

NGHIÊN CỨU THIẾT LẬP BẢN ĐỒ PHÂN BỐ RỪNG NGẬP MẶN TẠI VIỆT NAM SỬ DỤNG ẢNH LANDSAT 8 OLI VÀ SENTINEL 1 ĐA THỜI GIAN TRÊN NỀN TẢNG ĐIỆN TOÁN ĐÁM MÂY CỦA GOOGLE EARTH ENGINE

Phạm Văn Duẩn¹, Lê Sỹ Doanh¹, Vũ Thị Thìn¹, Hoàng Văn Khiên¹, Phạm Thị Quỳnh²

¹*Viện Sinh thái rừng và Môi trường - Trường Đại học Lâm nghiệp*

²*Khoa Lâm học - Trường Đại học Lâm nghiệp*

TÓM TẮT

Do sự tác động của con người và biến đổi khí hậu, bản đồ phân bố rừng ngập mặn chính xác và cập nhật thường xuyên rất cần thiết phục vụ công tác quản lý, bảo vệ và xây dựng các kế hoạch quản lý bền vững. Trong nghiên cứu này, một thuật toán phân loại được phát triển bằng cách sử dụng các đặc tính sinh thái độc đáo của rừng ngập mặn ở Việt Nam. Cụ thể, bản đồ phân bố rừng ngập mặn được xây dựng thông qua: (1) tần số độ xanh; (2) tần số độ che phủ tán; (3) tần số độ ngập triều xác định từ tư liệu ảnh Landsat 8 OLI đa thời gian kết hợp với một số dữ liệu phụ trợ khác. Chỉ số thực vật khác biệt chuẩn hoá (NDVI) trung bình được xác định là một biến quan trọng trong việc xác định các ngưỡng tần số độ xanh, tần số độ che phủ tán, tần số độ ngập triều phù hợp để xác định khu vực có phân bố rừng ngập mặn. Ngoài ra, sự tích hợp của kênh VH trên ảnh Sentinel - 1 và chỉ số nước khác biệt biến đổi (mNDWI) cho thấy tiềm năng lớn trong việc xác định các khu vực liên tục ngập nước trong năm không có khả năng phân bố rừng ngập mặn. Bản đồ phân bố rừng ngập mặn tạo ra ở độ phân giải không gian 30 m có độ chính xác tổng thể lớn hơn 93% khi kiểm chứng thực tế. Nghiên cứu này đã chứng minh tiềm năng của việc sử dụng tư liệu ảnh Landsat 8 OLI và Sentinel - 1 đa thời gian trên nền tảng điện toán đám mây của GEE để xác lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại các vùng ven biển ở Việt Nam.

Từ khóa: Google earth engine, rừng ngập mặn, tần số độ che phủ tán, tần số độ ngập triều, tần số độ xanh

Reserch to establis mangrove forests map in Viet Nam using time series Landsat 8 Oli and Sentinel - 1 in google earth engine cloud computing platform

Keywords: GEE, mangrove forests, canopy frequency, inundation frequency, greenness frequency

Due to anthropogenis disturbances and climate change, accurate and contemporary maps of mangrove forests are needed to management, protection and establish plans for sustainable management. In this study, a classification algorithm was developed using the biophysical characteristics of mangrove forests in Viet Nam. Specifically, mangrove forests distribution maps were mapped by: (1) Greenness frequency; (2) Canopy frequency; (3) Inundation frequency from time series Landsat 8 OLI and some other datas: elevation, slop... The annual mean Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was found to be a key variable in determining the classification thresholds of Greenness frequency, Canopy frequency, Inundation frequency to determined areas mangrove forests distribution. In addition, the intergration of Sentinel 1 VH band and modified Normalized Difference Water Index (mNDWI) shows great potential in identifying yearlong tidal and fresh water bodies, which can

not distribute of mangrove forests. Mangrove forests distribution maps were mapped at 30 m spatial resolution have accuracy greater than 93% when validated with ground reference data. This study has demonstrated the potential of using time series Landsat 8 OLI and Sentinel - 1 imagery in Google earth engine cloud computing platform to identify and map mangrove forests along the coastal zones in Viet Nam.

I. ĐẶT VẤN ĐỀ

Rừng ngập mặn là những khu rừng phân bố ở vùng đất ngập nước do tác động của thủy triều với một tập hợp đa dạng các loài cây tại vùng nhiệt đới và cận nhiệt đới giữa khoảng 30° vĩ Bắc đến 30° vĩ Nam (Giri *et al.*, 2011). Những khu rừng này cung cấp một loạt các dịch vụ hệ sinh thái là môi trường sống cho nhiều loài cá biển, giúp lọc nước, ổn định bờ biển, bảo tồn đa dạng sinh học và có vai trò quan trọng đối với ngành du lịch, giải trí (Giri *et al.*, 2015). Rừng ngập mặn là một trong những khu rừng giàu carbon nhất ở vùng nhiệt đới. Tuy nhiên, hệ sinh thái này lại là một trong những hệ sinh thái dễ bị tổn thương nhất trên Trái đất do sự tác động của con người và biến đổi khí hậu. Chỉ tính trong giai đoạn 1980 - 2005 đã có 20 - 35% diện tích rừng ngập mặn toàn cầu bị mất (Rahman *et al.*, 2013). Sự mất đi nhanh chóng của rừng ngập mặn khiến các nhà quản lý và nhà khoa học phải tiến hành các hoạt động kiểm kê và theo dõi sự phân bố của chúng. Từ đó, một số lượng đáng kể các công trình giám sát đã được thực hiện từ quy mô địa phương đến toàn cầu (Hamilton và Casey, 2016). Hầu hết các công trình đã công bố đều sử dụng phương pháp phân loại có kiểm định hoặc phi kiểm định để nghiên cứu xây dựng bản đồ hiện trạng rừng ngập mặn. Các phương pháp này có thể tạo ra các bản đồ rừng ngập mặn chính xác cho các vùng cụ thể tại thời điểm cụ thể, nhưng thường khó mở rộng ra các khu vực lớn hơn vào các thời điểm khác. Phần lớn các nghiên cứu được công bố dựa trên ảnh vệ tinh quang học có độ phân giải trung bình đến cao. Một số nghiên cứu dựa trên việc tích hợp ảnh

quang học và ảnh Radar (SAR), đã cho thấy, ảnh quang học và SAR có thể bổ sung cho nhau bằng cách kết hợp thông tin quang phổ và cấu trúc của rừng ngập mặn, qua đó khắc phục các vấn đề gây ra bởi mây và bóng mây trên ảnh quang học vốn rất thường gặp trên ảnh tại khu vực phân bố rừng ngập mặn. Đáng chú ý hơn cả là hai công trình xây dựng bản đồ rừng ngập mặn ở quy mô toàn cầu của Spalding *et al.* (2010) và Giri *et al.* (2011). Gần đây nhất, Hamilton và Casey (2016) công bố cơ sở dữ liệu toàn cầu về rừng ngập mặn liên tục từ năm 2000 đến 2012 bằng cách tích hợp bộ dữ liệu độ che phủ rừng toàn cầu do Hansen *et al.* (2013) xây dựng với các cơ sở dữ liệu phụ trợ khác. Những công trình nêu trên đã góp phần quan trọng trong việc nghiên cứu về phân bố, diện tích, đa dạng sinh học, trữ lượng carbon và các nỗ lực nhằm bảo tồn hệ sinh thái rừng ngập mặn trên thế giới. Nhưng những bản đồ nêu trên được xây dựng trên phạm vi toàn cầu, nên khi áp dụng tại Việt Nam nhiều khi không đầy đủ hoặc đã lỗi thời nên không phản ánh đúng sự phân bố không gian mới nhất của rừng ngập mặn ở Việt Nam.

Dữ liệu ảnh vệ tinh đa thời gian có thể cung cấp nhiều thông tin về hình thái hơn cho phân loại độ che phủ đất, và những lợi thế của chúng đã được kết luận trong các nghiên cứu gần đây (Dong *et al.*, 2016). Với số lượng ngày càng tăng của ảnh vệ tinh miễn phí như: Landsat và Sentinel, cùng với sự ra đời và phát triển của nền tảng điện toán đám mây của Google Earth Engine (GEE) cho phép kết hợp một kho lưu trữ lớn, miễn phí: ảnh viễn thám và các dữ liệu khác, được tối ưu hóa cho xử lý

các dữ liệu không gian địa lý. Các thuật toán được tích hợp trong GEE cho phép cung cấp một cách nhanh chóng và trực quan về kết quả của các phân tích không gian phức tạp đã thúc đẩy mạnh mẽ khả năng và triển vọng ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS vào nghiên cứu sự phân bố không gian của rừng ngập mặn trên thế giới nói chung và Việt Nam nói riêng.

Giai đoạn 2013 - 2016, Việt Nam thực hiện tổng điều tra, kiểm kê rừng trên phạm vi toàn quốc, tư liệu ảnh được sử dụng là Spot 5, Spot 6, Vnredsatsat 1 và áp dụng kỹ thuật giải đoán ảnh hưởng đối tượng tự động. Kết quả dự án đã thiết lập được bộ dữ liệu đầy đủ nhất từ trước tới nay về rừng chi tiết đến từng lô rừng trên cả nước trong đó có rừng ngập mặn. Tuy nhiên, cũng như các công trình nghiên cứu trên thế giới, trong dự án này, ảnh đa thời gian đã không được sử dụng. Mặt khác, thời gian thực hiện dự án kéo dài đã phần nào ảnh hưởng đến kết quả. Do đó, xây dựng một phương pháp cho phép nhanh chóng xác định phạm vi phân bố rừng ngập mặn tại Việt Nam trong một thời gian nhất định vẫn đang được đặt ra.

Mục tiêu của nghiên cứu này là kế thừa các công trình đã công bố kết hợp với các điều kiện cụ thể nhằm xây dựng phương pháp xác định phạm vi phân bố rừng ngập mặn dựa trên đặc điểm hình thái thông qua phân tích ảnh Landsat - 8 và Sentinel - 1 đa thời gian tại Việt Nam.

II. TƯ LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Khu vực nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu bao gồm các hệ sinh thái rừng ngập mặn tại Việt Nam được Phan Nguyên Hồng (1999), chia thành 4 khu vực dựa vào yếu tố địa lý: (1) Ven biển Đông Bắc, từ mũi Ngọc đến mũi Đồ Sơn; (2) Ven biển đồng bằng Bắc bộ, từ mũi Đồ Sơn đến mũi Lạch Trường; (3) Ven biển Trung bộ, từ mũi Lạch Trường đến mũi Vũng Tàu; (4) Ven biển Nam bộ, từ mũi Vũng Tàu đến mũi Nãi - Hà

Tiên. Hiện nay, rừng ngập mặn tại Việt Nam phân bố ở 27 tỉnh/thành phố: Quảng Ninh, Thành phố Hải Phòng, Thái Bình, Nam Định, Ninh Bình, Thanh Hóa, Nghệ An, Hà Tĩnh, Quảng Bình, Quảng Trị, Thừa Thiên Huế, Quảng Nam, Quảng Ngãi, Bình Định, Khánh Hòa, Bình Thuận, Đồng Nai, Bà Rịa - Vũng Tàu, Thành phố Hồ Chí Minh, Long An, Tiền Giang, Bến Tre, Trà Vinh, Kiên Giang, Sóc Trăng, Bạc Liêu và Cà Mau.

2.2. Tư liệu sử dụng trong nghiên cứu

2.2.1. Ảnh Landsat 8 OLI

Ảnh Landsat 8 OLI được khai thác từ bộ sưu tập: USGS Landsat 8 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance, chụp giai đoạn 2016 - 2018, xử lý đến mức T1 trên GEE.

2.2.2. Ảnh Sentinel - 1

Ảnh Sentinel 1 được khai thác từ bộ sưu tập: Sentinel - 1 SAR GRD: C - band Synthetic Aperture Radar, chụp giai đoạn 2016 - 2018, xử lý đến mức 1 - GRD trên GEE.

2.2.3. Mô hình số độ cao

Mô hình số độ cao (DEM) được khai thác từ bộ sưu tập SRTM Digital Elevation Data 30 m, độ phân giải không gian: 30 m.

2.2.4. Tư liệu bản đồ

Kế thừa hệ thống bản đồ rừng ngập mặn và đất quy hoạch để phát triển rừng ngập mặn Việt Nam từ kết quả kiểm kê rừng để xác định phạm vi khu vực có thể phân bố rừng ngập mặn.

2.2.5. Dữ liệu điều tra thực địa để đánh giá độ chính xác bản đồ tạo ra theo phương pháp đề xuất

Tác giả đã thu thập số liệu tại 3.230 điểm có/không có rừng ngập mặn tại Việt Nam trong năm 2018 bằng cách kết hợp giữa kết quả khảo sát thực địa, ảnh Google earth (GE) độ phân giải cao, bản đồ kết quả kiểm kê rừng.

Trong đó, lựa chọn 1.172 điểm nằm trên địa phận: tỉnh Nam Định (219 điểm), Thành phố Hồ Chí Minh (218 điểm) và tỉnh Cà Mau (735 điểm) để kiểm chứng độ chính xác của bản đồ tạo ra; các điểm còn lại (2.058) điểm sử dụng để xác định ngưỡng các chỉ số từ ảnh nhằm xây dựng bản đồ phân bố rừng ngập mặn.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

Việc thực hiện các thuật toán lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn ở quy mô khu vực là một nhiệm vụ khó khăn, vì nhiều yếu tố có thể ảnh hưởng đến độ chính xác của phân loại. Tuy nhiên, các khu vực mà rừng ngập mặn không có khả năng phân bố có thể được loại trừ (Long và Giri, 2011). Thực tế, rừng ngập mặn chỉ phân bố ở các khu vực cửa sông, ven biển. Những khu vực có độ cao và độ dốc quá lớn, khu vực đất đã xây dựng nhà cửa, đất không bị ngập nước cũng như khu vực bị ngập nước quanh năm sẽ không có rừng ngập mặn. Từ đó, phương pháp xây dựng bản đồ phân bố rừng ngập mặn được nghiên cứu thực hiện theo 2 bước cơ bản: (1) Xác định khu vực phân bố rừng ngập mặn theo chỉ số về độ xanh, độ tàn che và độ ngập triều; (2) Tinh chỉnh bản đồ phân bố rừng ngập mặn theo phương pháp loại trừ.

Mỗi cảnh ảnh sau khi lọc mây bằng thuật toán áp dụng trên kênh BQA, được tính toán bốn chỉ số: Chỉ số thực vật khác biệt chuẩn hóa (NDVI) (Tucker, 1979), Chỉ số thực vật tăng cường (EVI) (Huete *et al.*, 2002), Chỉ số nước mặt đất (LSWI) (Gao, 1996), và chỉ số nước khác biệt biến đổi (mNDWI) (Xu, 2006) bằng các phương trình tương ứng từ (2.1) đến (2.4).

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + \rho_{red}} \quad (2.1)$$

$$EVI = 2.5 \times \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + 6 \times \rho_{red} - 7.5 \times \rho_{blue} + 1} \quad (2.2)$$

$$LSWI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR}} \quad (2.3)$$

$$mNDWI = \frac{\rho_{green} - \rho_{SWIR}}{\rho_{green} + \rho_{SWIR}} \quad (2.4)$$

Tất cả các công đoạn xử lý ảnh Landsat 8 OLI, Sentinel - 1, mô hình số độ cao và các công đoạn tính toán của nghiên cứu này được thực hiện trên cửa sổ Code editor trên nền tảng điện toán đám mây của Google earth engine (GEE) bằng ngôn ngữ lập trình JavaScript.

2.3.1. Xác định khu vực phân bố rừng ngập mặn theo độ xanh, độ tàn che và độ ngập triều

Rừng ngập mặn là một hệ sinh thái độc đáo vì chúng chỉ gồm các loài cây thường xanh, phân bố ở cửa sông và bờ biển, nơi thường xuyên bị ngập nước do thủy triều. Do đó, một hệ sinh thái được coi là rừng ngập mặn khi đáp ứng tối thiểu ba điều kiện: (1) là tập hợp các cây thường xanh; (2) đạt được một độ tàn che nhất định đảm bảo tiêu chí thành rừng; (3) thường xuyên bị ngập do hoạt động của thủy triều. Dữ liệu Landsat 8 OLI đa thời gian được sử dụng để xác định ba đặc điểm này của hệ sinh thái rừng ngập mặn. Để tiện cho việc theo dõi, tác giả gọi chỉ số trên ảnh sử dụng để xác định thực vật thường xanh là độ xanh, sử dụng để xác định độ tàn che là độ tàn che, sử dụng để xác định khu vực bị ngập do ảnh hưởng của thủy triều là độ ngập triều. Các chỉ số về: độ xanh, độ tàn che, độ ngập triều của từng cảnh ảnh được xác định như sau:

- Tiêu chí của LSWI > 0 và EVI > 0,2 được Xiao *et al.*, 2009 sử dụng để lập bản đồ phân bố thực vật thường xanh ở vùng nhiệt đới châu Mỹ, châu Phi và châu Á. Do đó, tác giả sử dụng tiêu chí này để xác định độ xanh (Greenness) của rừng ngập mặn tại Việt Nam.

- Kết quả nghiên cứu của Chen *et al.*, (2017) cho rừng ngập mặn tại Trung Quốc cho thấy phần lớn các điểm có giá trị NDVI và LSWI lớn hơn 0,3 là rừng. Do đó, NDVI > 0,3 và LSWI > 0,3 được sử dụng làm tiêu chí để xác định độ tàn che (Canopy) đảm bảo tiêu chí thành rừng của rừng ngập mặn.

- Hai tiêu chí $LSWI \geq EVI$ hoặc $LSWI \geq NDVI$ được Dong *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2016 sử dụng để lập bản đồ lúa nước và đất ngập nước. Do đó $LSWI \geq EVI$ hoặc $LSWI \geq NDVI$ được sử dụng làm tiêu chuẩn xác định độ ngập triều (Inundation) trên từng cảnh ảnh.

Do sự thay đổi liên tục của thủy triều có ảnh hưởng đến hình thái của rừng ngập mặn (*sự thay đổi độ xanh, độ tàn che do bị ngập nước ảnh hưởng đến đặc điểm của rừng khi quan sát trên ảnh và cả trên thực địa theo thời gian*) dẫn đến các chỉ số về: độ xanh, độ che phủ tán, độ ngập triều tại một vị trí cụ thể có thể rất khác nhau trên các ảnh đa thời gian. Vì vậy, để nâng cao độ chính xác, thay vì chỉ số, tác giả sử dụng tần số độ xanh, tần số độ che phủ tán, tần số độ ngập triều để xác định phân bố rừng ngập mặn theo phương pháp của Dong *et al.* (2016). Cụ thể:

- Với mỗi cảnh ảnh, xác định khu vực thoả mãn tiêu chí về độ xanh, độ tàn che và độ ngập triều, trường hợp xác định khu vực thoả mãn tiêu chí về độ xanh theo công thức (2.5).

$$Greenness = \begin{cases} 1 & LSWI > 0 \text{ and } EVI > 0.2 \\ 0 & \text{Other values} \end{cases} \quad (2.5)$$

- Tính toán tần số độ xanh theo công thức (2.6).

$$F_{Greenness} = \frac{\sum N_{Greenness}}{\sum N_{Total} - \sum N_{Bad}} \times 100 \quad (2.6)$$

Trong đó $F_{Greenness}$ là tần số độ xanh (%), $N_{Greenness}$ là số quan sát với: $LSWI > 0$ và $EVI > 0,2$; N_{Total} là tổng số quan sát, N_{Bad} là số lượng các quan sát không tốt (mây, bóng mây) (Dong *et al.*, 2016). Ảnh tần số độ tàn che (F_{Canopy}) và tần số ngập triều ($F_{Inundation}$) được tạo ra bằng cách sử dụng các tiêu chí: ($NDVI > 0.3$ và $LSWI > 0.3$); ($LSWI \geq EVI$ hoặc $LSWI \geq NDVI$) tương ứng.

Việc xác định ngưỡng tần số độ xanh, tần số độ tàn che và tần số ngập triều là bước quan trọng trong việc lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn. Do ảnh hưởng của nước, những khu vực

rừng ngập mặn thường xuyên bị ngập có giá trị phổ yếu về độ xanh và độ tàn che, nhưng tín hiệu độ ngập triều lại mạnh và ngược lại. Mặt khác, khu vực có tán cây càng dày thì khả năng nước được quan sát trên ảnh càng thấp. Dẫn đến, tần số độ xanh, tần số độ che phủ tán, tần số độ ngập triều có quan hệ với độ dày, thưa (mật độ) của tán rừng ngập mặn. Theo Jensen *et al.* (1991), mật độ tán rừng có thể biểu diễn bằng NDVI trung bình. Do vậy, tác giả sử dụng mối quan hệ giữa tần số độ xanh, tần số độ che phủ tán, tần số độ ngập triều với NDVI trung bình trong giai đoạn tính để xác định các ngưỡng tần số phù hợp nhằm xây dựng bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại Việt Nam. Vì tần số độ xanh, tần số độ che phủ tán luôn đồng biến với nhau và nghịch biến với tần số độ ngập triều. Nên tác giả sử dụng tần số độ ngập triều biến đổi ($mF_{Inundation}$) được xác định bằng 100 trừ đi tần số độ ngập triều tính toán được thay cho tần số độ ngập triều để xác định ngưỡng. Cụ thể việc xác định ngưỡng các tần số để lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn như sau: Tại mỗi vị trí điểm sử dụng để xác định ngưỡng các chỉ số trong giai đoạn tính toán, xác định: giá trị NDVI, $F_{Greenness}$, F_{Canopy} , $mF_{Inundation}$ tương ứng từ ảnh NDVI trung bình, ảnh tần số độ xanh, ảnh tần số độ che phủ tán và ảnh tần số độ ngập triều biến đổi. Từ bảng dữ liệu xây dựng được, tính toán:

- Trung bình ($NDVI_{Mean}$) và sai tiêu chuẩn (S_{NDVI}) giá trị NDVI của các điểm có rừng. Từ đó, ngưỡng giá trị NDVI các điểm có rừng xác định:

$$NDVI_{CoRung} \geq NDVI_{Mean} - 2 * S_{NDVI} \quad (2.7)$$

- Phân chia và tính trung bình giá trị: NDVI, $F_{Greenness}$, F_{Canopy} , $mF_{Inundation}$ của các điểm có rừng và không có rừng theo khoảng giá trị của NDVI, với khoảng giá trị NDVI là 0,1. Sau đó, tính tần số tổng hợp xác định vị trí phân bố rừng theo công thức:

$$F_{TOTAL} = (F_{Greenness} \times F_{Canopy} \times mF_{Inundation})^{1/3} \quad (2.8)$$

- Thiết lập mối quan hệ giữa NDVI với F_{TOTAL} để xác định ngưỡng giá trị F_{TOTAL} nhỏ nhất là ngưỡng tổng hợp của các cần số để xác định vị trí phân bố rừng ngập mặn.

2.3.2. Phương pháp tính chỉnh bản đồ phân bố rừng ngập mặn

Xác định khu vực tiềm năng phân bố rừng ngập mặn từ bản đồ kết quả kiểm kê rừng

Gộp toàn bộ diện tích đất có rừng và đất quy hoạch trồng rừng ngập mặn trên bản đồ kết quả kiểm kê rừng và buffer ra 500 m để xây dựng khu vực tiềm năng phân bố rừng ngập mặn theo phương pháp đã được sử dụng để lập bản đồ rừng ngập mặn dọc theo bờ biển Kenya của Kirui và đồng tác giả (2013).

Xác định khu vực tiềm năng phân bố rừng ngập mặn căn cứ vào điều kiện địa hình

Các kết quả nghiên cứu cho thấy, rừng ngập mặn trên thế giới được phân bố ở các khu vực có độ cao từ - 5 m đến 20 m trên mực nước biển và độ dốc dưới 10. Tiêu chí này được sử dụng để phân định các vị trí tiềm năng của rừng ngập mặn theo địa hình.

Xác định khu vực đất đã xây dựng nhà cửa, đất không bị ngập nước không có rừng ngập mặn

Đất đã xây dựng, đất không bị ngập nước thường có giá trị LSWI thấp (Xiao *et al.*, 2005). Bản đồ tần số của chỉ số LSWI < 0 được tạo ra bằng phương pháp tương tự theo công thức (2.5) và (2.6). Một điểm ảnh có giá trị tần số (LSWI < 0) $> 50\%$ được phân loại là Đất đã xây dựng hoặc đất không bị ngập nước (Qin *et al.*, 2015) được xác định là không có rừng ngập mặn.

Xác định khu vực ngập nước quanh năm không có rừng ngập mặn

Dọc theo bờ biển, có một số lượng đáng kể các khu vực ngập nước gần như quanh năm (ao nuôi trồng thủy sản, sông...). Có thể xác định những khu vực này dựa vào kênh VH trên ảnh Sentinel - 1 với ngưỡng $VH < -19$ (Chen *et al.*,

2017). Tuy nhiên, một số đối tượng như: bãi cát, bề mặt không thấm nước... cũng có $HV < -19$. Những đối tượng này có thể xác định bởi chỉ số mNDWI (Rokni *et al.*, 2014). Mặt khác, ngưỡng giá trị mNDWI > 0 được Xu (2006) sử dụng để lập bản đồ nước mặt. Bản đồ tần số với ngưỡng giá trị $VH < -19$ và mNDWI > 0 được xây dựng từ ảnh Sentinel - 1 và Landsat 8 OLI với phương pháp tương tự theo công thức (2.5) và (2.6). Cuối cùng, sử dụng tần số ($F_{VH < -19} > 80\%$ và $F_{mNDWI > 0} > 10\%$) để xác định khu vực ngập nước quanh năm không có phân bố rừng ngập mặn.

2.3.3. Đánh giá độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn

Bản đồ phân bố rừng ngập mặn tạo ra từ kết quả nghiên cứu có 2 giá trị thuộc tính: khu vực có rừng (giá trị thuộc tính là 1), khu vực không có rừng (giá trị thuộc tính là 0). Mỗi điểm kiểm chứng thực địa được xác định giá trị thuộc tính từ bản đồ phân bố rừng ngập mặn. Từ đó, đánh giá độ chính xác của bản đồ bằng độ chính xác tổng thể và chỉ số Kappa (K).

III. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả xác định ngưỡng các chỉ số trên ảnh

3.1.1. Ngưỡng giá trị NDVI trung bình

Kết quả xác định giá trị NDVI tại 2.058 điểm sử dụng để xác định ngưỡng các chỉ số (1.709 điểm có rừng; 349 điểm không có rừng) và tính toán giá trị: $NDVI_{Mean}$ và S_{NDVI} cho thấy: các điểm có rừng, có giá trị $NDVI_{Mean}$ bằng 0,43 và S_{NDVI} bằng 0,14. Từ đó, theo công thức (2.7), ngưỡng $NDVI_{CoRung} \geq 0,17$ là ngưỡng xác định khu vực có rừng trên ảnh NDVI trung bình.

3.1.2. Ngưỡng tần số tổng hợp (F_{TOTAL})

Kết quả tính trung bình giá trị: NDVI, $F_{Greenness}$, F_{Canopy} , $mF_{Inundation}$, F_{TOTAL} của các điểm có rừng và không có rừng theo khoảng giá trị của NDVI được tập hợp tại bảng 1.

Bảng 1. Kết quả tính trung bình giá trị: NDVI, FGreenness, FCanopy, mFInundation, FTOTAL của các điểm mẫu theo khoảng giá trị của NDVI

Ngưỡng NDVI	NDVI _{Mean}	F _{Greenness}	F _{Canopy}	mF _{Inundation}	F _{TOTAL}
(- 0,4) - (- 0,3)	- 0,32	0,01	0,00	0,34	0,00
(- 0,3) - (- 0,2)	- 0,24	0,83	0,38	0,83	0,64
(- 0,2) - (- 0,1)	- 0,14	3,78	2,18	2,60	2,78
(- 0,1) - (0)	- 0,05	11,44	7,20	9,14	9,10
0 - 0,1	0,06	22,96	15,10	15,91	17,67
0,1 - 0,2	0,16	38,55	25,93	23,05	28,45
0,2 - 0,3	0,26	56,54	38,14	29,74	40,02
0,3 - 0,4	0,35	74,61	55,10	38,59	54,14
0,4 - 0,5	0,45	89,37	71,13	57,34	71,43
0,5 - 0,6	0,55	97,18	88,80	75,53	86,70
0,6 - 0,7	0,62	99,47	96,46	84,20	93,13

Từ bảng 1 mối quan hệ giữa F_{TOTAL} với NDVI_{Mean} xác định được như sau:

$$F_{TOTAL} = 89,08 * (NDVI_{Mean})^2 + 78,759 * NDVI_{Mean} + 14,105 (r^2 = 0,9959)$$

Từ phương trình thiết lập được, với NDVI_{CoRung} ≥ 0,17 thì F_{TOTAL} > 30,1 là ngưỡng chỉ số tổng hợp F_{TOTAL} xác định vị trí phân bố rừng ngập mặn từ các chỉ số trên ảnh.

3.2. Kết quả đánh giá độ chính xác bản đồ

Căn cứ vào các ngưỡng xác định được, theo phương pháp đề xuất tiến hành xây dựng bản

đồ phân bố rừng ngập mặn tại Việt Nam và sử dụng 1.172 điểm (935 điểm có rừng, 237 điểm không có rừng) nằm trên địa phận: tỉnh Nam Định (219 điểm: có rừng 151 điểm, không có rừng: 68 điểm), Thành phố Hồ Chí Minh (218 điểm: có rừng 191 điểm, không có rừng 27 điểm) và tỉnh Cà Mau (735 điểm: có rừng 593 điểm, không có rừng 142 điểm) để kiểm chứng độ chính xác của bản đồ tạo ra. Kết quả kiểm chứng độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại 3 địa điểm nêu trên được thể hiện tại các bảng 2, 3 và 4.

Bảng 2. Kết quả kiểm chứng độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại tỉnh Nam Định

Đánh giá		Điểm trên bản đồ			Độ chính xác (%)	K
		Có rừng	Không có rừng	Tổng		
Điểm điều tra	Có rừng	139	12	151	92,1	
	Không có rừng	3	65	68	95,6	
	Tổng	142	77	219	93,2	0,85

Bảng 3. Kết quả kiểm chứng độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại Thành phố Hồ Chí Minh

Đánh giá		Điểm trên bản đồ			Độ chính xác (%)	K
		Có rừng	Không có rừng	Tổng		
Điểm điều tra	Có rừng	187	4	191	97,9	
	Không có rừng	1	26	27	96,3	
	Tổng	188	30	218	97,7	0,90

Bảng 4. Kết quả kiểm chứng độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại tỉnh Cà Mau

Đánh giá		Điểm trên bản đồ			Độ chính xác (%)	K
		Có rừng	Không có rừng	Tổng		
Điểm điều tra	Có rừng	569	24	593	96,0	
	Không có rừng	27	115	142	81,0	
	Tổng	596	139	735	93,1	0,78

Kết quả kiểm chứng cho thấy, các bản đồ phân bố rừng ngập mặn tạo ra có độ chính xác tương đối cao:

- Độ chính xác tổng thể đạt từ 93,1% (tại Cà Mau) đến 97,7% (tại Thành phố Hồ Chí Minh) và hệ số Kappa đạt từ 0,78 đến 0,90. Trong đó, độ chính xác xác định vị trí có rừng đạt từ 92,1% (tại Nam Định) đến 97,9% (tại Thành phố Hồ Chí Minh), độ chính xác xác định vị trí không có rừng đạt từ 81,0% (tại Cà Mau) đến 96,3% (tại Thành phố Hồ Chí Minh).

- Xếp theo độ chính xác tổng thể và hệ số Kappa, bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại Thành phố Hồ Chí Minh có độ chính xác cao nhất, tiếp theo đến tỉnh Nam Định và tỉnh Cà Mau.

3.3. Thảo luận

Kế thừa các kết quả đã công bố, nghiên cứu này phát triển một thuật toán sử dụng tư liệu ảnh: Landsat 8 OLI, Sentinel - 1 đa thời gian để xác định phạm vi phân bố rừng ngập mặn dựa trên các tính năng độc đáo của nó. Việc tích hợp dữ liệu quang học Landsat 8 OLI và Sentinel - 1 SAR đã bổ sung cho nhau, làm tăng khả năng thu thập thông tin về đặc điểm quang phổ và cấu trúc của rừng ngập mặn. Đặc biệt, dữ liệu Sentinel - 1 rất hữu ích vì nó có độ phân giải không gian cao hơn và ít bị ảnh hưởng bởi lớp phủ mây so với ảnh Landsat 8 OLI. Xác định phạm vi phân bố rừng ngập mặn dựa trên ảnh Landsat 8 OLI đa thời gian giảm đáng kể sai số phân loại do tác động của thủy triều đến chỉ số thực vật trên ảnh (Wu *et al.*, 2013). Để giảm tác động của thủy triều, một số nghiên cứu đã sử dụng dữ liệu vệ tinh

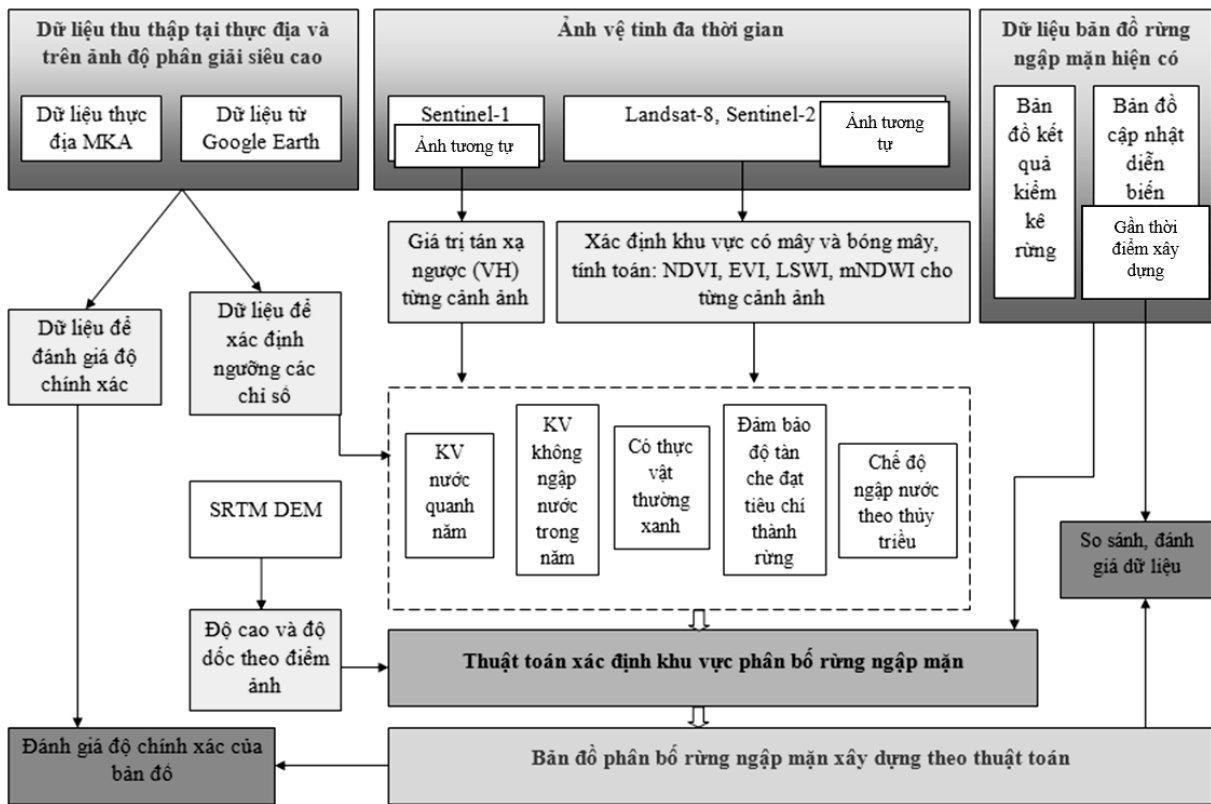
thu được trong thời gian thủy triều thấp để lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn (Nayak và Bahuguna, 2001). Tuy nhiên, khai thác được ảnh đảm bảo chất lượng trên phạm vi rộng trong điều kiện ngập triều thấp là vấn đề đặt ra.

Loại trừ là một phương pháp đơn giản để tinh chỉnh bản đồ phân bố rừng ngập mặn sau khi đã được xây dựng từ các chỉ số trên ảnh. Trong đó, khu vực tiềm năng phân bố rừng ngập mặn được xác định từ bản đồ kết quả kiểm kê rừng đã được kiểm chứng tốt tại thực tế và có độ chính xác cao. Mặt khác, tiêu chí về ngưỡng độ cao, độ dốc cũng được áp dụng vì rừng ngập mặn chỉ xuất hiện ở các vùng đất ngập nước, có địa hình tương đối bằng phẳng. Cuối cùng, các khu vực đất đã xây dựng nhà cửa, đất không bị ngập nước, đất ngập nước quanh năm được xác định và loại trừ khỏi bản đồ vì chúng không có khả năng phân bố rừng ngập mặn. Ngưỡng cho các tiêu chí này tương tự hoặc giống với các nghiên cứu trước đây đã công bố.

Một số khu vực có thực vật thường xanh, nằm trong đề ở miền Bắc nước ta có thể bị phân loại nhầm thành rừng ngập mặn vì các điểm ảnh này cũng là hỗn hợp của thảm thực vật thường xanh và nước. Để loại bỏ chúng, nghiên cứu đã sử dụng lớp ranh giới lô rừng ngập mặn và đất quy hoạch trồng rừng ngập mặn để giới hạn. Tuy nhiên, một cách tổng quát để loại bỏ hiện tượng này cần có ranh giới đề biển hoặc xây dựng một tiêu chí xác định khu vực bị ngập do nước biển mà trong nghiên cứu này chưa thực hiện được.

Từ kết quả nghiên cứu, bản đồ phân bố rừng ngập mặn có thể được xây dựng từ ảnh Landsat 8 OLI, Sentinel 1, Sentinel 2 hoặc các

loại ảnh vệ tinh tương tự trên nền tảng điện toán đám mây của Google earth engine theo phương pháp tại sơ đồ 1.



Hình 1. Sơ đồ quá trình xây dựng bản đồ phân bố rừng ngập mặn

Khoảng thời gian sử dụng để xây dựng bản đồ quá dài (trong nghiên cứu là 3 năm từ 2016 đến 2018) có thể ảnh hưởng đến độ chính xác của các bản đồ phân bố rừng ngập mặn tạo ra. Bằng việc thực hiện tương tự, nhưng chỉ tiến

hành trong năm 2018 (năm các điểm mẫu được xác định), kết quả kiểm tra độ chính xác được thực hiện tương tự như bảng 2, 3, 4 được tổng hợp tại bảng 5.

Bảng 5. Kết quả kiểm chứng độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại 3 khu vực với ảnh khai thác trong năm 2018

Trạng thái	Độ chính xác (%)			Hệ số Kappa		
	Nam Định	Thành phố Hồ Chí Minh	Cà Mau	Nam Định	Thành phố Hồ Chí Minh	Cà Mau
Có rừng	92,7	97,9	96,6	0,86	0,90	0,88
Không có rừng	95,6	96,3	93,7			
Tổng hợp	93,6	97,7	96,1			

Kết quả kiểm chứng cho thấy, các bản đồ phân bố rừng ngập mặn tạo ra khi ảnh chỉ khai thác trong năm 2018 có độ chính xác lớn hơn hoặc bằng so với khi khai thác ảnh trong thời gian

dài từ 2016 - 2018. Cụ thể: Độ chính xác tổng thể đạt từ 93,6% (tại Nam Định) đến 97,7% (tại Thành phố Hồ Chí Minh) và hệ số Kappa đạt từ 0,86 đến 0,90. Trong đó, độ chính xác

xác định vị trí có rừng đạt từ 92,7% (tại Nam Định) đến 97,9% (tại Thành phố Hồ Chí Minh), độ chính xác xác định vị trí không có rừng đạt từ 93,7% (tại Cà Mau) đến 96,3% (tại Thành phố Hồ Chí Minh). Xếp theo độ chính xác tổng thể và hệ số Kappa, bản đồ phân bố rừng ngập mặn tại Thành phố Hồ Chí Minh có độ chính xác cao nhất, tiếp theo đến tỉnh Cà Mau và tỉnh Nam Định. Sự khác biệt về kết quả đặc biệt tại tỉnh Cà Mau có thể giải thích như sau:

Rừng ngập mặn tại Thành phố Hồ Chí Minh trong những năm được quản lý, bảo vệ rất chặt chẽ và qua hầu như không có sự biến động nên việc xác định phân bố rừng theo chuỗi thời gian dài hay ngắn không ảnh hưởng đến kết quả. Tại tỉnh Nam Định, trong những năm qua hoạt động trồng mới rừng được triển khai thực hiện, có ảnh hưởng đến kết quả xác định phạm vi phân bố rừng ngập mặn nhưng không lớn. Tỉnh Cà Mau, do hiện tượng khai thác và trồng lại rừng ngập mặn diễn ra trên diện rộng, dẫn đến nhiều điểm mẫu tại thời điểm năm 2018 không có rừng nhưng năm 2017 hoặc 2016 vẫn có rừng, điều này đã ảnh hưởng đến kết quả đánh giá và độ chính xác của bản đồ tạo ra. Cụ thể là độ chính xác trong việc xác định vị trí không có rừng có độ chính xác thấp (81,0%) - Bảng 4.

Do phạm vi phân bố rộng của rừng ngập mặn dọc theo bờ biển và sự phân mảnh cao gây ra do mức độ tác động của con người, nên việc lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn chính xác ở

Việt Nam là một nhiệm vụ tương đối khó khăn. Tùy theo điều kiện cụ thể từng khu vực để lựa chọn ngưỡng giá trị trên ảnh và thời gian lấy ảnh phù hợp nhằm nâng cao độ chính xác của bản đồ phân bố rừng ngập mặn.

IV. KẾT LUẬN

Rừng ngập mặn có vai trò quan trọng về sinh thái, kinh tế và xã hội. Các thuật toán phân loại hiệu quả là rất cần thiết để giám sát chúng trên diện rộng. Sự ra đời và phát triển của nền tảng điện toán đám mây của Google Earth Engine (GEE) cho phép kết hợp một kho lưu trữ lớn, miễn phí: ảnh viễn thám đa thời gian và các dữ liệu khác, được tối ưu hóa cho xử lý các dữ liệu không gian địa lý. Các thuật toán được tích hợp trong GEE cho phép cung cấp một cách nhanh chóng và trực quan về kết quả của các phân tích không gian phức tạp đã thúc đẩy mạnh mẽ khả năng và triển vọng ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS để lập bản đồ các khu rừng ngập mặn.

Bằng cách kế thừa các nghiên cứu đã công bố kết hợp với các điều kiện cụ thể tại Việt Nam, phương pháp sử dụng tần số xanh, độ che phủ tán và tần số ngập triều từ ảnh Landsat 8 OLI, Sentinel - 1 đa thời gian và các dữ liệu phụ trợ đã xây dựng được bản đồ phân bố rừng ngập mặn đáng tin cậy tại Việt Nam.

Nghiên cứu này đã chứng minh tiềm năng sử dụng ảnh đa thời gian cho việc lập bản đồ phân bố rừng ngập mặn ở Việt Nam.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Chen. B, Xiao. X, Li. X, Pan. L, Doughty. R, Ma. J, Dong. J, Qin. Y, Zhao. B, Wu. Z, Sun. R, Lan. G, Xie. G, Clinton. N, Giri. C, 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. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, No 131, pp104 - 120.
2. Dong. J, Xiao. X, Menarguez. MA, Zhang. G, Qin. Y, Thau. D, Biradar. C, Moore. B, 2016. Mapping paddy rice planting area in Northeastern Asia with Landsat 8 images, phenology - based algorithm and Google Earth Engine. *Remote Sensing. Environ*, No 185, pp 142 - 154.
3. Gao. B, 1996. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ*. 58 (1996), 257 - 266.

4. Giri. C, Long. J, Abbas. S, Murali. RM, Qamer. FM, Pengra. B, Thau. D, 2015. Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. *Environ Manage*, No 148, pp 101 - 111.
5. Giri. C, Ochieng. E, Tieszen. LL, Zhu. Z, Singh. A, Loveland. T, Masek. J, Duke. N, 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr*, No 20, pp 154 - 159.
6. Hamilton. SE, Casey. D, 2016. Creation of a high spatio - temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC - 21). *Global Ecol. Biogeogr*, No 25, pp 729 - 738.
7. Hansen. MC, Potapov. PV, Moore. R, Hancher. M, Turubanova. SA, Tyukavina. A, Thau. D, Stehman. SV, Goetz. SJ, Loveland. TR, Kommareddy. A, Egorov. A, Chini. L, Justice. CO, Townshend. JRG, 2013. High - resolution global maps of 21st - century forest cover change. *Science*, No 342, pp 850 - 853.
8. Huete. A, Didan. K, Miura. T, Rodriguez. EP, Gao. X, Ferreira. LG, 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ*. No 83, pp 195 - 213.
9. Kirui. KB, Kairo. JG, Bosire. J, Viergever. KM, Rudra. S, Huxham. M, Briers. RA, 2013. Mapping of mangrove forest land cover change along the Kenya coastline using Landsat imagery. *Ocean Coast Manage*, No 83, pp 19 - 24.
10. Long. JB, Giri. C, 2011. Mapping the Philippines' mangrove forests using landsat imagery. *Sensors* No 11, pp 2972 - 2981.
11. Nayak. S, Bahuguna. A, 2001. Application of remote sensing data to monitor mangroves and other coastal vegetation of India. *Indian Journal of Marine Sciences*. No 30, pp 195 - 213.
12. Qin. Y, Xiao. X, Dong. J, Zhou. Y, Zhu. Z, Zhang. G, Du. G, Jin. C, Kou. W, Wang. J, Li. X, 2015. Mapping paddy rice planting area in cold temperate climate region through analysis of time series Landsat 8 (OLI), Landsat 7 (ETM+) and MODIS imagery. *ISPRS J. Photogramm*, No 105, pp 220 - 233.
13. Rahman. AF, Dragoni. D, Didan. K, Barreto - Munoz. A, Hutabarat. JA, 2013. Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed - pixel analyses of high - fidelity MODIS data. *Remote Sens. Environ*, No 130, pp 96 - 107.
14. Spalding. M, Kainuma. M, Collins. L, 2010. World atlas of mangroves. In: *World Atlas of Mangroves*. Routledge.
15. Tucker. CJ, 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ*, No 8, pp 127 - 150.
16. Wu. P, Zhang. J, Ma. Y, Li. X, 2013. Remote sensing monitoring and analysis of the changes of mangrove resource in China in the past 20 years. *Adv. Mar. Sci.*, 406 - 414.
17. Xiao. X, Biradar. CM, Czarnecki. C, Alabi. T, Keller. M, 2009. A simple algorithm for large - scale mapping of evergreen forests in tropical America, Africa and Asia. *Remote Sens*. 1, 355 - 374.
18. Xiao. X, Boles. S, Liu. J, Zhuang. D, Frolking. S, Li. C, Salas. W, BM, 2005. Mapping paddy rice agriculture in Southern China using multi - temporal MODIS images. *Remote Sens Environ*. 95, 480 - 492.
19. Xu. H, 2006. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *Int. J. Remote Sens*. 27, 3025 - 3033.
20. Zhou. Y, Xiao. X, Qin. Y, Dong. J, Zhang. G, Kou. W, Jin. C, Wang. J, Li. X, 2016. Mapping paddy rice planting area in rice - wetland coexistent areas through analysis of Landsat 8 OLI and MODIS images. *Int. J. Appl. Earth Obs*. 46, 1 - 12.

Email tác giả chính: phamvandung@gmail.com

Ngày nhận bài: 20/03/2019

Ngày phản biện đánh giá và sửa chữa: 24/03/2019

Ngày duyệt đăng: 01/04/2019