

TỔNG QUAN SỬ DỤNG TƯ LIỆU ẢNH VIỄN THĂM ĐỂ LẬP BẢN ĐỒ RỪNG NGẬP MẶN

Nguyễn Trọng Cường¹, Trần Quang Bảo², Phạm Văn Tuấn¹, Phạm Ngọc Hải³, Nguyễn Hải Hoà¹

¹Trường Đại học Lâm nghiệp

²Tổng cục Lâm nghiệp

⁴Viện Điều tra Quy hoạch rừng

TÓM TẮT

Bài báo tổng hợp các kết quả nghiên cứu về ứng dụng viễn thám để thành lập bản đồ rừng ngập mặn trên thế giới theo hai chủ đề chính: các tư liệu ảnh và các phương pháp xử lý ảnh; chỉ số để xác định rừng ngập mặn. Kết quả cho thấy, các nghiên cứu về thành lập bản đồ rừng ngập mặn thông thường sử dụng ảnh viễn thám có độ phân giải trung bình, một số ít nghiên cứu sử dụng ảnh viễn thám có độ phân giải cao hoặc sử dụng ảnh hàng không. Về phương pháp sử dụng, sự phát triển của kỹ thuật viễn thám dẫn đến sự phong phú của phương pháp phân loại, các nghiên cứu về rừng ngập mặn thường sử dụng phương pháp phân loại có giám sát, kỹ thuật áp dụng thường dùng là các chỉ số thực vật. Bằng cách khai thác các đặc trưng của hệ sinh thái rừng ngập mặn và đặc điểm của tư liệu viễn thám, các công trình đã phát triển các chỉ số khác nhau để phân loại rừng ngập mặn ra khỏi các thảm thực vật khác. Có 8 chỉ số phát hiện rừng ngập mặn hữu hiệu được thống kê, các chỉ số đều có độ chính xác và lợi thế khác nhau so với chỉ số còn lại, việc sử dụng các chỉ số này cần căn cứ vào điều kiện rừng, quy mô cụ thể của từng khu vực, tư liệu ảnh hiện có và mục tiêu của bản đồ.

Từ khóa: chỉ số phát hiện rừng ngập mặn, lập bản đồ rừng ngập mặn, phân loại rừng ngập mặn, rừng ngập mặn, ứng dụng ảnh viễn thám.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Rừng ngập mặn là vùng đất ngập nước thủy triều với sự tập hợp đa dạng của cây và bụi rậm và nằm ở các vùng nhiệt đới và cận nhiệt đới giữa vĩ độ khoảng 30 độ Bắc và 30 độ Nam (Giri và cộng sự, 2011; Lee và Yeh, 2009), chúng cung cấp một loạt các dịch vụ hệ sinh thái cũng như môi trường sống cho nhiều loài thủy sản biển, lọc nước, ổn định bờ biển, đa dạng sinh học (Rahman và cộng sự, 2013; Abdul Aziz và cộng sự, 2015; Giri và cộng sự, 2015) và cung cấp dịch vụ hệ sinh thái và bảo vệ khu vực ven biển cho các đường bờ biển nhiệt đới và cận nhiệt đới trên thế giới (Veetil và cộng sự, 2018). Tuy nhiên, rừng ngập mặn ven biển nhiệt đới và bán nhiệt đới nằm trong số các hệ sinh thái bị đe dọa và dễ bị tổn thương nhất trên toàn thế giới (Valiela và cộng sự, 2001). Vì vậy, giám sát biến động rừng ngập mặn là một nhiệm vụ gặp nhiều khó khăn, do những hệ sinh thái này thường khó tiếp cận, việc khảo sát có thể tốn kém và mất thời gian, nhưng giám sát vẫn được coi là một nguồn thông tin quan trọng (Moritz Zimmermann và cộng sự, 2001). Cùng với sự phát triển của công nghệ viễn thám, tư liệu ảnh viễn thám ngày càng được sử dụng nhiều hơn và nó đã được chứng minh là rất cần

thiết trong việc theo dõi và lập bản đồ các hệ sinh thái rừng ngập mặn bị đe dọa cao (Kuenzer và cộng sự, 2011), các vệ tinh quan sát trái đất là công cụ viễn thám hữu hiệu để giám sát rừng ngập mặn (Younes Cárdenas và cộng sự, 2017).

Ngày nay, hơn 300 vệ tinh quan sát trái đất từ hơn 15 quốc gia đang hoạt động (Younes Cárdenas và cộng sự, 2017), trong đó một số tư liệu được cung cấp dữ thương mại, một số lại cung cấp miễn phí. Về nguồn tư liệu viễn thám, có thể nói sự phát triển của các công trình nghiên cứu về giám sát rừng ngập mặn gắn liền với lịch sử phát triển của ảnh viễn thám. Các phương pháp truyền thống để giám sát và lập bản đồ thường tốn nhiều thời gian, công sức và tốn kém chi phí, đồng thời chúng thường không phát hiện ra những thay đổi trên các vùng rộng lớn ven biển (Ghosh và cộng sự, 2016). Một số bản đồ lớp phủ quy mô toàn cầu đã được tạo ra sau năm 2000 bằng cách sử dụng các bộ dữ liệu viễn thám và những bản đồ này đã đóng góp rất nhiều vào việc giám sát sử dụng đất và che phủ đất trên khắp thế giới (Bartholomé và Belward, 2007; Friedl và cộng sự, 2010; Gong và cộng sự, 2012; Hansen và cộng sự, 2010; Loveland và cộng sự, 2010). Tuy nhiên, các bản đồ toàn cầu này đã lỗi thời và không phản ánh sự phân

bỏ không gian mới nhất của các vùng đất ngập nước ven biển (bao gồm thảm thực vật ven biển và bãi triều không có thực vật) (Wang và cộng sự, 2018). Cùng với sự phát triển của công nghệ viễn thám, sự phong phú của các loại tư liệu ngày càng đáp ứng tốt hơn yêu cầu về quản lý, giám sát tài nguyên rừng ngập mặn, mặc dù rừng ngập mặn là một hệ sinh thái có nhiều đặc trưng, việc nghiên cứu trước đây gặp nhiều khó khăn do hạn chế về nguồn tư liệu và các phương pháp truyền thống thường gây tốn kém. Ngày nay, với việc sử dụng các phương pháp tiên tiến, có độ chính xác cao, các công trình nghiên cứu đều đạt được những kết quả có ý nghĩa trong phục vụ mục tiêu khám phá nguồn tài nguyên này.

1.1 Tư liệu viễn thám trong thành lập bản đồ Rừng ngập mặn

1.1.1. Sử dụng ảnh máy bay trong thành lập bản đồ rừng ngập mặn

Trong vài thập kỷ trước những năm 1970, ảnh máy bay là công nghệ chiếm ưu thế được áp dụng để phân tích bề mặt, việc thiếu các tư liệu hoặc phương pháp phù hợp làm cho các công trình khó có cái nhìn tổng quan, theo (Green và cộng sự, 2010; Green và cộng sự, 1996) việc lập bản đồ phạm vi của cả rừng ngập mặn và rừng trồng trên cạn lần đầu tiên được thực hiện bằng chụp ảnh máy bay trước năm 1970. Các kết quả nghiên cứu đã chỉ ra rằng, ảnh máy bay đường như rất phù hợp với việc lập bản đồ chi tiết trong môi trường ven biển rất nhỏ và hẹp. Năm 2002, Sulong đã sử dụng ảnh trên không tỉ lệ 1:5.000, kết hợp với ảnh Landsat TM để thành lập bản đồ rừng ngập mặn và phân biệt 14 loài thực vật khác nhau của rừng ngập mặn khu vực Kemaman, của Malaysia (Sulong, 2002). Kairo và cộng sự đã lập bản đồ rừng ngập mặn trong Khu bảo tồn Quốc gia Kiunga Marine ở Kenya bằng cách sử dụng ảnh máy bay, bản đồ rừng ngập mặn của họ đã làm nổi bật rừng ngập mặn sản xuất và phi sản xuất, bao gồm thông tin về mật độ cây và chiều cao của cây đối với mức độ loài (Kairo và cộng sự, 2002). Ảnh vệ tinh siêu phổ cũng được sử dụng để lập bản đồ rừng ngập mặn (Jusoff, 2006; Kamal và Phinn, 2011).

Năm 2014, Heenkenda đã sử dụng ảnh Wordview-2 và ảnh máy bay để phân biệt các loài rừng ngập mặn ven biển khu vực Rapid, miền Bắc nước Úc, các khu vực rừng ngập mặn và không có rừng ngập mặn được phân biệt bằng cách sử dụng phân loại ảnh dựa trên đối tượng (Heenkenda và cộng sự, 2014). Các khu vực rừng ngập mặn sau đó được tiếp tục phân loại thành các loài bằng cách sử dụng thuật toán máy vector hỗ trợ (SVM) với các thông số phù hợp nhất. Công trình nghiên cứu của Kuenzer đã thống kê được 14 nghiên cứu từ những năm 1990 đến năm 2011 sử dụng các tư liệu ảnh trên không, ảnh kỹ thuật số để nghiên cứu về rừng ngập mặn (Kuenzer và cộng sự, 2011).

Hiện nay, với công nghệ hiện đại, các thiết bị bay không người lái (UAV) đã hỗ trợ đắc lực cho công tác quản lý và giám sát rừng ngập mặn. Việc sử dụng UAV để kiểm kê dữ liệu hệ sinh thái rừng ngập mặn có thể có độ chính xác cao. Lớp phủ rừng ngập mặn có thể dễ dàng được xác định bằng cách sử dụng phân tích số hóa trên máy (Khakhim và cộng sự, 2019). Việc sử dụng rộng rãi UAV linh hoạt mang lại tiềm năng lớn để phân tích một cách định lượng ảnh hưởng của độ cao thủy triều lên độ phản xạ quang phổ. Các UAV có thể được sử dụng để thu hình ảnh rừng ngập mặn hầu như bất kỳ lúc nào khi lũ cục bộ và thủy triều xuống (Wang và cộng sự, 2018). Các ảnh được thu thập từ UAV có độ phân giải cao, không chỉ các loài mà còn đo đếm chính xác các thông tin về cấu trúc của rừng ngập mặn. Nổi bật trong số đó là nghiên cứu của Keller, tác giả đã sử dụng ảnh lấy từ thiết bị bay gắn cảm biến NDVI để thành lập bản đồ (500m x 500m) rừng ngập mặn các cửa sông trên bờ biển Thái Bình Dương của Costa Rica (Yaney Keller và cộng sự, 2019). Tuy nhiên, thực tế cho thấy việc sử dụng UAV chưa đáp ứng được bài toán giám sát trên quy mô rộng lớn cấp vùng hoặc cấp quốc gia. Tư liệu ảnh này có thể được sử dụng nhiều cho việc sử dụng để so sánh và kiểm tra kết quả giải đoán các tư liệu ảnh có độ phủ rộng hơn.

1.1.2. Sử dụng tư liệu viễn thám có độ phân giải trung bình

Các tư liệu không gian có độ phân giải trung bình đóng một vai trò quan trọng trong việc lập bản đồ các rừng ngập mặn trên các vùng địa lý rộng lớn. Trong các nghiên cứu về rừng ngập mặn, ảnh viễn thám quang học có độ phân giải không gian trung bình thường được sử dụng thường xuyên và phổ biến hơn. Nghiên cứu của Purnamasayangasukasih cho thấy tư liệu này phù hợp nhất cho các ứng dụng ở quy mô quốc gia hoặc khu vực (Purnamasayangasukasih và cộng sự, 2016). Đã có khá nhiều nghiên cứu nghiên cứu sử dụng tư liệu ảnh có độ phân giải trung bình ở nhiều quốc gia. Các dữ liệu được sử dụng phổ biến nhất từ Landsat-5 TM và SPOT. Đồng thời, một số nhà điều tra đã sử dụng dữ liệu từ Landsat MSS, Landsat-7 ETM +, Landsat 8, IRS, 1C/1D LISS III và Aster, gần đây nhất là hệ thống tư liệu Sentinel 2A và Sentinel 2B. Theo đánh giá của Kuenzer năm 2011, trong khoảng 20 năm từ 1990-2010 có khoảng 50 nghiên cứu được công bố sử dụng các tư liệu viễn thám trung bình, trong đó nổi bật nhất là tư liệu Spot và Landsat TM (Kuenzer và cộng sự, 2011). Đặc biệt, có nhiều nghiên cứu lập bản đồ diện tích rừng ngập mặn ở quy mô lớn đã được thực hiện bằng cách sử dụng ảnh viễn thám có độ phân giải không gian trung bình và thấp sau năm 2000 (Giri và cộng sự, 2015; Giri và cộng sự, 2011b; Jia và cộng sự, 2013).

Đầu tiên, các tư liệu Landsat TM và SPOT được sử dụng trong hai nghiên cứu lập bản đồ phạm vi rừng ngập mặn cho giai đoạn 1990-2000 thực hiện bởi Gao và Green (Gao, 1999; Green và cộng sự, 2010). Sau đó, ảnh SPOT4 được sử dụng để đánh giá tình trạng và sự thay đổi của rừng ngập mặn ở tỉnh Trà Vinh ở đồng bằng sông Cửu Long từ năm 1965 đến năm 2001 (Thu và Populus, 2007). Gang và Agatsiva đã sử dụng thành công ảnh SPOT 1 XS để lập bản đồ về mức độ và trạng thái của rừng ngập mặn tại Mida Creek, Kenya năm 1992 (Gang và Agatsiva, 1992). Sau đó, Blasco và cộng sự đã xây dựng bản đồ kiểm kê đầu tiên của hệ sinh thái rừng ngập mặn ở vịnh Mahajamba, Madagascar dựa trên hình ảnh SPOT (Blasco F, 1998), trong khi Wang và cộng sự đã xác định

được những thay đổi trong phân bố và tổng diện tích rừng ngập mặn ven biển Tanzania sử dụng Landsat TM năm 1990 và Landsat 7 ETM + năm 2000 (Wang và cộng sự, 2003). Tác giả (Conchedda và cộng sự, 2008) đã tạo bản đồ lớp phủ đất trong hệ sinh thái rừng ngập mặn nằm ở Casamance Low, Senegal bằng ảnh SPOT 1 năm 1986 và SPOT 2 năm 2006, kết quả được kiểm chứng bằng ảnh Landsat 5 TM cho năm 1986 và ảnh SPOT 5 cho năm 2006. Sau đó Blasco và cộng sự đã xây dựng bản đồ hệ sinh thái rừng ngập mặn trên quy mô khu vực bằng cách sử dụng hình ảnh SPOT (Blasco, 2001; Blasco, 2002). Võ Quốc Tuấn và cộng sự cũng xây dựng bản đồ hệ sinh thái rừng ngập mặn tại Đồng bằng sông Cửu Long vào năm 2013 (Vo và cộng sự, 2013). Dữ liệu viễn thám sử dụng trong nghiên cứu này bao gồm dữ liệu SPOT 5 đa phổ và Terra SAR-X (được sử dụng để hiệu chỉnh hình học). Các nghiên cứu về thành lập bản đồ rừng ngập mặn toàn cầu có độ phân giải theo thời gian và không gian cao nổi bật nhất là của Giri và cộng sự năm 2011, tác giả lập bản đồ hiện trạng và phân bố rừng ngập mặn toàn cầu bằng cách sử dụng dữ liệu Landsat có sẵn, công trình nghiên cứu đã được nhiều tác giả trích dẫn (Giri và cộng sự, 2011b). Sau đó, Hamilton và Casey đã tạo ra cơ sở dữ liệu rừng ngập mặn toàn cầu hàng năm có độ phân giải không gian 30m từ năm 2000 đến năm 2012 (Hamilton và Casey, 2016), tuy nhiên độ phân giải không gian và thời gian khá thấp.

Hai phát triển gần đây trong lĩnh vực quan sát trái đất có khả năng cải thiện đáng kể hiệu quả của việc giám sát rừng ngập mặn trên toàn cầu. Đầu tiên, các miễn phí vệ tinh Sentinel 2A và 2B của Châu Âu. Hai vệ tinh này cung cấp hình ảnh lặp lại 5 ngày và độ phân giải không gian 10 m, ứng dụng tốt trong giám sát không gian - thời gian đối với các khu rừng ngập mặn (Verhegghen và cộng sự, 2016; Xiong và cộng sự, 2017). Thứ hai, nền tảng máy tính mới của Google Earth Engine (GEE) chứa một kho lưu trữ dữ liệu Sentinel 2 đã được xử lý trước và cập nhật liên tục đã cho phép phát triển công cụ xử lý hiệu quả dữ liệu trên quy mô toàn cầu (Chen

và cộng sự, 2017; Gorelick và cộng sự, 2017). Ảnh Sentinel 2 có thể lập bản đồ chính xác về phạm vi rừng ngập mặn và phân biệt cơ bản các quần xã loài ngập mặn, tuy nhiên các nhà nghiên cứu thường thận trọng do tính phức tạp của các loài cây rừng ngập mặn (Wang và cộng sự, 2018). Luojia Hu sử dụng kết hợp ảnh Sentinel 1 và Sentinel 2 để thành lập bản đồ rừng ngập mặn ven biển quốc gia Trung Quốc vào năm 2020, đây cũng là một trong những nghiên cứu về việc kết hợp hai tư liệu ảnh Radar và ảnh quang học trong việc thành lập bản đồ rừng ngập mặn ở quy mô quốc gia (Hu và cộng sự, 2020). Trong nghiên cứu của mình, Selamat và cộng sự (2020) đã sử dụng ảnh Sentinel 2A để bổ sung thông tin cải thiện kết quả kiểm kê rừng ngập mặn tại các khu vực của Malaysia. Trước đó các giá trị về diện tích rừng ngập mặn ở đây đã được trích xuất từ ảnh Landsat dựa trên phân loại và tổng hợp hình ảnh bằng mắt. Những phát hiện này góp phần vào việc xác định không gian tốt hơn cho việc giám sát rừng ngập mặn và việc sửa đổi thông tin trước đây được trích xuất từ ảnh Landsat. Gần đây, nghiên cứu của Phạm Văn Duẩn và cộng sự (2019) đã đánh giá khả năng khai thác các ảnh vệ tinh quang học miễn phí phục vụ giám sát lớp phủ mặt đất tại Việt Nam, trong đó ảnh Landsat 8 OLI phù hợp cho mục tiêu giám sát biến động hàng năm, còn tư liệu Sentinel 2 MSI phù hợp cho mục tiêu giám sát biến động theo quý. Ở một khía cạnh khác, Parida và Kumari đã tiến hành lập bản đồ và phân tích động lực học của rừng ngập mặn trong giai đoạn 2009–2019 sử dụng dữ liệu vệ tinh Landsat 5 và Sentinel 2 dọc theo Bờ biển Odisha, Ấn Độ (Parida và Kumari, 2020). Các tư liệu được xử lý trên nền tảng GEE cho thấy tiềm năng của dữ liệu vệ tinh có độ phân giải cao để tạo ra bản đồ theo dõi những thay đổi trong rừng ngập mặn có độ chính xác cao (Parida và Kumari, 2020).

Có thể thấy rằng, có nhiều công trình, bài báo đã công bố nhấn mạnh tầm quan trọng của dữ liệu viễn thám có độ phân giải trung bình để nghiên cứu lập bản đồ sinh cảnh rừng ngập mặn. Các dữ liệu Landsat TM, ETM, OLI và Spot đã

được sử dụng rộng rãi, nhưng các dữ liệu Landsat MSS, IRS và Aster, Sentinel 2 cũng đã được sử dụng. Bên cạnh đó, các kỹ thuật phân loại tư liệu ảnh có độ phân giải trung bình rất thích hợp cho việc lập bản đồ các hệ sinh thái (trừ cấp độ loài), giám sát các thay đổi quy mô lớn, phân tích các mối quan hệ môi trường khu vực và đánh giá tình trạng của rừng ngập mặn (sức khỏe, mật độ...). Biến động rừng ngập mặn trên toàn cầu dễ nhận thấy từ việc phân tích dữ liệu có độ phân giải trung bình. Hiện nay, dữ liệu Sentinel 2 với sự vượt trội về độ phân giải không gian (10 m) cũng như độ phân giải thời gian cao (5 ngày) đang góp phần hữu hiệu vào việc phân biệt rừng ngập mặn theo nhiều cấp độ (Manna và Raychaudhuri, 2018).

1.1.3. Sử dụng ảnh tư liệu viễn thám có độ phân giải cao

Sự ra mắt thành công của IKONOS-2 vào năm 1999 và Quickbird vào năm 2001 đã tạo ra một thế hệ mới các cảm biến không gian có độ phân giải cao có sẵn để quan sát trái đất. Điều này đã mở ra những tiềm năng mới cho việc lập bản đồ rừng ngập mặn với mức độ phân biệt các đối tượng trên ảnh được cải thiện và tăng sự khác biệt giữa rừng ngập mặn và các quần thể khác. Có tương đối ít nghiên cứu đã được xuất bản sử dụng hình ảnh có độ phân giải cao để điều tra hệ sinh thái rừng ngập mặn (Kuenzer và cộng sự, 2011). Trong thập kỷ trước năm 2000, hầu hết các nghiên cứu tập trung vào lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn, nhưng không thể phân biệt các loài rừng ngập mặn khác nhau. Trở ngại lớn là rừng ngập mặn thường tạo thành các dải hẹp hoặc các mảng nhỏ, do đó rất khó xác định được trong ảnh vệ tinh (Green và cộng sự, 1996; Blasco F, 1998). Với việc phóng các vệ tinh viễn thám có độ phân giải cao từ năm 1999 đã cho phép thành lập bản đồ các loài rừng ngập mặn trên những khu vực rộng lớn. Năm 2004, Wang và cộng sự đã phân loại thành công các loài cây ngập mặn, các tác giả đã sử dụng kênh đa phổ có độ phân giải 1,0 m và 4,0 m của ảnh IKONOS, để phân loại ba loài rừng ngập mặn với độ chính xác 70% - 98%, gồm: Đước đỏ (*Rhizophora mangle* L.), Mắm (*Avicennia*

germinans L.) và Đước trắng (*Laguncularia racemosa*) dọc theo bờ biển Caribe của Panama. Nghiên cứu này đã chứng minh sự cần thiết của việc tích hợp phân tích ảnh dựa trên đối tượng vào phân loại loài rừng ngập mặn. Ngoài ra, việc so sánh giữa các hình ảnh vệ tinh có độ phân giải cao đầu tiên cho thấy rằng sử dụng ảnh IKONOS có độ chính xác tốt hơn so với ảnh QuickBird trong khi ảnh QuickBird có độ phân giải cao hơn (Wang và cộng sự, 2004).

Mặc dù tư liệu ảnh độ phân giải cao rất hữu hiệu đối với thành lập rừng ngập mặn. Tuy nhiên, chi phí thương mại rất cao nên các tư liệu này vẫn chưa được sử dụng nhiều, hầu hết các tư liệu có độ phân giải cao được sử dụng để phát hiện và phân biệt các loài của rừng ngập mặn hoặc để so sánh kết quả giải đoán các tư liệu khác. Theo (Kuenzer và cộng sự, 2011), đến năm 2011 có khoảng 14 công trình nghiên cứu sử dụng các tư liệu này, trong đó ảnh Quickbird được sử dụng trong 10 nghiên cứu, ảnh IKONOS được sử dụng trong 6 nghiên cứu và có 02 nghiên cứu sử dụng cả hai loại tư liệu đó là của Wang và cộng sự vào năm 2004 và Olwig và cộng sự vào năm 2007. Ngoài ra, SPOT6 cũng được sử dụng bởi Trần Quang Bảo và Phùng Văn Khoa (Bảo và cộng sự, 2016) để so sánh kết quả giải đoán các tư liệu viễn thám trung bình tại Cà Mau với có độ chính xác trên 90%. Ảnh Woldview 2 cũng được (Wan và cộng sự, 2019) sử dụng để thành lập bản đồ thành phần loài của rừng ngập mặn khu bảo tồn thiên nhiên rừng ngập mặn Thâm Quyển, Trung Quốc bằng phương pháp CNN (Convolutional Neural Networks).

2. CÁC PHƯƠNG PHÁP VÀ CHỈ SỐ SỬ DỤNG TRONG THÀNH LẬP BẢN ĐỒ RỪNG NGẬP MẶN

2.1. Các phương pháp chính sử dụng để thành lập bản đồ rừng ngập mặn

Một số phương pháp thường sử dụng để thành lập rừng ngập mặn như giải đoán bằng mắt, sử dụng các chỉ số thực vật, phân loại dựa trên các pixel ảnh gồm phân loại có kiểm định và không có kiểm định, ngoài ra còn một số phương pháp khác như phân loại cây quyết định, phương pháp

dựa trên đối tượng... Trong các nghiên cứu, các tác giả có thể sử dụng một phương pháp hoặc kết hợp các phương pháp với nhau.

Các phương pháp lập bản đồ ngập mặn quan trọng bao gồm các phân tích giải đoán bằng mắt và số hóa trên máy tính. Do có kết quả tốt về quy mô vùng đối với các loại tư liệu trung bình, đặc biệt là kết hợp với các thông tin chi tiết mặt đất (các mẫu khóa giải đoán ảnh) làm đầu vào tham khảo, các phương pháp giải đoán bằng mắt được sử dụng rộng rãi để lập bản đồ các hệ sinh thái rừng ngập mặn phức tạp (Blasco, 1992; Gang và Agatsiva, 1992; Prasad và cộng sự, 2009; Selvam, 2003 ; Wang và cộng sự, 2003). Ngoài ra, các phương pháp phân loại đơn giản và không kiểm định cũng thường được sử dụng để lập bản đồ rừng ngập mặn (Béland và cộng sự, 2007; Giri và cộng sự, 2010; Giri và cộng sự, 2007; Giri, 2008; Hernández Cornejo và cộng sự, 2005; Kovacs và cộng sự, 2001; Sirikulchayanon và cộng sự, 2008; Tong và cộng sự, 2010; Vasconcelos, 2002). Một số nghiên cứu đã được thực hiện để điều tra và so sánh tính thích hợp của các thuật toán phân loại khác nhau cho sự phân chia quang phổ của rừng ngập mặn (Gao, 1997; Green và cộng sự, 2010; Saito và cộng sự, 2010). Nhìn chung, theo các tài liệu, việc áp dụng hệ thống phân loại xác suất cực đại (Maximum Likelihood Classifier - MLC) có giám sát là phương pháp hiệu quả và mạnh mẽ nhất để phân loại rừng ngập mặn dựa trên dữ liệu viễn thám truyền thống (Aschbacher, 1995; Gao, 1997; Gao, 1999; Green và cộng sự, 2010; Rasolofoharinoro và cộng sự, 2010; Saito và cộng sự, 2010).

2.2. Các chỉ số sử dụng trong nghiên cứu thành lập bản đồ Rừng ngập mặn

Trong các phương pháp phân loại có giám sát, các nghiên cứu thường sử dụng các chỉ số thực vật. Chỉ số thực vật là chỉ số được tạo ra bởi một số tổ hợp của các kênh ảnh và có thể có mối quan hệ với chất lượng thảm thực vật trong một pixel ảnh nhất định, chỉ số thực vật khác biệt chuẩn hóa (NDVI), chỉ số thực vật điều chỉnh của đất (SAVI) và chỉ số diện tích lá (LAI) được sử dụng rộng rãi nhất. Các chỉ số

này có thể làm nổi bật các đặc tính nội tại của thực vật có liên quan đến lá, độ xanh tươi và sức sống của đối tượng. Mỗi chỉ số có một biểu thức cụ thể, có thể thể hiện các đặc tính của thảm thực vật tốt hơn so với việc sử dụng các kênh ảnh riêng lẻ. Tuy vậy, các chỉ số đã biết này không dành riêng cho rừng ngập mặn và không thể phân biệt rừng ngập mặn với thảm thực vật trên cạn (Gathot Winarso, 2014). Rừng ngập mặn và rừng ngập mặn trên cạn dày đặc có thể tạo ra các giá trị NDVI giống nhau, do đó việc tách chúng khỏi tư liệu viễn thám rất khó khăn trừ khi có thêm các dữ liệu đầu vào khác (Alvin B. Baloloy

và cộng sự, 2020).

Để giải quyết thách thức trong việc lập bản đồ rừng ngập mặn với các chỉ số thực vật, một số nhà nghiên cứu đã đề xuất các chỉ số thực vật đặc trưng cho rừng ngập mặn bằng cách sử dụng các băng tần đầu vào khác nhau và dữ liệu vệ tinh. Một trong số đó là chỉ số Rừng ngập mặn (MI) do Winarso đề xuất năm 2014 (Gathot Winarso, 2014). Lần đầu tiên nó được áp dụng tại khu vực rừng ngập mặn Alas Purwo, Indonesia sử dụng cả kênh Landsat 8 hồng ngoại gần (NIR) và hồng ngoại sóng ngắn (SWIR) (Bảng 1).

Bảng 1. Các chỉ số lập bản đồ rừng ngập mặn hiện có dùng để tách rừng ngập mặn khỏi các pixel không phải là rừng ngập mặn

Tên chỉ số	Tác giả	Công thức	Tư liệu ảnh
Mangrove Index (MI)	(Gathot Winarso, 2014)	$MI = (NIR - SWIR / NIR \times SWIR) \times 10000$	Landsat
Mangrove Recognition Index (Selamat và cộng sự)	(Zhang và Tian, 2013)	$MRI = [GVI_L - GVI_V] \times GVI_L \times (WI_L + WI_H)$ <i>Trong đó:</i> GVI - Chỉ số độ xanh của thực vật; WI: Chỉ số độ ẩm; L: Chỉ số dưới khi thủy triều xuống thấp; H chỉ số trên khi thủy triều lên cao	Landsat
Combine Mangrove Recognition Index (CMRI)	(Gupta và cộng sự, 2018)	$CMRI = NDVI - NDWI$ <i>Trong đó:</i> NDVI: chỉ số khác thực vật biệt chuẩn hóa thực vật; NDWI: chỉ số nước khác biệt chuẩn hóa	Landsat
Mangrove Probability Vegetation Index (MPVI)	(Kumar và cộng sự, 2017)	$MPVI = \frac{n \sum_{i=1}^n R_i r_i - \sum_{i=1}^n R_i \sum_{i=1}^n r_i}{\sqrt{n \sum_{i=1}^n R_i^2 - (\sum_{i=1}^n R_i)^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n r_i^2 - (\sum_{i=1}^n r_i)^2}}$ <i>Trong đó:</i> n là tổng số band của ảnh, R _i là giá trị độ phản xạ của band i đối với một pixel của hình ảnh phản xạ; r _i là giá trị hệ số phản xạ của band i đối với quang phổ là rừng ngập mặn được lấy từ dữ liệu kiểm chứng	EO-1Hyperion
Normalized Difference Wetland Vegetation Index (NDWVI)	(Kumar và cộng sự, 2017)	$NDWVI = (R_{2203} - R_{559}) / (R_{2203} + R_{559})$	EO-1Hyperion
Discriminant Normalized Vegetation Index (DNVI)	(Manna và Raychaudhuri, 2018)	$DNVI = \frac{band1 - band2}{\sqrt{band1 + band2}}$ <i>Trong đó:</i> Band 1 có giá trị cao hơn band 2, tương ứng là SWIR1 và SWIR2 trên ảnh Sentinel 2	Sentinel 2
Mangrove Forest Index (MFI)	(Jia và cộng sự, 2019)	$MFI = [(p_{\lambda 1} - p_{B\lambda 1}) + (p_{\lambda 2} - p_{B\lambda 2}) + (p_{\lambda 3} - p_{B\lambda 3}) + (p_{\lambda 4} - p_{B\lambda 4})] / 4$ <i>Trong đó:</i> p _λ là giá trị phản xạ band trung tâm của λ và vùng λ của từ 1 đến 4; giá trị bước sóng của λ ₁ , λ ₂ , λ ₃ , λ ₄ lần lượt là 705, 740, 783 và 865 nm.	Sentinel 2
Mangrove Vegetation Index (MVI)	(Alvin B. Baloloy và cộng sự, 2020)	$MVI = (NIR - Green) / (SWIR1 - Green)$ <i>Trong đó:</i> NIR, Green, SWIR1 lần lượt là giá trị các band 8, band 3 và band 11 trên ảnh Sentinel 2	Sentinel 2

Chỉ số nhận biết Rừng ngập mặn MRI cũng được (Zhang và Tian, 2013) phát triển để giám sát rừng ngập mặn từ không gian bằng cách sử dụng hình ảnh Landsat TM đa vùng với các mức thủy triều khác nhau (Bảng 1). Những thay đổi trong điều kiện thủy triều thấp và thủy triều lên có thể dẫn đến sự khác biệt trong đặc điểm quang phổ của thảm thực vật rừng ngập mặn (Zhang và cộng sự, 2017). Chỉ số MRI xem xét các hiệu ứng thủy triều này và nhạy cảm với độ ẩm ướt, độ xanh và sự thay đổi của độ xanh. Tuy nhiên, khả năng áp dụng của MRI cho các khu vực rừng ngập mặn khác bị hạn chế bởi dữ liệu thủy triều vì điều kiện thủy triều có sự thay đổi trong từng khu vực khác nhau và trên toàn cầu cũng vậy. Thông tin về độ ẩm và thảm thực vật cụ thể tại địa điểm trong thời gian thủy triều thấp và cao là cần thiết nhưng có thể bị hạn chế từ các dữ liệu viễn thám.

Để giải quyết hạn chế này, chỉ số nhận biết rừng ngập mặn kết hợp (CMRI) đã được đề xuất bởi (Gupta và cộng sự, 2018). CMRI sử dụng NDVI để thể hiện sự có mặt của thảm thực vật và chỉ số nước chênh lệch chuẩn hóa (NDWI) để thể hiện thông tin về nước của rừng ngập mặn mà không cần dữ liệu thủy triều cụ thể. Vì NDVI và NDWI có tương quan nghịch nên việc trừ đi các chỉ số này sẽ làm tăng phạm vi trên và dưới của CMRI và tăng hơn nữa các giá trị khác biệt của các lớp phủ đất khác nhau với các dấu hiệu phổ gần như tương tự. CMRI sau đó được sử dụng như một đầu vào cho một phương pháp phân loại được thực hiện để tách các cảnh ảnh Landsat thành bốn lớp: nước, đất, thực vật không có rừng ngập mặn và rừng ngập mặn. Phương pháp dựa trên CMRI yêu cầu nhiều dữ liệu thực tế để tạo bản đồ đầu ra. Các tác giả đã so sánh kết quả từ phân loại dựa trên CMRI với kết quả của NDVI, SAVI và tỷ lệ đơn giản, trong đó độ chính xác của CMRI tốt hơn (Khakhim và cộng sự, 2019).

Ngoài ảnh Landsat, một chỉ số dựa trên ảnh Sentinel 2 mới được gọi là Chỉ số rừng ngập mặn (MFI) được đề xuất bởi (Jia và cộng sự, 2019). Chỉ số này sử dụng sự phản xạ của các kênh đỏ của ảnh Sentinel 2 nhạy cảm với rừng

ngập mặn ngập nước. Kết quả cho thấy các khu rừng ngập mặn ngập nước có thể được tách biệt khỏi nền nước trong hình ảnh đầu ra của MFI. Nghiên cứu nhấn mạnh khả năng của kênh NIR và kênh RED trong việc phân biệt giữa thực vật và nước. Chỉ số nói trên được thiết kế dựa trên đỉnh phản xạ trong vùng quang phổ NIR của thảm thực vật xanh (Jia và cộng sự, 2019). Trước đó, vào năm 2018 Manna cũng đã đề xuất một chỉ số sửa đổi là chỉ số thực vật bình thường khác biệt (DNVI) dựa trên hai dải sóng ngắn (SWIR1 và SWIR2) của tư liệu ảnh Sentinel 2 được áp dụng tại Sundarbans, Ấn Độ. Bởi vì các dải SWIR chủ yếu được sử dụng để đặc trưng cho các tính năng liên quan đến độ ẩm hoặc nước, do các đặc tính hút phản xạ của nước xung quanh các dải này và được cho là tốt hơn trong việc mô tả các đặc điểm và chất lượng của rừng ngập mặn (Manna và Raychaudhuri, 2018)

Chỉ số xác suất thực vật rừng ngập mặn (MPVI) được đề xuất bởi Kumar năm 2017 sử dụng các băng tần lấy từ dữ liệu EO-1 Hyperion. Hyperion là một cảm biến siêu viễn thám, ảnh không gian thu được gồm 70 kênh phổ trong cảm biến VNIR và 172 kênh phổ trong SWIR, cung cấp tổng cộng 242 kênh phổ với độ rộng mỗi kênh gần 10nm và độ phân giải mặt đất 30m (Kumar và cộng sự, 2017). Ngoài MPVI, Chỉ số Thảm thực vật đất ngập nước khác biệt bình thường (NDWVI) cũng đã được đề xuất bởi Kumar (Kumar và cộng sự, 2017), NDWVI sử dụng các tư liệu Hyperion gồm kênh SWIR và kênh Green để phân biệt rừng ngập mặn với thảm thực vật không phải rừng ngập mặn. Kết hợp các chỉ số khác nhau được sử dụng để phân tách lớp rừng ngập mặn và không rừng ngập mặn. Kết quả nghiên cứu cho thấy, chỉ sử dụng MPVI đã tạo ra độ chính xác tổng thể là 73,98% trong khi MPVI và NDWVI kết hợp cho độ chính xác cao hơn (85,01%) (Kumar và cộng sự, 2017).

Trong một nghiên cứu về rừng ngập mặn tại Philippin và một số khu vực thuộc Nhật Bản, Việt Nam, Thái Lan, Campuchia và Indonexia vào năm 2020, Alvin và cộng sự đã xây dựng một chỉ số rừng ngập mặn mới là MVI (Alvin

B.Baloloy và cộng sự, 2020). Chỉ số này sử dụng kênh NIR (band 8), SWIR1 (band 11) và kênh Green (band 3) của Sentinel 2 để lập bản đồ rừng ngập mặn nhanh chóng và chính xác mà không cần đến các kỹ thuật phân loại phức tạp, có thể tốn nhiều thời gian và công sức. Chỉ số MVI được thiết kế bằng cách so sánh các dấu hiệu phổ và đặc điểm của bộ dữ liệu rừng ngập mặn và không phải rừng ngập mặn từ các điểm nghiên cứu khác nhau. MVI đo xác suất một pixel là rừng ngập mặn bằng cách trích xuất thông tin về độ xanh và độ ẩm từ các dải Green, NIR và SWIR1 của ảnh Sentinel 2. Ngưỡng của MVI được phân tích giữa các giá trị MVI của lớp phủ và sử dụng đất và độ chính xác được tính toán bằng cách sử dụng ảnh máy bay không người lái và kết quả kiểm kê rừng ngập mặn thu được trên toàn quốc ở Philippin. MVI sau đó đã được thử nghiệm với các băng tần của ảnh Landsat 8 có cùng giá trị đầu vào (SWIR1, NIR và Green) để xác định khả năng ứng dụng và tính phổ biến của chỉ số đề xuất. MVI đã thành công trong việc phân biệt trực quan và thống kê rừng ngập mặn với các loại thảm phủ không phải rừng ngập mặn như đất trống, đất xây dựng, rừng trên cạn và thảm thực vật trên cạn không có rừng. Độ chính xác trung bình là 92%, được kiểm chứng thông qua ảnh chụp từ máy bay không người lái có độ phân giải cao và dữ liệu điều tra thực địa.

3. THẢO LUẬN

Các công trình nghiên cứu cho thấy, các phương pháp tiếp cận dựa trên viễn thám đã được chứng minh là phù hợp để lập bản đồ đối với rừng ngập mặn, chúng có chi phí thấp hơn, độ chính xác cao hơn, độ lặp lại dễ dàng hơn và bao gồm các khu vực rộng hơn so với các phương pháp thực địa truyền thống (Đạt và cộng sự, 2019). Các dữ liệu Landsat (7 và 8) và Sentinel 2 được chứng minh là phù hợp hơn để phân biệt giữa các lớp rừng ngập mặn. Việc sử dụng hình ảnh Landsat và Sentinel 2 trong nhiều nghiên cứu cho thấy các tư liệu này đóng góp vai trò quan trọng trong thành lập bản đồ rừng ngập mặn. Độ phân giải phổ cao hơn cung cấp bởi các loại tư liệu này cho phép phân biệt rừng

ngập mặn với các lớp thực vật khác (đồng cỏ, rừng trên cạn). (Green và cộng sự, 2010) cho rằng dữ liệu SPOT đa tầng không thích hợp để tách rừng ngập mặn khỏi các dạng thảm thực vật khác ở vùng biển Đông Caribe. Tuy nhiên, độ phân giải không gian của dữ liệu SPOT vẫn cho phép lập bản đồ rừng ngập mặn (Aschbacher, 1995). Do đó, bất kỳ thảm thực vật nào gần rừng ngập mặn có thể đóng vai trò quan trọng trong việc phân biệt các trạng thái thực vật phù hợp. Mặt khác, rừng ngập mặn ven bờ thường là các dải hẹp, cho nên để đảm bảo các loại tư liệu ảnh này được áp dụng có kết quả chính xác, kích thước của một vùng rừng ngập mặn nội địa tối thiểu phải là một pixel là 30 m đối với ảnh Landsat 7, 15 m đối với ảnh Landsat 8 (Gao, 1999) và 10m đối với ảnh Sentinel 2.

Đối với các chỉ số phát hiện rừng ngập mặn, các chỉ số đều có độ chính xác và lợi thế khác nhau so với chỉ số còn lại. Việc lập bản đồ bằng MRI và MPVI vẫn yêu cầu quyền truy cập vào dữ liệu thủy triều và sử dụng ảnh siêu phổ, điều này có thể là một thách thức trong việc lập bản đồ nhanh rừng ngập mặn ở quy mô địa phương và khu vực bằng cách sử dụng ảnh vệ tinh miễn phí (Alvin B.Baloloy và cộng sự, 2020). Ngoài ra, khả năng áp dụng của MRI cho các khu vực rừng ngập mặn khác nhau bị hạn chế bởi điều kiện thủy triều, vì điều kiện thủy triều thay đổi đáng kể với từng khu vực khác nhau. Ứng dụng của chỉ số MI đơn giản hơn, nhưng độ chính xác vẫn phải được cải thiện, bao gồm cả việc áp dụng chỉ số vào nhiều dữ liệu vệ tinh khác. Chỉ số MFI đã được thử nghiệm cho hình ảnh Sentinel 2 bằng cách sử dụng bốn dải quang phổ. Hiệu quả của MFI chủ yếu được xác nhận giữa rừng ngập mặn với rừng ngập mặn, trong khi hiệu quả của nó trong việc phân biệt rừng ngập mặn với rừng trên cạn vẫn chưa được kiểm tra (Alvin B.Baloloy và cộng sự, 2020). MVI là chỉ số có tính đến độ xanh và độ ẩm của thảm thực vật rừng ngập mặn trên ảnh Sentinel 2 và Landsat 8, các kết quả thực hiện ở khu vực Đông Nam Á, trong MVI tác giả có so sánh tương quan với các chỉ số NDVI, LAI và lớp phủ thực vật phân loại (FVC) cũng được kiểm tra. Việc

so sánh và phân tích MVI với LAI và FVC cũng đã được thực hiện. Những tiến bộ đáng kể trong lĩnh vực viễn thám của rừng ngập mặn đã được xác định. Mặc dù những tiến bộ gần đây đã sử dụng một số dữ liệu viễn thám mới cho các chủ đề nghiên cứu rừng ngập mặn hiện có, tuy nhiên vẫn còn nhiều chủ đề cần khám phá trong tương lai, ví dụ như hệ thống dữ liệu quang phổ của từng loài ngập mặn, bản đồ loài rừng ngập mặn cho toàn thế giới, bản đồ năng suất rừng ngập mặn, bởi rừng ngập mặn từ lâu đã được coi là hệ sinh thái có năng suất cao, đóng vai trò quan trọng trong ứng phó với biến đổi khí hậu ở các khu vực ven biển nhiệt đới

4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu cho thấy, các nghiên cứu về thành lập bản đồ rừng ngập mặn thông thường sử dụng ảnh viễn thám có độ phân giải trung bình (chủ yếu là Landsat, Aster, Sentinel 2, SPOT). Mặc dù ảnh có độ phân giải cao rất hữu hiệu đối với thành lập rừng ngập mặn. Tuy nhiên, các tư liệu này vẫn chưa được sử dụng nhiều, hầu hết các tư liệu có độ phân giải cao được sử dụng để phát hiện và phân biệt các loài của rừng ngập mặn hoặc để so sánh, kiểm chứng kết quả giải đoán các tư liệu khác, bên cạnh đó một số ít nghiên cứu sử dụng kết hợp tư liệu độ phân giải cao với tư liệu độ phân giải trung bình để khai thác rừng ngập mặn.

Về phương pháp sử dụng, các nghiên cứu về rừng ngập mặn thường sử dụng phương pháp phân loại có giám sát, kỹ thuật áp dụng thường dùng là các chỉ số thực vật. Trước đây, việc sử dụng phương pháp phân loại bằng mắt được sử dụng để phân loại và xây dựng bản đồ rừng ngập mặn, hiện nay phương pháp sử dụng các chỉ số phân xạ phổ được sử dụng phổ biến hơn. Các công trình nghiên cứu đã phát triển các chỉ số khác nhau để phân loại rừng ngập mặn ra khỏi các thảm thực vật khác. Có 8 chỉ số phát hiện rừng ngập mặn hữu hiệu được thống kê, các chỉ số đều có độ chính xác và lợi thế khác nhau so với chỉ số còn lại, việc sử dụng các chỉ số này cần căn cứ vào điều kiện, quy mô nghiên cứu cụ thể của từng khu vực để có độ chính xác cao nhất.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Abdul Aziz, Ammar, Stuart Phinn and Paul Dargusch (2015). Investigating the decline of ecosystem services in a production mangrove forest using Landsat and object-based image analysis, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164: 353-366.
2. Alvin B. Baloloy, Ariel C. Blanco, Raymond Rhommel C. Sta. Ana and Kazuo Nadaoka (2020). Development and application of a new mangrove vegetation index (MVI) for rapid and accurate mangrove mapping, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 166: 95-117.
3. Aschbacher, J., Ofren, R., Delsol, J.P., Suselo, T.B., Vibulsresth, S., Charrupat, T. (1995). An integrated comparative approach to mangrove vegetation mapping using advanced remote sensing and GIS technologies: Preliminary results, *Hydrologica*.
4. Trần Quang Bảo, Phùng Văn Khoa và Nguyễn Trọng Cương (2016). Nghiên cứu sử dụng công nghệ không gian địa lý (Viễn thám, GIS và GPS) trong phát hiện cháy rừng và giám sát tài nguyên rừng, *Đề tài cấp Bộ NN&PTNT, 2014-2016*.
5. Bartholomé, E. and A. S. Belward (2007). GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. In *International Journal of Remote Sensing*, 1959-1977.
6. Béland, M., K. Goïta, F. Bonn and T. T. H. Pham (2007). Assessment of land-cover changes related to shrimp aquaculture using remote sensing data: a case study in the Giao Thủy District, Vietnam, *International Journal of Remote Sensing*, 27: 1491-1510.
7. Blasco (2001). Depletion of the mangroves of continental Asia, *Wetlands Ecol. Manage.*, 9: 245-256.
8. Blasco F, T. Gauquelin, M. Rasolofoharino, J. Denis, M. Aizpuru and V. Caldairou (1998). Recent advances in mangrove studies using remote sensing data, *Marine and Freshwater Research*, 49: 287 - 296
9. Blasco, F. and Aizpuru, M. (2002). Mangroves along the coastal stretch of the Bay of Bengal: Present status, *Ind. J. Mar. Sci*, 31,: 9-20.
10. Blasco, F., Bellan, M.F., Chaudhury, M.U. (1992). Estimating the Extent of Floods in Bangladesh—Using SPOT Data, *Remote Sens. Environ*, 39.
11. Chen, Bangqian, Xiangming Xiao, Xiangping Li, Lianghao Pan, Russell Doughty, Jun Ma, Jinwei Dong, Yuanwei Qin, Bin Zhao, Zhixiang Wu, Rui Sun, Guoyu Lan, Guishui Xie, Nicholas Clinton and Chandra Giri (2017). A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 131: 104-120.
12. Conchedda, Giulia, Laurent Durieux and Philippe Mayaux (2008). An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63: 578-589.
13. Dat, Pham Tien, J. Xia, N. T. Ha, D. T. Bui, N. N. Le and W. Tekeuchi (2019). A Review of Remote Sensing Approaches for Monitoring Blue Carbon

Ecosystems: Mangroves, Seagrasses and Salt Marshes during 2010-2018, *Sensors (Basel)*, 19.

14. Friedl, Mark A., Damien Sulla-Menashe, Bin Tan, Annemarie Schneider, Navin Ramankutty, Adam Sibley and Xiaoman Huang (2010). MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets, *Remote Sensing of Environment*, 114: 168-182.

15. Gang and Agatsiva (1992). The current status of mangroves along the Kenyan coast: A case study of Mida Creek mangroves based on remote sensing, *Hydrobiologia* 247: 29-36.

16. Gao, J. (1999). A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forests, *International Journal of Remote Sensing*, 20: 2823-2833.

17. Gao, Jay (1997). A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from SPOT multispectral data, *International Journal of Remote Sensing*, 19: 1887-1899.

18. Gathot Winarso, Anang D. Purwanto, Doddy M. Yuwono (2014). New Mangrove Index As Degradation Health Indicator Using Remote Sensing Data: Segara Anakan and Alas Purwo Case Study.

19. Ghosh, Manoj, Lalit Kumar and Chandan Roy (2016). Mapping Long-Term Changes in Mangrove Species Composition and Distribution in the Sundarbans, *Forests*, 7.

20. Giri, C., J. Long, S. Abbas, R. M. Murali, F. M. Qamer, B. Pengra and D. Thau (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia, *J Environ Manage*, 148: 101-111.

21. Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke (2011b). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data, *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154-159.

22. Giri, Chandra, P. Defourny and Surendra Shrestha (2010). Land cover characterization and mapping of continental Southeast Asia using multi-resolution satellite sensor data, *International Journal of Remote Sensing*, 24: 4181-4196.

23. Giri, Chandra, Jordan Long and Larry Tieszen (2011). Mapping and Monitoring Louisiana's Mangroves in the Aftermath of the 2010 Gulf of Mexico Oil Spill, *Journal of Coastal Research*, 277: 1059-1064.

24. Giri, Chandra, Bruce Pengra, Zhiliang Zhu, Ashbindu Singh and Larry L. Tieszen (2007). Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 91-100.

25. Giri, Muhlhausen (2008). Mangrove Forest Distributions and Dynamics in Madagascar (1975-2005).

26. Gong, Peng, Jie Wang, Le Yu, Yongchao Zhao, Yuanyuan Zhao, Lu Liang, Zhenguo Niu, Xiaomeng Huang, Haohuan Fu, Shuang Liu, Congcong Li, Xueyan Li, Wei Fu, Caixia Liu, Yue Xu, Xiaoyi Wang, Qu Cheng, Luanyun Hu, Wenbo Yao, Han Zhang, Peng Zhu, Ziyang Zhao, Haiying Zhang, Yaomin Zheng, Luyan Ji, Yawen Zhang, Han Chen, An Yan, Jianhong Guo, Liang Yu, Lei

Wang, Xiaojun Liu, Tingting Shi, Menghua Zhu, Yanlei Chen, Guangwen Yang, Ping Tang, Bing Xu, Chandra Giri, Nicholas Clinton, Zhiliang Zhu, Jin Chen and Jun Chen (2012). Finer resolution observation and monitoring of global land cover: first mapping results with Landsat TM and ETM+ data, *International Journal of Remote Sensing*, 34: 2607-2654.

27. Gorelick, Noel, Matt Hancher, Mike Dixon, Simon Ilyushchenko, David Thau and Rebecca Moore (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone, *Remote Sensing of Environment*, 202: 18-27.

28. Green, E. P., C. D. Clark, P. J. Mumby, A. J. Edwards and A. C. Ellis (2010). Remote sensing techniques for mangrove mapping, *International Journal of Remote Sensing*, 19: 935-956.

29. Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (1996). A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources, *Coastal Management*, 24: 1-40.

30. Gupta, K., A. Mukhopadhyay, S. Giri, A. Chanda, S. Datta Majumdar, S. Samanta, D. Mitra, R. N. Samal, A. K. Pattnaik and S. Hazra (2018). An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery, *MethodsX*, 5: 1129-1139.

31. Hamilton, Stuart E. and Daniel Casey (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21), *Global Ecology and Biogeography*, 25: 729-738.

32. Hansen, M. C., R. S. Defries, J. R. G. Townshend and R. Sohlberg (2010). Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach, *International Journal of Remote Sensing*, 21: 1331-1364.

33. Heenkenda, Muditha, Joyce, Karen, Maier, Stefan, Bartolo and Renee (2014). Mangrove Species Identification: Comparing WorldView-2 with Aerial Photographs, *Remote Sensing*, 6: 6064-6088.

34. Hernández Cornejo, Rubi, Nico Koedam, Arturo Ruiz Luna, Max Troell and Farid Dahdouh-Guebas (2005). Remote Sensing and Ethnobotanical Assessment of the Mangrove Forest Changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule Lagoon Complex, Sinaloa, Mexico, *Ecology and Society*, 10.

35. Hu, Luo, Nan Xu, Jian Liang, Zhichao Li, Luzhen Chen and Feng Zhao (2020). Advancing the Mapping of Mangrove Forests at National-Scale Using Sentinel-1 and Sentinel-2 Time-Series Data with Google Earth Engine: A Case Study in China, *Remote Sensing*, 12.

36. Jia, Wang, Wang, Mao and Zhang (2019). A New Vegetation Index to Detect Periodically Submerged Mangrove Forest Using Single-Tide Sentinel-2 Imagery, *Remote Sensing*, 11.

37. Jia, Mingming, Zongming Wang, Lin Li, Kaishan Song, Chunying Ren, Bo Liu and Dehua Mao (2013). Mapping China's mangroves based on an object-oriented classification of Landsat imagery, *Wetlands*, 34: 277-283.

38. Jusoff (2006). Individual mangrove species identification and mapping in Port Klang using airborne hyperspectral imaging.

39. Kairo, J.G, F Dahdouh Guebas, J Bosire and Koedam (2002). Restoration and management of mangrove systems—A lesson for and from the East African region.
40. Kamal, Muhammad and Stuart Phinn (2011). Hyperspectral Data for Mangrove Species Mapping: A Comparison of Pixel-Based and Object-Based Approach, *Remote Sensing*, 3: 2222-2242.
41. Khakhim, N., Muh A. Marfai, Arief Wicaksono, W. Lazuardi, Z. Isnaen, T. Walinono, Sandy Budi Wibowo, Andi B. Rimba, Ammar A. Aziz, Stuart Phinn, Josaphat Tetuko Sri Sumantyo, Hasti Widiasamratri and Sanjiwana Arjasakusuma (2019). Mangrove ecosystem data inventory using unmanned aerial vehicles (UAVs) in Yogyakarta coastal area. In *Sixth Geoinformation Science Symposium*.
42. Kovacs, J. M., J. Wang and M. Blanco-Correa (2001). Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date landsat TM imagery, *Environ Manage*, 27: 763-776.
43. Kuenzer, Claudia, Andrea Bluemel, Steffen Gebhardt, Tuan Vo Quoc and Stefan Dech (2011). 'Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review, *Remote Sensing*, 3: 878-928.
44. Kumar, Tanumi, Abhishek Mandal, Dibyendu Dutta, R. Nagaraja and Vinay Kumar Dadhwal (2017). Discrimination and classification of mangrove forests using EO-1 Hyperion data: a case study of Indian Sundarbans, *Geocarto International*, 34: 415-442.
45. Lee, Tsai Ming and Hui Chung Yeh (2009). 'Applying remote sensing techniques to monitor shifting wetland vegetation: A case study of Danshui River estuary mangrove communities, Taiwan, *Ecological Engineering*, 35: 487-496.
46. Loveland, T. R., B. C. Reed, J. F. Brown, D. O. Ohlen, Z. Zhu, L. Yang and J. W. Merchant (2010). Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data, *International Journal of Remote Sensing*, 21: 1303-1330.
47. Manna, Sudip and Barun Raychaudhuri (2018). Mapping distribution of Sundarban mangroves using Sentinel-2 data and new spectral metric for detecting their health condition, *Geocarto International*, 35: 434-452.
48. Moritz Zimmermann, Anja, Keith A. McGuinness and Manfred Küppers (2001). Impacts of urban storm-water drainage channels on a northern Australian mangrove forest, *Trees*, 16: 195-203.
49. Parida, Bikash Ranjan and Anshu Kumari (2020). Mapping and modeling mangrove biophysical and biochemical parameters using Sentinel-2A satellite data in Bhitarkanika National Park, Odisha, *Modeling Earth Systems and Environment*.
50. Phạm Văn Dẫn, Lê Sỹ Doanh, Nguyễn Văn Thi, Vũ Thị Thìn, Hoàng Văn Khiên, Phạm Văn Dũng và Đinh Văn Tuyền (2019). Đánh giá khả năng khai thác ảnh vệ tinh quang học miễn phí phục vụ giám sát lớp phủ mặt đất, *Tạp chí KH&CN Lâm nghiệp*, số 3: 65-75.
51. Prasad, P. Rama Chandra, C. Sudhakar Reddy, K. Sundara Rajan, S. Hazan Raza and C. Bala Subrahmanya Dutt (2009). Assessment of tsunami and anthropogenic impacts on the forest of the North Andaman Islands, India, *International Journal of Remote Sensing*, 30: 1235-1249.
52. Purnamasayangasukasih, Norizah K, Ismail Adnan A M and Shamsudin I (2016). A review of uses of satellite imagery in monitoring.PDF.
53. Rahman, Abdullah F., Danilo Dragoni, Kamel Didan, Armando Barreto-Munoz and Joseph A. Hutabarat (2013). Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data, *Remote Sensing of Environment*, 130: 96-107.
54. Rasolofoharino, M., F. Blasco, M. F. Bellan, M. Aizpuru, T. Gauquelin and J. Denis (2010). A remote sensing based methodology for mangrove studies in Madagascar, *International Journal of Remote Sensing*, 19: 1873-1886.
55. Saito, H., M. F. Bellan, A. Al-Habshi, M. Aizpuru and F. Blasco (2010). Mangrove research and coastal ecosystem studies with SPOT-4 HRVIR and TERRA ASTER in the Arabian Gulf, *International Journal of Remote Sensing*, 24: 4073-4092.
56. Selamat, M B, S Mashoreng, K Amri, Susetiono and R A Rappe (2020). The use of sentinel 2A imagery to improve mangrove inventorization at coremap CTI monitoring areas.pdf>, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 564.
57. Selvam, V.; Ravichandran, K.K.; Gnanappazham, L.; Navamuniyammal, M. (2003). Assessment of community-based restoration of Pichavaram mangrove wetland using remote sensing data.
58. Sirikulchayanon, Poonthip, Wanxiao Sun and Tonny J. Oyana (2008). Assessing the impact of the 2004 tsunami on mangroves using remote sensing and GIS techniques, *International Journal of Remote Sensing*, 29: 3553-3576.
59. Sulong, I., Mohd-Lokman, H., Mohd-Tarmizi, K., Ismail, A. (2002). Mangrove mapping using Landsat imagery and aerial photographs: Kemaman District; Terengganu; Malaysia, *Environ. Develop. Sustain.*, 4: 135-152.
60. Thu, Phan Minh and Jacques Populus (2007). Status and changes of mangrove forest in Mekong Delta: Case study in Tra Vinh, Vietnam, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 98-109.
61. Tong, P. H. S., Y. Auda, J. Populus, M. Aizpuru, A. Al Habshi and F. Blasco (2010). Assessment from space of mangroves evolution in the Mekong Delta, in relation to extensive shrimp farming, *International Journal of Remote Sensing*, 25: 4795-4812.
62. Valiela, Ivan, Jennifer L. Bowen and Joanna K. York (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments, *BioScience*, 51.
63. Vasconcelos, M.J.; Mussá Biai, J.C.; Araújo, A.; Diniz, M.A. (2002). Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1956–1998), *Appl. Geogr.*, 22: 139-156.
64. Veettil, Bijeesh Kozhikkodan, Sebastian Felipe Ruiz Pereira and Ngo Xuan Quang (2018). Rapidly diminishing mangrove forests in Myanmar (Burma): a review, *Hydrobiologia*, 822: 19-35.
65. Verhegghen, Astrid, Hugh Eva, Guido Ceccherini,

Frederic Achard, Valery Gond, Sylvie Gourlet-Fleury and Paolo Cerutti (2016). The Potential of Sentinel Satellites for Burnt Area Mapping and Monitoring in the Congo Basin Forests, *Remote Sensing*, 8.

66. Vo, Quoc, Natascha Oppelt, Patrick Leinenkugel and Claudia Kuenzer (2013). Remote Sensing in Mapping Mangrove Ecosystems — An Object-Based Approach, *Remote Sensing*, 5: 183-201.

67. Wan, Luoma, Hongsheng Zhang, Guanghui Lin and Hui Lin (2019). A small-patched convolutional neural network for mangrove mapping at species level using high-resolution remote-sensing image, *Annals of GIS*, 25: 45-55.

68. Wang, Dezhi, Bo Wan, Penghua Qiu, Yanjun Su, Qinghua Guo, Run Wang, Fei Sun and Xincan Wu (2018). Evaluating the Performance of Sentinel-2, Landsat 8 and Pléiades-1 in Mapping Mangrove Extent and Species, *Remote Sensing*, 10.

69. Wang, Le, Wayne P. Sousa, Peng Gong and Gregory S. Biging (2004). Comparison of IKONOS and QuickBird images for mapping mangrove species on the Caribbean coast of Panama, *Remote Sensing of Environment*, 91: 432-440.

70. Wang, Ye-qiao, Gregory Bonyng, Jarunee Nugranad, Michael Traber, Amani Ngusaru, James Tobey, Lynne Hale, Robert Bowen and Vedast Makota (2003). Remote Sensing of Mangrove Change Along the Tanzania Coast, *Marine Geodesy*, 26: 35-48.

71. Xiong, Jun, Prasad Thenkabail, James Tilton, Murali Gumma, Pardhasaradhi Teluguntla, Adam Oliphant, Russell Congalton, Kamini Yadav and Noel Gorelick (2017). Nominal 30-m Cropland Extent Map of Continental Africa by Integrating Pixel-Based and Object-Based Algorithms Using Sentinel-2 and Landsat-8 Data on Google Earth Engine, *Remote Sensing*, 9.

72. Yaney Keller, A., P. Santidrian Tomillo, J. M. Marshall and F. V. Paladino (2019). Using Unmanned Aerial Systems (UAS) to assay mangrove estuaries on the Pacific coast of Costa Rica, *PLoS One*, 14: e0217310.

73. Younes Cárdenas, Nicolás, Karen E. Joyce and Stefan W. Maier (2017). Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology?, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63: 1-14.

74. Zhang, Xuehong and Qingjiu Tian (2013). A mangrove recognition index for remote sensing of mangrove forest from space.pdf>.

75. Zhang, Xuehong, Paul M. Treitz, Dongmei Chen, Chang Quan, Lixin Shi and Xinhui Li (2017). Mapping mangrove forests using multi-tidal remotely-sensed data and a decision-tree-based procedure, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62: 201-214.

AN OVERVIEW OF USING SATELLITE IMAGE TO ESTABLISH MANGROVE FOREST MAP

Nguyen Trong Cuong¹, Tran Quang Bao², Pham Van Duan¹, Pham Ngoc Hai³, Nguyen Hai Hoa¹

¹*Vietnam National University of Forestry*

²*Vietnam Administration of Forestry*

³*Forest Inventory and Planning Institute*

SUMMARY

This article synthesizes a number of studies to provide an overview of the application of remote sensing to establish mangrove maps in the world under two main topics: image materials and methods, indices to classify mangroves. The results show that studies on mapping mangrove forests usually use medium resolution remote sensing images, a few studies use high-resolution remote sensing images or aerial photography. In terms of the classification method, the development of remote sensing technology leads to the abundance of classification methods, and researches on mangrove forests often use supervised classification methods, commonly used techniques are vegetable indicators. By exploiting the characteristics of the mangrove ecosystem and the characteristics of remote sensing, the authors have developed different indices for classifying mangroves from other vegetation. There are 8 effective indices of mangrove forests, which are statistically calculated, all indices have different accuracy and advantages compared to the others. The use of each index should be based on mangrove condition, area, image and purpose of the map.

Keywords: mangrove classification, mangrove classification index, mangrove forest, mangrove forest mapping, using of satellite image.

Ngày nhận bài : 22/4/2021

Ngày phản biện : 26/5/2021

Ngày quyết định đăng : 04/6/2021