

NGHIÊN CỨU NGƯỠNG CHỊU TẢI CỦA HỆ SINH THÁI SAN HÔ DƯỚI TÁC ĐỘNG CỦA HOẠT ĐỘNG NHẬN CHÌM CHẤT NẠO VẾT Ở BIỂN

Lê Đức Dũng¹, Nguyễn Thanh Bình¹, Phạm Văn Hiếu¹, Lê Xuân Tuấn²

¹Viện nghiên cứu Biển và Hải đảo

²Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Tóm tắt

Các nghiên cứu trong nước và quốc tế đã chỉ ra hoạt động nhận chìm chất nạo vét ở biển ảnh hưởng đến hệ sinh thái san hô thông qua nồng độ trầm tích lơ lửng, ánh sáng và lắng đọng trầm tích. Các ảnh hưởng này làm cho hệ sinh thái san hô có nguy cơ bị phá hủy hoặc suy thoái nghiêm trọng. Mỗi loài san hô có ngưỡng chịu tải khác nhau đối với nồng độ trầm tích lơ lửng, theo kết quả nghiên cứu về ngưỡng chịu tải của rạn san hô của Úc đối với nồng độ trầm tích lơ lửng là thấp nhất với 3,3 mg/L và cao nhất là ở Florida là 165 mg/L. San hô có thể phản ứng chủ động hoặc thụ động, có nhiều loài và rạn san hô có khả năng sống sót với tốc lắng đọng trầm tích cao tới 100 mg/cm/ngày trong vài ngày đến vài tuần. Rạn san hô ở Ca-ri-bê trung bình có tốc độ trầm tích 10 mg/cm/ngày là thấp nhất và Ấn Độ Dương - Thái Bình Dương cao nhất với 228 mg/cm/ngày. Hệ sinh thái san hô ở Việt Nam rất đa dạng và phong phú với hơn 400 loài san hô cứng và hơn 220 loài san hô mềm. Bài báo này trình bày kết quả nghiên cứu, phân tích các ảnh hưởng của hoạt động nhận chìm đến hệ sinh thái san hô và đề xuất ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái san hô Việt Nam dưới tác động của hoạt động nhận chìm chất nạo vét ở biển.

Từ khóa: Hệ sinh thái san hô; Ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái; Chất nạo vét; Biển Việt Nam.

Abstract

Studying the carrying capacity of the coral reef ecosystems under the impact of sea dumping activities

Studies in Vietnam and internationally have shown that dumping activities at sea affect coral reef ecosystems through suspended sediment concentrations, light and sedimentation rates. These effects put coral reef ecosystems at risk of severe destruction or degradation. Each type of coral reef has a different carrying capacity with sediment concentrations. According to the Australian reef research results, suspended sediment concentration is the lowest at 3.3 mg/L and highest in Florida at 165 mg/L. Corals can react actively or passively, there are many species and reefs are able to survive with sedimentation rates as high as 100 mg/cm²/d for days to weeks. The average Caribbean reef has the lowest sedimentation rate at 10 mg/cm/d and the highest in the Indo-Pacific at 228 mg/cm²/d. The Coral reef ecosystems in Vietnam are very diverse and rich, with about 400 species of hard coral and more than 220 species of soft coral. This study focuses on the carrying capacity of the coral reef ecosystems under the impact of sea dumping activities and proposals for Vietnam's coral reef ecosystems.

Keywords: Coral reef ecosystems; The carrying capacity of the ecosystems; Dredging; Vietnam Sea.

1. Đặt vấn đề

Các tác động từ các hoạt động kinh tế - xã hội của con người làm suy thoái hệ sinh thái san hô là vấn đề đang được quan tâm trong hoạt động bảo tồn đa dạng sinh học biển nói chung và quản lý các khu bảo tồn san hô nói riêng. Đến nay, có rất nhiều loài san hô trên thế giới được nghiên cứu về sự tác động của trầm tích lên sự sinh trưởng và phát triển của chúng, các nghiên cứu này đã cho thấy mức độ chịu đựng, phản ứng, sự thích nghi, giới hạn và ngưỡng thích ứng của các loài san hô với sự xáo trộn trầm tích tự nhiên và nhân tạo. Nồng độ của trầm tích lơ lửng trong nước biển sẽ làm ảnh hưởng đến polyp san hô, tiếp theo là tác động đến quá trình quang hợp của san hô do ánh sáng suy giảm. Giới hạn chịu đựng của các rạn san hô với nồng độ trầm tích lơ lửng không giống nhau (một số loài san hô riêng lẻ, có thể chịu đựng nồng độ trầm tích lơ lửng ngắn hạn trong vài ngày ở mức cao). Sự lắng đọng của trầm tích có thể gây chết hoặc chôn vùi các polyp san hô (trầm tích mịn ảnh hưởng lớn hơn so với trầm tích thô). Nhiều loài san hô có khả năng thích ứng bằng cách bỏ trầm tích thông qua phối hợp polyp, sản xuất chất nhầy, hoạt động nhung mao và xúc tu, cũng như sự biến đổi hình thái và tính chuyển động của san hô nắm sống tự do.

Việt Nam nằm trong vùng biển Đông Nam Á, với điều kiện tự nhiên thuận lợi cho sự phát triển của san hô tạo rạn, trừ các vùng chịu ảnh hưởng của các lưu vực sông với độ muối thấp và độ đục cao. Rạn san hô phân bố ở hầu hết các vùng nước nông ven bờ, ven đảo có nền đáy rắn chắc ở các quần đảo Trường Sa và Hoàng Sa. Tuy nhiên, tính chất phân bố, hình thái và

giới hạn chịu đựng với độ đục, ánh sáng, sự lắng đọng trầm tích khác nhau giữa các rạn san hô.

Hiện nay, nhu cầu nạo vét và nhận chìm chất nạo vét ở biển Việt Nam rất lớn, đặc biệt là hoạt động nạo vét các tuyến luồng hàng hải khu vực cửa sông ven biển. Các chất nạo vét này chủ yếu được nhận chìm xuống biển thông qua các giấy phép được UBND tỉnh hoặc Bộ Tài nguyên và Môi trường (Bộ TNMT) cấp. Hoạt động nhận chìm chất nạo vét sẽ làm gia tăng nồng độ trầm tích lơ lửng tại khu vực nhận chìm và khu vực xung quanh. Đối với các hệ sinh thái san hô gần khu vực nhận chìm sẽ bị ảnh hưởng lớn hoặc bị phá hủy. Nghiên cứu này tập trung vào việc đánh giá ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái san hô ở Việt Nam dưới tác động của hoạt động nhận chìm chất nạo vét ở biển, với các chỉ tiêu về nồng độ trầm tích lơ lửng, ánh sáng và sự lắng đọng trầm tích.

2. Phương pháp nghiên cứu

Nghiên cứu sử dụng phương pháp thu thập, tổng hợp; Phương pháp phân tích, đánh giá và phương pháp chuyên gia để đạt được các mục tiêu đề ra của nghiên cứu.

3. Kết quả nghiên cứu

3.1. Kết quả nghiên cứu trên thế giới

3.1.1. Tác động của hoạt động nạo vét tới hệ sinh thái san hô

Để thúc đẩy phát triển kinh tế thương mại, vận chuyển hàng hóa vùng biển trên toàn thế giới, các nước phát triển trên thế giới đã xây dựng các công trình, kiến trúc ven biển để phục vụ thiết yếu cho nhu cầu thương mại và dịch vụ bằng việc nạo vét và nhận chìm vật chất ngoài biển. Hoạt

Nghiên cứu

động nạo vét và nhận chìm sẽ làm xáo trộn trầm tích tạo thành đám mây trầm tích mịn (ở trạng thái lơ lửng trong thời gian dài) gây ra biến động nhạy cảm trong các loài san hô với môi trường. Những tác động của hoạt động này gần rạn san hô sẽ dẫn đến mức độ biến đổi thành phần loài và khả năng phục hồi của san hô tùy từng khu vực:

- Mỹ: Phía Đông nam Florida (1995) lấp vùi mất 5 ha sinh cảnh đáy gần bờ đã làm giảm mật độ và đa dạng cá xuống 10 lần (Lindeman và Snyder, 1999). Năm 1985 - 2004 có 26 dự án bồi lấp và nạo vét để bồi đắp bãi biển và phát triển cảng làm cho 217 rạn san hô bị ảnh hưởng bởi tích lũy trầm tích (PBS&J, 2008). Năm 2005 - 2006 khi bồi đắp bãi biển Roward phương pháp làm tăng độ lắng trong quá trình thi công làm cho san hô phục hồi sau nạo vét nhanh chóng (Fisher và cs, 2008). Các đảo phía Tây (2006) nạo vét bến cảng phía Tây làm cho san hô thưa dần màu và tẩy trắng; Vịnh Kaneohe và Hawaii (1974) khi nạo vét đã làm cho 30 % san hô chết và tạo điều kiện cho tảo phát triển mạnh (Banner, 1974); Đảo san hô Johnston (1966) làm giảm sự phong phú của cá, san hô sống mất 40 % do nạo vét (Brock và cs, 1965). Năm 1976 do xây dựng sân bay đã làm giảm 40 % độ che phủ san hô do phù sa (Amerson và Shelton, 1976).

- Anh: Đảo Diego Garcia và Chagos (1980) hoạt động nạo vét không làm ảnh hưởng tới thành phần loài san hô (Sheppard, 1980); Cảng Castle và Bermuda (1941 - 1943) các loài san hô chết hàng loạt ở khu vực cảng biển do xây dựng Sân bay Kindley (Dodge và Vaisnys, 1977; Flood và cs, 2005).

- Pháp: Quần đảo Guadeloupe (1979) được nạo vét được thực hiện làm cho nồng độ trầm tích trong nước biển tăng lên, dẫn đến mất cân bằng môi trường và biến mất 20/29 loài san hô; Đầm phá Tahura, Moorea ở Polynesia (1981) đã làm giảm thành phần loài san hô, thay đổi hệ động vật không xương sống (động vật chân bụng thay vì giáp xác), phá vỡ sự ổn định của hệ sinh thái rạn và đầm phá (Naim, 1981); Quần đảo Tiahiti (1959 - 1983) sử dụng máy nạo vét bờ đã phá hủy 43 % rạn san hô ở Papette, 75 % ở khu vực FAAA, đáy cứng bị tảo phủ lấp và quần thể cá giảm (Gabrie và cs, 1985).

- Hà Lan: Vịnh Piscadera và Curacao (1972) có 3 loài san hô bị ảnh hưởng nhiều nhất (*Porites astreoides* chết do không có khả năng loại bỏ trầm tích, *Madracis mirabilis* bị vôi hóa cao, *Agaricia agaricites* giảm gần 33 % /4 tuần) do nạo vét (Bak, 1978); Đảo Bonaire (1980 -1983) san hô chết do bồi lắng và đào để xây dựng kênh và đê chắn sóng (van't Hof, 1983).

- Úc: Đảo Mud và Vịnh Moreton (1940 - 1991) làm mất san hô và hạn chế sự phát triển của các dải đá vôi và các khu rừng ngập mặn lân cận do nạo vét (Allingham và Neil, 1995); Đảo Magnetic (1972) làm giảm động vật và thành phần rạn san hô (Marszalek, 1981); Vịnh Cleveland và Đảo Magnetic (1970) nạo vét đã chôn lấp diện rộng cỏ biển và san hô (Pringle, 1989); Vịnh Nelly (2000 - 2004) không phát triển được san hô ngay bên ngoài khu vực nạo vét (Koloi và cs, 2005); Cảng Dampier, DPA và HI (2003 - 2004) thiệt hại 80 % san hô trong vòng 1 km (Blakeway, 2005); Đảo Hay Point và Cảng Dampier, HI (2006 - 2007) đã làm chết san

hồ < 10 % và 2 - 5 % lớp phủ san hô tại 2 hòn đảo cách nơi nạo vét tới 6 km (Hanley, 2011); Cape Lambert và Mermaid Sound, Pluto (2007 - 2010) khi nạo vét xây dựng và mở rộng cảng làm chết < 3 - 5 % san hô và độ phủ giảm < 6 %.

- Singapore: Cải tạo và nạo vét vùng bờ biển (1970 - 1990) đã mất khoảng 60 % rạn san hô, san hô ngầm còn lại chịu tác động của trầm tích (Hilton và Manning, 1995; Chou, 2006); Quần đảo Tây Nam (2006) qua giám sát không có tác động nào đến san hô bên ngoài khu vực 300 m (Doorn-Groen, 2007).

- Hồng Kông: Quần đảo Ninepin (1991 - 1993) cho thấy sự tích tụ của trầm tích mịn ở vùng nước nông do nạo vét, làm giảm 40 % san hô sống trong vòng 3 tháng (Hodgson, 1994).

- Khu vực Đông Nam Á: Đảo Turtle và Bali (thuộc Indonesia, 1977) hoạt động nạo vét và cải tạo không thấy tác động nào lên san hô cách 1 km (Driscoll và cs, 1997); Bintulu (thuộc Malaysia, 2005) không có tác động nào tại rạn san hô cách khu vực nạo vét 2 km (Doorn-Groen, 2007); Phuket (thuộc Thái Lan, 1981 - 1987) việc nạo vét làm các rạn san hô bị hư hại nghiêm trọng (4 % độ che phủ), giảm 30 % lớp phủ san hô và suy giảm đa dạng loài trong vòng 1 năm (Chansang và cs, 1981; Brown và cs, 1990).

3.1.2. Ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái san hô với nồng độ trầm tích lơ lửng

Phản ứng với độ đục:

Việc xây dựng và nạo vét ven biển thường xuyên ở vùng lân cận tạo nên độ đục, gây ảnh hưởng tới san hô. Anthony và cs (1999) đã xác định các chất dạng hạt lơ lửng mịn (Suspended particulate

matter - SPM) trên rạn san hô gần bờ. Tất cả các loài sử dụng một lượng thức ăn có tỷ lệ nghịch với nồng độ SPM. Ở nồng độ SPM thấp (1 mg/L) với 89 - 95 % thức ăn nuốt vào, SPM cao nhất (30 mg/L) giảm xuống 40 - 50 % thức ăn nuốt vào (Anthony và cs, 1999). Anthony và cs (2000) cho thấy tỷ lệ hấp thụ trầm tích bão hòa không đáng kể (1 - 30 mg trọng lượng khô/L), hiệu suất đồng hóa của hạt ¹⁴C thay đổi từ 50 - 80 % và được tối đa hóa với loài *A. millepora* ở nồng độ trầm tích thấp nhất. Giới hạn chịu đựng của san hô đối với nồng độ trầm tích lơ lửng nằm trong khoảng từ 10 mg/L đến 100 mg/L ở các rạn san hô ven biển. Kettle và cs (2001) đã ghi nhận nồng độ trầm tích lơ lửng (TSS) > 150 mg/L trong khoảng 100 m của một tàu cuốc ở vịnh Cleveland (Úc). Những vùng vượt quá 20 mg/L kéo dài khoảng 1 km tính từ tâm nạo vét. Thomas và cs (2003) đã ghi nhận về nồng độ trầm tích lơ lửng > 25 mg/L trong vài tháng từ hoạt động nạo vét xung quanh các rạn san hô ở đảo Lihir (Papua New Guinea), có khi tăng trên 500 - 1000 mg/L (khu vực thường có nồng độ TSS nền < 5 mg/L). Stoddart và Anstee (2005) ghi nhận nồng độ trầm tích lơ lửng trên 10 mg/L bị ảnh hưởng bởi nạo vét trong vòng 1 km có khi đạt đỉnh gần 60 mg/L (mức trung bình gần 4 mg/L) ở Mermaid Sound (Úc). (Sofonia và Anthony, 2008), trong phạm vi này chứng tỏ rằng các loài san hô khác nhau và ở các vùng địa lý có thể phản ứng khác nhau với sự gia tăng độ đục (Bảng 1). Khả năng chịu nhiệt ở san hô cũng thay đổi theo vị trí địa lý (Weeks và cs, 2008). Một số loài san hô đã được chứng minh là có khả năng (tạm thời) chuyển

Nghiên cứu

đôi giữa tự dưỡng và dị dưỡng hoặc điều chỉnh nhu cầu hô hấp của chúng để đáp ứng với độ đục theo từng đợt ở một vài loài san hô (Anthony và Fabricius, 2000).

Một số ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô với nồng độ trầm tích lơ lửng (mg/L) đã được nghiên cứu tại một số khu vực trên thế giới như Úc, Mỹ, Indonesia (Bảng 1).

Bảng 1. Một số nghiên cứu về ngưỡng giới hạn của san hô với trầm tích lơ lửng (mg/L)

Phân loại	Vị trí		mg/L	Tài liệu tham khảo
	Khu vực	Quốc gia		
Rạn san hô	Rạn san hô lớn (GBR)	Úc	3,3	Bell (1990)
Rạn san hô	Đầm Fanning, Florida	Mỹ	10	Roy và Smith, 1971
Rạn san hô	Vùng biển Ca-ri-bê	Caribbean	10	Rogers, 1990
Rạn san hô	Quần đảo	Papua New Guinea	15	Thomas và cs, 2003
Rạn san hô	Florida	Mỹ	20	Bogers và Gardner (2004)
San hô	Dominica	Cộng hòa Dominica	20	Klis và Bogers, 2004
Môi trường rạn san hô ven biển	Vịnh Banten (Java)	Indonesia	40	Hoitink, 2003
Môi trường rạn san hô ven biển	Bãi cạn Paluma	Úc	40	Larcombe và cs, 2001
Rạn san hô ven bờ	Đảo Magnetic	Úc	75-120	Mapstone và cs, 1989
Rạn san hô ven bờ	Cape Tribulation	Úc	100-260	Hopley và cs, 1993
7 loài san hô kháng đục	Florida	Mỹ	165	Rice và Hunter, 1992

Kettle và cs (2001) đã ghi nhận nồng độ trầm tích lơ lửng (TSS) > 150 mg/L trong khoảng 100 m của một tàu cuốc ở vịnh Cleveland (Úc). Những vùng vượt quá 20 mg/L kéo dài khoảng 1 km tính từ tâm nạo vét. Thomas và cs (2003) đã ghi nhận về nồng độ trầm tích lơ lửng > 25 mg/L (90 % thời gian) trong vài tháng từ hoạt động nạo vét xung quanh các rạn san hô ở đảo Lihir (Papua New Guinea), có khi tăng trên 500 - 1.000 mg/L. Ngược lại, Stoddart và Anstee, 2005 ghi nhận nồng độ trầm tích lơ lửng trên 10 mg/L, bị ảnh hưởng bởi nạo vét trong vòng 1 km có khi đạt đỉnh gần 60 mg/L ở Mermaid Sound (Úc).

Nhiều yếu tố môi trường và độ đa dạng loài của san hô có xu hướng giảm mạnh khi độ đục ngày càng tăng trong thời gian dài, dẫn đến thành phần loài san hô thay đổi do ánh sáng suy yếu và thay thế bằng loài khác chịu được điều

kiện thiếu sáng ở độ sâu nhất định. Bak và cs (1978) đã đưa ra tác động của việc nạo vét đã làm ánh sáng ở độ sâu 12 - 13 m đã giảm (30 % xuống < 1 %), dẫn đến hệ sinh thái san hô loại bỏ trầm tích kém hiệu quả, động vật mất nơi cư trú hoặc bị chết, nhưng tỷ lệ vôi hóa ở *Madracis mirabilis* và *Agaricia agaricit* thấy giảm 33 % (Bak, R.P.M, 1978). Nhu cầu ánh sáng tối thiểu của san hô trong khoảng từ < 1 - 60 % bức xạ bề mặt (SI) nên Kleypas và cs, 1999 đề xuất yêu cầu ánh sáng tối thiểu để hình thành rạn san hô vào khoảng 40 %. Độ nhạy đối với ánh sáng (Bảng 2) giảm phụ thuộc một phần vào hình dạng phát triển của san hô, các loài phân nhánh thường phát triển mạnh dưới SI < 60 %, trong khi hầu hết các loài san hô đôi và ít gai chỉ yêu cầu SI ~ 20 %, một số loài san hô mô vẹt có thể tồn tại với tỷ lệ ánh sáng thấp SI ~ 0,15 % (Jaap và Hallock, 1990).

Bảng 2. Một số ngưỡng giới hạn của san hô với ánh sáng (% bức xạ bề mặt SI)

Loài/loại san hô	Vị trí	% SI	Tài liệu tham khảo
San hô dạng đĩa	Florida (Mỹ)	0,15	Jaap và Hallock (1990)
San hô hình sao	Curacao	1	Bak (1978)
San hô cứng	Biển Đông	2 - 8	Titlyanov và Latypov (1991)
San hô đơn	Trên toàn thế giới	10	Achituv và Dubinsky (1990)
Sao và san hô não	Florida (Mỹ)	20	Jaap và Hallock (1990)
Rạn san hô	Trên toàn thế giới	35	Achituv and Dubinsky (1990)
San hô phân nhánh	Florida (Mỹ)	60	Jaap và Hallock (1990)

Ở một số địa điểm nhất định san hô vẫn tồn tại trong những khu vực có độ đục cao. Sự biến động thay đổi theo không gian và thời gian, tạo ra các nồng độ cặn lơ lửng (Soluble solids content - SSC) ở đáy gần 200 mg/L, SSC dao động từ 5 - 40 mg/L ở rạn san hô xung quanh. Khu vực nước sâu dưới 4 m có độ đục gần 220 mg/L. Trong môi trường này các rạn san hô sẽ có số lượng loài tương đối vừa phải và đôi khi có khuôn khổ hẹp nhất kém (Hopley và cs, 2007). Hoitink (2004) phát hiện ra rằng các dòng thủy triều xung quanh các rạn san hô ở Indonesia làm lắng đọng và tạo ra nồng độ trầm tích lơ lửng từ 2 - 10 mg/L (tối đa lên đến 50 mg/L). Riegl (1995) đã tìm thấy nồng độ trầm tích lơ lửng do đột biến gây ra lên đến 389 mg/L và 112 mg/l đối với các rạn san hô ở Nam Phi.

Phản ứng với trầm tích:

San hô có thể phản ứng chủ động hoặc thụ động với trầm tích với nhiều cách để chịu được sự lắng đọng kéo dài. Việc thụ động đề cập đến hình dạng san hô để cho phép tăng dòng chảy của trầm tích, duy trì bộ xương san hô bên trên trầm tích hoặc sử dụng các dòng nước để loại bỏ trầm tích (Sanders và Baron-Szabo, 2005). Các loài phân nhánh đọng lại ít trầm tích và nhiều loài trong họ Poritidae giữ trầm tích (Stafford-Smith, 1993). Các

loại san hô mỏng, dính là loài rất ít bề mặt để tích tụ trầm tích và san hô đá có các khối polyp phân nhánh làm giảm bồi lắng trầm tích (Meyer, 1989). Một cấu trúc hiệu quả khác để loại bỏ trầm tích thụ động là cấu trúc sinh trưởng mỏng, kiểu mở vệt và thẳng đứng (*Agaricia tenuifolia*) ở vùng nước nông, cơ thể có mỗi mảng trên cùng để tích tụ trầm tích (Meyer, 1989). Lớp san hô sừng Gorgonians, đặc biệt là kiểu roi, là một trong những loài chịu đựng tốt nhất đối với độ đục do trầm tích gây ra ở Florida. Schleyer và Celliers (2003) tìm thấy nhóm san hô mềm (Zooxanthellate) là những loài thải trầm tích thụ động và kém hiệu quả ở khu vực dốc, có dạng sườn núi và hiệu quả quang hợp tăng, dẫn đến san hô này tồn tại ở môi trường tương đối nhiều cát. Ở san hô cầu đá (Scleractinian) kiểu đài hoa, lượn sóng và uốn khúc cho thấy có mối tương quan, hiệu quả đào thải trầm tích ở một số loài (Sorauf và Harries, 2010).

Dikou và cs (2006) cho thấy sự tiếp xúc của cao san hô với lượng phù sa có tỷ lệ men thấp ($1,4 \pm 1,0$ đến $20 \pm 14,7$ hấp thụ/m/năm), cũng như mật độ và độ phủ san hô cứng giảm dần tới các đảo chính ở Singapore. Các họ san hô thường ở vùng nước sâu (san hô nấm, san hô lá) hoặc những loài thích nghi tốt với nước đục (Dikou, A., 2006). Hodgson và cs (1990), đã chỉ ra suy giảm của san hô đá

Nghiên cứu

(Scleractinian) do sự lắng đọng trầm tích trên các rạn san hô tự nhiên và nạo vét nhân tạo. Thí nghiệm trầm tích với san hô được thực hiện ở El Nido Philippines và Hawaii, 3 loài (*O. glabra*, *Porites lobata* và *Pocillopora Meandrina*) bị suy giảm nhanh chóng và *O. glabra* chết bởi lắng cặn trầm tích. Kết quả cho thấy vi khuẩn nhạy cảm với tetracycline tham gia vào quá trình hoại tử mô và một phần gây ra tỷ lệ chết san hô sau quá trình lắng đọng trầm tích (Hodgson, G., 1990).

Lắng đọng trầm tích:

Tất cả các loài san hô được sắp xếp theo một hệ thống có khả năng chịu đựng tương đối với trầm tích. Do đó, mỗi loài có ngưỡng riêng đại diện cho nồng độ trầm tích tạo ra các tác động gây chết hoặc tê liệt. San hô tiếp xúc với nồng độ nhất định (giảm sinh trưởng, giảm mức độ ánh sáng và giảm quang hợp của *Zooxanthella*) duy trì trong một thời gian dài chúng sẽ chết. Các loài san hô đều nhạy cảm với quá trình bồi lắng, thậm chí ở mức vài cm mỗi

năm (Rogers, 1990). Pastorok và Bilyard (1985) xác định tốc độ trầm tích > 50 mg/cm²/ngày (đây là thảm họa với quần xã san hô), độ lắng 10 - 50 mg/cm²/ngày có thể coi là trung bình đến nghiêm trọng đối với san hô. Tuy nhiên, có nhiều loài và rạn san hô có khả năng sống sót với tốc độ trầm tích cao tới 100 mg/cm²/ngày trong vài ngày đến vài tuần. Một số rạn san hô (gần bờ) có tốc độ trầm tích tự nhiên trên 200 mg/cm²/ngày. Ayling và cs (1991) các rạn san hô ven bờ trong vùng Great Barrier thay đổi bởi trầm tích từ 2 - 900 mg/cm²/ngày với tốc độ ngắn hạn, mức trung bình dài hạn từ 50 - 110 mg/cm²/ngày (đây là nơi có sự phát triển của san hô rất đa dạng với độ che phủ san hô trung bình là 40 - 60 %). Peters và Pilson (1985) chỉ ra rằng một số loài san hô (*Montastraea cavernosa* và *Astrangia poculata*) có thể chịu được tốc độ trầm tích cao tới 600 - 1.380 mg/cm²/ngày. Kết quả này đã chỉ ra rằng các loài san hô và san hô ở các vùng địa lý có thể phản ứng khác nhau với lượng và tốc độ bồi lắng tăng lên (Bảng 3).

Bảng 3. Ngưỡng giới hạn của các rạn san hô với lắng đọng trầm tích (mg/cm²/ngày)

Loài/Loại san hô	Vị trí	mg/cm ² /ngày	Tài liệu tham khảo
Rạn san hô	Trên toàn thế giới	10	Pastorok và Bilyard, 1985
Rạn san hô	Ca-ri-bê	10	Rogers, 1990
Rạn san hô	Ca-ri-bê	37	Pastorok và Bilyard, 1985
Rạn san hô	Trên toàn thế giới	50	Pastorok và Bilyard, 1985
Rạn san hô	Puerto Rico (Mỹ)	90	Miller và Cruise, 1995
Rạn san hô	Ấn Độ Dương - Thái Bình Dương	228	Pastorok và Bilyard, 1985
Hầu hết các loài san hô	Trên toàn thế giới	300	Bak và Elgershuizen, 1976

Vịnh Bacuit (Philippines) khi khai thác rừng trên đất liền khiến lượng phù sa lơ lửng của sông Manlag tăng gần 100 lần, dẫn đến sự lắng đọng trầm tích với 20 mg/cm²/ngày tích kéo dài và làm giảm đa dạng loài (gần 50 loài san hô chết), độ phủ san hô

giảm (Hodgson và Dixon, 2000). Các thí nghiệm ở Florida (Mỹ) đã xác định một số loài san hô ở Caribe có thể sống sót sau khi bị phủ lấp bởi trầm tích từ 7 - 15 ngày (Rice và Hunter, 1992). Việc trầm tích phủ lấp một số loài san hô Philippine bị tẩy trắng

và tử vong từ 20 - 68 giờ (Wesseling và cs, 1999). Nghiên cứu của Erfteimeijer và cs (2012) cho thấy tốc độ lắng đọng trầm tích tối đa mà các loài san hô có thể chịu được nằm trong khoảng $< 10 - > 400 \text{ mg/cm}^2/\text{ngày}$ (loài san hô có thể tồn tại dưới 24 giờ đến vài tuần với tốc độ lắng cao), đối với các loài chịu đựng tốt (> 4 tuần với lắng cao hoặc > 14 ngày khi vùi lấp hoàn toàn). Các giả thuyết này đã được kiểm tra trên 77 nghiên cứu đã được công bố về ảnh hưởng của độ đục và lắng đọng trầm tích trên 89 loài san hô (Erfteimeijer và cs, 2012).

3.2. Hiện trạng hệ sinh thái san hô Việt Nam

Theo nghiên cứu của Đặng Ngọc Thanh, Nguyễn Huy Yết (2009) và Viện Hải dương học, san hô ở Việt Nam rất phong phú, với hơn 400 loài san hô cứng thuộc 79 họ, san hô mềm có khoảng 220 loài phân bố khá rộng, cụ thể:

Vùng biển Bắc Bộ: Hiện nay ở vùng biển Quảng Ninh, vịnh Hạ Long có 110 loài san hô cứng và 37 loài san hô mềm, tập trung ở 18 rạn, điều tra sơ bộ của Nguyễn Huy Yết (2000) về 23 loài san hô có nguy cơ bị suy thoái. Quần đảo Cô Tô có 19 loài; Vùng biển Hải Phòng, đảo Cát Bà có khoảng 82 loài san hô, trong đó có 20 loài san hô mềm. Đậu Văn Thảo (2012) đã xác định 33 loài san hô mềm bị suy thoái nghiêm trọng. Đảo Bạch Long Vĩ có khoảng 117 loài san hô, với mức đa dạng sinh học thấp với $H' = 0,98$ (Ngải và cs, 2019). Quần đảo Long Châu đã xác định khoảng 124 loài san hô trong đó có 32 loài bị nguy hại (Nguyễn Huy Yết, 2000).

Vùng biển Trung Bộ: Hickson (1919) là người đầu tiên nghiên cứu san hô mềm ở Việt Nam khi ông công bố về

loài *Alcyonium krempfi* ở vùng biển miền Trung. Vùng biển Quảng Trị, Đảo Cồn Cỏ có thành phần san hô khá phong phú và đa dạng, có 150 loài san hô (130 loài san hô cứng và 20 loài san hô mềm). Đậu Văn Thảo (2019), phần lớn các loài nằm trong sách đỏ của Việt Nam được liệt vào phân hạng sẽ nguy cấp và nguy cấp Hoàng Xuân Bền và cs (2009; 2010) tổng hợp danh mục san hô mềm ở Việt Nam gồm 200 loài, đảo Lý Sơn đã xác định 60 loài (33 loài mới). Vùng biển Hải Vân - Sơn Chà có 130 loài san hô, vùng giáp với Thừa Thiên - Huế có 25 loài bị suy thoái (Ngải và cs, 2019). Cù Lao Chàm đã xác định được 45 loài; San hô vịnh Nha Trang qua tổng hợp đã xác định được 142 loài san hô, Tixier (1970) đã mô tả 94 loài san hô mềm (18 loài mới), trong đó có 32 loài san hô mềm), phân bố của 76 loài san hô mềm đã công bố 2 loài mới (Bền và cs, 2019). Dautova và cs (2010) ghi nhận 6 loài san hô mềm mới. Đảo Hòn Mun qua xác định có 32 loài san hô mềm; Quần đảo Trường Sa (Khánh Hòa) có 16 loài san hô bị nguy hại. Đậu Văn Thảo (2019) đã xác định được 27 loài san hô mềm và phát hiện thêm 7 loài san hô mới; Đảo Hòn Cau có 30 loài san hô mềm, đảo Phú Quý có 19 loài (Ngải và cs, 2019).

Vùng biển Nam Bộ: Các nghiên cứu thành phần loài san hô lần đầu Việt Nam bởi Stiasny (1937) công bố 18 loài ở vùng biển phía Nam Việt Nam. Sau đó Dawydoff (1952) đã công bố 6 họ san hô ở vùng biển Việt Nam. Stiasny (1938) công bố 2 loài san hô mới. Malyutin (1990) đã mô tả 2 loài san hô mới ở Côn Đảo. Đảo Lý Sơn (Quảng Ngãi) có 60 loài san hô mềm (Bền, 2019). Theo kết quả điều tra của Tổ chức Quốc tế về Bảo tồn Thiên nhiên (WWF)

Nghiên cứu

(1994) các rạn san hô quần đảo Phú Quốc (Kiên Giang) đã ghi nhận 89 loài san hô cứng và 19 loài san hô mềm. Nguyễn Văn Long và cs (2007) nghiên cứu phân bố của rạn san hô ở quần đảo An Thới (Phú Quốc) trên 260 loài san hô cứng tạo rạn.

3.3. Đề xuất ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô Việt Nam

Hệ sinh thái san hô Việt Nam với hơn 400 loài san hô cứng và hơn 220 loài san hô mềm được phân thành 3 nhóm để làm căn cứ đề xuất ngưỡng giới hạn cho từng nhóm:

- San hô cứng: Dạng đĩa; Dạng hình sao; Dạng san hô lá, phễu, chảo; Dạng san hô não (cầu tròn, bán cầu, chảo úp,...); Dạng san hô phân nhánh (dạng sừng, ngón tay, cây,...); Dạng san hô đơn.

- San hô mềm: Dạng đơn, mảng.

- Rạn san hô: Các quần thể san hô.

Các ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô Việt Nam gồm: Khoảng cách tối thiểu từ hệ sinh thái san hô đến khu vực nhận chìm; Ngưỡng giới hạn của san hô đối với nồng độ trầm tích lơ lửng; Ngưỡng giới hạn của san hô đối với ánh sáng và

ngưỡng giới hạn của san hô đối với lắng đọng trầm tích.

Bảng 4. Khoảng cách từ khu vực nhận chìm chất nạo vét đến hệ sinh thái san hô

Loài/dạng san hô	Khoảng cách (km)	Mức độ phù hợp
Rạn san hô (gồm các dạng sống chính của san hô)	< 10	Không phù hợp
	10 - 20	Phù hợp nếu xác định khoảng cách từ 10 - 20 km không có loài san hô thuộc nhóm (Cực kỳ nguy cấp - CR; Nguy cấp - EN),
	> 20	Phù hợp

Giảm ánh sáng có lẽ là tác động quan trọng nhất trong tất cả các tác động liên quan đến hệ sinh thái san hô, dẫn đến giảm năng suất quang hợp. Các giá trị về nhu cầu ánh sáng tối thiểu của san hô theo các kết quả nghiên cứu nằm trong khoảng từ dưới 1 - 35 % (hoặc thậm chí 60 %) độ chiếu xạ bề mặt, phụ thuộc vào hình thức sinh trưởng, độ sâu và khu vực. Anthony và cs (2003) đã xác định mối quan hệ giữa quang hợp (P) và bức xạ (I) cho thấy sự quang hợp của san hô phụ thuộc vào cường độ ánh sáng. Ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô Việt Nam với cường độ ánh sáng được đề xuất như sau:

Bảng 5. Ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô với cường độ ánh sáng (% SI)

TT	Nhóm/loại san hô	Ánh sáng (% SI)	Mức độ phù hợp	
1	San hô cứng	Dạng đĩa	≥ 0,15 %	Phù hợp
			< 0,15 %	Không phù hợp
		Dạng hình sao	≥ 1 %	Phù hợp
			< 1 %	Không phù hợp
		San hô dạng lá, phễu, chảo	≥ 8 %	Phù hợp
			< 8 %	Không phù hợp
		Dạng san hô não (cầu tròn, bán cầu, chảo úp,...)	≥ 20 %	Phù hợp
			< 20 %	Không phù hợp
		San hô phân nhánh (dạng sừng, ngón tay, cây, ...)	≥ 60 %	Phù hợp
			< 60 %	Không phù hợp
San hô đơn	≥ 10 %	Phù hợp		
	< 10 %	Không phù hợp		
2	San hô mềm	≥ 10 %	Phù hợp	
		< 10 %	Không phù hợp	
3	Rạn san hô	≥ 35 %	Phù hợp	
		< 35 %	Không phù hợp	

Khoảng thời gian mà san hô có thể chịu được độ đục cao dao động từ vài giờ đến vài tuần, tùy thuộc vào loài và mức độ đục. Ảnh hưởng của độ đục trong thời gian dài có thể thay đổi thành phần loài của các rạn san hô. Hệ sinh thái san hô có xu hướng giảm mạnh khi độ đục tăng lên. Giới hạn chịu đựng của san hô đối với nồng độ trầm

tích lơ lửng nằm trong khoảng từ dưới 5 mg/L đến 30 mg/L tùy thuộc vào từng loài. Giới hạn này chứng tỏ rằng các nhóm loài san hô khác nhau và san hô ở các vùng địa lý có thể phản ứng khác nhau với nồng độ chất lơ lửng tăng lên. Ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô Việt Nam với trầm tích lơ lửng chi tiết tại Bảng 6.

Bảng 6. Ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô với trầm tích lơ lửng (mg/L)

TT	Nhóm/loại san hô		Trầm tích lơ lửng (mg/L)	Mức độ phù hợp
1	San hô cứng	Dạng đĩa	≤ 30	Phù hợp
			> 30	Không phù hợp
		Dạng hình sao	≤ 20	Phù hợp
			> 20	Không phù hợp
		San hô dạng lá, phễu, chảo	≤ 27	Phù hợp
			> 27	Không phù hợp
		Dạng san hô não (cầu tròn, bán cầu, chảo úp, ...)	≤ 16	Phù hợp
			> 16	Không phù hợp
San hô phân nhánh (dạng sừng, ngón tay, cây, ...)	≤ 27	Phù hợp		
	> 27	Không phù hợp		
San hô đơn	≤ 5	Phù hợp		
	> 5	Không phù hợp		
2	San hô mềm	Dạng đơn, mảng	≤ 5	Phù hợp
			> 5	Không phù hợp
3	Rạn san hô	Các quần thể san hô	≤ 20	Phù hợp

Kết quả nghiên cứu của Flores et al., 2012; Wesseling et al., 1999; Hodgson, 1994 cho thấy tốc độ lắng đọng trầm tích ảnh hưởng đến sự sinh trưởng và chết đi của hệ sinh thái san hô. Độ nhạy cảm của san hô và khả năng phục hồi của chúng

sau các tác động của hoạt động nạo vét, nhận chìm vật chất ngoài biển tùy vào ngưỡng giới hạn của chúng. Trên cơ sở các nghiên cứu đã thực hiện, ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô ở Việt Nam với tốc độ lắng đọng trầm tích (Bảng 7).

Bảng 7. Ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô với tốc độ lắng đọng trầm tích

TT	Nhóm/loại san hô		Lắng đọng trầm tích (mg/cm ² /ngày)	Mức độ phù hợp
1	San hô cứng	Dạng đĩa	≤ 3,2	Phù hợp
			> 3,2	Không phù hợp
		Dạng hình sao	≤ 3,2	Phù hợp
			> 3,2	Không phù hợp
		San hô dạng lá, phễu, chảo	≤ 0,4	Phù hợp
			> 0,4	Không phù hợp
		Dạng san hô não (cầu tròn, bán cầu, chảo úp, ...)	≤ 2,5	Phù hợp
			> 2,5	Không phù hợp
		San hô phân nhánh (dạng sừng, ngón tay, cây, ...)	≤ 0,4	Phù hợp
			> 0,4	Không phù hợp
San hô đơn	≤ 3,2	Phù hợp		
	> 3,2	Không phù hợp		

TT	Nhóm/loại san hô		Lắng đọng trầm tích (mg/cm ² /ngày)	Mức độ phù hợp
2	San hô mềm	Dạng đơn, mảng	≤ 4,9	Phù hợp
			> 4,9	Không phù hợp
3	Rạn san hô	Các quần thể san hô	≤ 10	Phù hợp
			> 10	Không phù hợp

4. Kết luận và kiến nghị

Trên cơ sở các nghiên cứu trên thế giới về ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái san hô dưới ảnh hưởng của hoạt động nhận chìm chất nạo vét gây ra nghiên cứu đã chia hệ sinh thái san hô Việt Nam thành 3 nhóm (san hô cứng, san hô mềm và rạn san hô) và ngưỡng chịu tải của hệ sinh thái san hô dưới tác động của hoạt động nhận chìm chất nạo vét dựa trên 3 tiêu chí: Nồng độ trầm tích lơ lửng, cường độ ánh sáng và tốc độ lắng đọng của trầm tích.

Đối với khoảng cách từ khu vực nhận chìm đến hệ sinh thái san hô cần phải đảm bảo một khoảng cách tối thiểu và khoảng cách từ 20 km trở lên là phù hợp nhất.

Đối với nồng độ trầm tích lơ lửng giới hạn phụ thuộc vào từng loài san hô và dao động từ 5 mg/l đến 30 mg/l.

Đối với cường độ ánh sáng cần tối thiểu của hệ sinh thái san hô dưới ảnh hưởng của hoạt động nhận chìm từ 0,15 %SI đến 60 %SI.

Đối với tốc độ lắng đọng trầm tích thì ngưỡng giới hạn của hệ sinh thái san hô từ 0,4 đến 10 mg/cm²/ngày.

Nghiên cứu đề xuất đối với hệ sinh thái san hô Việt Nam được xác định dựa trên các kết quả nghiên cứu trên thế giới với loài tương tự. Vì vậy, cần tiến hành các thí nghiệm cụ thể về đánh giá tác động của nồng độ trầm tích lơ lửng, độ sáng, vận tốc lắng đọng trầm tích đối với từng loài san hô ở biển Việt Nam.

Lời cảm ơn: Nhóm tác giả trân trọng cảm ơn sự hỗ trợ của Đề tài khoa học và công nghệ cấp Quốc gia “*Nghiên cứu xây dựng bộ tiêu chí xác định ngưỡng chịu tải các khu vực quy hoạch nhận chìm chất nạo vét trong vùng lãnh hải Việt Nam*”. Mã số ĐTĐL.CN-57/20.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1]. Đậu Văn Thảo (2019). *Đặc điểm thành phần loài và phân bố của san hô mềm (bộ Alcyonacea) vùng biển Hải Vân - Sơn Trà, tỉnh Thừa Thiên - Huế*. Diễn đàn khoa học toàn quốc năm 2019, tr 151 - 158.

[2]. Đậu Văn Thảo (2014). *Dữ liệu mới và tiềm năng dược liệu san hô mềm (Bộ: Alcyonacea) ở vùng biển đảo Côn Cỏ, Quảng Trị*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ biển, 14(3A), tr 230 - 237.

[3]. Đặng Ngọc Thanh, Nguyễn Huy Yết (2009). *Bảo tồn đa dạng sinh học biển Việt Nam*. Nxb. Khoa học Tự nhiên và Công nghệ.

[4]. Hoàng Xuân Bền, Thái Minh Quang (2019). *Nghiên cứu quần xã san hô mềm (Alcyonacea) và san hô sừng (Gorgonacea) ở khu bảo tồn biển Cù Lao Chàm, Quảng Nam*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển, Tập 19, Số 3A, tr 315 - 324.

[5]. Nguyễn Đăng Ngải, Nguyễn Văn Quân, Đỗ Công Thung, Chu Văn Thuộc, Nguyễn Thị Huyền, Nguyễn Thị Thu, Đàm Đức Tiến, Trần Mạnh Hà, Đậu Văn Thảo (2019). *Đa dạng sinh học của các quần xã sinh vật rạn san hô khu bảo tồn biển Côn Cỏ, tỉnh Quảng Trị*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển, Tập 19, Số 3A, tr 315 - 324.

[6]. Tống Phước Hoàng Sơn (2008). *Báo cáo tổng kết đề tài “Điều tra hiện trạng phân bố hệ sinh thái san hô vùng biển ven bờ tỉnh Khánh Hòa làm cơ sở quy hoạch, bảo*

vệ, phục hồi và sử dụng bền vững”. Sở Tài nguyên và Môi trường tỉnh Khánh Hòa. Trang 1 - 125.

[7]. Trần Đình Lân, Vũ Duy Vinh, Đỗ Thị Thu Hương, Đỗ Gia Khánh (2019). *Đánh giá khả năng lựa chọn vị trí đổ vật liệu nạo vét luồng vào cảng trên vùng biển Hải Phòng*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển, Tập 19, Số 4, tr. 557-569.

[8]. Anthony, K.R.N., Hoegh-Guldberg, O. (2003). *Kinetics of photoacclimation in corals*. *Oecologia*, vol. 134, p 23 - 31.

[9]. Babcock, R., Smith, L. (2000). *Effects of sedimentation on coral settlement and survivorship*. In: Proceedings Ninth International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia, Vol. 1, p 245 - 248.

[10]. Bak, R.P.M. (1978). *Lethal and sublethal effects of dredging on reef corals*. *Marine Pollution Bulletin*, vol.9, p 14 - 6.

[11]. Dikou, A., van Woelik, R. (2006). *Survival under chronic stress from sediment load: Spatial patterns of hard coral communities in the southern islands of Singapore*. *Marine Pollution Bulletin*, vol.52, p1340 - 1354.

[12]. Erfteimeijer, P.L.A., Riegl B., Hoeksema B. W., Todd, P. A. (2012). *Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review*. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, 1737 - 1765.

[13]. Flores F., Hoogenboom MO., Smith LD., Cooper TF., Abrego D., Andrew P. Negri (2012). *Chronic exposure of corals to fine sediments: Lethal and sub-lethal impacts*. *PLoS One* 7 (5): e37795. Doi: 10.1371/journal.pone.003779.5.

[14]. Hodgson, G. (1990). *Tetracycline reduces sedimentation damage to corals*. *Marine Biology*, vol. 104, p 493 - 496.

[15]. Jones, R., R. Fisher and P. Bessell - Browne (2019). *Sediment deposition and coral smothering*. *PLOS ONE*. 14(6): p. 1 - 24.

[16]. K.E. Fabricius, C. Wild, E. Wolanski, D. Abele (2003). *Effects of transparent exopolymer particles and muddy terrigenous sediments on the survival of hard coral recruits*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56. P: 1 - 9.

[17]. McCook L., Schaffelke B., Apte A., Brinkman R., Brodie J., Erfteimeijer P., Eyre B., Hoogerwerf F., Irvine I., Jones R., King B., Marsh H., Masini R., Morton R., Pitcher R., Rasheed M., Sheaves M., Symonds A., Warne M.St.J. (2015). *Synthesis of current knowledge of the biophysical impacts of dredging and disposal on the Great Barrier Reef: Report of an Independent Panel of Experts*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Australia. P: 1 - 181.

[18]. International Union for Conservation of Nature. *Red List Overview*. IUCN Red List. https://web.archive.org/web/20140630010436/http://www.iucnredlist.org/about/overview#redlist_authorities.

[19]. Smith A., Foster T., Corcoran E., Monkivitch J. (2007). *Dredging and material relocation in sensitive coral environments*. Lake Buena Vista, Florida USA. P: 945 - 955.

BBT nhận bài: 05/4/2023; Phản biện xong: 18/4/2023; Chấp nhận đăng: 29/6/2023