

TRỒNG RONG BIỂN Ở VIỆT NAM: ĐÓNG GÓP TIỀM NĂNG VÀO TRUNG HÒA CARBON

SEAWEED FARMING IN VIETNAM: POTENTIAL CONTRIBUTION TO ACHIEVING CARBON NEUTRALITY

Lê Anh Tuấn*

Viện Nuôi trồng Thủy sản, Trường Đại học Nha Trang

Email: leanhtuan@ntu.edu.vn

Ngày nhận bài: 08/01/2025; Ngày phản biện thông qua: 23/04/2025; Ngày duyệt đăng: 20/05/2025

TÓM TẮT

Khả năng trung hòa carbon đã được đề xuất do mối lo ngại ngày càng tăng về hậu quả của sự gia tăng CO₂ trong khí quyển. Bài viết này đánh giá đóng góp tiềm năng của hoạt động trồng rong biển vào việc đạt được mức độ trung hòa carbon của Việt Nam vào năm 2050 bằng cách sử dụng một cách thức tính toán mới bao gồm carbon hữu cơ dạng hạt bị mất (POC) và carbon hữu cơ hòa tan (DOC) được bài tiết từ việc trồng rong. Dựa trên sản lượng rong biển trong những năm 2019–2023 ở Việt Nam, rong biển được thu hoạch đã loại bỏ 31.898 tấn carbon khỏi nước biển và rong biển nuôi trồng đã cô lập được 18.118 tấn carbon hàng năm. Trong số ba nhóm/loài rong biển được trồng, nhóm rong sụn (*Eucheumatoids*) có khả năng loại bỏ (5,16 tấn/ha/năm) và cô lập (2,93 tấn/ha/năm) carbon cao nhất. Bài viết này chỉ ra rằng trồng rong biển có thể đóng một vai trò quan trọng trong việc đạt được mức độ trung hòa carbon ở Việt Nam vào năm 2050.

Từ khóa: Trung hòa carbon, rong biển, Việt Nam.

ABSTRACT

Carbon neutrality has been proposed due to growing concerns about the consequences of increased CO₂ in the atmosphere. This study evaluates the potential contribution of seaweed farming to achieving Vietnam's carbon neutrality by 2050 using a novel approach that includes lost particulate organic carbon (POC) and dissolved organic matter (DOC) excreted from seaweed cultivation. Based on seaweed production during the years of 2019–2023 in Vietnam, harvested seaweed removed 31,898 tons of carbon from seawater and farmed seaweed sequesters 18,118 tons of carbon annually. Among the three groups/species of cultivated seaweed, the Eucheumatoid group has the highest ability to remove (5.16 tons ha⁻¹ year⁻¹) and sequester (2.93 tons ha⁻¹ year⁻¹) carbon. This study shows that seaweed cultivation can play an important role in achieving carbon neutrality in Vietnam in 2050.

Key words: Carbon neutrality, seaweed, Vietnam.

1. MỞ ĐẦU

Biến đổi khí hậu là một trong những vấn đề cấp bách nhất mà thế giới hiện nay đang phải đối mặt, đòi hỏi phải có hành động khẩn cấp để giảm thiểu tác động của nó [18]. Thế giới đã nhận thấy nhu cầu cấp thiết phải giải quyết vấn đề biến đổi khí hậu dẫn đến việc thiết lập các khuôn khổ và thỏa thuận quốc tế. Trụ cột quan trọng của những nỗ lực này là Thỏa thuận Paris, với mục tiêu duy trì mức tăng nhiệt độ toàn cầu 2°C và hướng tới tăng 1,5°C trên mức tiền công nghiệp [9]. Mức tiền công nghiệp thường đề cập đến nồng độ CO₂ trung bình toàn cầu trong khí quyển trước năm

1750, đánh dấu sự khởi đầu của Cách mạng Công nghiệp. Vào thời điểm đó, nồng độ CO₂ trong khí quyển tương đối ổn định ở mức khoảng 280 ppm [28, 33]. Lượng CO₂ trong khí quyển đã tăng lên 419 ppm vào tháng 4 năm 2021, cao hơn 50% so với mức tiền công nghiệp và là mức cao nhất từng được ghi nhận trong lịch sử loài người [35]. Sự gia tăng nhanh chóng nồng độ CO₂ trong khí quyển đã gây ra hàng loạt hậu quả. Kể từ năm 1993, tốc độ nóng lên của đại dương đã tăng hơn gấp đôi [29]. Khi đại dương tiếp tục hấp thụ nhiều CO₂ hơn, độ pH giảm và nước biển trở nên có tính axit hơn, gọi là axit hóa đại dương. Độ

pH trong nước biển bề mặt toàn cầu đã giảm 0,1 đơn vị so với thời kỳ tiền công nghiệp. Sự nóng lên và axit hóa đại dương đang làm xáo trộn hệ sinh thái và dẫn đến những rủi ro sinh thái nghiêm trọng. Ví dụ, sự nóng lên và axit hóa đại dương có thể dẫn đến tẩy trắng san hô [10], rút ngắn vòng đời của rong biển hình thành “nở hoa” (bloom-forming macroalgae) [23], tăng lợi thế cạnh tranh của rong gây thủy triều xanh [23, 24] và sự tích tụ các hợp chất độc hại ở các bậc dinh dưỡng [30]. Để thực hiện trung hòa carbon, các công nghệ carbon âm (Negative Carbon Technologies - NET) giúp loại bỏ khí nhà kính khỏi khí quyển bằng các hoạt động có chủ ý của con người phải được áp dụng bên cạnh việc giảm lượng khí thải carbon. NET dựa trên đại dương bao gồm năng lượng sinh học biển với khả năng thu hồi và lưu trữ carbon (Marine Bioenergy with Carbon Capture and Storage - BECCS), khôi phục và gia tăng thảm thực vật ven biển (Restoring and Increasing Coastal Vegetation), tăng cường sức sản xuất cho đại dương (“bón phân”) (Enhancing open-ocean productivity (hereafter *Fertilization*)), tăng cường phong hóa và kiềm hóa (“kiềm hóa”) (Enhancing weathering and alkalization (hereafter *Alkalization*)) đã được đề xuất gần đây [26]. Trong khi đó, có rất ít thông tin về việc sử dụng rong biển để đạt được mức trung hòa carbon, mặc dù có một số đánh giá về khả năng cô lập carbon của rong biển tự nhiên [31]. Việc loại bỏ CO₂ (carbon dioxide removal - CDR) sẽ đóng một vai trò quan trọng trong các hành động giảm thiểu khí hậu toàn cầu, vì dự kiến lượng carbon cần thiết cho tương lai 1,5°C sẽ bị vượt quá, ngay cả khi có các khoản *Đóng góp do quốc gia tự quyết định* (Nationally determined contributions - NDC) [9]. Việt Nam đã đặt mục tiêu hướng tới phát thải ròng bằng 0 đến năm 2050 và đã đệ trình bản cập nhật *Đóng góp do quốc gia tự quyết định* vào tháng 7/2020 [46]. Đây là một bước ngoặt, một sự tái định hướng có ảnh hưởng sâu rộng đối với xã hội phù hợp với tinh thần của thời đại. Trong NDC của một số quốc gia, việc thực hiện CDR được đề cập

trong các mục tiêu giảm thiểu khí hậu của họ, tuy nhiên, thường thiếu báo cáo định lượng chi tiết và các chính sách cho việc thực hiện chúng [9]. Phương pháp trồng rừng (hoặc tái trồng rừng) loại bỏ CO₂ truyền thống được coi là không đủ trước nhu cầu ngày càng tăng về việc loại bỏ khí thải nghiêm ngặt để đáp ứng các mục tiêu khí hậu toàn cầu [11]. Vì thế, trong nghiên cứu này tiềm năng loại bỏ và cô lập CO₂ thông qua phát triển trồng rong biển ở Việt Nam như là một giải pháp bổ sung sẽ được đề cập đến.

II. NỘI DUNG

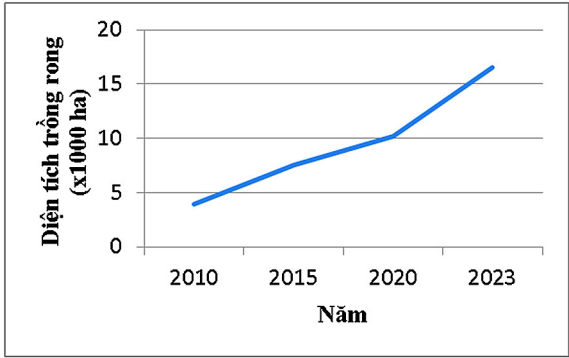
1. Tình hình và xu hướng trồng rong biển ở Việt Nam

Dữ liệu về diện tích trồng và sản lượng rong biển được lấy từ các báo cáo tổng kết ngành của (Tổng) Cục Thủy sản và địa phương có liên quan trong những năm gần đây. Năng suất rong biển hàng năm được tính bằng cách chia sản lượng cho diện tích canh tác. Chỉ có rong biển được trồng mới có liên quan đến những dữ liệu này. Diện tích có tiềm năng cho trồng rong ở Việt Nam vào khoảng 900.000 ha [2], nhưng việc trồng rong ở Việt Nam còn rất sơ khai, nhiều năm diện tích trồng rong không có đột phá. Diện tích trồng tất cả các nhóm/loài rong ở nước ta giai đoạn 2010 – 2023 chỉ tăng từ khoảng 4.000 ha lên 16.500 ha. Sản lượng thu hoạch toàn bộ các nhóm/loài rong năm 2023 khoảng 150.000 tấn tươi [2] (Hình 1 A và B). Hiện các nhóm hoặc loài rong biển đang được nuôi trồng phổ biến ở Việt Nam và có giá trị kinh tế cao tập trung vào ba nhóm. Đó là nhóm **rong sụn** (Eucheumatoids gồm: *Kappaphycus alvarezii* – rong sụn, *Eucheuma denticulatum* – rong sụn gai, *Kappaphycus striatus* – rong bắp sù); nhóm **rong câu** (Gracilaria gồm: *Gracilaria tenuistipitata* – rong câu chỉ vàng, *Gracilariopsis bailinea* – rong câu cước, *Gracilaria firma* – rong câu thắt) và loài **rong nho** (*Caulerpa lentillifera*).

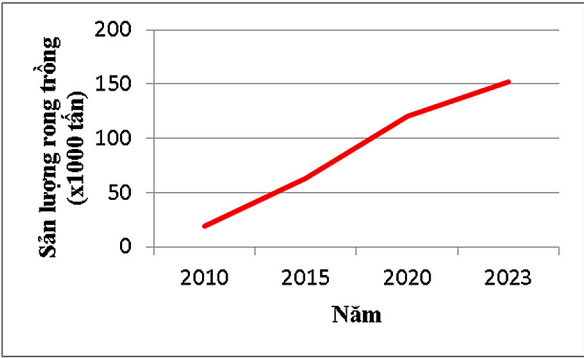
Trong những năm 2019-2020, diện tích và sản lượng trồng rong câu (8.200 ha và 73.500 tấn) chiếm tỷ lệ cao nhất trong ngành trồng rong biển (tương ứng 80,8% diện tích

và 72,3% sản lượng). Tiếp đến là rong sụn, diện tích trồng là 1.550 ha (chiếm 15,3% tổng diện tích) và sản lượng thu hoạch là 23.500 tấn (bằng 23,1% tổng sản lượng). Loài này được di nhập từ Philippines về và hiện đang được trồng ở Ninh Thuận, Khánh Hòa, Phú Yên và Bình Định. Diện tích rong sụn tiềm năng khoảng 10.000 ha. Rong sụn cho năng suất 20–30 t/ha/năm. Diện tích và sản lượng còn lại là của rong nho và các loại khác. Vùng trồng rong nho tiềm năng khoảng 400 ha, chủ yếu ở tỉnh Khánh Hòa, trong khi diện tích

trồng rong nho hiện nay khoảng 100 ha. Năng suất rong nho khoảng 10–20 t/ha/năm [6, 7]. Tuy nhiên, số liệu về năng suất trồng rong biển (rong sụn và rong nho) có lẽ thấp hơn các con số vừa nêu. Số liệu từ một báo cáo gần đây của Cục Thủy sản [2] cho thấy năng suất của rong câu và rong sụn lần lượt là 9,0 và 15,2 t/ha/năm. Với rong nho, số liệu trong Báo cáo Tổng kết của Chi cục Thủy sản tỉnh Khánh Hòa năm 2023 (Phân phụ lục) [1] cho thấy: năng suất trồng rong nho là 10 tấn/ha/năm.



A



B

Hình 1. Xu hướng diện tích (A) và sản lượng (B) rong biển trồng trong những năm gần đây

Với thực trạng như trên, hai kịch bản (KB) sau được đưa ra để minh họa tiềm năng đóng góp của hoạt động trồng rong biển đối với việc trung hòa carbon. Kịch bản 1 theo tỷ lệ diện tích đã trồng ba nhóm rong như đã được ghi nhận cho năm 2020 và tổng diện tích tiềm năng đã được ước tính. Kịch bản 2 theo diện tích tiềm năng đã được xác định cho nhóm rong sụn (10000 ha) và rong nho (400 ha) do

mang tính đặc thù của nhóm/loài và tổng diện tích tiềm năng đã được ước tính (Bảng 1). Trong cả hai kịch bản này, sự tham gia của một số đối tượng rong biển mới tạm thời chưa tính đến. Ngoài ra, tổng diện tích tiềm năng trồng rong biển tạm thời là con số đã được ghi nhận trong các báo cáo của cơ quan quản lý [2].

Bảng 1. Diện tích (ha) trồng rong năm 2020 và các kịch bản để ước tính tiềm năng đóng góp vào trung hòa carbon

Diện tích (ha)	Rong câu	Rong sụn	Rong nho	Tổng
Năm 2020	8.200	1.550	100	9.850
Theo KB1	749.239	141.624	9.137	900.000
Theo KB2	889.600	10.000	400	900.000

2. Tiềm năng loại bỏ carbon của các nhóm rong biển trồng ở Việt Nam

Hàm lượng carbon trung bình của các loài rong biển nuôi trồng được tính toán dựa

trên dữ liệu đã công bố của cùng loài hoặc loài gần. Trong nghiên cứu này, hàm lượng carbon trung bình C_c (tính theo khối lượng tươi) của nhóm rong câu (*Gracilaria*), nhóm rong

sụn (*Eucheumatoids*) và rong nho (*Caulerpa lentillifera*) lần lượt là 31,93%, 33,93% và 27,1% [25, 32]. Sản lượng rong biển trung bình hàng năm (sinh khối thu hoạch, P) trong giai đoạn 2019–2023 kết hợp với hàm lượng carbon trung bình (C_c), được sử dụng để tính toán lượng carbon loại bỏ (RA_c) khỏi vùng nước ven bờ. Năng suất loại bỏ carbon (RC_c) của từng loài rong biển được tính bằng cách chia lượng carbon loại bỏ cho diện tích canh tác (A). Các công thức tương ứng như sau:

$$RA_c \text{ (tấn/năm)} = P \times C_c \quad (1)$$

$$RC_c \text{ (tấn/ha/năm)} = RA_c / A \quad (2)$$

Bảng 2. Ước tính lượng loại bỏ (RA_c) và khả năng loại bỏ carbon (RC_c) của các nhóm rong được trồng

Thông số đánh giá	Rong câu	Rong sụn	Rong nho	Tổng
Năng suất trồng rong (t/ha/năm)	9	15,2	10	
Sản lượng 2020 (t/năm) - P2020	73.800	23.560	1.000	98.360
Sản lượng KB1 (t/năm) - P1	6.743.151	2.152.685	91.370	8.987.206
Sản lượng KB2 (t/năm) - P2	8.006.400	152.000	4.000	8.162.400
Hàm lượng Carbon - C_c (%WM)	31,9	33,9	27,1	
Lượng carbon loại bỏ RA_c -2020 (t/năm)	23.564	7.994	339	31.898
Lượng carbon loại bỏ RA_c -KB1 (t/năm)	2.153.088	730.406	24.761	2.908.255
Lượng carbon loại bỏ RA_c -KB2 (t/năm)	2.556.444	51.574	1.084	2.609.101
Năng suất loại bỏ carbon RC_c (t/ha/năm)	2,9	5,2	3,4	

Năng suất loại bỏ carbon tỷ lệ thuận với năng suất trồng rong bên cạnh hàm lượng carbon của mỗi nhóm/loài rong. Trong thực tế hiện nay, năng suất trồng rong của nước ta còn thấp so với các nước. Năng suất rong câu (tươi) ở Indonesia và Trung Quốc lần lượt là 20-30 t/ha/năm (chủ yếu trồng đáy trong ao) và 55-75 t/ha/năm (chủ yếu trồng bằng bè dây ngang ở biển) [47]. Rong sụn thường được trồng bằng phương pháp dây đơn ngang cố định hoặc nổi và bè dây ngang. Kỹ thuật ra giống tương tự nhau giữa các nước trong khu vực (Malaysia, Indonesia và Việt Nam). Tuy nhiên, thời gian từ lúc ra giống đến thu hoạch ở Việt Nam thường là 60 ngày [8], trong khi ở Indonesia và Malaysia là 30-45 ngày [47]. Vì vậy, bên cạnh việc mở rộng diện tích trồng, việc nghiên

Lượng carbon loại bỏ của các nhóm/loài rong được trồng ở nước ta trong năm 2020 và theo các kịch bản 1 và 2 lần lượt là khoảng 31 ngàn tấn/năm, 2,9 triệu tấn/năm và 2,6 triệu tấn/năm. Khả năng loại bỏ carbon của các nhóm/loài rong biển được trồng ở nước ta khác nhau. Nhóm rong sụn có khả năng loại bỏ carbon cao nhất, tiếp theo là nhóm rong câu và sau cùng là rong nho (Bảng 2). So với các nhóm/loài rong trồng khác đã được nghiên cứu trên thế giới thì khả năng loại bỏ carbon của các nhóm/loài rong trồng ở nước ta nằm ở nhóm giữa (0,78-9,58 t/ha/năm) [25].

cứu di truyền chọn giống, sản xuất giống bào tử, cải tiến kỹ thuật ương nuôi là rất cần thiết để nâng cao năng suất trồng rong, qua đó nâng cao năng suất loại bỏ carbon của các nhóm/loài rong trồng ở nước ta.

3. Tiềm năng cô lập carbon của các nhóm rong biển trồng ở Việt Nam

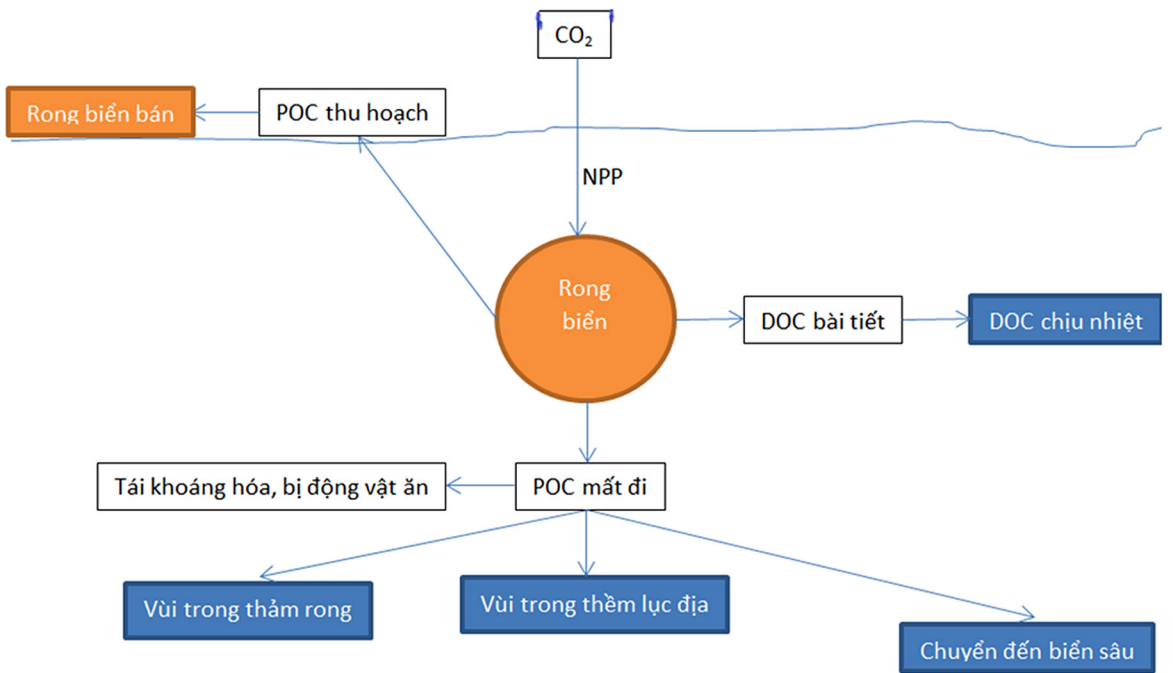
Sự cô lập carbon được định nghĩa là lượng carbon có thể được lưu trữ trong đại dương trong thời gian dài (>100 năm) [25]. Sự cô lập carbon bằng việc trồng rong biển xảy ra do một phần rong biển không được thu hoạch mà phân hủy thành các hạt carbon hữu cơ (POC) rơi xuống đáy đại dương và được lưu giữ trong trầm tích hoặc tồn tại dưới dạng carbon hữu cơ chịu nhiệt hòa tan trong nước. Lượng cô lập có thể được tính toán dựa trên các công thức sau:

Lượng cô lập carbon
 $C_s = POC_{b1} + POC_{b2} + POC_e + rDOC$, (3)
Năng suất sơ cấp thực
 $NPP = POC_h + POC_l + DOC_e$, (4)
Các công thức (3) và (4) dựa trên sự tích hợp của Krause-Jensen và Duarte (2016) [31] và Zhang và cộng sự (2017) [45], trong đó:

- POC_{b1} = POC chôn vùi trong thảm rong,
- POC_{b2} = POC chôn vùi trong trầm lục địa,
- POC_e = POC dịch chuyển ra biển sâu,

- $rDOC$ = DOC (carbon hữu cơ hòa tan) chịu nhiệt,
- POC_h = POC thu hoạch,
- POC_l = POC bị mất do tái khoáng hóa và do động vật ăn rong; bị tách rời, đứt gãy, v.v., bằng tổng POC bị mất do tái khoáng hóa và động vật ăn rong, POC_{b1} , POC_{b2} và POC_e ;
- DOC_e = DOC được bài tiết bởi rong biển.

Hình 2 thể hiện bức tranh về con đường carbon của rong biển trồng và carbon cô lập.



Hình 2. Con đường carbon của rong biển trồng. Carbon cô lập được thể hiện ở các hình màu xanh.
NPP – năng suất sơ cấp thực; POC – carbon hữu cơ dạng hạt; DOC – carbon hữu cơ hòa tan
(phỏng theo Gao và cộng sự, 2022, [25])

Để xác định được tiềm năng cô lập carbon của rong biển, bài viết này đã dựa trên các tỷ lệ của các thành phần liên quan từ các nghiên cứu trước đây. Các tỷ lệ này mang tính tổng quát

và các loại rong biển khác nhau sẽ có giá trị khác nhau. Tỷ lệ cụ thể cho từng loài rong biển không có sẵn và hiện tại chúng tôi sử dụng tỷ lệ tổng quát trong bài viết này (Bảng 3).

Bảng 3. Tỷ lệ của các thành phần liên quan trong việc xác định tiềm năng cô lập carbon của rong biển

Các tỷ lệ	Tác giả/Nguồn
$POC_{b1}:NPP = 0,004$; $POC_{b2}:NPP = 0,009$; $POC_e:NPP = 0,023$	Krause-Jensen and Duarte (2016) [31]
$rDOC:DOC_e = 0,562$	Wada et al. (2008) [41]; Watanabe et al. (2020) [42]

Các tỷ lệ	Tác giả/Nguồn
$POC_h:POC_l = 0,622$	Zhang et al. (2012) [44]
$DOC_c:NPP = 0,233$	Krause-Jensen and Duarte (2016) [31]
$POC_h:NPP = 0,294$ và $Cs: POC_h = 0,568$	Bài viết này; được rút ra từ các tỷ lệ đã biết.

Tiềm năng cô lập carbon được thể hiện trong Bảng 4. Tương tự như với khả năng loại bỏ carbon, khả năng cô lập carbon của các nhóm/loài rong trồng ở nước ta nằm trong nhóm giữa so với các loài rong đã được

nghiên cứu gần đây (0,44-5,44 t/ha/năm) [25]. Điều này là do các yêu cầu về khả năng cô lập carbon cũng tương tự như với khả năng loại bỏ carbon của chúng.

Bảng 4. Ước tính lượng cô lập (Cs), khả năng cô lập (C_s) Carbon và năng suất sơ cấp thực (NPP) của các nhóm rong được trồng

Thông số đánh giá	Rong câu	Rong sụn	Rong nho	Tổng
Lượng carbon cô lập Cs -2020 (t/năm)	13.385	4.541	193	18.118
Lượng carbon cô lập Cs -KB1 (t/năm)	1.222.954	414.871	14.064	1.651.889
Lượng carbon cô lập Cs -KB2 (t/năm)	1.452.060	29.294	616	1.481.969
Khả năng cô lập carbon C_s (t/ha/năm)	1,63	2,93	1,93	
Năng suất sơ cấp thực NPP (gC/m ² /năm)	977	1.754	1.154	

Tương tự, NPP của các nhóm/loài rong trồng ở nước ta cũng nằm trong nhóm giữa so với các loài rong trồng được nghiên cứu gần đây (265-3260 g C/m²/năm) [25]. Cây carbon xanh (Blue carbon plants) như rừng ngập mặn, đầm lầy nước mặn và cỏ biển có NPP là 817–1100 gC/m²/năm [16]. So với chúng, rong biển tự nhiên có NPP thấp hơn, nằm trong khoảng 420–750 g C/m²/năm [16, 31], có thể liên quan đến sự biến động sinh khối theo mùa của chúng. Tuy nhiên, nghiên cứu này một lần nữa cho thấy rong biển trồng có NPP cao hơn (977–1754 g C/m²/năm) so với rong biển tự nhiên. NPP của một số loại rong biển trồng thậm chí còn cao hơn so với cây carbon xanh. Rong bẹ khổng lồ *Macrocystis pyrifera* được trồng ở Hoa Kỳ có năng suất 38–62 tấn khô/ha/năm [13], tương đương với 1140–1860 gC/m²/năm với giả định rằng hàm lượng carbon là 30% khối lượng khô [39]. Năng suất hàng năm của rong cải biển *U. lactuca* được trồng ở Đan Mạch có thể đạt 45 tấn khô/ha/năm [11], tương đương với 2214 gC/m²/năm với hàm

lượng carbon là 41% khối lượng khô. Nghiên cứu này cho thấy, rong sụn và rong nho được trồng ở nước ta đã cho NPP cao hơn so với cây carbon xanh. Với việc đổi mới công nghệ trồng để nâng cao năng suất và việc tăng số vụ trồng trong năm ở những nơi có điều kiện sinh thái phù hợp, rong câu cũng có thể cho NPP cao hơn nữa. Một đối tượng có họ hàng gần với rong câu là rong câu cạo *Gracilariopsis lemaneiformis* được trồng tại Trung Quốc, cho NPP cao nhất hiện nay là 3260 g C/m²/năm [25]. Lý do chính khiến NPP cao hơn trong nghiên cứu của Gao và cộng sự là tính toán của họ bao gồm POC bị mất và DOC bài tiết trong khi các nghiên cứu trước đây loại trừ hai phần này. Tuy nhiên, không thể phủ nhận một điều rong câu cạo là một trong những đối tượng cho năng suất trồng cao nhất Trung Quốc hiện nay (31 tấn khô/ha/năm) và đối tượng này có thể được trồng quanh năm ở một số khu vực của Trung Quốc [25]. Rong câu được xem là giống rong mang tính thể giới về mặt phân bố do chúng là nhóm rong rộng

muối và rộng nhiệt; chúng có thể chịu được phạm vi độ mặn lớn, trong khoảng 10-40‰, mặc dù chúng phát triển tốt nhất trong phạm vi 25-33‰. Chúng có thể tồn tại ở nhiệt độ trong khoảng 10-35°C nhưng nhiệt độ tối ưu là 24-30°C [48]. Với đặc điểm này, việc mở rộng diện tích trồng rong câu ở vùng biển xa bờ của Việt Nam để góp phần vào mục tiêu trung hòa carbon có tính khả thi cao.

Rong biển tự nhiên, mặc dù có NPP thấp hơn so với các loại thực vật carbon xanh khác, có thể có tổng sản lượng sơ cấp thực rất cao. Tuy nhiên, sự đóng góp của chúng đối với carbon xanh vẫn còn gây tranh cãi vì lượng carbon có thể được hấp thụ bởi rong biển này vẫn chưa chắc chắn [34]. Gần đây, Ortega và cộng sự (2019) [37] khẳng định rong biển tự nhiên có thể được dịch chuyển ra biển khơi và biển sâu. Rong biển có thể đạt tới 5000 km từ các khu vực ven biển trên toàn thế giới và 24% rong biển sẵn có ở tầng mặt có thể được dịch chuyển xuống đáy biển ở độ sâu 4000 m; điều này cho thấy lượng carbon cố định bởi rong biển có thể được cô lập trong một thời gian dài dưới đáy đại dương sâu. Krause-Jensen và Duarte (2016) [31] đã đánh giá khả năng cô lập carbon của rong biển (C_s) là 173 g C/m²/năm (=1,73 t C/ha/năm), cao hơn nhiều so với bất kỳ loại thực vật carbon xanh nào khác (11–44 g C/m²/năm); điều này cho thấy tầm quan trọng của rong biển trong việc cô lập carbon toàn cầu. Đối với rong biển trồng, người ta đánh giá rằng giới hạn trên về tiềm năng thu giữ CO₂ của việc trồng rong biển có thể được tính ở mức 0,68 Tg C (= 0,68*10⁹ g

C = 0,68*10³ t C) mỗi năm cho toàn cầu [17]. Bằng cách tổng hợp các nghiên cứu trước đó [31, 41, 42, 44], chúng tôi đã sử dụng tỷ lệ giữa lượng carbon cô lập và lượng carbon bị loại bỏ (0,568) của rong biển được thu hoạch để tính toán lượng carbon cô lập của rong biển trồng. Tổng lượng carbon cô lập của rong biển trồng ở Việt Nam hiện nay là khoảng 18.118 tấn mỗi năm. Đây là con số còn rất khiêm tốn. Tuy nhiên, nếu theo các kịch bản 1 và 2 thì tổng lượng carbon cô lập nằm trong khoảng 1,48-1,65 triệu tấn/năm. Trong khi đó, hệ số phát thải CO₂ được tính toán của lưới điện Việt Nam năm 2021 là 0,7221 tấn CO₂/MWh theo công bố số 1278/BĐKH-TTBVTD ngày 31/12/2021 của Cục Biến đổi Khí hậu (Bộ Tài nguyên và Môi trường) [3] và tổng lượng điện tiêu thụ ở nước ta trong năm này là 246,247 triệu kWh (= 0,246247 triệu MWh) [4]. Như vậy, lượng CO₂ phát thải của lưới điện Việt Nam trong năm 2021 là khoảng 0,18 triệu tấn. Những con số này cho thấy việc trồng rong biển có một tiềm năng lớn đóng góp vào việc trung hòa carbon ở nước ta vào năm 2050.

4. Tình hình trồng rong biển xa bờ trên thế giới và triển vọng ở Việt Nam

Việc mở rộng trồng rong biển được công nhận là một trong những cách tiếp cận tốt nhất để hiện thực hóa nhiều mục tiêu phát triển bền vững của Liên hợp quốc [12, 20, 22]. Các vùng biển đã và đang được đưa vào nuôi trồng hải sản nói chung và rong biển nói riêng được định danh như sau (Bảng 5) [40]:

Bảng 5. Định nghĩa môi trường nuôi trồng thủy sản trên biển

Vùng biển	Độ sâu (m)	Khoảng cách đến bờ (Hải lý)
Xa bờ	≥50	>3
Xa bờ	<50	>3
Gần bờ - mở	≥50	<3
Gần bờ - được che chắn	<50	<3

Phương pháp nuôi trồng đa loài kết hợp trong hệ sinh thái đa bậc dinh dưỡng (Integrated Multi-Trophic Aquaculture - IMTA) được cho là con đường ít tổn kém nhất

để mở rộng canh tác rong biển trên toàn thế giới, tận dụng nguồn dinh dưỡng chung và giảm thiểu tình trạng phú dưỡng vùng nước. IMTA kết hợp nuôi trồng các đối tượng được

cung cấp thức ăn (như cá hoặc tôm) với các đối tượng sử dụng nguồn dưỡng chất trong môi trường (như rong biển và động vật hai mảnh vỏ) để tạo ra một hệ sinh thái cân bằng hơn. IMTA tạo ra không chỉ lợi ích về môi trường mà còn cả lợi nhuận kinh tế [38]. Một số ví dụ thành công là: (i) trồng rong câu *Gracilaria* trong ao nuôi tôm hoặc cá [15]; (ii) trồng rong bẹ kết hợp với nuôi nhuyễn thể hai mảnh vỏ (như trai, hào hoặc điệp) ở đại dương mở, đôi khi bổ sung thêm các loài ăn lắng như hải sâm [21, 35]; và (iii) nuôi trồng thủy sản tích hợp quy mô lớn với sản lượng hàng năm trên 240.000 tấn của hơn 30 loài (gồm rong bẹ, sò điệp, hào, bào ngư và hải sâm) trên diện tích nuôi trồng trên 100 km² chiếm hai phần ba diện tích vịnh Sanggou ở Trung Quốc [19]. Việc kết hợp trồng rong biển với IMTA/nuôi cá và/hoặc với các trang trại năng lượng tái tạo ngoài khơi (chủ yếu là điện gió) mang lại lợi ích lớn về việc tối ưu hoá không gian biển, giảm phát thải carbon và quản lý dinh dưỡng [40]. Một đánh giá tổng quan gần đây [14] về hoạt động trồng rong biển kết hợp với điện gió ở vùng biển xa bờ dựa trên 240 hồ sơ được công bố từ năm 2001 đến năm 2022 cho thấy: đã xác định được sáu loài và chủ yếu là loài rong nâu *Saccharina latissima* (46,2% hồ sơ; còn gọi là *Laminaria saccharina*). Các loài khác bao gồm *Laminaria digitata* (15,9%), *Palmaria palmata* (15,9%), *Kappaphycus alvarezii* (7,7%), *Eucheuma denticulatum* (7,7%) và *Ulva lactuca* (7,7%). Xu hướng khu vực cho thấy sự nổi bật của rong sụn

Kappaphycus spp. ở Châu Á và rong bẹ *Saccharina latissima* ở Châu Âu và Bắc Mỹ. Ngoài ra, một đánh giá khác [43] cho thấy loài rong đỏ hải tùng *Asparagopsis taxiformis* cũng thuộc dạng có tiềm năng để trồng ở vùng biển xa bờ, tuy nhiên đây là đối tượng mới nên cần được nghiên cứu nhiều hơn nữa cả về sản xuất giống và kỹ thuật ương, trồng. Một số loài rong biển được nhập nội hoặc phân bố ở nước ta và đã được trồng xa bờ thành công ở khu vực Châu Á là rong sụn *Kappaphycus alvarezii*, rong bắp sù *Kappaphycus striatus*, rong sụn gai *Eucheuma denticulatum* và rong cải biển nhẵn *Ulva lactuca* [5].

Tóm lại, việc mở rộng trồng rong biển, trước mắt ở các vùng biển ven bờ (<3 hải lý) từ vùng biển cận được che chắn đến vùng biển mở có độ sâu lớn (≥50 m) và về lâu dài ở các vùng biển xa bờ (≥3 hải lý) dưới dạng kết hợp khi có các trang trại nuôi cá biển công nghiệp và/hoặc các trang trại điện gió. Điều này có thể đóng một vai trò quan trọng trong việc đạt được mục tiêu trung hòa carbon của Việt Nam, đặc biệt là sử dụng các loài thuộc nhóm rong sụn Eucheumatoids (ở vùng nước ấm, độ mặn cao) và rong câu *Gracilaria* (ở vùng nước gần bờ), mặc dù các công nghệ âm carbon khác phải được sử dụng đồng thời. Cần nghiên cứu tuyển chọn thêm các đối tượng rong có giá trị kinh tế và môi trường cao, kết hợp cải tiến công nghệ trồng để có thể nâng cao năng suất rong biển và do đó khả năng loại bỏ và cô lập carbon.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Chi cục Thủy sản tỉnh Khánh Hòa, 2023. Báo cáo Tổng kết Nuôi trồng Thủy sản năm 2023 và Kế hoạch triển khai nhiệm vụ năm 2024.
2. Cục Thủy sản, 2024. Hiện trạng và giải pháp phát triển rong biển. Báo cáo trình bày tại Hội thảo “Phát triển nuôi trồng rong tảo biển” tại Hà Nội, ngày 16/1/2024.
3. Cục Biến đổi Khí hậu (Bộ Tài nguyên và Môi trường), 2021. Công văn 1278/BĐKH-TTBVTOD ngày 31/12/2021.
4. EVN, 2022. Báo cáo thường niên. Vietnam Electricity.
5. Nguyễn Hữu Dinh, Huỳnh Quang Năng, Trần Ngọc Bút, Nguyễn Văn Tiến, 1993. Rong biển Việt Nam (Phần Phía Bắc), Nhà xuất bản Khoa học Kỹ Thuật, 364 trang.

6. Tổng cục Thủy sản, 2019. Báo cáo tình hình thực hiện kế hoạch năm 2019, phương hướng nhiệm vụ, giải pháp chủ yếu thực hiện kế hoạch năm 2020. Tài liệu phục vụ Hội nghị Tổng kết năm 2019 của Tổng cục Thủy sản ngày 26/12/2019.
7. Tổng cục Thủy sản, 2020. Báo cáo tình hình thực hiện kế hoạch năm 2020, phương hướng nhiệm vụ, giải pháp chủ yếu thực hiện kế hoạch năm 2021. Tài liệu phục vụ Hội nghị Tổng kết năm 2019 của Tổng cục Thủy sản ngày 26/12/2019.
8. Trung tâm Khuyến Nông Ninh Thuận, 2018. Kỹ thuật trồng rong sụn. Sở Nông nghiệp và phát triển Nông thôn tỉnh Ninh Thuận, 36 trang.
9. Adun, H., Ampah, J. D., Bamisile, O., & Hu, Y. (2024). The synergistic role of carbon dioxide removal and emission reductions in achieving the Paris Agreement goal. *Sustainable Production and Consumption*, 45, 386-407. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.01.004>
10. Anthony K R, Kline D I, Diaz-Pulido G, Dove S and Hoegh-Guldberg, O., 2008. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *Proc. Natl Acad. Sci.* 105 17442–6.
11. Bruhn A, Dahl J, Nielsen H B, Nikolaisen L, Rasmussen M B, Markager S, Olesen B, Arias C and Jensen P D 2011 Bioenergy potential of *Ulva lactuca*: biomass yield, methane production and combustion *Bioresour. Technol.* 102 2595–604.
12. Chopin T, Tacon AGJ. Importance of seaweeds and extractive species in global aquaculture production. *Rev Fish Sci Aquac.* 2021;29(2): 139-148. doi:10.1080/23308249.2020.1810626.
13. Chynoweth DP., 2002. Review of biomethane from marine biomass History, Results and Conclusions of the “US Marine Biomass Energy Program”(1968–1990) (Gainesville: Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida) p 194.
14. Coffey B, Borgerson C, Lal P and Feehan CJ (2025) Co-location of seaweed farming with offshore wind energy: a quick scoping review. *Front. Mar. Sci.* 11:1471204. doi: 10.3389/fmars.2024.1471204.
15. Diatin, I., Effendi, I. & Taufik, M.A. 2020. The production function and profitability analysis of *Gracilaria* sp. seaweed polyculture with milkfish (*Chanos chanos*) and black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Biodiversitas*, 21: 4747–4754. doi: 10.13057/biodiv/d211039.
16. Duarte C. M., Losada I. J., Hendriks I. E., Mazarrasa I. and Marbà N., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation, *Nat. Clim. Change* 3 961–8.
17. Duarte C, M., Wu J.P., Xiao X., Bruhn A. and Krause-Jensen D., 2017. Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Front. Mar. Sci.* 4 100.
18. Eastin, J., Grundmann, R., & Prakash, A., 2011. The two limits debates: “Limits to Growth” and climate change. *Futures*, 43(1), 16-26.
19. Fang, J., Zhang, J., Xiao, T., Huang, D. & Liu, S. 2015. Introduction: integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in Sanggou Bay, China. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 201– 206.
20. Ferdouse F, Holdt SL, Smith R, Murúa P, Yang Z. The global status of seaweed production, trade and utilization. *FAO Globefish Research Programme*. 2018. Accessed September 5, 2022. <https://www.fao.org/3/ca1121en/ca1121en.pdf>
21. Fernández, P.A., Leal, P.P. & Henríquez, L.A. 2019. Co-culture in marine farms: macroalgae can act as chemical refuge for shell-forming molluscs under an ocean acidification scenario. *Phycologia*, 58(5): 542–551. doi: 10.1080/00318884.2019.1628576.
22. FAO. The state of world fisheries and aquaculture 2020. Sustainability in action. 2020.
23. Gao, G., Clare, A. S., Rose, C. and Caldwell, G. S., 2017. Eutrophication and warming-driven green tides (*Ulva rigida*) are predicted to increase under future climate change scenarios *Mar. Pollut. Bull.* 114 439–47.
24. Gao, G., Fu, Q., Beardall, J., Wu, M. and Xu, J., 2019. Combination of ocean acidification and warming enhances the competitive advantage of *Skeletonema costatum* over a green tide alga, *Ulva linza* Harmful Algae 85 1568–9883.
25. Gao, G., Gao, L., Jiang, M., Jian, A. and He, L., 2022. The potential of seaweed cultivation to achieve carbon neutrality and mitigate deoxygenation and eutrophication. *Environ. Res. Lett.* 17 014018.
26. Gattuso, J. P., Williamson, P., Duarte, C. M. and Magnan, A. K., 2021. The potential for ocean-based climate action: negative emissions technologies and beyond *Front. Clim.* 2 37.

27. Hanssen S.V., Daioglou V., Steinmann Z. J. N., Doelman J. C., Van Vuuren D., PandHuijbregts M. A. J., 2020. The climate change mitigation potential of bioenergy with carbon capture and storage, *Nat. Clim. Change* 10, 1023–9.
28. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
29. IPCC, 2019. Summary for policymakers. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate eds H O Pörtner et al.
30. Jin P, Wang T, Liu N, Dupont S, Beardall J, Boyd P W, Riebesell U and Gao K., 2015. Ocean acidification increases the accumulation of toxic phenolic compounds across trophic levels. *Nat. Commun.* 6 1–6.
31. Krause-Jensen D and Duarte C M., 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat. Geosci.* 9 737–42.
32. Lian Y., Wang R., Zheng J., Chen W.X., Chang L., Li C. and Cyim S., 2023. Carbon sequestration assessment and analysis in the whole life cycle of seaweed. *Environ. Res. Lett.* 18 074013.
33. Lüthi, D., Le Floch, M., Bereiter, B., Blunier, T., Barnola, J-M., Siegenthaler, U., Raynaud, D., Jouzel, J., Fischer, H., Kawamura, Kenji S., Thomas F. High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000–800,000 years before present. *Nature* **453**, 379–382 (2008). <https://doi.org/10.1038/nature06949>.
34. Macreadie, P.I., Anton, A., Raven, J.A., 2019. The future of Blue Carbon science. *Nat Commun* 10, 3998.
35. Mao, Y., Lin, F., Fang, J., Fang, J., Li, J. & Du, M. 2019. Bivalve production in China. In A. Smaal, J. Ferreira, J. Grant, J. Petersen & Ø. Strand., eds. *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer, Cham.
36. NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 2021. (available at: www.co2.earth/).
37. Ortega A., Geraldi N. R., Alam I., Kamau A. A., Acinas S. G., Logares R., Gasol J. M., Massana R., Krause-Jensen D. and Duarte C. M., 2019. Important contribution of macroalgae to oceanic carbon sequestration *Nat. Geosci.* 12 748–54.
38. Soto, D., ed. 2009. Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 529. Rome, FAO. 194 pp.
39. Stewart H. L., Fram J. P., Reed D. C., Williams S. L., Brzezinski M. A., MacIntyre S. and Gaylord B., 2009. Differences in growth, morphology and tissue carbon and nitrogen of *Macrocystis pyrifera* within and at the outer edge of a giant kelp forest in California, USA *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 375 101–12.
40. Tullberg, R.M.; Nguyen, H.P.; Wang, C.M., 2022. Review of the Status and Developments in Seaweed Farming Infrastructure. *J. Mar. Sci. Eng.* 2022, 10, 1447. <https://doi.org/10.3390/jmse10101447>.
41. Wada S, Aoki MN, Mikami A, Komatsu T, Tsuchiya Y, Sato T, Shinagawa H and Hama T., 2008. Bioavailability of macroalgal dissolved organic matter in seawater *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 370 33–44.
42. Watanabe K, Yoshida G, Hori M, Umezawa Y, Moki H and Kuwae T., 2020. Macroalgal metabolism and lateral carbon flows can create significant carbon sinks *Biogeosciences* 17 2425–40.
43. Wouter V., Cayne L., Catriona L.H., Catriona M., Jeffrey T. W., 2023. A strategic review and research roadmap for off shore seaweed aquaculture—A case study from southern Australia. *Review in Aquaculture*, DOI:10.1111/raq.12788.
44. Zhang J., Fang J., Wang W., Du M., Gao Y. and Zhang M., 2012. Growth and loss of mariculture kelp *Saccharina japonica* in Sungo Bay, China *J. Appl. Phycol.* 24 1209–16.
45. Zhang Y, Zhang J, Liang Y, Li H, Li G, Chen X, Zhao P, Jiang Z, Zou D, Liu X & Liu J., 2017. Carbon sequestration processes and mechanisms in coastal mariculture environments in China. *China Sci. Earth Sci.*, December 2017 Vol.60 No.12:2097–2107.
46. <https://scp.gov.vn/tin-tuc/t12705/>
47. <https://seaweedinsights.com/>
48. <https://marine-aquaculture.extension.org/>