp phần vào sự xuất hiện các kiểu kháng thuốc phức tạp [57]. Tỷ lệ kháng thuốc cao đối với tetracycline, oxytetracycline, oxolinic acid, furazolidone và chloramphenicol được quan sát ở vi khuẩn từ ao cá [58] và ao nuôi tôm [59] nơi kháng sinh được sử dụng thường xuyên. Những lo ngại về kháng thuốc không chỉ liên quan riêng biệt đến sức khỏe động vật mà còn nguy cơ tiềm ẩn của việc chuyển các mầm bệnh kháng thuốc ở người [60]. Các gen kháng thuốc đã được tìm thấy ở *Aeromonas* spp., *Citrobacter* spp., *Edwardsiella* spp., *Photobacterium* spp., *Photobacterium* spp. và *Vibrio* spp. gây bệnh. Những gen này có thể được truyền sang vi khuẩn thuộc môi trường trên cạn, bao gồm cả mầm bệnh ở động vật và con người, như đã được báo cáo đối với loại huyết thanh *Salmonella enterica* Typhimurium và *Vibrio cholerae* [61].

Rận biển là loài ngoại ký sinh đã và đang gây ra nhiều vấn đề nghiêm trọng trong ngành công nghiệp nuôi cá hồi. Giảm thiểu và quản

lý hiệu quả sự nhiễm rận biển thường yêu cầu điều trị bằng các hợp chất diệt ký sinh trùng. Những hợp chất này là mối quan tâm lớn về môi trường do thiếu tính đặc hiệu và có thể tác động tiêu cực đến các sinh vật phi mục tiêu nhạy cảm bằng cách thay đổi cấu trúc quần thể trong môi trường xung quanh ngay lập tức. Avermectins, pyrethroids, hydrogen peroxide và organophosphates là những loại thuốc trị liệu hiện đang được sử dụng để điều trị sự nhiễm rận biển, được sử dụng bằng cách tắm hoặc trộn vào thức ăn [62].

Nuôi trồng thủy sản có thể là một nguồn bổ sung kim loại thông qua chất chống bám gốc đồng và thức ăn cá có chứa nhiều kim loại khác nhau để đáp ứng nhu cầu về khoáng chất [63]. Đồng, kẽm, sắt và mangan là một số kim loại có trong thức ăn [62]. Hơn nữa, cá được nuôi trong nước thải có chứa nhiều kim loại nặng và hóa chất hữu cơ, bao gồm Polychlorinated Dibenzodioxin (PCDDs) và Dibenzofurans (PCDFs), Polychlorinated Biphenyls (PCBs) và Polybromated Diphenyl Ete (PBDE) có thể tích lũy mức độ cao những chất gây ô nhiễm này trong cơ thể. Những cá thể tiêu thụ các sản phẩm này dễ bị tổn thương bởi chất độc thần kinh và chất gây ung thư do tiếp xúc nhiều với kim loại nặng. Đồng và kẽm được tìm thấy tăng đáng kể gần các địa điểm nuôi trồng thủy sản, đặc biệt ở những khu vực nuôi lồng bè thâm canh [62, 64].

1.7 Trầm tích và thay đổi mô hình thủy văn

Hoạt động nuôi trồng thủy sản góp phần làm suy thoái các hệ sinh thái bao gồm cả các yếu tố quan trọng về cảnh quan. Các trang trại nuôi cá xây dựng ở lòng sông làm thay đổi mô hình thủy văn nhiều khu vực trên thế giới với hậu quả là các tác động đến hệ sinh thái khu vực và thời tiết địa phương [65].

Nuôi động vật thân mềm và nuôi lồng bè ven biển, bồi lắng và cản trở dòng chảy ven biển là những hậu quả quan trọng cần được xem xét. Trầm tích có thể bao gồm các hạt mùn bã hữu cơ mịn hoặc các hạt cát thô có nguồn gốc từ quá trình xói mòn. Nuôi nhuyển thể trong vùng bãi triều thường gặp phải các vấn đề nghiêm trọng về bồi lắng tích cực, có thể dẫn đến việc

bỏ luống nuôi hoặc chuyển luống nuôi ra biển.

Trong các hình thức nuôi đáy truyền thống, các lớp trầm tích nằm ngang được hình thành và chúng hiếm khi ảnh hưởng đến mô hình dòng chảy. Nhưng trong hệ thống nuôi hào trên giá thể, các túi hào được đặt trên giá đỡ xếp thành hàng dài hàng trăm mét và song song với dòng thủy triều, các chất cặn tích tụ bên dưới và giữa các giá nuôi. Các nghiên cứu thực hiện ở Thụy Điển cho thấy tốc độ lắng đọng ở các trang trại nuôi vẹm gấp 3 lần ở các khu vực xa trang trại [66].

Bên cạnh việc lắng đọng các mảnh vụn ảnh hưởng đến mô hình dòng chảy, việc sản sinh các chất lắng sinh học của loài hai mảnh vỏ ăn lọc trong quá trình nuôi làm tăng mạnh tốc độ lắng. Các chất lắng sinh học sử dụng một lượng oxy đáng kể để oxy hóa các chất hữu cơ và cuối cùng tạo ra môi trường khử và sản xuất hydro sunfua (H_2S). Chất lắng sinh học làm tăng lượng bùn, và vì bùn hữu cơ kháng lại xói mòn, tốc độ bồi lắng được đẩy mạnh, dẫn đến độ cao của đáy biển tăng thêm 30-50 cm mỗi năm [54].

Nuôi lồng bè cũng góp phần đáng kể vào việc tạo ra các mảnh vụn và lắng đọng trầm tích, nếu không được dòng chảy hoặc các phương tiện khác đẩy ra ngoài và phân tán, có thể tích tụ và gây ra các vấn đề ô nhiễm không chỉ ảnh hưởng đến môi trường bên ngoài mà còn ảnh hưởng đến sản lượng cá trong lồng. Chất thải hữu cơ có thể kích thích sản xuất H_2S và làm giảm sự đa dạng của hệ động vật đáy. Sự tích tụ của phân cá dẫn đến sự gia tăng nồng độ NH_3-N và PO_4-P trong cột nước xung quanh lên đến gấp đôi và gấp bốn lần [67].

1.8 Sử dụng nguồn lợi hoang dã

Sử dụng nguồn lợi hoang dã để sản xuất sinh vật nuôi là một trong những vấn đề chính trong tính bền vững của nuôi trồng thủy sản. Điều này bao gồm việc khai thác các nguồn cá hoang dã để sản xuất bột cá và dầu cá hoặc sử dụng trực tiếp làm thức ăn nuôi cá [22]. Sự tăng trưởng vượt bậc của nuôi trồng thủy sản được coi là giải pháp giảm bớt áp lực lên nguồn lợi cá và góp phần đảm bảo an ninh lương thực, trong khi những người khác cho rằng sự phụ

thuộc vào nuôi trồng thủy sản từ cá nhỏ là không bền vững theo quan điểm sinh thái và đạo đức và cuối cùng thể hiện sự chậm trễ đối với mở rộng nuôi trồng thủy sản [68]. Theo đó, một số tác giả khẳng định rằng nuôi trồng thủy sản trong dài hạn có thể làm giảm sản lượng chung chứ không phải tăng, nếu áp lực đối với đàn cá hoang dã được sử dụng làm thức ăn không giảm [69].

Bột cá và dầu cá chủ yếu được sản xuất từ các loài cá nhỏ như cá cơm, cá mè và cá trích, và sản lượng của chúng biến động hàng năm theo sản lượng đánh bắt của loài này [1]. Khoảng 15% trong tổng số 891 triệu tấn cá sản xuất từ năm 2007 đến 2012 được sử dụng làm thức ăn cá và các mục đích phi thực phẩm khác cho nuôi thủy sản [2]. Bột cá chứa hàm lượng protein cao và dầu cá đặc trưng bởi nguồn cung hàng đầu axit béo thiết yếu dòng n-3. Những đặc điểm này khiến chúng trở thành nguyên liệu chính được lựa chọn để sản xuất thức ăn thương mại do sự kết hợp thuận lợi giữa giá trị dinh dưỡng và giá cả [70]. Phần lớn tổng sản lượng bột cá sử dụng cho nuôi trồng thủy sản, tăng từ 30% năm 2000 lên 62% năm 2007 [1].

Thức ăn thủy sản thường được sử dụng để nuôi các loài ăn tạp như cá rô phi, cá da trơn và cá chép, các loài ăn thịt như cá hồi (Salmon, Trout), cá chình, cá chêm, cá tráp và cá ngừ, và các loài giáp xác như tôm he, tôm càng, cua và tôm hùm [1]. Nuôi cá hồi (Trout) và tôm sử dụng gần 50% lượng bột cá sử dụng trong nuôi trồng thủy sản, mặc dù chúng chỉ cung cấp <10% sản lượng nuôi. Năm 2007, khoảng 40% trại nuôi trồng thủy sản phụ thuộc chủ yếu vào thức ăn thương mại, đặc biệt là đối với các loài ăn thịt có giá trị kinh tế cao. Tỷ lệ trang trại sử dụng thức ăn thương mại thay đổi từ 100% đối với cá hồi và trout đến 83% đối với tôm biển và 38% ở trang trại cá chép [37].

Một mối quan tâm khác là về tác động của việc thu thập trứng, ấu trùng hoặc cá con của các loài hoang dã để nuôi. Ngư dân thường cho rằng sản lượng khai thác của các loài này thấp hơn trữ lượng tự nhiên, từ đó thu thập ở giai đoạn đầu để nuôi trong các cơ sở nuôi trồng thủy sản [54]. Theo ước tính, mỗi triệu hậu ấu

trùng tôm được thu thập gây ra 4 -7 triệu sinh vật non khác bị chết do mắc lưới [9]; ở Ấn Độ và Bangladesh, thu thập 1 tôm sú bột dẫn đến việc loại bỏ 160 con tôm/cá bột khác [71].

II.2 Nuôi trồng thủy sản hướng đến sự bền vững

Nhiều chiến lược đã được đề xuất, đánh giá và/hoặc chứng minh nhằm thúc đẩy tính bền vững của nuôi trồng thủy sản. Về cơ bản, tất cả chúng đều đáp lại các chỉ trích và là giải pháp khả thi cho các vấn đề do hoạt động nuôi trồng thủy sản gây ra. Các khía cạnh chính thực hiện để đạt được mục tiêu, bao gồm lựa chọn chính xác địa điểm và loài nuôi; thực hiện hệ thống nuôi phù hợp nhất; sử dụng thức ăn và thực hành cho ăn tốt nhất; sử dụng các hệ thống xử lý sinh học; giảm phụ thuộc vào bột cá và dầu cá; quản lý thích hợp chất thải; đạt được chứng nhận tuân thủ tính bền vững; cải thiện nghiên cứu và pháp luật liên quan đến đánh giá và giải pháp cho các tác động của nuôi trồng thủy sản [72].

2.1 Chọn địa điểm

Sự kết hợp giữa lựa chọn địa điểm, thiết kế cơ sở, xây dựng và quản lý thích hợp sẽ tạo nền tảng cho nuôi trồng thủy sản bền vững. Nhiều khu vực trên thế giới, đất nông nghiệp được chuyển đổi thành các trang trại nuôi trồng thủy sản. Tuy nhiên, đây là điều không hợp lý nếu chọn một địa điểm cho mục đích nuôi trồng thủy sản khi nó thật sự tốt cho nông nghiệp hoặc chăn nuôi.

Xu hướng chọn địa điểm được xác định theo nhiều khía cạnh như đặc điểm vật lý và hóa học của đất; nguồn nước sẵn có, độ phì nhiêu, địa hình, quần thể động vật và thực vật hoang dã, vùng lân cận với các thành phố, thị trấn, khu du lịch và ưu tiên của khu vực hoặc quốc gia (lượng thực, nhiên liệu, du lịch, nuôi trồng thủy sản).

Sức chuyển tải của thủy vực từ địa điểm dự định xây dựng trang trại hoặc được sử dụng làm nơi xả nước thải. Điều quan trọng là đánh giá được lượng nước có thể lấy từ vùng nước cụ thể hoặc lượng nước thải có thể tiếp nhận mà không có những thay đổi quan trọng về trạng thái cân bằng sinh thái [73]. Sức chuyển

tài là sinh khối tối đa của loài nuôi được hỗ trợ mà không vi phạm các tác động tối đa được chấp nhận đối với quần đàn nuôi và môi trường của chúng. Tác động tối đa được chấp nhận thể hiện bằng các tiêu chuẩn về chất lượng nước trong trại và môi trường xung quanh [74].

2.2 Lựa chọn loài nuôi

Chọn các loài bản địa thay vì các loài ngoại lai. Sự du nhập các loài ngoại lai gây ra nhiều vấn đề khác nhau như đã đề cập. Ngoài ra, việc thu thập và duy trì đàn bố mẹ các loài ngoại lai có thể khó khăn và tốn kém.

Có kiến thức tốt nhất về sinh học và sinh thái của sinh vật dự định nuôi (vòng đời, tập tính bắt mồi và nhu cầu dinh dưỡng, khả năng chống chịu với các yếu tố môi trường, v.v...). Chọn sinh vật nuôi có nhu cầu thị trường cao và giá cả tốt khi nuôi thương mại [72].

2.3 Thực hiện hệ thống nuôi phù hợp nhất

Tùy theo loài, mức độ thâm canh, nguồn nước và đất sẵn có và vốn đầu tư, có thể sử dụng các kiểu cấu trúc hệ thống nuôi khác nhau để nuôi cùng loài hoặc nhóm loài. Một số trong đó là phù hợp và bền vững hơn. Ví dụ, có ý kiến cho rằng nuôi tôm trong lồng nổi hoặc chìm có thể tác động môi trường thấp hơn so với ao đất, tương tự đối với nuôi cá hoặc động vật thân mềm. Về quy mô của đơn vị sản xuất, ao hoặc cấu trúc hệ thống nuôi nhỏ dễ quản lý hơn trong các khía cạnh như cho ăn, theo dõi, làm sạch, quản lý đáy ao và thu hoạch. Những cân nhắc như vậy thường dẫn đến tác động môi trường thấp hơn [21].

Mật độ thả và sinh khối thu được liên quan tuyệt đối đến tính bền vững của nuôi trồng thủy sản. Tăng mức độ thâm canh đồng nghĩa với tăng lượng thức ăn bổ sung và vì thế tăng chất hữu cơ, nitơ và phốt pho trong nước thải. Ngoài ra, các hệ thống thâm canh hoặc siêu thâm canh đòi hỏi sử dụng các loại hóa chất khác nhau cũng góp phần làm tăng ô nhiễm [75]. Mức thâm canh thích hợp nhất phụ thuộc vào đất và nguồn nước sẵn có, cũng như sức chuyên tải của vùng nước hoặc các hệ sinh thái trên cạn tiếp nhận nước thải. Tuy nhiên, hệ thống nuôi không thay nước và tái sử dụng nước có thể loại bỏ tác động môi trường trong khi vẫn duy

trì mật độ sinh vật nuôi cao. Chẳng hạn, nuôi cá và giáp xác sử dụng hệ thống biofloc không thay nước cho kết quả đầy hứa hẹn [76].

Thiết kế thích hợp hệ thống cấp và thoát nước, xem xét chất lượng nước, điều kiện thời tiết, dòng chảy biển và mô hình thủy triều (đối với nước biển), và các mô hình thủy văn (đối với nước lục địa) [77]. Sự thay đổi của các mô hình dòng chảy đại dương có thể tác động đến sự vận chuyển trầm tích và do đó ảnh hưởng đến hình dạng các bãi biển.

Nuôi đồng thời hai hoặc nhiều loài (nuôi ghép hoặc nuôi trồng thủy sản đa bậc dinh dưỡng kết hợp, Integrated Multi-Trophic Aquaculture-IMTA). Chiến lược này được chứng minh là một trong những cách hiệu quả nhất để thu hồi carbon, nitơ và phốt pho cung cấp cho hệ thống dưới dạng sinh khối sinh vật nuôi và giảm thiểu các tác động môi trường do nước thải gây ra [78, 79]. Nuôi ghép thường đề cập các sinh vật cùng môi trường (vùng biển, nước lợ hoặc lục địa) và bậc dinh dưỡng, trong khi IMTA chủ yếu xét đến sinh vật từ các bậc dinh dưỡng khác nhau và kể cả môi trường khác nhau. Việc thực hiện các hệ thống thay thế như vậy cải thiện chu kỳ dinh dưỡng trong các đơn vị nuôi. Trong hệ thống nuôi trồng thủy sản truyền thống, 25-35% lượng nitơ cung cấp được thu hồi dưới dạng sinh khối sinh vật nuôi, trong mô hình nuôi ghép hoặc IMTA, lượng nitơ thu hồi có thể tăng hơn 50% [80].

2.4 Sử dụng thức ăn tốt

Thức ăn bổ sung được xem là nguồn ô nhiễm chính của các hệ thống nuôi trồng thủy sản và hệ sinh thái tiếp nhận nước thải [63]. Cải thiện các loại thức ăn cũng như cho ăn là các chiến lược có thể được xem như phần quan trọng của giải pháp nuôi trồng thủy sản bền vững [81].

Công thức thức ăn tốt và chính xác cho các loài nuôi riêng biệt, trong đó xem xét hàm lượng và chất lượng các chất dinh dưỡng tốt nhất. Thực tế phổ biến nuôi trồng thủy sản trên thế giới là sử dụng thức ăn có hàm lượng protein cao hơn yêu cầu của vật nuôi, do đó không chỉ ảnh hưởng đến giá thức ăn mà còn làm tăng khả năng gây ô nhiễm, dị hóa protein

tạo ra nitơ amoni là chất chuyển hóa chính. Về chất lượng dinh dưỡng, quan trọng là sử dụng nguyên liệu có khả năng tiêu hóa cao; đặc tính tiêu hóa thấp của các thành phần (protein, lipid, carbohydrate) một phần là nguyên nhân dẫn đến việc tích dinh dưỡng thấp trong sinh khối vật nuôi và sự gia tăng của chúng trong cột nước và trầm tích, làm tăng khả năng gây ô nhiễm [82].

Một trong những nguyên nhân quan trọng nhất làm mất dinh dưỡng của thức ăn thủy sản là tính ổn định nước thấp, dẫn đến sự phân rã và ngấm chiết nhanh, làm giảm hiệu quả tích dinh dưỡng của vật nuôi và làm tăng hàm lượng trong cột nước. Cá bơi nhanh hơn và có thể bắt lấy thức ăn trong vài phút, nhưng giáp xác thường hoạt động kém hơn và có thể bắt lấy thức ăn trong vài phút hoặc thậm chí vài giờ. Khả năng ổn định nước của nguyên liệu có thể được cải thiện bằng cách kết hợp các chất kết dính hiệu quả và/hoặc sử dụng các quy trình chế tạo đặc biệt [83]. Thức ăn được tiêu thụ càng sớm càng tốt để tránh mất dinh dưỡng. Điều này có thể thực hiện được với sự kết hợp các chất hấp dẫn hiệu quả và cải thiện vị ngon với các nguyên liệu như dầu cá và các chất khác.

2.5 Thực hành cho ăn tốt nhất

Một số tiến bộ quan trọng đã đạt được nhưng vẫn cần nhiều cải tiến ở các khía cạnh như cách thức cho ăn, điều chỉnh khẩu phần và tần suất cho ăn. Sử dụng khay cho ăn và tăng tần suất cho ăn được chứng thực là giảm tiềm năng gây ô nhiễm của nước thải trong các trang trại nuôi tôm; tuy nhiên các chiến lược này chỉ phù hợp với hệ thống thâm canh cao, nhưng không khả thi về mặt kinh tế đối với các hệ thống quảng canh, quảng canh cải tiến và bán thâm canh.

Thức đẩy phát triển, quản lý và sử dụng hợp lý thức ăn tự nhiên, gồm cả vi sinh vật (màng sinh học, biofloc), được xem là chiến lược hứa hẹn cho nuôi tôm, cá và nhuyễn thể. Một số tác giả [84] thành công trong việc nâng cao sản lượng động vật phù du và sinh vật đáy trong ao nuôi tôm và xác thực sự đóng góp to lớn của chúng không chỉ trong đáp ứng sản xuất mà còn trong điều kiện dinh dưỡng, vệ sinh và

miễn dịch của sinh vật nuôi. Ngoài ra, việc sử dụng và đóng góp của vi sinh vật gắn với màng sinh học và biofloc đối với dinh dưỡng của sinh vật nuôi cũng được ghi nhận. Thực hành như trên có thể giảm sự phụ thuộc vào bột cá và dầu cá; tuy nhiên các chiến lược khác như sử dụng thành phần thực vật và hạt biofloc đã được thử nghiệm và đề xuất thay thế bột cá trong thức ăn công nghiệp ở các tỷ lệ khác nhau [76].

Thực hiện chế độ cho ăn gián đoạn hoặc giảm lượng cho ăn là biện pháp nhằm đạt được hiệu suất tăng trưởng trung bình ở sinh vật thủy sản, nhưng cung cấp lượng thức ăn công nghiệp thấp hơn đáng kể. Phương cách như vậy tận dụng lợi thế của quá trình tăng trưởng bù của tôm và giáp xác [86].

2.6 Quản lý thích hợp nước thải

Các chiến lược khác nhau đã được xác thực hoặc đề xuất để giảm thiểu tác động môi trường của nước thải. Những triển vọng nhất là sử dụng đầm lắng trầm tích, xử lý tự hoại [87], thực hiện các hệ thống nuôi ít thay nước hoặc không thay nước [88], hệ thống nuôi tuần hoàn [90], sử dụng rừng ngập mặn làm bể chứa chất dinh dưỡng, chất hữu cơ và chất gây ô nhiễm [88], hệ thống nuôi IMTA [80] hoặc nuôi ghép [89] và xử lý sinh học. Xử lý sinh học bằng cách sử dụng riêng lẻ hoặc kết hợp các sinh vật (bao gồm động vật, thực vật và vi khuẩn) để giảm thiểu lượng chất ô nhiễm của nước thải từ bất kỳ hoạt động nào. Phương pháp này tận dụng khả năng tự nhiên hoặc đã biến đổi của các sinh vật để giảm và/hoặc chuyển hóa chất thải [34]. Việc xử lý sinh học đối với nước và trầm tích bị ô nhiễm do nuôi trồng thủy sản lồng biển và nước thải do các hoạt động nuôi trồng thủy sản trên cạn sử dụng nhiều sinh vật, bao gồm vi khuẩn, vi tảo, tảo và động vật ăn lọc. Xử lý chất thải nuôi trồng thủy sản ngụ ý phát triển các phương pháp tiếp cận bền vững đối với nuôi trồng thủy sản ven biển, như thực hiện các hệ thống nuôi IMTA, nitrat hóa và khử nitrat bằng vi sinh vật trong trầm tích [23].

Có nhiều cách khác nhau thực hiện xử lý sinh học: tại đúng chỗ (in situ), ngoài phạm vi gốc (ex situ), kích thích sinh học, tăng cường sinh học và các cách khác. Nhiều ví dụ thành

công về xử lý sinh học có thể gồm sử dụng thực vật (phytoremediation), tảo, vi tảo, sinh vật ăn lọc, lọc sinh học, màng sinh học và biofloc [90, 91], cũng có những hệ thống kết hợp sử dụng hai hoặc nhiều phương thức này. Nhiều nghiên cứu xử lý sinh học được thực hiện sử dụng sinh vật riêng lẻ hoặc kết hợp [24, 92]. Tuy nhiên, chiến lược lý tưởng sẽ là giảm hoặc ngừng hoàn toàn việc xả nước thải và sử dụng hệ thống nuôi không thay nước.

2.7 Đạt được chứng nhận tuân thủ tính bền vững

Các quy trình chứng nhận có thể tuân theo để đảm bảo tính bền vững của nuôi trồng thủy sản hoặc để so sánh các tiêu chuẩn do các cơ quan khác nhau thiết lập và kiểm tra xem thực hành của bất kỳ trang trại nào có phù hợp với các tiêu chuẩn đó hay không. Việc cấp giấy chứng nhận nuôi trồng thủy sản được thực hiện bởi Tổ chức Tiêu chuẩn Quốc tế (ISO), Rào chắn Kỹ thuật Thương mại (TBT) của WTO, Hướng dẫn của FAO về Nhân hiệu Cá và Sản phẩm Thủy sản từ Đánh bắt Thủy sản Biển và Mạng lưới các Trung tâm Nuôi trồng Thủy sản ở Châu Á- Pacific (NACA) và những cơ quan khác [93].

Theo tiêu chí của FA [93], chứng nhận “là một thủ tục qua đó sự đảm bảo bằng văn bản hoặc tương đương tuyên bố rằng một sản phẩm, quy trình hoặc dịch vụ phù hợp với các yêu cầu đã định”. Trong phạm vi lĩnh vực nuôi trồng thủy sản, chứng nhận có thể được áp dụng cho một quy trình theo sau bởi một đơn vị sản xuất (ao, lồng, trang trại, nhà máy chế biến), một sản phẩm hoặc hàng hóa cụ thể hoặc cho đầu vào áp dụng trong hệ thống trước hoặc trong quá trình sản xuất.

2.8 Cải thiện nghiên cứu và pháp chế

Một trong những nguyên nhân gây ra tác động môi trường nghiêm trọng của nuôi trồng thủy sản là nghiên cứu khoa học ở một số nước đang phát triển trước hết tập trung vào tăng năng suất, sinh khối (cải thiện thức ăn công nghiệp, hệ thống sản xuất, sinh vật biến đổi gen, v.v...) và sau đó đến các tác động môi trường. Tuy nhiên, điều mong muốn là đánh giá tác động tiềm ẩn của bất kỳ trang trại nào

dự định lắp đặt, hơn là giám sát ô nhiễm gây ra bởi bất kỳ trang trại nào được xây dựng mà không xem xét tác động môi trường.

Ngoài ra, chính sách và pháp chế về tác động của nuôi trồng thủy sản có sự không đồng nhất lớn giữa các quốc gia; trong khi một số nước phát triển có pháp chế hoàn chỉnh và cụ thể về nuôi trồng thủy sản để tránh tác động môi trường, các nước khác chính sách yếu kém không bảo vệ được môi trường khỏi chất thải nuôi trồng thủy sản. Dưới viễn cảnh như vậy, mất cân bằng sinh thái và các thảm họa đã xảy ra, một số trong đó không thể hồi phục được. Một số nước đang phát triển thường thiếu thể chế cần thiết để ngăn chặn các tác động có hại đến hệ sinh thái của sản xuất thủy sản và duy trì lợi ích thương mại và các nước phát triển cũng có lịch sử về những vấn đề này, nhưng với hậu quả ít rõ ràng hơn [94]. Vì vậy, chính phủ và các nhà sản xuất phải hòa hợp nhau để đạt được thỏa thuận giải quyết các vấn đề của hoạt động cho tương lai của nuôi trồng thủy sản [72].

III. KẾT LUẬN

Nuôi trồng thủy sản có tiềm năng lớn để cung cấp thực phẩm và nuôi dưỡng dân số ngày càng tăng trên thế giới, nhưng phát triển phải bền vững. Phát triển nuôi trồng thủy sản đã và đang tác động đa dạng đến môi trường và sinh thái, như phá hủy môi trường sống tự nhiên; gây ô nhiễm môi trường do nước thải; dư lượng hóa chất; tác động đến quần đàn sinh vật thủy sinh; suy giảm nguồn nước ngầm, làm nhiễm mặn và a-xít hóa nguồn nước/đất, thay đổi trầm tích và biến đổi dòng chảy, lan truyền bệnh và ký sinh trùng; gây “ô nhiễm sinh học”; và làm suy giảm chức năng sinh thái các vùng đất ngập nước.

Phát triển nuôi trồng thủy sản bền vững là nhu cầu cấp thiết và quan trọng để đáp ứng nhu cầu ngày càng tăng về thực phẩm thủy sản, cung cấp nguồn protein sạch, đồng thời giảm áp lực đối với nguồn lợi tự nhiên. Các giải pháp chính để đạt mục tiêu phát triển bền vững trong hoạt động nuôi trồng thủy sản bao gồm chọn chính xác địa điểm và loài nuôi; thực hiện hệ thống nuôi phù hợp nhất; sử dụng thức ăn và thực hành cho ăn tốt nhất; sử dụng các hệ thống

xử lý sinh học; giảm phụ thuộc vào bột cá và đầu cá; quản lý thích hợp chất thải; đạt được chứng nhận tuân thủ tính bền vững; cải thiện

nghiên cứu và pháp luật liên quan; và sự hỗ trợ của các cơ quan môi trường của các Quốc gia.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
2. FAO (2014), *The State of World Fisheries and Aquaculture: Opportunities and Challenges*, Rome 2014.
3. Tucker C.S., Hargreaves J.A. and Boyd C.E. (2008), Aquaculture and the environment in the United States, In: Tucker C.S. and Hargreaves J.A. (Eds), *Environmental Best Management Practices for Aquaculture*, Blackwell, pp. 3–54.
4. Alongi D.M. (2002), “Present state and future of the world’s mangrove forests”, *Environmental Conservation*, 29 (3): 331–349.
5. FAO (2007), *The world’s mangroves 1980–2005*, vol 153. FAO, Rome. ISBN: 978-92-5-105856-5.
6. Spalding, Mark D and Leal, Maricé (editors), 2021. The State of the World’s Mangroves 2021. Global Mangrove Alliance.
7. Primavera J.H. (2006), “Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone”, *Ocean and Coastal Management*, 49, 531 – 545.
8. Barbier E. and Sathirathai S. (2003), *Shrimp Farming and Mangrove Loss in Thailand*, Edward Elgar Publishing, 2003.
9. Páez-Osuna F. (2001), “The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives”, *Environmental Management*, 28(1):131–140. <https://doi.org/10.1007/>
10. Emerson C. (1999), “Aquaculture impacts on the environment”, *Cambridge Scientific Abstracts: Hot Topic Series*.
11. Buhl-Mortensen L., Aglen A., Breen M., Buhl-Mortensen P., Ervik A., Husa V., Løkkeborg S., Røttingen I. and Stockhausen H.H. (2014), “Impacts of fisheries and aquaculture on sediments and benthic fauna: suggestions for new management approaches”, *Institute of Marine Research*, 1/2014.
12. Weber M., de Beer D., Loft C., Polerecky L., Kohls K., Abed R.M.M., Ferdelmann T.G. and Fabricius K.E. (2012), “Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation”, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109: 1558-1567.
13. Kutti T., Hansen P.K., Ervik A., Høisæter T. and Johannessen P. (2007), “Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition”, *Aquaculture*, 262(2-4): 355-366.
14. Hansen P.K., Bannister R. and Husa V. (2011), “Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter”, (“Emissions from fish farms. Impact on shallow and deep hard-bottom locations”), *Institute of Marine Research*, report no. 21-2011.
15. Huang Y.C.A., Hsieh H.J., Huang S.C., Meng P.J., Chen Y.S., Keshavmurthy S., Nozawa Y. and Chen C.A. (2011), “Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters”, *Marine Ecology Progress Series*. 423: 83-93.
16. Bannister R.J., Battershill C.N. and de Nys R. (2010), “Demographic variability and long-term change in a coral reef sponge along a cross-shelf gradient of the Great Barrier Reef”, *Marine and Freshwater*

Research, 61: 389-396.

17. Duarte C.M., Frederiksen M., Grau A., Karakassis L., Marba N., Mirto S, Pérez P., Pusceddu A. and Tsapakis M. (2008), “Effects of fish farm waste on Posidonia oceanic meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools”, *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1618-1629.
18. Bielmyer G.K., Grosell M., Bhagooli R., Baker A.C., Langdon C., Gillette C. and Capo T.R. (2010), “Differential effects of copper on three species of scleractinian corals and their algal symbionts (*Symbiodinium* spp.)”, *Aquatic Toxicology*, 97: 125-133.
19. Andersson S. and Kautsky L. (1996), “Copper effects on reproductive stages of Baltic Sea *Fucus vesiculosus*”, *Marine Biology*, 125: 171-176.
20. Dierberg F.E. and Kiattisimkul W. (1996), “Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand”, *Environmental Management*, 20 (5): 649–66.
21. Martínez-Córdova L.R., Martínez-Porchas M. and Pedrín-Avilés S. (2009), *Selección de sitios, construcción y preparación de estanques*. In: Martínez-Córdova L.R., editor. Camaronicultura Sustentable. chapter I. D.F., Mexico: Trillas; 2009. p. 179.
22. Grigorakis K. and Rigos G. (2011), “Aquaculture effects on environmental and public welfare – The case of Mediterranean mariculture”, *Chemosphere*, 855: 899–919.
23. Marinho-Soriano E., Azevedo C.A.A., Trigueiro T.G., Pereira D.C., Carneiro M.A.A. and Camara M.R. (2011), “Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and *Artemia*”, *International Biodegradation and Biodegradation*, 65: 253–257.
24. Zhou Y., Yang H., Hu H., et al. (2006), “Bioremediation potential of the macroalga *Gracilaria lemaneiformis*(Rhodophyta) integrated into fed fish culture in coastal waters of north China”, *Aquaculture*, 252 (2-4): 264–276.
25. Tovar A., Moreno C., Manuel-Vez M.P. and García-Vargas M., (2000), “Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds”, *Marine Pollution Bulletin*, 40 (11), 981 – 988.
26. Primavera J.H. (1994), “Environmental and socioeconomic effects of shrimp farming: the Philippine experience”, *Infofish International*, 1, 44 – 49.
27. Lin C. K., Ruamthaveesub P. and Wanuchsoontorn P. (1993), “Integrated culture of the green mussel (*Perna viridis*) in waste water from an intensive shrimp pond: concept and practice”, *World Aquaculture*, 24, 68 – 73.
28. Lemonnier H. and Farinon S. (2006), “Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia”, *Aquaculture Research*, 37: 938 – 948.
29. Le V.K. and Fotedar R. (2010), “Effects of stocking density on the nutrient budget and growth of the western king prawn (*Penaeus latisulcatus* Kishinouye, 1986) in a recirculating aquaculture system”, *Aquaculture Research*, 41: 624 – 633.
30. Thomas Y., Courties C., Helwe Y.E., Herbland A. and Lemonnier, H. (2010), “Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon”, *Marine Pollution Bulletin*, 61: 387 – 398.
31. Paul B.G. and Vogl C.R. (2011), “Impacts of shrimp farming in Bangladesh: challenges and alternatives”, *Ocean and Coastal Management*, 54: 201–211.
32. Jegatheesan V., Shu L. and Visvanathan C. (2011), *Aquaculture effluent: impacts and remedies for pro-*

- protecting the environment and human health, In: Nriagu J. (ed.) Encyclopedia of Environmental Health, pp. 123–135. Elsevier Science, Burlington, Vt.
33. Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Cardoso da Silva M., et al. (2011), “Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive”, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93: 117–131.
 34. Chávez-Crooker P. and Obreque-Contreras J. (2010), “Bioremediation of aquaculture wastes”, *Current Opinion in Biotechnology*, 21(3): 313–317. [PubMed]
 35. Schneider O., Sereti V., Eding E.H. and Verreth J.A.J. (2005), “Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems”, *Aquacultural Engineering*, 32 (3-4): 379–401.
 36. Alonso-Rodríguez R. and Páez-Osuna F. (2003), “Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California”, *Aquaculture*, 219 (1–4): 317–336.
 37. Deutsch L., Gräslund S., Folke C., Troell M., Huitric M., Kautsky N. et al. (2007), “Feeding aquaculture growth through globalization: exploitation of marine ecosystems for fishmeal”, *Global Environmental Change*, 17: 238–249.
 38. Casillas-Hernández R., Nolasco-Soria H., García-Galano T., Carrillo-Farnes O. and Páez-Osuna F. (2007), “Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds utilizing two different feeding strategies”, *Aquaculture Engineering*, 36 (2):105–114.
 39. Shelton W.L. and Rothbard S. (2006), “Exotic species in global aquaculture—a review”, *Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh*, 58 (1): 3–28.
 40. González-Ocampo H.A., Beltrán Morales L.F., Cáceres-Martínez C., et al. (2006), “Shrimp aquaculture environmental diagnosis in the semiarid coastal zone in Mexico”, *Fresenius Environmental Bulletin*, 15 (7): 659–669.
 41. Lightner D.V. and Redman R.M. (1998), “Strategies for the control of viral diseases of shrimp in the Americas”, *Fish Pathology*, 33 (4):165–80.
 42. Momoyama K., Hiraoka M., Nakano H., Koube H., Inouye K. and Oseko N. (1994), “Mass mortalities of cultured kuruman shrimp, *Penaeus japonicus*, in Japan in 1993: histopathology study”, *Fish Pathology*, 29 (2):141–58.
 43. Belak J., Primavera J., dela Pena L., Pettit P. and Warren A. (1999), “Prevalence of IHNV in *Penaeus monodon* from the Philippines”, World Aquaculture Society Meeting, Sydney, Australia, 26 April–1 May 1999 [abstract].
 44. OIE (2003), *Manual of diagnostic tests for aquatic animals, White Spot Disease*, Paris: Office International des Epizooties, Chapter 4.1.2.
 45. Mackenzie K. (1999), “Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system”, *Marine Pollution Bulletin*, 38: 955–959
 46. Torrisen O., Jones S., Asche F., Guttormsen A., Skilbrei O.T., Nilsen F. et al. (2013), “Salmon lice – impact on wild salmonids and salmon aquaculture”, *Journal of Fish Diseases*, 36: 171–194.
 47. Nowak B.F. (2007), “Parasitic diseases in marine cage culture – An example of experimental evolution of parasites”, *International Journal for Parasitology*, 37: 581–588.
 48. Krkošek M., Ford J.S., Morton A., Lele S., Myers R.A. and Lewis M.A. (2007), “Declining wild salmon populations in relation to parasites from farm salmon”, *Science*, 318 (5857): 1772–1775.

49. Diana J.S. (2009), “Aquaculture production and biodiversity conservation”, *BioScience*, 59: 27–38.
50. Arthur R.I., Lorenzen K., Homekingkeo P., Sidavong K., Sengvilaikham B. and Garaway C.J. (2010), “Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters”, *Aquaculture*, 299: 81–88.
51. Cognetti G., Maltagliati F. and Saroglia M. (2006), “The risk of ‘genetic pollution’ in Mediterranean fish population related to aquaculture activities”, *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1321–1323
52. Glover K.A., Hansen M.M. and Skaala Ø. (2009), “Identifying the source of farmed escaped Atlantic salmon (*Salmo salar*): Bayesian clustering analysis increases accuracy of assignment”, *Aquaculture*, 290: 37–46.
53. Bjorklund H.J., Bonndestam G. and Bylund G. (1990), “Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms”, *Aquaculture*, 86: 359–67.
54. Pillay T.V.R. (2004), *Aquaculture and the Environment*, 2nd edn. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
55. Graslund S. and Bengtsson B-E. (2001), “Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming and their potential impact on the environment—a review”, *Science of the Total Environment*, 280: 93–131.
56. Holmstrom K., Graslund S., Wahlstrom A., Pongshompoo S., Bengtsson B-E. and Kautsky N. (2003) “Antibiotic use in shrimp farming and implications for environmental impacts and human health”, *International Journal of Food Science Technology*, 38: 255–66.
57. Aoki T., Sakaguchi T. and Kitao T. (1987), “Multiple drug-resistant plasmids from *Edwardsiella tarda* in eel culture ponds”, *Bulletin of the Japan Society for Scientific Fisheries*, 53: 1821–5.
58. Twiddy D.R. and Reilly P.J.A. (1996), *Occurrence of antibiotic resistance in human pathogens in integrated fish farms*, FAO Fisheries Report 14, Rome, p. 23–37.
59. Tendencia E.A. and dela Pena L.D. (2001), “Antibiotic resistance of bacteria from shrimp ponds”, *Aquaculture*, 195:193–204.
60. Schnick R.A. (2001), “International harmonization of antimicrobial sensitivity determination for aquaculture drugs”, *Aquaculture*, 196: 277–288.
61. Defoirdt T., Sorgeloos P., and Bossier P. (2011), “Alternatives to antibiotics for the control of bacterial disease in aquaculture”, *Current Opinion in Microbiology*, 14: 251–258.
62. Burrige L., Weis J.S., Cabello F., Pizarro J. and Bostick K. (2010), “Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects”, *Aquaculture*, 306: 7–23.
63. Sapkota A., Sapkota A.R., Kucharski M., Burke J., McKenzie S., Walker P., et al. (2008), “Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities”, *Environment International*, 34: 1215–1226.
64. Russell M., Robinson C.D., Walsham P., Webster L. and Moffat C.F. (2011), “Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms”, *Aquaculture*, 319: 262–271.
65. Berlanga-Robles C.A. and Ruiz-Luna A. (2006), “Assessment of landscape changes and their effects on the San Blas estuarine system, Nayarit (Mexico), through Landsat imagery analysis”, *Ciencias Marinas*, 32 (3): 523–538.
66. Dahlbäck B. and Gunnarsson L.Å.H. (1981), “Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture”, *Marine Biology*, 63 (3), 269–75.
67. Larsson A.M. (1984), *Hydrological and chemical observations in a coastal area with mussel farming*, W.

- Sweden. University of Gothenberg, Dept. of Oceanography, Report 46, 29p.
68. Natale F., Hofherr J., Fiore G and, Virtanen J. (2013), “Interactions between aquaculture and fisheries”, *Marine Policy*, 38: 205–213.
69. Merino G., Barange M., Mullon C. and Rodwell L. (2010), “Impacts of global environmental change and aquaculture expansion on marine ecosystems”, *Global Environmental Change*, 20: 586–596.
70. Bendiksen E.A., Johnsen C.A., Olsen H.J. and Jobling M. (2011), “Sustainable aquafeeds: progress towards reduced reliance upon marine ingredients in diets for farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)”, *Aquaculture*, 314: 132–139.
71. Naylor R. and Burke M. (2005), “Aquaculture and ocean resources: raising tigers of the sea”, *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1):185–218.
72. Martínez-Porchas M. and Martínez-Córdova L.R. (2012), “World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives”, *Scientific World Journal*, Volume 2012.
<https://doi.org/10.1100/2012/389623>
73. Magallón-Barajas F.J., Arreola A., Portillo-Clark G., et al. (2009), *Capacidad de carga y capacidad ambiental en la camaronicultura*, In: Córdova L.M., editor. Camaronicultura Sustentable. D.F., Mexico: Trillas, pp. 37–80.
74. Stigebrandt A. (2011), “Carrying capacity: general principles of model construction”, *Aquaculture Research*, 42: 4-50.
75. Costello M.J., Grant A., Davies I.M., et al. (2001), “The control of chemicals used in aquaculture in Europe”, *Journal of Applied Ichthyology*, 17 (4): 173–180.
76. Emerenciano M., Ballester E.L.C., Cavalli R.O. and Wasielesky W. (2011), “Biofloc technology application as a food source in a limited water exchange nursery system for pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817)”, *Aquaculture Research*, 43 (3): 447 – 457.
77. Boyd C.E., Hargreaves J.A. and Clay J.W. (2001), “Codes of conduct for marine shrimp aquaculture”, In: Browdy L.C., Jory D.E., editors. The New Wave, Proceedings of Special Session on Sustainable Shrimp Culture, Aquaculture, Baton Rouge, La, USA: The World Aquaculture Society, pp. 303–321.
78. Martínez-Porchas M., Martínez-Córdova L.R., Porchas-Cornejo M.A. and López-Eliás J.A. (2010), “Shrimp polyculture: a potentially profitable, sustainable, but uncommon aquacultural practice”, *Reviews in Aquaculture*, 2 (2): 73–85.
79. Martínez-Córdova L.R., López-Eliás J.A., Leyva-Miranda G., Armenta-Ayón L. and Martínez-Porchas M. (2011), “Bioremediation and reuse of shrimp aquaculture effluents to farm whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei*: a first approach”, *Aquaculture Research*, 42 (10): 1415–1423.
80. Barrington K., Chopin T. and Robinson S. (2009), Integrated multitrophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters. In: Soto D. (ed.) *Integrated Mariculture: A Global Review*, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 529, pp. 7–46. FAO, Rome.
81. Tacon A.G.J. and Forster I.P. (2003), “Aquafeeds and the environment: policy implications”, *Aquaculture*, 226 (1–4): 181–189.
82. Cruz-Suárez L.E., Nieto-López M., Guajardo-Barbosa C., Tapia-Salazar M., Scholz U. and Ricque-Marie D. (2007), “Replacement of fish meal with poultry by-product meal in practical diets for *Litopenaeus vannamei*, and digestibility of the tested ingredients and diets”, *Aquaculture*, 272 (1–4): 466–476.
83. Simon C.J. (2009), “The effect of carbohydrate source, inclusion level of gelatinised starch, feed binder

- and fishmeal particle size on the apparent digestibility of formulated diets for spiny lobster juveniles, *Jasus edwardsii*”, *Aquaculture*, 296 (3-4): 329–336.
84. Porchas-Cornejo M.A., Martínez-Córdova L.R., Ramos-Trujillo L., Hernández-López J., Martínez-Por-chas M. and Mendoza-Cano F. (2011), “Effect of promoted natural feed on the production, nutritional, and immunological parameters of *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) semi-intensively farmed”, *Aquacul-ture Nutrition*, 17 (2): 622–628.
85. Becerra-Dorame M.J., Martínez-Córdova L.R., Martínez-Por-chas P. and López-Eliás JA. (2011), “Evalu-ation of zero water exchange autotrophic and heterotrophic microcosm-based systems on the production response of *Litopenaeus vannamei* intensively nursed without Artemia”, *Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh*, 63: 1–7.
86. Stumpf L., Calvo N.S., Díaz F.C., Valenti W.C. and Greco L.S.L. (2011), “Effect of intermittent feeding on growth in early juveniles of the crayfish *Cherax quadricarinatus*”, *Aquaculture*, 319 (1-2): 98–104.
87. Summerfelt R.C. and Penne C.R. (2007), “Septic tank treatment of the effluent from a small-scale com-mercial recycle aquaculture system”, *North American Journal of Aquaculture*, 69 (1): 59–68.
88. Balasubramanian C.P., Pillai S.M. and Ravichandran P. (2005), “Zero-water exchange shrimp farming sys-tems (extensive) in the periphery of Chilka lagoon, Orissa, India”, *Aquaculture International*, 12: 555–572.
89. Lezama-Cervantes C., Paniagua-Michel J.J. and Zamora-Castro J. (2010), “Bioremediation of effluents ones of the culture of *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) using microbial mats in a recirculating sys-tem”, *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38 (1): 129–142.
90. De Schryver P., Crab R., Defoirdt T., Boon N. and Verstraete W. (2008), “The basics of bio-flocs technol-ogy: the added value for aquaculture”, *Aquaculture*, 277 (3, 4): 125-137
91. Kuhn D.D., Boardman G.D., Craig S.R., Flick G.J. and Mc Lean E. (2008), “Use of microbial flocs gener-ated from tilapia effluent as a nutritional supplement for shrimp, *litopenaeus vannamei*, in recirculating aquaculture systems”, *Journal of the World Aquaculture Society*, 39 (1): 72–82.
92. Liu J., Wang Z. and Lin W. (2010), “De-eutrophication of effluent wastewater from fish aquaculture by using marine green alga *Ulva pertusa*”, *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 28 (2): 201–208.
93. Corsin F., Funge-Smith S. and Clausen J.A. (2007), *Qualitative assessment of standards and certifica-tion schemes applicable to aquaculture in the Asia-Pacific region*, Bangkok, Thailand: RAP Publication 2007/25.
94. Smith M.D., Roheim C.A., Crowder L.B., et al. (2010), “Sustainability and global seafood”, *Science*, 327 (5967): 784–786.