

TẠP CHÍ

KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN

Vietnam Journal of Hydro - Meteorology

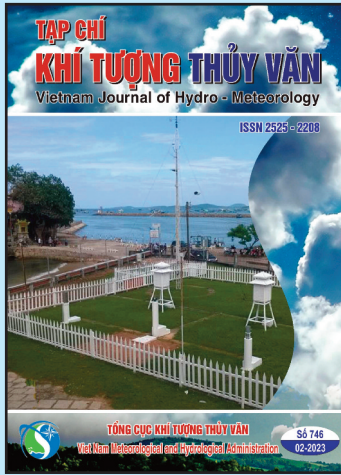
ISSN 2525 - 2208



TỔNG CỤC KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN
Viet Nam Meteorological and Hydrological Administration

Số 746

02-2023



Q. TÔNG BIÊN TẬP

PGS. TS. Đoàn Quang Trí

- | | |
|------------------------------|-----------------------------|
| 1. GS. TS. Trần Hồng Thái | 14. PGS. TS. Mai Văn Khiêm |
| 2. GS. TS. Trần Thực | 15. PGS. TS. Nguyễn Bá Thủy |
| 3. GS. TS. Mai Trọng Nhuận | 16. TS. Tổng Ngọc Thanh |
| 4. GS. TS. Phan Văn Tân | 17. TS. Đinh Thái Hưng |
| 5. GS. TS. Nguyễn Kỳ Phùng | 18. TS. Võ Văn Hòa |
| 6. GS. TS. Phan Đình Tuấn | 19. TS. Nguyễn Đắc Đồng |
| 7. GS. TS. Nguyễn Kim Lợi | 20. GS. TS. Kazuo Saito |
| 8. PGS. TS. Nguyễn Văn Thắng | 21. GS. TS. Jun Matsumoto |
| 9. PGS. TS. Dương Văn Khảm | 22. GS. TS. Jaecheol Nam |
| 10. PGS. TS. Dương Hồng Sơn | 23. TS. Keunyoung Song |
| 11. TS. Hoàng Đức Cường | 24. TS.. Lars Robert Hole |
| 12. TS. Bạch Quang Dũng | 25. TS. Sooyoul Kim |
| 13. PGS. TS. Đoàn Quang Trí | |

Giấy phép xuất bản

Số: 225/GP-BTTTT - Bộ Thông tin Truyền thông cấp ngày 08/6/2015

Tòa soạn

Số 8 Pháo Đài Láng, Đống Đa, Hà Nội
Điện thoại: 024.39364963
Email: tapchikttv@gmail.com

Chế bản và In tại:

Công ty TNHH sản xuất và in bao bì Thiên Hà
ĐT: 0243.562.4399

Ảnh bìa: Trạm Quan trắc Khí tượng bề mặt Phú Quốc

Giá bán: 40.000 đồng

TẠP CHÍ KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN

SỐ 746 - 2/2023

MỤC LỤC

Bài báo khoa học

- 1 Trần Thanh Tùng, Trần Đăng Hùng:** Nghiên cứu ứng dụng ảnh Sentinel 2 đánh giá diễn biến đường bờ và biến đổi địa hình đáy biển khu vực cửa Nhật Lệ, Quảng Bình
- 12 Nguyễn Việt Hưng, Lê Ngọc Quyền, Lê Thị Phương Trúc, Nguyễn Thị Thu Thảo, Huỳnh Thị Phương Trang, Phạm Thị Vân Thảo, Trương Thị Thùy Trang, Phạm Trương Hoài Thẩm, Tạ Thanh Lan, Trần Thị Mai Trang, Trần Thanh Đào:** Xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh, rạch nội đô thành phố Hồ Chí Minh dựa trên kết quả quan trắc
- 27 Nguyễn Đình Sơn, Đỗ Hữu Tuấn:** Đánh giá hiện trạng nồng độ các hợp chất PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) trong nước mặt Hồ Tây, Thành phố Hà Nội
- 36 Huỳnh Thị Ngọc Tươi, Nguyễn Đức Thiện, Trần Đức Dũng, Vũ Hoàng Thái Dương:** Đánh giá tác động của biến đổi sử dụng đất đến tính bền vững sinh kế nông dân trồng lúa tỉnh An Giang
- 56 Phan Hồng Việt, Đỗ Ngọc Hoàn, Lê Thị Thu Hoa, Lê Quý Thảo:** Đánh giá tác động môi trường kinh tế – xã hội do hoạt động khai thác đá vật liệu xây dựng trên địa bàn tỉnh Bình Dương
- 70 Lê Tuyết Ngọc, Nguyễn Châu Mỹ Duyên, Nguyễn Hoàng Phong, Bùi Tá Long:** Đánh giá các tác động sức khỏe cộng đồng do phơi nhiễm ngắn hạn ô nhiễm PM_{2.5}: Nghiên cứu điển hình tại tỉnh Bình Dương
- 87 Nguyễn Thị Tuyết Nam, Nguyễn Ngọc Trinh, Nguyễn Thị Minh Thu, Phạm Thế Bảo:** Đặc điểm và ảnh hưởng của nghịch nhiệt đến nồng độ bụi mịn (PM_{2.5}) tại thành phố Hồ Chí Minh
- 96 Doãn Hà Phong, Trần Hữu Thế:** Ứng dụng trí tuệ nhân tạo trong xây dựng bản đồ nguy cơ ngập do nước biển dâng cho thành phố Hồ Chí Minh

Bài báo khoa học

Nghiên cứu ứng dụng ảnh Sentinel 2 đánh giá diễn biến đường bờ và biến đổi địa hình đáy biển khu vực cửa Nhật Lệ, Quảng Bình

Trần Thanh Tùng^{1*}, Trần Đăng Hùng²

¹ Khoa Công trình, Trường Đại học Thủy Lợi; t.t.tung@tlu.edu.vn

² Viện Khoa học Khí tượng Thủy văn và Biến đổi khí hậu; danghung2261991@gmail.com

*Tác giả liên hệ: t.t.tung@tlu.edu.vn; Tel.: +84-913229895

Ban Biên tập nhận bài: 15/1/2023; Ngày phản biện xong: 24/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Hiện nay công tác đo đạc giám sát đường bờ, địa hình đáy biển còn gặp nhiều khó khăn do vấn đề kinh phí và khó thực hiện được thường xuyên. Công nghệ viễn thám với lợi thế về phạm vi bao phủ, thời gian xử lý, chi phí hợp lý sẽ là một công cụ hiệu quả để hỗ trợ giám sát các hoạt động này. Bài báo này trình bày kết quả giải đoán diễn biến đường bờ và biến đổi địa hình đáy biển tại khu vực cửa Nhật Lệ, tỉnh Quảng Bình sau trận lũ lịch sử tháng 10, năm 2020 bằng ảnh vệ tinh Sentinel 2. Tương quan giữa độ sâu giải đoán từ ảnh Sentinel 2 và độ sâu đo đạc đã được thiết lập theo phương pháp của Stumpf để giải đoán địa hình đáy biển vùng cửa Nhật Lệ trước và sau trận lũ lịch sử. Kết quả giải đoán cho thấy đường bờ và địa hình đáy biển vùng cửa Nhật Lệ có sự biến đổi lớn sau trận lũ lịch sử. Lạch chính chảy qua cửa Nhật Lệ đã bị xói sâu thêm hơn 3 m và xuất hiện 1 vùng bồi tụ khá lớn bên ngoài cửa. Các kết quả giải đoán trên là tài liệu quan trọng giúp phân tích biến đổi hình thái cửa Nhật Lệ, góp phần đề xuất giải pháp chỉnh trị, tăng cường khả năng thoát lũ cho cửa sông này trong tương lai.

Từ khóa: Cửa Nhật Lệ; Địa hình đáy biển ven bờ; Biến đổi đường bờ; Ảnh vệ tinh; Lũ lịch sử.

1. Mở đầu

Dữ liệu độ sâu là một thành phần quan trọng của khu vực biển vì một số hoạt động và cơ sở hạ tầng được thực hiện ở đáy và bề mặt biển. Tầm quan trọng của phép đo độ sâu càng lớn đối những khu vực có vùng nước nông, chẳng hạn như bên cảng. Theo truyền thống, các thiết bị được sử dụng để ước tính độ sâu là máy đo hồi âm (Máy đo hồi âm đơn tia hoặc đa tia) hoặc thiết bị LIDAR được lắp đặt trên các tàu được thiết kế đặc biệt có hình dạng cụ thể [1]. Những phương pháp này có kết quả đo đạc rất chính xác, tuy nhiên chúng cũng rất tốn thời gian và chi phí [2–3]. LIDAR với công nghệ bay quét chụp ảnh số là một phương pháp khác đã được triển khai để ước tính độ sâu có hiệu quả về chi phí so với trên tàu cung cấp phạm vi bao phủ khu vực cao nhanh hơn [4–6]. Trong những năm qua, nhiều nghiên cứu đã sử dụng một số hình ảnh vệ tinh quang học để trích xuất dữ liệu độ sâu. Các cảm biến đa phổ này cung cấp nhiều dải bước sóng có thể áp dụng cho các mô hình này, đặc biệt là các dải màu lục và lam có thể xuyên tới độ sâu 20 m dưới mặt biển trong điều kiện nước trong [7].

Từ liệu viễn thám với độ phân giải không gian trung bình, dữ liệu mở và cung cấp miễn phí đã thu hút được sự quan tâm lớn của các nhà nghiên cứu. Trong nhiều năm, các nghiên cứu khác nhau đã được thực hiện để ước tính độ sâu sử dụng các vệ tinh Landsat-7 ETM+ và Landsat-8 LDCM có độ phân giải trung bình (kích thước pixel 30 m). Các thuật toán phổ biến nhất được sử dụng trong các nghiên cứu này là log tuyến tính [8–9] và các mô hình phi

tuyến tính [10]. Chẳng hạn, thuật toán phi tuyến tính đã được áp dụng cho ảnh Landsat trong khu vực Biển Wadden của Hà Lan [11] với hệ số xác định (R^2) là 0,85 và sai số bình phương gốc (RMSE) 3,12 m; trên Đảo Thousand [12] với $R^2 = 0,90$ và RMSE = 0,86 m đối với độ sâu lên tới 10 m và tại khu vực ven biển Dakshina Kanada ở Ấn Độ, vịnh Kastela ở giữa biển Adriatic với R^2 là 0,90 [13].

Ở Việt Nam, các nghiên cứu đo sâu dựa trên tư liệu viễn thám vẫn còn khá mới mẻ, Phan Quốc Yên năm 2017 đã sử dụng ảnh vệ tinh Landsat 8 để ước tính độ sâu khu vực nước nông ven đảo Trường Sa lớn. Kết quả cho thấy rằng: độ sâu tối đa đạt được là 12m nước; hệ số tương quan của mô hình R^2 là 0,924; RMSE là 0,99 m [14]. [15] đã giải đoán địa hình đáy biển ven bờ khu vực cửa Tiên Châu tỉnh Phú Yên sử dụng ảnh vệ tinh Sentinel 2. Các kết quả giải đoán được so sánh với các số liệu khảo sát địa hình cùng thời kỳ cho kết quả rất tốt với hệ số tương quan giữa tỉ lệ suy giảm tín hiệu và độ sâu có giá trị $R^2 = 0,85$.

Bên cạnh việc đo sâu, đánh giá địa hình đáy, công tác theo dõi biến động đường bờ cũng rất quan trọng. Công nghệ theo dõi biến động đường bờ được áp dụng rộng rãi nhất trên thế giới hiện nay vẫn là sử dụng ảnh viễn thám đa thời gian kết hợp với hệ thống thông tin địa lý (GIS), đây là phương pháp hiệu quả cho việc theo dõi và tính toán các biến động đường bờ biển và cũng được áp dụng phổ biến ở Việt Nam. [16] đã sử dụng ảnh Landsat và Spot theo phương pháp chiết suất kênh 5 kết hợp với tỉ số ảnh giữa kênh 2 và 4, tỉ số ảnh giữa kênh 2 và 5 cùng dữ liệu địa hình để phân tích sự thay đổi của đường bờ biển. Mới đây, [17] trình bày tổng quan đánh giá về các phương pháp xử lý hình ảnh được sử dụng để giải đoán đường bờ sử dụng ảnh viễn thám. Nghiên cứu đã sử dụng ba phương pháp: phân ngưỡng, tổ hợp màu và tỉ lệ ảnh để giải đoán đường bờ biển bằng dữ liệu ảnh LANDSAT.

Tại Việt Nam, [18] đã số hóa trực tiếp đường bờ từ ảnh vệ tinh Landsat TM để đánh giá thực trạng xói lở bờ biển và suy thoái rừng phòng hộ khu vực Gò Công Đông, tỉnh Tiền Giang, sau đó chồng xếp để đánh giá biến động đường bờ. [19] đã sử dụng ảnh Landsat để xác định tốc độ xói lở, bồi tụ cho khu vực bờ biển mũi Cà Mau bằng phương pháp tỉ số ảnh do Alesheikh đề xuất [20] và công cụ DSAS.

Các nghiên cứu trên hầu hết đều sử dụng ảnh vệ tinh Landsat với độ phân giải ảnh không cao (30 m) dẫn tới kết quả giải đoán đường bờ, đáy biển sẽ có sai số lớn. Một tồn tại lớn nữa của các nghiên cứu trên là mới chỉ đánh giá được riêng lẻ biến động của bề mặt bờ biển hoặc địa hình đáy mà chưa đánh giá được tổng hợp, đầy đủ của cả 2 quá trình. Vậy nên cần thiết nghiên cứu phát triển 1 phương pháp để ứng dụng ảnh vệ tinh với độ phân giải cao hơn ảnh Landsat để đánh giá đồng thời đường bờ và địa hình đáy biển cho một khu vực sẽ có ý nghĩa thực tiễn lớn.

Cửa Nhật Lệ là cửa thoát lũ duy nhất của toàn bộ lưu vực sông Nhật Lệ, đồng thời vùng hạ lưu sông Nhật Lệ còn là thành phố du lịch biển lớn năng động với đông dân cư. Tháng 10 năm 2020, tỉnh Quảng Bình bị trận mưa lũ lớn, trong đó có trận lũ lịch sử trên lưu vực sông Nhật Lệ, diễn ra từ ngày 16/10 đến 21/10/2020. Vùng đồng bằng các huyện Lệ Thủy và Quảng Ninh trên lưu vực sông đều bị ngập úng sâu và kéo dài nhiều ngày.

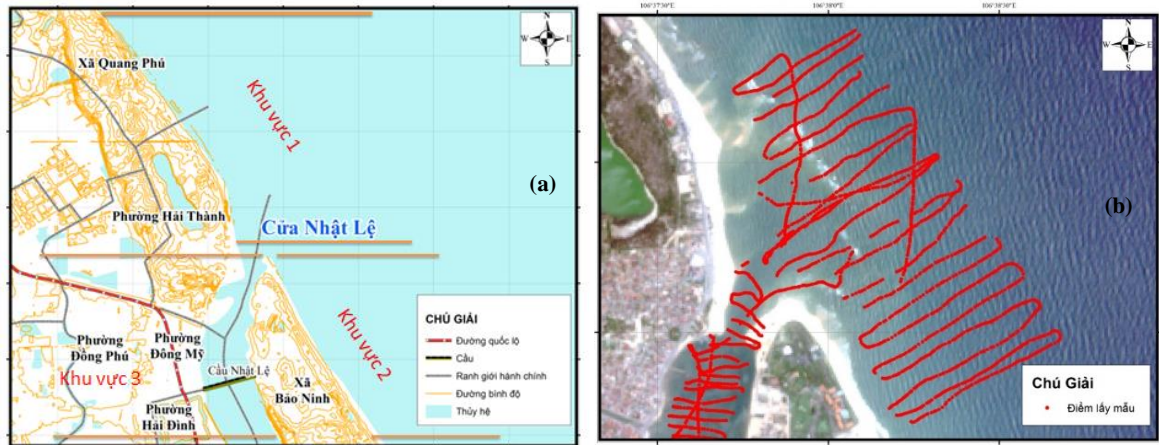
Để đánh giá được chi tiết ảnh hưởng của trận lũ lụt lịch sử tháng 10/2020 đến địa hình đáy và đường bờ cửa Nhật Lệ. Bài báo này sẽ sử dụng ảnh vệ tinh Sentinel 2 với độ phân giải không gian (10 m) và độ phân giải thời gian (5 ngày) tốt hơn nhiều so với ảnh vệ tinh LANDSAT để đánh giá biến động đường bờ, địa hình đáy biển khu vực cửa Nhật Lệ.

2. Phương pháp nghiên cứu và số liệu thu thập

2.1. Phạm vi và không gian nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu là vùng cửa biển Nhật Lệ, có tọa độ địa lý 17°28'–17°30' độ vĩ bắc và 106°36'–106°39' độ kinh đông (Hình 1a), là một trong những cửa biển có địa hình đáy biển biến đổi khá phức tạp và thường xuyên bị bồi tụ trong mùa hè và dịch chuyển, xói lở mạnh trong mùa mưa bão. Để đánh giá biến động bờ biển khu vực cửa Nhật Lệ, vùng nghiên

cửa được chia thành 3 khu vực nhỏ (Hình 1a). Khu vực 1 nằm ở phía bắc cửa Nhật Lệ, khu vực 2 nằm ở phía nam cửa, còn khu vực 3 nằm từ giữa cầu Nhật Lệ 1 và 2 ra đến cửa biển.



Hình 1. (a) Phạm vi địa lý khu vực nghiên cứu; (b) Các vị trí khảo sát, đo đạc thực tế tại cửa Nhật Lệ.

2.2. Dữ liệu sử dụng trong nghiên cứu

2.2.1. Số liệu độ sâu đáy biển thực đo

Để phục vụ cho việc giải đoán địa hình đáy biển, nghiên cứu đã sử dụng bộ số liệu khảo sát địa hình đáy biển, đo đạc tháng 6/2021, với tỷ lệ 1/5000, đường đồng mức 2 m, địa hình cấp V do Trường Đại học Thủy lợi thực hiện trong khuôn khổ của nhiệm vụ khoa học công nghệ cấp Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn [21]. Phạm vi khảo sát địa hình đáy biển là từ cầu Quán Hàu ra đến ngoài cửa biển 2 km và mở rộng về 2 phía bắc và nam cửa mỗi bên 2 km. Nghiên cứu sẽ sử dụng số liệu của hơn 2000 điểm đo sâu tại khu vực bên ngoài cửa để hiệu chỉnh kết quả giải đoán địa hình từ ảnh viễn thám. Các điểm khảo sát địa hình đáy biển phía ngoài cửa Nhật Lệ, sử dụng trong nghiên cứu được trình bày (Hình 1b).

2.2.2. Số liệu ảnh vệ tinh

Dữ liệu được sử dụng trong nghiên cứu là dữ liệu ảnh vệ tinh Sentinel 2 với độ phân giải không gian 10m, độ phân giải thời gian 5 ngày với 12 kênh phổ. Hệ tọa độ sử dụng trong ảnh là UTM hệ chiếu WGS1984. Ảnh được download tại địa chỉ: <https://scihub.copernicus.eu/>.

Bảng 1. Dữ liệu ảnh thu thập phục vụ cho nghiên cứu.

STT	Tên ảnh	Đầu đo	Ngày nhận ảnh	Giờ nhận ảnh	Độ phân giải	Quy đạo
1	S2A_MSIL2A_20200724T031551_N0214_R118_T48QXE	2A	24/07/2020	10h15p	10m	118
2	S2A_MSIL2A_20210311T031541_N0214_R118_T48QXE	2A	11/03/2021	10h15p	10m	118
3	S2A_MSIL2A_20210619T031541_N0300_R118_T48QXE	2A	19/06/2021	10h15p	10m	118

Để giám sát biến động đường bờ và địa hình đáy biển khu vực ven bờ tại cửa Nhật Lệ, cần phải thu thập được ít nhất 2 ảnh vệ tinh Sentinel 2 trước và sau thời điểm xuất hiện trận lũ lịch sử tháng 10/2020. Nghiên cứu đã lựa chọn các ảnh có chất lượng tốt nhất, ít ảnh hưởng của mây và đại diện cho các thời điểm trước và sau khi xuất hiện lũ lịch sử, tương ứng vào tháng 7/2020 và tháng 3/2021. Ngoài ra, nghiên cứu cũng thu thập thêm 1 ảnh chụp vào ngày 19/6/2021, gần với thời gian tổ chức khảo sát địa hình đáy biển nhất (15/6/2021) để hiệu chỉnh bộ thông số giải đoán địa hình đáy biển.

Tất cả các quá trình chọn ảnh, lọc ảnh theo thời gian, không gian và độ mây che phủ để chọn được những ảnh có chất lượng tốt nhất phù hợp với thời gian nghiên cứu đều được thực hiện trên phần mềm GEE (Google Earth Engine là một nền tảng miễn phí cho phép phân tích không gian địa lý dựa trên điện toán đám mây). Thông tin về các ảnh Sentinel 2 được thu thập phục vụ cho nghiên cứu trình bày (Bảng 1).

2.2.3. Số liệu mực nước triều

Để đánh giá diễn biến đường bờ một cách chính xác, đường bờ giải đoán cần thiết phải được loại đi các tác động của thủy triều (nghiệm triều). Để phục vụ nghiệm triều, nghiên cứu đã thu thập số liệu mực nước triều giờ trạm Đồng Hới, Quảng Bình từ năm 2020 đến 2021. Chế độ thủy triều khu vực Quảng Bình là bán nhật triều không đều với chênh lệch độ lớn triều giữa hai lần nước lớn và nước ròng khá lớn. Độ lớn thủy triều vào kỳ triều cường đạt 1,2÷1,5 m và kỳ triều kém khoảng 0,5÷0,6 m.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

2.3.1. Phương pháp giải đoán và phân tích diễn biến đường bờ

Nghiên cứu sử dụng ảnh Sentinel 2 ở mức 2A với các bước tiền xử lý ảnh bao gồm: tăng cường chất lượng ảnh, nắn chỉnh hình học, cắt ảnh. Mục đích của phương pháp này là để thu thập được ảnh vệ tinh với độ sắc nét và dễ dàng quan sát các đối tượng cần nghiên cứu hơn. Ảnh sau khi tiền xử lý sẽ được chiết tách đường bờ bằng phương pháp tính chỉ số mNDWI theo Hanqiu Xu [22] bằng tỷ số giữa kênh 3 (green–bước sóng xanh lá), kênh 8 (MIR– bước sóng hồng ngoại trung bình) đối với ảnh Sentinel 2.

$$mNDWI = \frac{(Green - MIR)}{(Green + MIR)} \quad (1)$$

Tỷ số giữa kênh 3, kênh 8 là nhỏ hơn 1 đối với bề mặt nước và lớn hơn 1 đối với đất ở khu vực ven biển.

Sau khi xác định được đường bờ, với mức triều tại mỗi thời điểm ảnh, với độ dốc trung bình trong khu vực khoảng 1/50 nghiên cứu tính toán được độ chênh giữa đường bờ thực tế so với đường bờ giải đoán từ ảnh vệ tinh (Bảng 2). Từ kết quả tính toán này, thực hiện tính toán trên bản đồ với mỗi đường bờ theo thời gian. Sau đó tính toán giá trị biến động bờ biển được thực hiện bằng DSAS, thông qua 1 mô đun mở rộng của ArcGis (Hình 2).

Bảng 2. Dữ liệu ảnh thu thập phục vụ cho nghiên cứu.

STT	Loại ảnh	Độ phân giải	Ngày nhận ảnh	Giờ nhận ảnh	Mức triều thời điểm ảnh	Khoảng cách qui về 0	Độ dốc 1/50	KC dịch chuyển tính theo độ dốc (m)
1	Sentinel 2	10	24/07/2020	10h15p am	-0,46	0,46	1,15	23
2	Sentinel 2	10	11/03/2021	10h15p am	-0,14	0,14	1,15	7,0
3	Sentinel 2	10	19/06/2021	10h15p am	0,21	-0,21	1,15	-10,5

2.3.2. Phương pháp giải đoán địa hình đáy biển ven bờ bằng ảnh vệ tinh đa phổ

a) Tiền xử lý ảnh

Để đánh giá biến động địa hình đáy biển khu vực cửa Nhật Lệ trước và sau trận lũ lịch sử tháng 10/2020, bài báo sẽ tiến hành xây dựng phương trình tương quan giữa dựa trên dữ liệu đo thực địa và ảnh vệ tinh tháng 6/2021, sau đó sẽ tiến hành áp dụng phương trình tương quan đó cho các thời điểm trước và sau lũ.

Quy trình thực hiện gồm các bước sau: 1) Tiền xử lý ảnh bao gồm: hiệu chỉnh độ phân giải không gian để tất cả kênh ảnh Sentinel 2 về cùng 1 độ phân giải 10 m; cắt ảnh theo khu vực nghiên cứu để tiết kiệm thời gian xử lý; Xác định ranh giới đất với nước trên ảnh để các

biến đổi địa hình trên cạn không ảnh hưởng đến kết quả xây dựng tương quan và cuối cùng là loại bỏ tác động của ánh sáng phản chiếu.

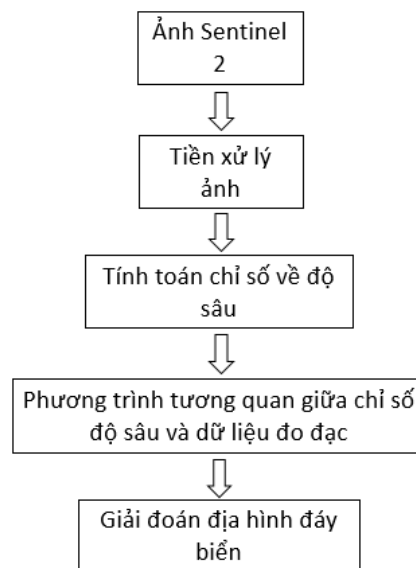
Trong nghiên cứu này sẽ sử dụng phương pháp loại bỏ do [22] mô tả mối quan hệ tuyến tính giữa NIR (bước sóng cận hồng ngoại) và các bước sóng nhìn thấy (*red, green, blue*) dựa trên mô hình hồi quy tuyến tính của một mẫu pixels ảnh. Công thức được miêu tả cho việc loại bỏ hiện tượng ánh sáng phản chiếu của ảnh quang học đa phổ là:

$$R'_i = R_i - b_i (R_{NIR} - Min_{NIR}) \quad (2)$$

Trong đó R'_i là pixel ảnh đã được loại bỏ hiện tượng ánh sáng phản chiếu tại kênh i ; R_i là giá trị pixel phản xạ từ kênh nhìn thấy i ; b_i là độ dốc hồi quy; R_{NIR} là giá trị pixel tại bước sóng cận hồng ngoại và Min_{NIR} là giá trị min của NIR tại tập hợp mẫu.



Hình 2. Quy trình giải đoán và phân tích diễn biến đường bờ.



Hình 3. Quy trình giải đoán địa hình đáy biển ven bờ.

b) Tính toán chỉ số độ sâu và lập tương quan chỉ số độ sâu với độ sâu thực đo

Để lấy dữ liệu đo độ sâu từ ảnh Sentinel 2 nghiên cứu sẽ áp dụng phương trình được phát triển bởi Stumpf [10] dựa trên nguyên tắc rằng mỗi bước sóng sẽ có mức hấp thụ khác nhau đối với nước và mức đa dạng này trên lý thuyết sẽ tạo ra tỉ lệ giữa các kênh phổ. Tỉ số này sẽ thay đổi khi độ sâu thay đổi. Mô hình tỉ số ước tính độ sâu thực tế của Stumpf theo công thức sau:

$$Z = m_1 \frac{\ln(nR_w(\lambda_i))}{\ln(nR_w(\lambda_j))} - m_0 \quad (3)$$

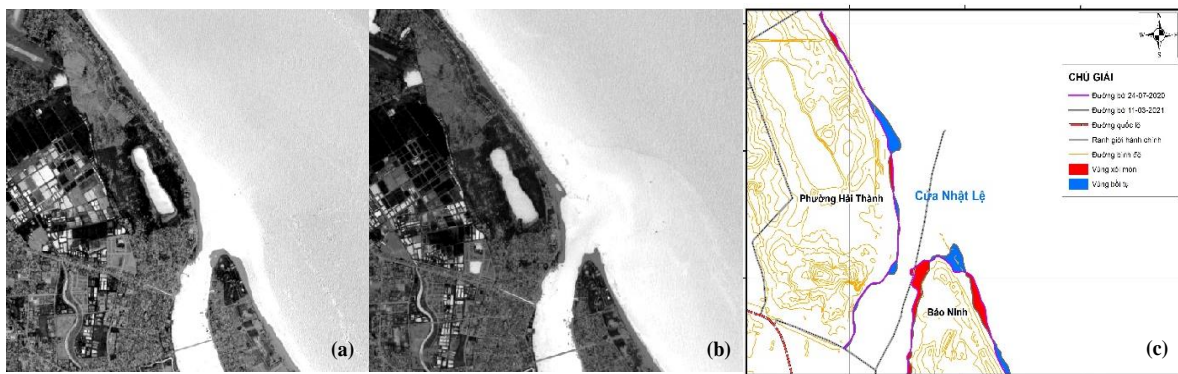
Trong đó Z là độ sâu ước tính (m); m_1 là hằng số có thể điều chỉnh được để chia tỉ lệ với độ sâu; n là hằng số cố định cho tất cả các khu vực; R_w là giá trị phản xạ của nước ở kênh i hoặc j ; M_0 là độ lệch tại độ sâu 0m. Giá trị cố định của n được chọn để đảm bảo rằng hàm lôgarit sẽ dương trong bất kỳ điều kiện nào và tỷ lệ sẽ tạo ra một phản ứng tuyến tính với độ sâu.

Sau khi tính toán được chỉ số độ sâu tiến hành phân tích, tìm mối tương quan giữa giá trị độ sâu thực đo và giá trị chỉ số độ sâu để tìm ra phương trình tương quan ước tính giá trị địa hình đáy biển dựa trên chỉ số về độ sâu tại khu vực nghiên cứu. Ứng dụng phương trình tương quan đó để xây dựng được bản đồ địa hình đáy biển trước và sau lũ 10/2020 tại cửa Nhật Lệ (Hình 3).

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Kết quả giải đoán đường bờ và phân tích diễn biến đường bờ

Kết quả tính mNDWI cho khu vực nghiên cứu và đường bờ tương ứng trước và sau trận lũ (đã được hiệu chỉnh thủy triều) được thể hiện (Hình 4).



Hình 4. Kết quả giải đoán đường bờ: (a) mNDWI ngày 24/07/2020; (b) mNDWI ngày 11/03/2021; (c) Biến động đường bờ trước và sau lũ.

Kết quả đánh giá biến động bờ biển được thể hiện thông qua mức độ xói lở, bồi tụ và diện tích được thống kê chi tiết theo từng khu vực nghiên cứu được trình bày (Bảng 3). Theo đó khu vực 1 tức phía bờ Bắc của cửa Nhật Lệ xu thế Bồi tụ chiếm ưu thế (Diện tích bồi tụ là 2,77 ha so với xói lở là 1,39 ha). Bồi tụ tập trung chủ yếu và lớn nhất tại vị trí bãi biển Nhật Lệ với vị trí lớn nhất gần 98 m.

Bảng 3. Thống kê biến động đường bờ khu vực Cửa Nhật Lệ sau trận lũ 10/2020.

Đoạn	Xói lở (m)		Bồi tụ (m)		Diện tích (ha)	
	Lớn nhất	Nhỏ nhất	Lớn nhất	Nhỏ nhất	Xói lở	Bồi tụ
Khu vực 1	39	2	98	3	1,39	2,77
Khu vực 2	84	7	149	3,8	2,1	3,33
Khu vực 3	137	6,3	49,7	1,7	3,24	0,88

Tại khu vực 2 tức bờ Nam cửa Nhật Lệ quá trình bồi, xói diễn ra xen kẽ (2,1 ha xói mòn và 3,33 ha bồi tụ). Khu vực cồn cát Bảo Ninh là khu vực diễn ra quá trình bồi tụ mạnh mẽ nhất với điểm bồi lớn nhất là 149 m. Vùng bị xói mạnh nhất là các dải cát khu vực Sunspa Resort, Bảo Ninh Sunrise với điểm xói nhiều nhất là gần 84 m.

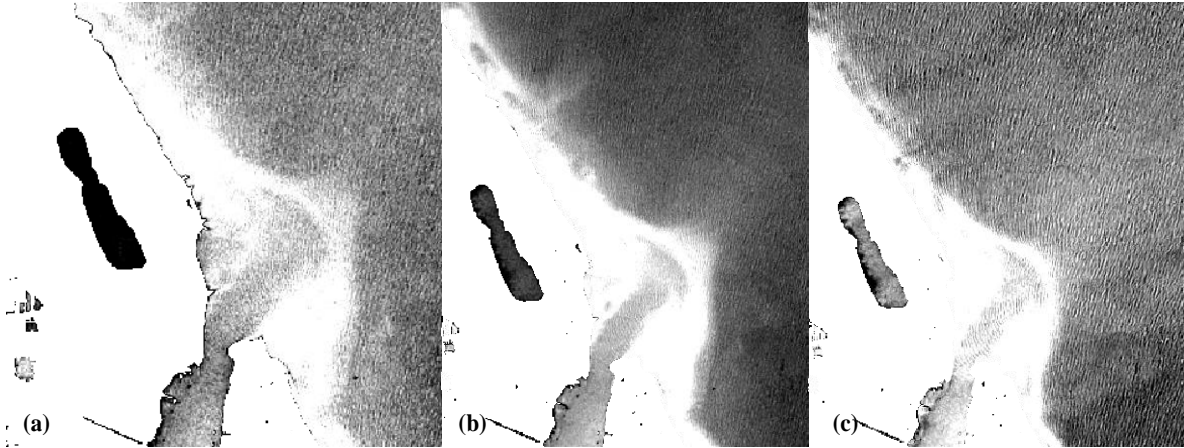
Khu vực 3, từ cầu Nhật Lệ ra đến cửa biển, quá trình xói chiếm ưu thế (diện tích xói là 3,24 ha so với diện tích bồi là 0,88 ha). Khu vực bị xói lở mạnh nhất là tại doi cát phía bờ nam cửa sông Nhật Lệ với chiều dài xói lở của doi cát là khoảng 137 m.

Từ các phân tích trên ta thấy rằng dưới ảnh hưởng của trận lũ tháng 10/2020, đường bờ khu vực cửa Nhật Lệ có sự biến động rất lớn. Trước khi xảy ra lũ, phía nam cửa Nhật Lệ có

1 doi cát lớn che chắn làm thu hẹp đáng kể chiều rộng cửa. Tuy nhiên, sau trận lũ lịch sử, doi cát bờ nam bị xói gần hết, không còn vết tích gì và cửa Nhật Lệ được mở rộng ra hơn 150 m so với trước đó. Bùn cát bị xói lở từ doi cát bờ nam, có thể được dòng chảy lũ đẩy ra ngoài cửa và tái phân bố lại ở các bãi biển lân cận dưới tác động của sóng.

3.2. Kết quả giải đoán địa hình đáy biển ven bờ và tính toán thể tích bồi/xói

Các kết quả tiền xử lý ảnh Sentinel 2 chụp ngày 19/6/2021 cho các kênh phổ từ dải sóng nhìn thấy được trình bày (Hình 5).

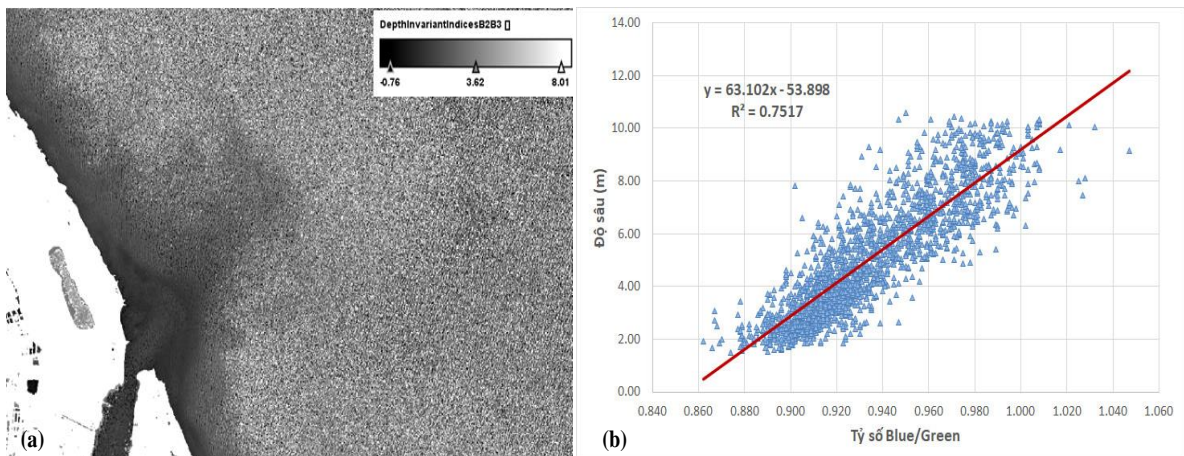


Hình 5. Kết quả ảnh sau tiền xử lý với các kênh nhìn thấy của Sent2 ngày 19/6/2021: (a) Kênh lam; (b) Kênh lục; (c) Kênh đỏ.

Kết quả tính toán chỉ số đo độ sâu được thể hiện (Hình 6a), tiếp theo lập phương trình tương quan giữa các giá trị thực đo (Hình 1b) và các giá trị dựa trên chỉ số độ sâu thực tế tương ứng vừa thu được ta được phương trình:

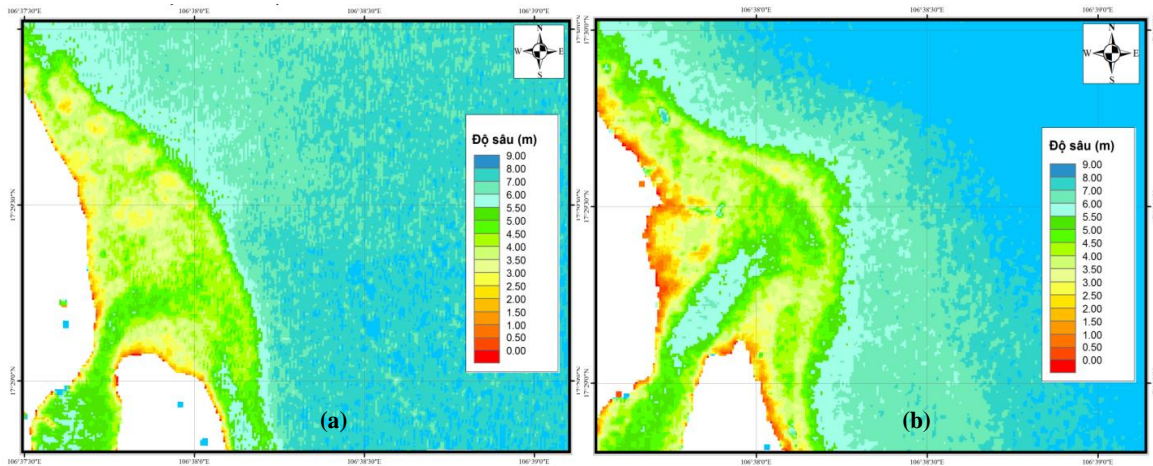
$$y = 63.102x - 53.898 \quad (4)$$

Trong đó y là độ sâu nước (m) và x là mức độ suy giảm tín hiệu (tỷ số giữa phổ màu Blue/Green). Hệ số tương quan của phương trình trên đạt 0,75 (Hình 6b) là phù hợp để mô phỏng giá trị độ sâu thực đo với giá trị chỉ số độ sâu dựa trên ảnh viễn thám Sentinel 2.



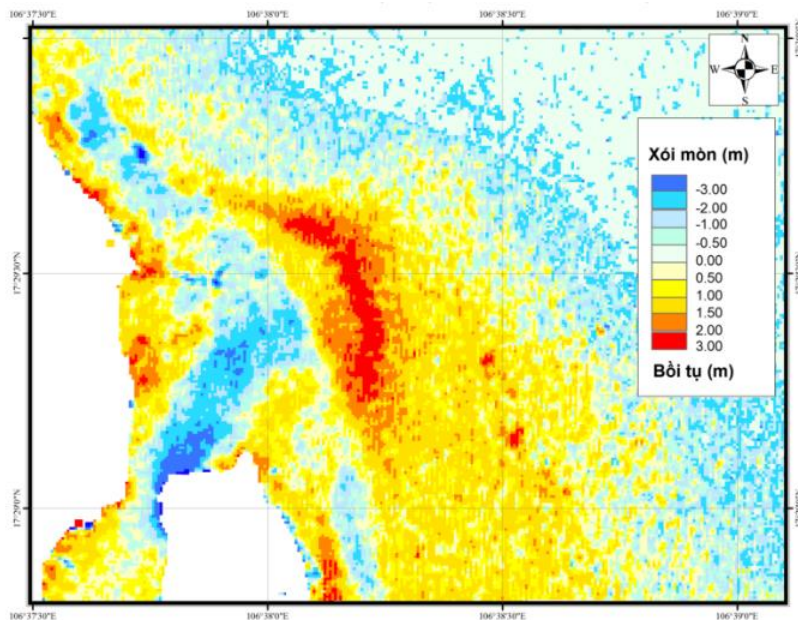
Hình 6. (a) Kết quả tính toán chỉ số độ sâu thực tế cho ảnh Sentinel 2 ngày 19/6/2021; (b) Phương trình tương quan giữa chỉ số độ sâu thực tế và dữ liệu đo đạc ngày 19/6/2021.

Áp dụng mô hình toán $y = 63.102x - 53.898$ cho các chỉ số độ sâu của các ảnh trước và sau lũ ta được sản phẩm giải đoán địa hình đáy biển (Hình 7).



Hình 7. Kết quả giải đoán địa hình đáy biển trước và sau lũ: (a) Trước lũ (Ngày 24/07/2020); (b) Sau lũ (Ngày 11/03/2021).

Chồng chập 2 bình đồ địa hình đáy biển giải đoán từ ảnh vệ tinh sentinel 2 trước và sau lũ ta được kết quả (Hình 8).



Hình 8. Diễn biến bồi xói đáy biển cửa Nhật Lệ trước và sau trận lũ tháng 10/2020.

Kết quả tính toán cho thấy sau trận lũ lịch sử tháng 10/2020, đáy biển khu vực cửa biển Nhật Lệ đã có biến động lớn. Khu vực bên ngoài các bãi triều có xu thế xói nhẹ hoặc không có biến đổi lớn. Bãi biển ở phía Bắc và Nam cửa Nhật Lệ đều có xu thế bồi nhẹ. Lạch chính chảy qua cửa Nhật Lệ có sự biến đổi rõ rệt sau lũ lịch sử. Dòng chảy lũ có xu thế xói sâu lạch chính thêm khoảng 3 m và phần xói sâu bị lệch về phía bờ nam. Bùn cát bị dòng chảy lũ đào xói từ lạch chính kết hợp với bùn cát từ thượng nguồn đã tạo thành 1 vùng bồi khá rộng phía ngoài cửa Nhật Lệ. Vùng bồi có dạng hình vành khăn với độ cao bồi lớn nhất lên tới 3 m. Vùng bồi có xu thế lệch phải và thoái dần về phía nam.

Chồng chập bình đồ địa hình khu vực cửa trước và sau trận lũ lịch ước tính được tổng diện tích xói tại khu vực cửa Nhật Lệ là khoảng 229 ha với thể tích xói tương ứng là khoảng 4,08 triệu m³ tập trung chủ yếu ở khu vực lạch sâu giữa cửa và 2 lạch triều lên ở phía bắc và phía nam cửa. Tổng diện tích bồi tụ tại cửa Nhật Lệ ước tính khoảng 272 ha với thể tích bồi tụ tương ứng là 4,75 triệu m³ tập trung chủ yếu ở khu vực cồn ngầm dạng hình vành khăn được bồi cao phía ngoài cửa Nhật Lệ và khu vực thềm cát phía bờ nam.

4. Kết luận và kiến nghị

Phương pháp tỉ lệ kênh ảnh tính chỉ số mNDWI, phương pháp xác định biến động sử dụng DSAS hoàn toàn phù hợp đối với giám sát phân tích biến động đường bờ cũng như mô hình tương quan giữa chỉ số đo độ sâu và dữ liệu độ sâu đo thực tế $y = 63.102x - 53.898$ có hệ số tương quan rất tốt $R^2 = 0,75$ có thể được áp dụng để giải đoán địa hình đáy biển các vùng cửa sông, ven biển đối với ảnh Sentinel 2.

Các nguồn ảnh vệ tinh thế hệ mới như Sentinel 2 với độ phân giải không gian (10m) và thời gian (5 ngày) cho thấy tính ưu việt so với các ảnh vệ tinh thế hệ cũ và tiềm năng trong giám sát biến động vị trí đường bờ biển cũng như giải đoán địa hình đáy biển vùng ven bờ, do vậy việc ứng dụng công nghệ viễn thám kết hợp GIS trong giám sát biến động vùng bờ cần được sớm triển khai trong thực tế.

Một nhược điểm của ảnh viễn thám quang học là bị ảnh hưởng bởi mây và thời tiết vậy nên trong nghiên cứu mới chỉ thu thập phục vụ nghiên cứu được 3 cảnh ảnh rõ nét dẫn đến những hạn chế trong xác định độ chính xác của kết quả phân tích đánh giá. Vậy nên cần thiết phải nghiên cứu ứng dụng kết hợp thêm với các ảnh viễn thám khác ví dụ như ảnh Radar sử dụng sóng điện từ không bị hạn chế bởi thời tiết đặc biệt là mây trong giám sát biến động và tài nguyên vùng bờ.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: T.T.T.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: T.T.T., T.D.H.; Xử lý số liệu: T.D.H.; Xây dựng bản đồ: T.D.H.; Phân tích kết quả: T.T.T., T.D.H.; Viết bản thảo bài báo: T.D.H., T.T.T.; Chỉnh sửa bài báo: T.T.T., T.D.H.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Kearns, T.A.; Breman, J. Bathymetry—the art and science of seafloor modeling for modern applications. *Ocean Globe* **2010**, 1–37. http://visualsoundings.org/wp-content/uploads/2017/02/ocean_globe.pdf.
2. McCaffrey, E.K. A review of the bathymetric swath survey system. *Int. Hydrographic Rev.* **1981**, 20–27. <https://journals.lib.unb.ca/index.php/ihr/article/view/23587/27360>.
3. Sánchez-Carnero, N.; Aceña, S.; Rodríguez-Pérez, D.; Couñago, E.; Fraile, P.; Freire, J. Fast and low-cost method for VBES bathymetry generation in coastal areas, *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* **2012**, 114, 175–182. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2012.08.018>.
4. Irish, J.L.; Lillycrop, W.J. Scanning laser mapping of the coastal zone: the SHOALS system. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **1999**, 54, 123–129. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(99\)00003-9](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00003-9).
5. Muirhead, K.; Cracknell, A.P. Airborne lidar bathymetry. *Int. J. Remote Sens.* **1986**, 7, 597–614. <https://doi.org/10.1080/01431168608954714>.
6. Ogawa, H.; Oyakawa, K.; Kawai, K.; Ozawa, H.; Yajima, H.; Shirane, H.; Yamano, H.; Hirata, N.; Iwamoto, N.; Ono, T.; Tomizawa, S.; Matsumoto, Y.; Yamakawa, S. Airborne lidar bathymetry. *Int. Hydrographic Bureau* **2017**, 39–48. <https://journals.lib.unb.ca/index.php/ihr/article/view/26300/1882519053>.
7. Sutanto: Penginderaan Jauh Jilid, Gadjah Mada Press, Yogyakarta, 1992.
8. Lyzenga, D.R. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Appl. Opt.* **1978**, 17, 379–383. <https://doi.org/10.1364/AO.17.000379>.
9. Lyzenga, D.: Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data Remote sensing of bottom

- reflectance and water attenuation parameters in shallow water using air. *Int. J. Remote Sens.* **1980**, 2, 71–82. <https://doi.org/10.1080/01431168108948342>.
10. Stumpf, R.P.; Holderied, K.; Sinclair, M. Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnol. Oceanogr.* **2003**, 48, 547–556.
 11. Misra, A.; Vojinovic, Z.; Ramakrishnan, B.; Luijendijk, A.; Ranasinghe, R. Shallow water bathymetry mapping using Support Vector Machine (SVM) technique and multispectral imagery. *Int. J. Remote Sens.* **2018**, 39, 4431–4450. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1421796>.
 12. Pushparaj, J.; Hegde, A.V. Estimation of bathymetry along the coast of Mangaluru using Landsat-8 imagery. *Int. J. Ocean Clim. Syst.* **2017**, 8, 71–83. <https://doi.org/10.1177/1759313116679672>.
 13. Setiawan, I.E.; Yuwono, D.M.; Siregar, V.P.; Pramono, G.H. The Study of Sea Bottom Morphology and Bathymetric Mapping Using Worldview-2 Imagery. *Seminar Proceeding*, 2013, 143–149.
 14. Yên, P.Q.; Hoài, Đ.K.; Hoa, Đ.T.B. Nghiên cứu thành lập bản đồ độ sâu đáy biển vùng nước nông khu vực Trường Sa Lớn bằng kỹ thuật đo sâu viễn thám. *Tap chí Khoa học ĐHQGHN: Các Khoa học Trái đất và Môi trường* **2017**, 33(4), 63–73.
 15. Tùng, T.T.; Điền, D.C. Giải đoán bãi ngập triều bằng ảnh Sentinel 2, áp dụng cho khu vực cửa Tiên Châu tỉnh Phú Yên. Tuyển tập hội nghị khoa học thường niên năm 2020, 2020. ISBN:978-604-82-3869-8.
 16. Li, X.; Michiel, Damen, M.C.J. Coastline change detection with satellite remote sensing for environmental management of the Pearl River Estuary, China. *J. Mar. Syst.* **2010**, 82, 54–61. Doi:10.1061/j.jmarsys.2010.02.00.
 17. Toure, S.; Diop, O.; Kplama, K.; Maiga, A.S. Shoreline Detection using Optical Remote Sensing: A review. *Int. J. Geo Inf.* **2019**, 8–75. Doi:10.3390/ijgi8020075.
 18. Khang, N.D.; Hùng, L.M. Thực trạng xói lở bờ biển, suy thoái rừng phòng hộ và xu thế diễn biến đường bờ khu vực ven biển Gò Công Đông, tỉnh Tiền Giang. *Tap chí Khoa học và Công nghệ Thủy Lợi*, 2012.
 19. Tình, T.V.; Phong, D.H. Sử dụng ảnh viễn thám và GIS nghiên cứu biến động đường bờ biển mũi Cà Mau. *Tap chí Khí tượng Thủy văn* **2017**, 684, 35–40.
 20. Alesheikh, A.A.; Ghorbanali, A. Coastline change detection using remote sensing. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2007**, 4, 61–66. Doi:10.1007/BF03325962.
 21. Báo cáo khảo sát địa hình cửa Nhật Lệ. Đề tài cấp Bộ Nông nghiệp và PTNT “Đánh giá nguyên nhân gây ngập lụt kéo dài do lũ và định hướng giải pháp thoát lũ cho vùng Lệ Thủy, Quảng Ninh, tỉnh Quảng Bình”. Đại học Thủy lợi, Hà Nội, 2021.
 22. Xu, H. Modification of Normalized Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery. *Int. J. Remote Sens.* **2006**, 3025–3033.
 23. Hedley, J.D.; Harborne, A.R.; Mumby, P.J. Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *Int. J. Remote Sens.* **2005**, 26(10), 2107–2112.

A study on using Sentinel 2 imagery to analyse shoreline change and nearshore topography evolution in the Nhat Le estuary, Quang Binh province

Tran Thanh Tung¹, Tran Dang Hung²

¹ ThuyLoi University; t.t.tung@tlu.edu.vn

² VietNam Institute of Meteorology, Hydrology and Climate Change; danghung2261991@gmail.com

Abstract: Currently, surveying and monitoring of the shoreline and nearshore topography has numerous challenges due to funding constraints and is difficult to carry out on a regular basis. Remote sensing technology with the advantages of coverage, processing time, and reasonable cost will be an effective tool to support monitoring these activities. This article uses Sentinel 2 satellite imagery to estimate shoreline changes and seabed topography evolution at the Nhat Le estuary in Quang Binh province post the historic flood in October 2020. The correlation between depth of interpretation from satellite imagery and measurement depth was established using Stumpf's method to interpret the nearshore topography of Nhat Le estuary before and after the historical flood. The results showed that the Nhat Le estuary's shoreline and nearshore topography significantly changed after the historical flood. The main access channel of the Nhat Le estuary has been eroded by more than 3 m, and a reasonably large accretion zone has formed just outside the estuary. The above results are an essential document to help analyze the morphological evolution of the Nhat Le estuary, contributing to proposing solutions and enhancing the flood discharge capacity for the estuary.

Keywords: Nhat Le estuary; Nearshore topography; Shoreline; Satellite images; Historical flood.

Bài báo khoa học

Xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh, rạch nội đô thành phố Hồ Chí Minh dựa trên kết quả quan trắc

Nguyễn Việt Hưng^{1*}, Lê Ngọc Quyên², Lê Thị Phương Trúc¹, Nguyễn Thị Thu Thảo¹, Huỳnh Thị Phương Trang¹, Phạm Thị Vân Thảo¹, Trương Thị Thùy Trang¹, Phạm Trương Hoài Thắm¹, Tạ Thanh Lan¹, Trần Thị Mai Trang¹, Trần Thanh Đào¹

¹ Trung Tâm Quản lý Hạ tầng Kỹ thuật Thành phố Hồ Chí Minh; nguyenviethungtv@gmail.com; lethiphuongtruc@gmail.com; tranthanhdao1808@gmail.com, nguyenthao.goden@gmail.com; tranghuynhla1995@gmail.com; phamthivanthao@gmail.com; truongthithuytrang778@gmail.com; phamtruonghoaitam9895@gmail.com; thanhlan.bachkhoa@gmail.com

² Đài Khí tượng Thủy văn khu vực Nam Bộ; quyentccb@gmail.com

*Tác giả liên hệ: nguyenviethungtv@gmail.com; Tel.: +84-964081122

Ban Biên tập nhận bài: 15/1/2023; Ngày phản biện xong: 22/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Phân vùng chất lượng nước dựa trên điều kiện sử dụng phục vụ cho mục đích quản lý, quy hoạch môi trường nói chung và công tác quản lý môi trường đô thị nói riêng, trong đó có chất lượng môi trường nước. Bản đồ phân vùng chất lượng nước thường sử dụng như công cụ đánh giá đa tiêu chí do công cụ này dễ áp dụng, điều chỉnh, có thể tích hợp nhiều chỉ số khác nhau. Trong đó, kỹ thuật GIS và viễn thám được sử dụng để thể hiện sự phân bố không gian, theo các hạng mục phân loại đã chọn. Nghiên cứu này sử dụng tiêu chuẩn WQI để xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh, rạch nội đô thành phố Hồ Chí Minh dựa trên kết quả quan trắc thu thập từ Trung tâm Quan trắc môi trường thành phố (từ 2012–2020) và từ nguồn số liệu quan trắc bổ sung của nghiên cứu này (2021), từ đó đánh giá được sự thay đổi của CLN 05 tuyến kênh rạch nội đô TPHCM. Nghiên cứu áp dụng phương pháp nội suy theo khoảng cách giữa các điểm quan trắc và các điểm mặt cắt kênh rạch để xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước.

Từ khóa: Chất lượng nước; TP.HCM; WQI; Phân vùng chất lượng nước.

1. Đặt vấn đề

Nước là nguồn tài nguyên thiên nhiên vô cùng quan trọng đối với đời sống con người, là môi trường trong đó diễn ra các quá trình sống, có vai trò quyết định trong việc đảm bảo cuộc sống con người. Tuy nhiên, môi trường nước mặt ở các đô thị đã đang đối mặt với tình trạng ô nhiễm nghiêm trọng do sự gia tăng nhanh dân số, công nghiệp hóa và đô thị hóa thiếu kiểm soát. Là một đô thị lớn, TPHCM cũng đang phải đối mặt với vấn đề nước thải công nghiệp và sinh hoạt xả trực tiếp ra hệ thống sông, kênh rạch mà chưa được xử lý gây ô nhiễm nguồn nước mặt một cách nghiêm trọng, làm ảnh hưởng tới đời sống sinh hoạt của người dân. Các kênh rạch của TPHCM bị ô nhiễm nặng nề như kênh Tân Hoá–Lò Gốm, kênh Tham Lương–Bến Cát–Vàm Thuật, kênh Đò–kênh Tê; Tàu Hũ–Bến Nghé và Nhiêu Lộ–Thị Nghè. Đây là 05 hệ thống kênh, rạch chính của nội đô TPHCM, được thành phố quan tâm cải tạo thông

qua nhiều dự án. Ngoài kiểm soát ô nhiễm CLN, các dự án còn kết hợp kiểm soát ngập để góp phần giải quyết tình trạng ngập lụt là những mục tiêu quan trọng nhất của công cuộc bảo vệ môi trường, phát triển kinh tế TPHCM bền vững [1–5].

Qua khảo sát thực tế thời gian gần đây của các cơ quan hữu trách, có thể thấy rõ hiện nay kênh, rạch TPHCM vẫn đang tiếp tục bị ô nhiễm nghiêm trọng. Những tuyến kênh như kênh Đồi, kênh Tàu Hũ, kênh Vàm Thuật, kênh Tân Hoá–Lò Gốm, kênh Tham Lương–Bến Cát, ... đều có thực trạng mặt nước đen kịt, mùi hôi nồng nặc bốc lên. Đặc biệt, một số tuyến kênh nằm sát sông Sài Gòn cũng xảy ra tình trạng ô nhiễm khi thủy triều xuống do nằm giữa khu dân cư đông đúc.

Hơn nữa, nhiều tuyến kênh, rạch bị lấn chiếm, xây nhà lấn chiếm mặt nước không được kiểm soát như ở khu vực kênh Tàu Hũ, kênh Tẻ, kênh Đồi, kênh Phú Định... khiến cho hành lang kênh, rạch, mỹ quan đô thị bị ảnh hưởng. Tình trạng này đã xuất hiện nhiều năm nhưng chưa được giải quyết triệt để. Đến nay có một số tuyến kênh đã thực sự “chết” khi quá ô nhiễm, rác thải che lấp kênh làm mất đi khả năng thoát, trao đổi nước, làm môi trường nước tù đọng, tiềm ẩn những dịch bệnh khó lường như một số tuyến kênh ở quận Bình Tân, Tân Phú và Bình Chánh [6].

Hệ thống kênh, rạch thành phố nói chung đều đang bị ô nhiễm nghiêm trọng do nước thải sản xuất, công nghiệp, y tế và hơn 1,7 triệu m³/ngày nước thải sinh hoạt và các nguồn thải khác hầu như chưa qua xử lý mà thải trực tiếp ra kênh, sông. Theo khảo sát của Sở Tài nguyên và Môi trường TPHCM năm 2018 cho thấy, hầu hết nguồn nước mặt hệ thống kênh, rạch đang bị ô nhiễm nghiêm trọng, nguyên nhân là do tiếp nhận lượng lớn nước thải đã xử lý lẫn chưa xử lý của các cơ sở sản xuất, các cơ sở y tế, khám chữa bệnh, nhất là nước thải của 13 cụm công nghiệp đang hoạt động trên địa bàn các Quận 7, 8, 12, Bình Tân, Thủ Đức, Bình Chánh, Củ Chi, Hóc Môn. Nồng độ các chất ô nhiễm nước mặt trong hệ thống kênh, rạch nội đô thành phố thường rất cao: chất rắn lơ lửng (SS), nhu cầu oxy sinh hóa (BOD₅), nhu cầu oxy hóa học (COD), NO₂⁻, NO₃⁻ gấp từ 2–5 lần, thậm chí 10–20 lần so với quy chuẩn (QCVN 08:2008/BTNMT) cho phép. Chính quyền đã nỗ lực cải tạo hệ thống kênh, rạch, xóa bỏ và di dời các khu nhà ở tạm bợ, đặc biệt ở hai hệ thống kênh Nhiêu Lộc–Thị Nghè (NL–TN) và Tàu Hũ–Bến Nghé (TH–BN) [7–8].

Để đánh giá tổng quát và định lượng về CLN, nhiều quốc gia trên thế giới [9–13], trong đó có Việt Nam [14–17] đã sử dụng Chỉ số chất lượng nước (Water Quality Index – WQI) [9–13]. WQI là một thông số “tổng hợp” được tính toán từ nhiều thông số CLN riêng biệt theo một phương pháp xác định. Thang điểm WQI thường là từ 0 (ứng với CLN xấu nhất) đến 100 (ứng với CLN tốt nhất). Với WQI, có thể giám sát diễn biến tổng quát về CLN, so sánh được chất lượng nước các sông, kênh, rạch, thông tin cho cộng đồng và các nhà hoạch định chính sách hiệu về CLN, có thể bản đồ hoá CLN.... Với những ưu điểm đó, hiện nay WQI được xem là một công cụ hữu hiệu phục vụ quản lý nguồn nước.

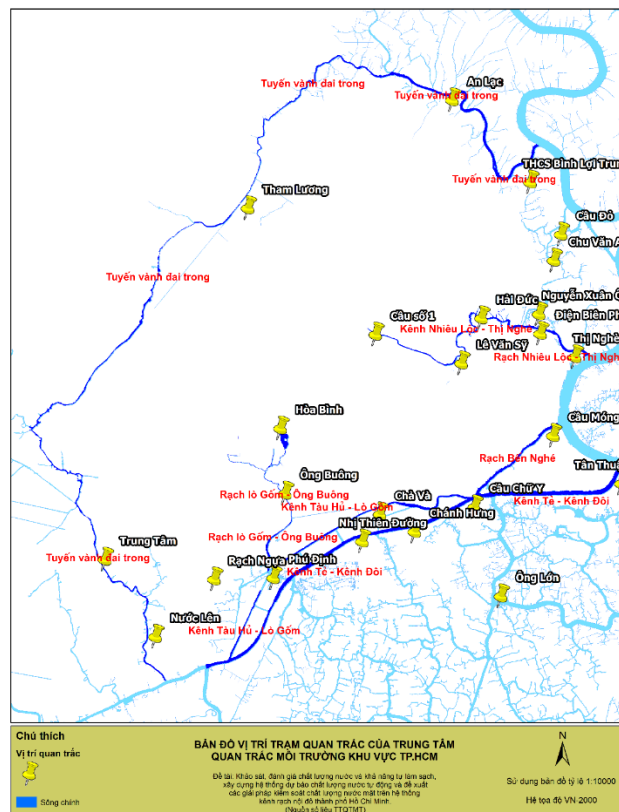
Nghiên cứu phân vùng chất lượng nước theo WQI và đánh giá khả năng sử dụng các nguồn nước sông, kênh rạch đã được khá nhiều nghiên cứu thực hiện ở Việt Nam. Các kết quả nghiên cứu đã nêu rõ diễn biến chất lượng nước các sông rạch chính theo không gian và thời gian; thiết lập hệ thống WQI phù hợp áp dụng cho từng sông, kênh rạch cho các khu vực nghiên cứu khác nhau [18–20]. Các nghiên cứu về phân vùng CLN áp dụng cho khu vực TPHCM hầu hết có phạm vi không gian nghiên cứu tập trung vào các đối tượng cụ thể như dòng chính trên sông Sài Gòn, các kênh có các vấn đề lớn về ô nhiễm hay tiếp nhận nước thải từ các KCN, còn chi tiết ch toàn bộ hệ thống kênh rạch nội đô thành phố thì vẫn còn bỏ ngõ do khó khăn về thiếu nguồn dữ liệu để tính toán. Chính vì vậy, nghiên cứu này đã thực hiện việc xây dựng bản đồ phân vùng CLN trên hệ thống kênh rạch nội đô thành phố, sau khi đã thu thập toàn bộ số liệu CLN từ Trung tâm Quan trắc môi trường thành phố (từ năm 2012–2020 [21]; và tiến hành quan trắc bổ sung các thông số CLN trên toàn bộ hệ thống kênh rạch (5 kênh), thực hiện nhiều đợt đo các thông số CLN tại toàn bộ các cửa xả (183 cửa xả) vào hệ thống kênh rạch nội đô thành phố [22].

Đề lập và hiển thị bản đồ phân vùng CLN, nghiên cứu này đã thực hiện xây dựng công cụ với ba chức năng chính sau: Nội suy, phân tích khách quan từ số liệu khảo sát và tính toán để chuyển về số liệu trên các nút lưới đều trong không gian; Thực hiện các phép toán thể hiện bản đồ phân bố bằng đường đồng mức và bằng tô màu vùng cùng giá trị; Chồng lớp với các lớp bản đồ nền: giao thông, thủy hệ, nhà ở dân cư, hiển thị bản đồ phân vùng lên bản đồ nền GIS.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu là toàn bộ lưu vực năm hệ thống kênh rạch chính trong nội đô TP HCM gồm: kênh Nhiêu Lộc–Thị Nghè, Tân Hoá–Lò Gốm, Tàu Hũ–kênh Đò–kênh Tẻ, Bến Nghé và Tham Lương–Bến Cát–Vàm Thuật với tổng chiều dài khoảng 55 km (Hình 1).



Hình 1. Bản đồ vùng nghiên cứu chính bao gồm 5 hệ thống kênh rạch chính vùng nội thành và vị trí các trạm quan trắc CLN [21–22].

- Hệ thống kênh Nhiêu Lộc–Thị Nghè: hệ thống thoát nước chính tự nhiên cho nhiều lưu vực thuộc các quận nội thành TPHCM (Tân Bình, Gò Vấp, Phú Nhuận, Bình Thạnh, quận 10, quận 3 và quận 1) đổ ra sông Sài Gòn. Hệ thống có lưu vực khoảng gần 3.000 ha, chiều dài dòng chính của kênh là 9.470 m, các chi lưu có chiều dài tổng cộng 8.716 m. Dọc theo kênh có 59 cửa xả.

- Hệ thống kênh Tân Hoá–Lò Gốm: nằm trong khu cận trung tâm của nội thành, tuyến kênh chính có có diện tích khoảng 1.484 ha, chiều dài khoảng 7,6 km chạy từ hướng Đông Bắc xuống Tây Nam thành phố đi ngang qua các quận: Tân Bình, quận 11, quận 6, quận 8. Dọc theo kênh có 48 cửa xả.

- Hệ thống kênh Tàu Hũ–kênh Đò–kênh Tẻ: nằm ngay ở phía Nam trung tâm thành phố. Hệ thống kênh này chảy qua 7 quận: 4, 5, 6, 7, 8 và 11 với tổng độ dài 19,5 km. Dọc theo kênh có 5 cửa xả chính.

- Hệ thống kênh Bến Nghé: bắt đầu từ cửa sông Sài Gòn đến cầu chữ Y dài 3,15 km. Dọc theo kênh có 22 cửa xả.

- Hệ thống kênh Tham Lương–Bến Cát–Vàm Thuật: tuyến kênh quan trọng ở phía Bắc thành phố. Tuyến kênh dài 12 km, trong đó đoạn Vàm Thuật hiện còn rất rộng, lưu thông thủy và thoát nước khá tốt. Riêng đoạn kênh Tham Lương, từ cầu Chợ Cầu đến thượng nguồn đã bị bồi lấp, thu hẹp dòng chảy. Dọc theo kênh có 49 cửa xả.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Tính toán chỉ số WQI để đánh giá chất lượng môi trường nước kênh, rạch

a) Tính toán chỉ số WQI

Để mô tả định lượng về CLN và khả năng sử dụng của nguồn nước đó, nghiên cứu sử dụng chỉ số WQI – Water Quality Index. Phương pháp tính WQI được thực hiện theo hướng dẫn Kỹ thuật tính toán và công bố chỉ số chất lượng nước của Việt Nam (VN–WQI) ban hành theo Quyết định số 1460/QĐ–TCMT ngày 12 tháng 11 năm 2019 của Tổng cục Môi trường [23]. Số liệu tính toán WQI tuân theo cách sử dụng số liệu để tính toán VN–WQI.

Tính toán WQI thông số

Nhiệt độ, pH, BOD, COD, DO, N–NH₄⁺, P–PO₄³⁻, Ecoli và tổng Coliform, (trong đó N–NO₃⁻ không được quan trắc trong bộ số liệu của Trung tâm quan trắc môi trường – Chi cục Bảo vệ môi trường – Sở Tài nguyên và Môi trường TPHCM) theo công thức sau:

$$WQI_{SI} = \frac{q_i - q_{i+1}}{BP_{i+1} - BP_i} (BP_{i+1} - C_p) + q_{i+1} \quad (1)$$

Trong đó BP_i là nồng độ giới hạn dưới của giá trị thông số đo được quy định trong Bảng 1 tương ứng với mức i; BP_{i+1} là nồng độ giới hạn trên của giá trị thông số quan trắc được quy định trong Bảng 1 tương ứng với mức i+1; q_i là giá trị WQI ở mức i đã cho trong bảng tương ứng với giá trị BP_i; q_{i+1} là giá trị WQI ở mức i+1 cho trong bảng tương ứng với giá trị BP_{i+1}; C_p là giá trị của thông số quan trắc được đưa vào tính toán.

Bảng 1. Quy định các giá trị q_i và BP_i cho các thông số.

I	q _i	Giá trị BP _i quy định đối với từng thông số						
		BOD ₅	COD	N–NH ₄	N–NO ₃	P–PO ₄	Coliform	E. coli
		mg/L					MPN/100 mL	
1	100	≤4	≤10	<0,3	≤2	≤0,1	≤2.500	≤20
2	75	6	15	0,3	5	0,2	5.000	50
3	50	15	30	0,6	10	0,3	7.500	100
4	25	25	50	0,9	15	0,5	10.000	200
5	10	≥50	≥150	≥5	≥15	≥4	>10.000	>200

Trường hợp giá trị C_p của thông số trùng với giá trị BP_i đã cho trong bảng, thì xác định được WQI của thông số chính bằng giá trị q_i tương ứng.

Tính WQI đối với thông số DO

Tính toán thông qua giá trị DO% bão hòa:

Bước 1: Tính giá trị DO bão hòa theo công thức:

$$DO_{\text{bão hòa}} = 14,652 - 0,41022T + 0,0079910 T^2 - 0,000077774 T^3$$

T là nhiệt độ môi trường tại thời điểm quan trắc (°C).

- Tính giá trị DO% bão hòa:

$$DO_{\% \text{bão hòa}} = DO_{\text{hòa tan}} / DO_{\text{bão hòa}} \times 100$$

DO_{hòa tan} là giá trị DO quan trắc được (mg/l).

Bước 2: Tính giá trị WQI_{DO}

$$WQI_{SI} = \frac{q_{i+1} - q_i}{BP_{i+1} - BP_i} (C_p - BP_i) + q_i \quad (2)$$

Trong đó C_p là giá trị DO% bão hòa; $BP_i, BP_{i+1}, q_i, q_{i+1}$ là các giá trị tương ứng với mức $i, i+1$ trong Bảng 2.

Bảng 2. Quy định các giá trị BPI và q_i đối với DO% bão hòa.

i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BP_i	<20	20	50	75	88	112	125	150	200	>200
q_i	10	25	50	75	100	100	75	50	25	10

Nếu DO% bão hòa < 20 hoặc DO% bão hòa > 200, thì $WQI_{DO} = 10$

Nếu $20 < DO\% \text{ bão hòa} < 88$, thì WQI_{DO} tính theo công thức (2) và sử dụng Bảng 2.

Nếu $88 \leq DO\% \text{ bão hòa} \leq 112$, thì $WQI_{DO} = 100$

Nếu $112 < DO\% \text{ bão hòa} < 200$, thì WQI_{DO} tính theo công thức (1) và sử dụng Bảng 1.

Tính giá trị WQI đối với thông số pH

Bảng 3. Quy định các giá trị BPI và q_i đối với thông số pH.

i	1	2	3	4	5	6
BP_i	< 5,5	5,5	6	8,5	9	> 9
q_i	10	50	100	100	50	10

Nếu $pH < 5,5$ hoặc $pH > 9$, thì $WQI_{pH} = 10$

Nếu $5,5 < pH < 6$, thì WQI_{pH} tính theo công thức 2 và sử dụng Bảng 3.

Nếu $6 \leq pH \leq 8,5$, thì $WQI_{pH} = 100$.

Nếu $8,5 < pH < 9$, thì WQI_{pH} tính theo công thức 1 và sử dụng Bảng 3.

b) Tính toán WQI

Sau khi tính WQI đối với từng thông số nêu trên, tính toán WQI cuối cùng được áp dụng theo công thức sau:

$$WQI_{SI} = \frac{WQI_I}{100} \times \frac{\left(\prod_{i=1}^n WQI_{II} \right)^{1/n}}{100} \times \frac{\left(\prod_{i=1}^m WQI_{III} \right)^{1/m}}{100} \times \left[\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k WQI_{IV} \times \frac{1}{l} \sum_{i=1}^l WQI_V \right]^{1/2} \quad (3)$$

Trong đó WQI_I là kết quả tính toán đối với thông số nhóm I (pH); WQI_{II} là kết quả tính toán đối với các thông số nhóm II (không có); WQI_{III} là kết quả tính toán đối với các thông số nhóm III (không có); WQI_{IV} là kết quả tính toán đối với các thông số nhóm IV (DO, BOD₅, COD, N-NH₄, N-NO₃, P-PO₄); WQI_V là kết quả tính toán đối với thông số nhóm V (Coliform, Ecoli).

So sánh chỉ số chất lượng nước đã được tính toán:

Bảng 4. Các mức VN_WQI và sự phù hợp với mục đích sử dụng.

Khoảng giá trị WQI	Chất lượng nước	Phù hợp với mục đích sử dụng	Màu sắc
91-100	Rất tốt	Sử dụng tốt cho mục đích cấp nước sinh hoạt	Xanh nước biển
76-90	Tốt	Sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt nhưng cần các biện pháp xử lý phù hợp	Xanh lá cây
51-75	Trung bình	Sử dụng cho mục đích tưới tiêu và các mục đích tương đương khác	Vàng

Khoảng giá trị WQI	Chất lượng nước	Phù hợp với mục đích sử dụng	Màu sắc
26–50	Kém	Sử dụng cho giao thông thủy và các mục đích tương đương khác	Da cam
10–25	Ô nhiễm nặng	Nước ô nhiễm nặng, cần các biện pháp xử lý trong tương lai	Đỏ
<10	Ô nhiễm rất nặng	Nước ô nhiễm độc, cần có biện pháp khắc phục, xử lý	Nâu

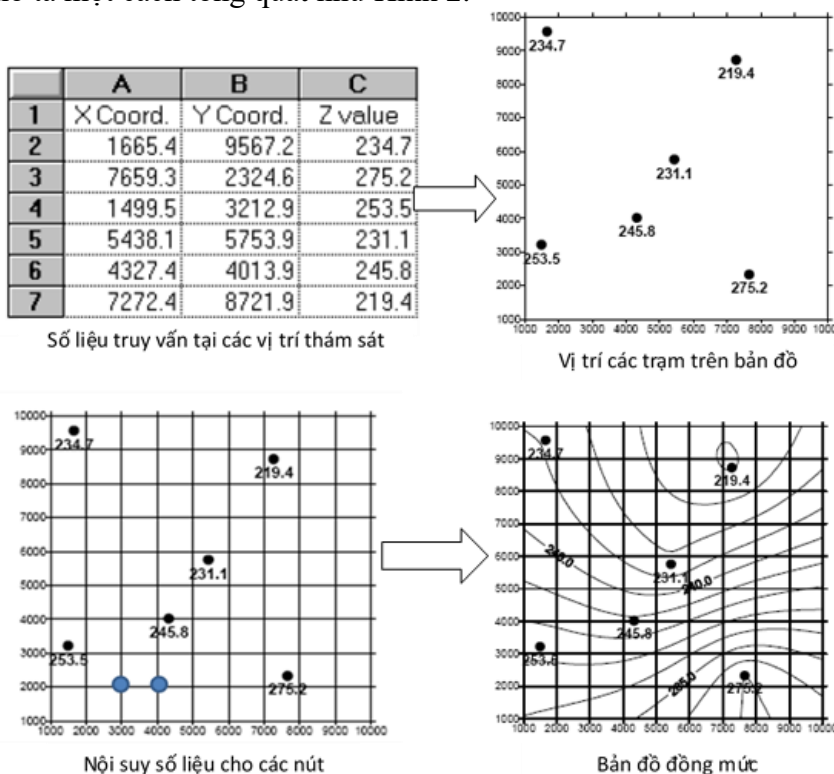
2.2.2. Phương pháp xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước dựa trên kết quả quan trắc

Để lập và hiển thị bản đồ phân vùng CLN, nghiên cứu đã thực hiện xây dựng công cụ với ba chức năng chính sau:

- Nội suy, phân tích khách quan từ số liệu khảo sát và tính toán để chuyển về số liệu trên các nút lưới đều trong không gian.
- Thực hiện các phép toán thể hiện bản đồ phân bố bằng đường đồng mức và bằng tô màu vùng cùng giá trị.
- Chồng lớp với các lớp bản đồ nền: giao thông, thủy hệ, nhà ở dân cư..., hiển thị bản đồ phân vùng lên bản đồ nền GIS.

a) Lập bản đồ phân bố

Nội suy hay Phân tích khách quan là một quá trình biến đổi thông tin từ những vị trí thám sát được phân bố ngẫu nhiên trong không gian thành số liệu trên những nút lưới điều hòa trong không gian. Ngoài khả năng tái tạo, một sơ đồ phân tích khách quan còn thực hiện nội suy tron, phát hiện và khử đi số liệu xấu, và thực hiện phân tích nội bộ kiên định. Quá trình được mô tả một cách tổng quát như Hình 2:



Hình 2. Mô tả tổng quát các bước thiết lập bản đồ phân vùng chất lượng nước.

Nghiên cứu lựa chọn phương pháp Kriging để tính toán nội suy lưới số liệu chất lượng nước. Phương pháp nội suy Kriging tính toán gần đúng các giá trị chưa biết bằng công thức nội suy tuyến tính có trọng số của các giá trị thám sát:

$$\hat{v} = \sum_{j=1}^n w_j \times v_j; \sum_{j=1}^n w_j = 1 \quad (4)$$

Trong đó \hat{v} : giá trị chưa biết, cần tính toán; w_j : Hàm trọng số; v_j : Giá trị tại các điểm thám sát.

Sai số r_i của hàm nội suy tuyến tính được xác định bằng sai số giữa tính toán và thám sát tại cùng một điểm:

$$\tau_i = \hat{v} - v_i \quad (5)$$

Sai số trung bình được tính toán theo công thức:

$$m_\tau = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \tau_i = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (\hat{v}_i - v_i) \quad (6)$$

Khi đó sai số khác biệt là:

$$\delta_R^2 = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (\tau_i - m_\tau)^2 = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \left[\hat{v}_i - v_i - \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (\hat{v}_i - v_i) \right]^2 \quad (7)$$

b) Hiện thị bản đồ phân bố

Kết quả truy vấn, nội suy bằng phương pháp trình bày trong phần 1 là các lưới số liệu với các nút lưới là các giá trị nội suy tương ứng. Để hiện thị bản đồ phân vùng CLN, cần thực hiện các bước sau:

- Nội suy số liệu CLN tại các điểm khảo sát để tạo lưới số liệu CLN tương ứng.
- Chồng lớp với các lớp GIS: thủy hệ để thể hiện bản đồ phân bố CLN.
- Thể hiện các giá trị CLN từng ô được chia tương ứng với các mặt cắt sông, kênh-rạch.

Để xây dựng bản đồ phân vùng chất lượng nước bằng áp dụng phương pháp nội suy theo khoảng cách giữa các điểm quan trắc và các điểm mặt cắt sông. Cụ thể: số điểm quan trắc thường xuyên gồm 48 điểm quan trắc, số điểm quan trắc bổ sung do đề tài thực hiện là 183 điểm tại cửa xả nước thải. Hệ thống kênh rạch nội đô được đề tài chia thành 209 mặt cắt (số liệu từ Trung tâm Quản lý Hạ tầng kỹ thuật). Các số liệu chất lượng nước và WQI tại các điểm đo trong một đoạn kênh-rạch được tính toán nội suy cho các mặt cắt thuộc đoạn kênh rạch đó, kết quả sẽ có được các giá trị nội suy cho các mặt cắt. Bước tiếp theo là thực hiện hiện thị đa giác mà mặt cắt đại diện với màu tương ứng với giá trị chất lượng nước, chồng lớp với các lớp bản đồ GIS để có được kết quả bản đồ phân vùng chất lượng nước.

3. Kết quả và thảo luận

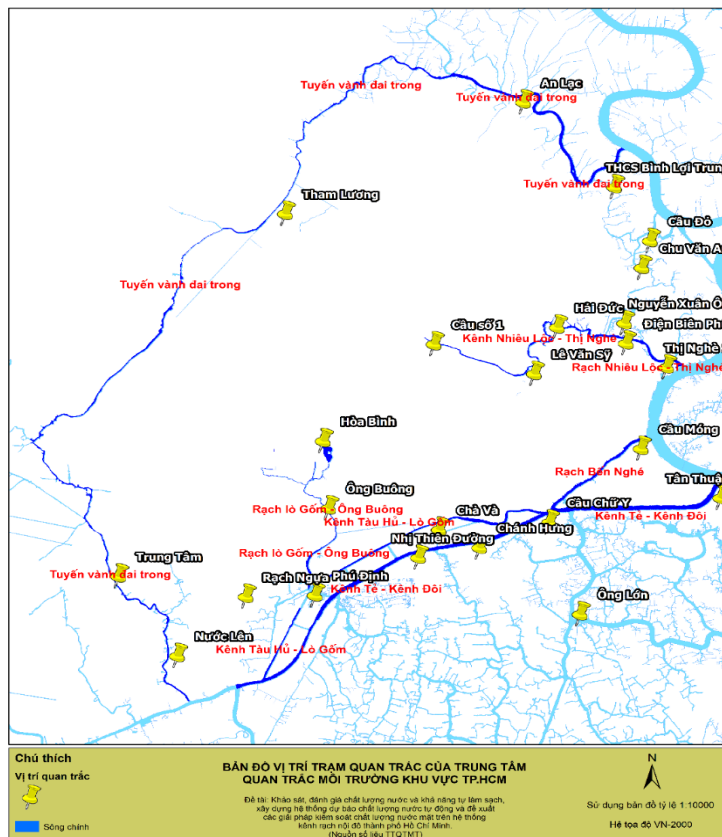
3.1. Số liệu quan trắc CLN trên kênh rạch nội đô TPHCM phục vụ tính toán và xây dựng bản đồ

3.1.1. Số liệu thu thập từ Trung tâm Quan trắc Môi trường thành phố

Các trạm quan trắc nước kênh, rạch: Năm 2001, hệ thống quan trắc CLN của TPHCM bổ sung 10 trạm quan trắc trên các kênh, rạch chính nội thành gồm: Cầu Tham Lương, Cầu An Lộc (Tham Lương–Bến Cát–Vàm Thuật), Cầu Lê Văn Sỹ, Cầu Điện Biên Phủ (NL–TN), Cầu Chà Và, Cầu Nhị Thiên Đường, Bến Phú Định, Rạch Ruột Ngựa (Bến Nghé–Tàu Hủ–Đôi–Tè), Cầu Ông Buông, Cầu Hoà Bình (Tân Hoà–Lò Góm). Năm 2014, bổ sung thêm 05 trạm quan trắc gồm Cầu số 1, Hải Đức, Thị Nghè 2, Cầu Chữ Y, Cầu Móng, nâng tổng số trạm quan trắc kênh, rạch lên 15 trạm, hiện nay số lượng trạm quan trắc là 24 trạm (Hình 3).

Tần suất quan trắc: Năm 2001 đến tháng 01/2005, quan trắc 02 lần/năm vào mùa khô (tháng 4) và mùa mưa (tháng 9). Từ tháng 01/2005, quan trắc CLN kênh, rạch nội thành tăng tần suất từ 02 lần lên 04 lần/năm (vào các tháng 2, 4, 9 và tháng 11). Từ năm 2014 đến nay, quan trắc CLN một tháng/lần và quan trắc bùn đáy 01 quý/lần.

Thông số quan trắc: gồm pH, nhiệt độ, DO, độ đục, độ dẫn điện/độ mặn, TSS, BOD₅, COD, PO₄³⁻, NH₄⁺, kim loại nặng (Pb, Cr, Cd, Cu, Mn), E.Coli và Coliform, dầu mỡ (Tiêu chuẩn so sánh: QCVN 08–MT:2015/BTNMT loại B2). Từ năm 2014 quan trắc thêm các chỉ tiêu kim loại nặng trong bùn đáy (Pb, As, Hg, Cd, Cu, Mn), độ kiềm, tổng-N, tổng-P, H₂S.



Hình 3. Hệ thống kênh, rạch và vị trí các trạm quan trắc CLN kênh, rạch TPHCM [21–22].

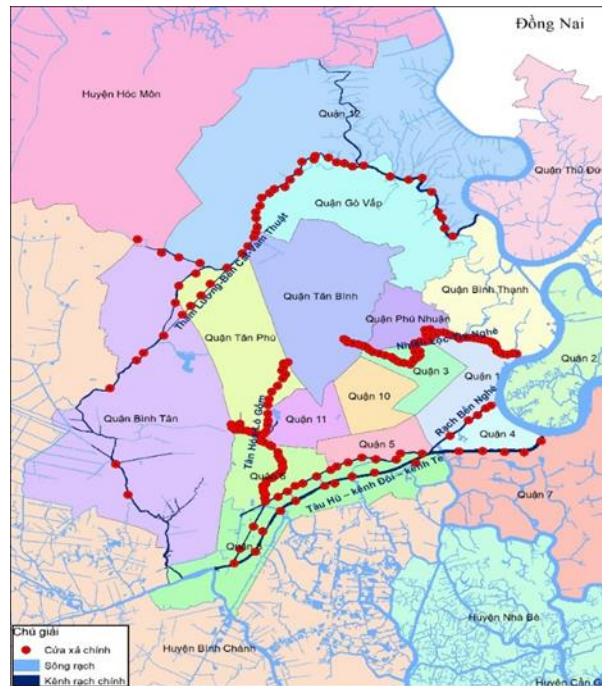
3.1.2. Số liệu quan trắc bổ xung từ nghiên cứu

Đợt đo số 1: Để đánh giá chất lượng nước kênh rạch theo chỉ số WQI theo thông tư số 279/QĐ–TCMT: Nghiên cứu đã xác định được các vị trí quan trắc chất lượng nguồn nước mặt. Các thông số thường được sử dụng để tính WQI là các thông số được quy định trong QCVN 08:2009/BTNMT bao gồm: pH, TSS, độ đục, nhiệt độ, DO, BOD, COD, Tổng P, Tổng N, Tổng coliform (Bảng 5).

Bảng 5. Thông số và tần suất quan trắc (bổ sung).

Lưu vực	Tổng vị trí quan trắc	Thông số quan trắc	Tần suất
Nhiêu Lộc–Thị Nghè	1	pH, TSS, độ đục, nhiệt độ, DO, BOD, COD,	Lấy mẫu 1 lần/tháng tại 2
Tân Hóa–Lò Gốm	1	Tổng P, Tổng N, Tổng coliform	thời điểm đỉnh triều và chân triều
Kênh Tẻ–Kênh Đò	1		trong 12 tháng
Kênh Tàu Hũ–Bến Nghé	1		
Kênh TLương–BCát–VThuật	1		
5 hệ thống kênh rạch	5	10	

Đợt đo số 2: Để xác định được mức độ xả thải vào hệ thống kênh rạch, đánh giá CLN và làm số liệu đầu vào cho mô hình chất lượng nước kênh rạch. Với các thành phần quan trắc sau: BOD₅, COD, DO, Tổng N và Tổng P. Vị trí và tần suất quan trắc được thể hiện như trong hình 4 và bảng 6.



Hình 4. Hệ thống kênh, rạch và vị trí quan trắc bổ sung tại các cửa xả vào kênh, rạch nội đô thành phố [22].

Bảng 6. Thông số và tần suất quan trắc [22].

Lưu vực	Tổng số vị trí quan trắc	Thông số quan trắc	Tần suất
Nhiêu Lộc–Thị Nghè	52	BOD ₅ ,	Đợt đầu vào 1 ngày
Tân Hóa–Lò Gõm	48	COD,	tháng 6;
Kênh Tẻ–Kênh Đôi	11	DO, Tổng	Đợt thứ 2 vào 1 ngày
Kênh Tàu Hũ–Bến Nghé	22	N và	tháng 10;
Kênh T. Lương–B. Cát–V.Thuật	50	Tổng P	Mỗi ngày đo 2 lần lúc
5 hệ thống kênh rạch	183	5	triều đạt chân và đỉnh

3.2. Phân vùng chất lượng nước kênh mùa khô giai đoạn 2012–2021

3.2.1. Phân bố và vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh

Căn cứ vào kết quả tính toán giá trị WQI của kênh theo các năm được tổng hợp trong hình 6, chỉ số chất lượng nước WQI tại các điểm đo trên hệ thống kênh nội đô, phân vùng chất lượng nước mùa khô có tính tới số liệu quan trắc chất lượng nước bổ sung được thể hiện trong bản đồ hình 5.

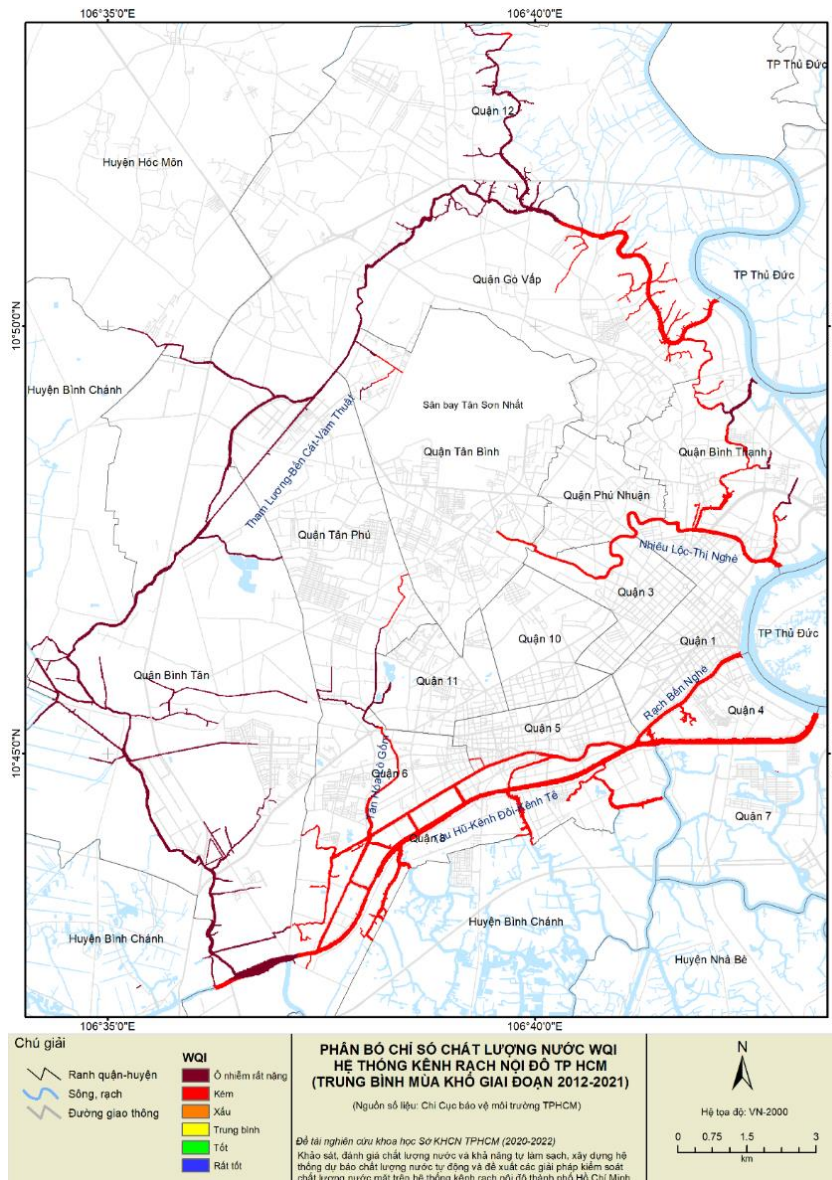
3.2.2. Đánh giá chất lượng nước

Phân bố mức chất lượng nước trong hệ thống kênh mùa khô giai đoạn (2012–2021) cho thấy vùng chất lượng nước trung bình (mức 4) chủ yếu tại khu vực cửa ra của các kênh rạch. Chất lượng nước hệ thống kênh ở mức xấu (mức 3) đến kém (mức 2) tập trung khu vực giữa tuyến kênh, đặc biệt là kênh Tân Hóa Lò Gõm và khu vực kênh Tham Lương (Hình 6).

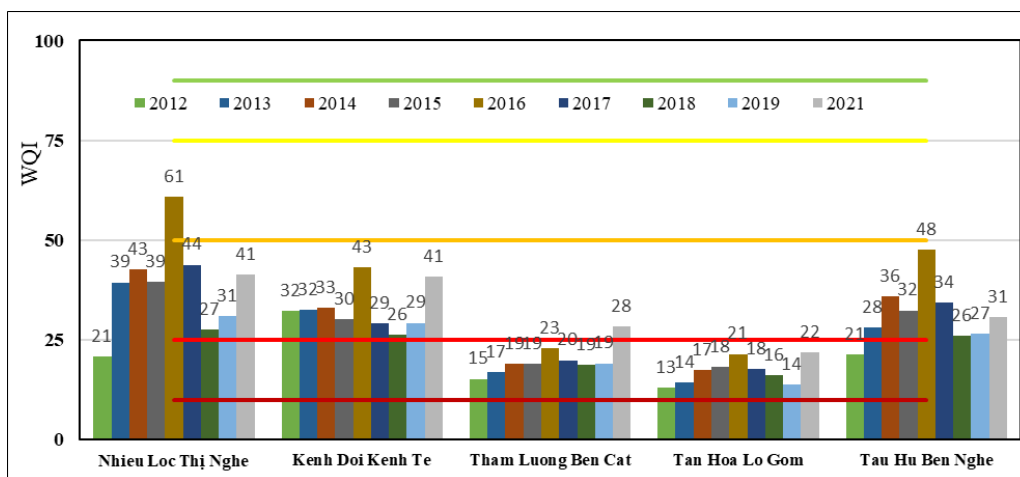
Đối với các tuyến kênh đã được cải tạo như Nhiêu Lộc Thị Nghè, Tàu Hũ Bến Nghé có sự biến động chất lượng nước khá lớn ngay trong mùa khô giữa 2 giai đoạn trước và sau cải tạo.

Các kênh còn lại chưa cải tạo như Kênh Đôi, Kênh Tẻ, Tham Lương Bến Cát Vàm Thuật, chất lượng nước giữa các mùa khô các năm không biến động nhiều.

Tính trung bình chất lượng mùa khô giai đoạn 2012–2021, chất lượng nước hệ thống kênh rạch nội đô Thành phố phổ biến ở mức 2 và 3 (xấu, kém).



Hình 5. Phân vùng CLN mùa khô tại các vị trí đo đạc trong hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.

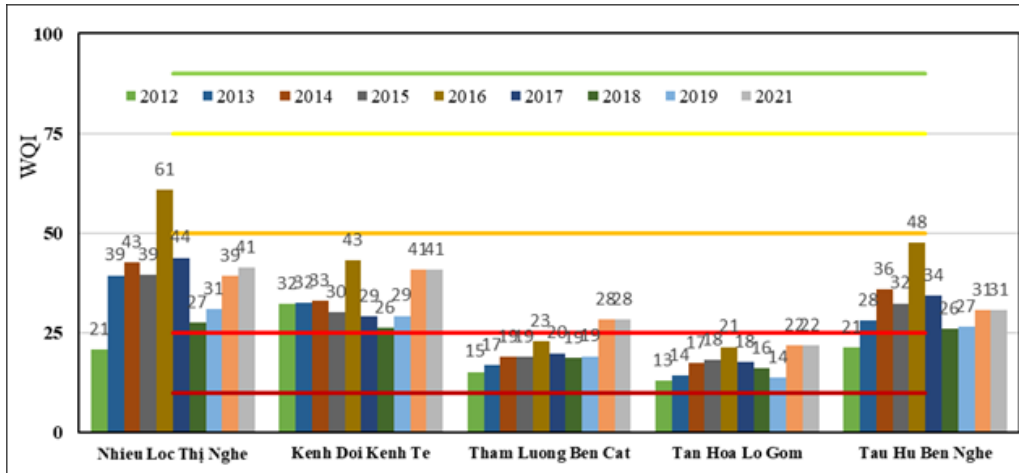


Hình 6. Phân bố chất lượng nước mùa khô tại các vị trí đo đạc trên hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.

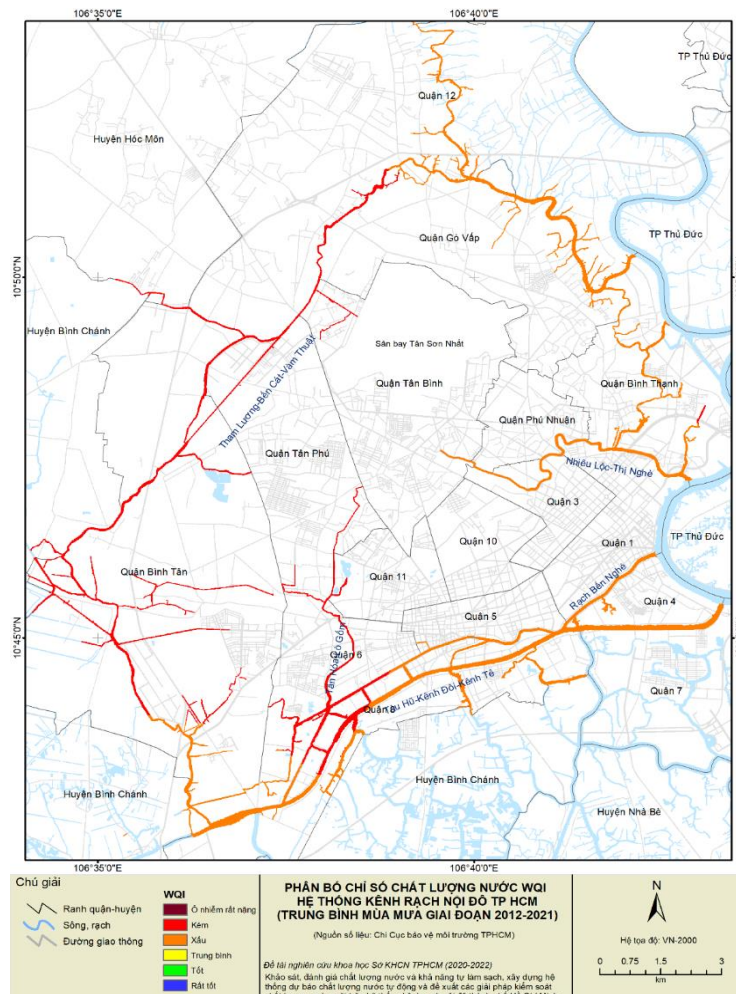
3.3. Phân vùng chất lượng nước kênh mùa mưa giai đoạn 2012–2021

3.3.1. Phân bố và vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh

Căn cứ vào kết quả tính toán giá trị WQI của kênh theo các năm được tổng hợp trong hình 7, chỉ số chất lượng nước WQI tại các điểm đo trên hệ thống kênh nội đô, phân vùng chất lượng nước mùa mưa có tính tới số liệu quan trắc chất lượng nước bổ sung được thể hiện trong bản đồ hình 8.



Hình 7. Phân bố chất lượng nước mùa mưa tại các vị trí đo đặc trên hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.



Hình 8. Phân vùng CLN mùa mưa tại các vị trí đo đặc trong hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.

3.3.2. Đánh giá chất lượng nước

Phân bố mức chất lượng nước trong hệ thống kênh mùa mưa giai đoạn (2012–2021) cho thấy vùng chất lượng nước trung bình (mức 4) chủ yếu tại khu vực cửa ra của các kênh rạch. Chất lượng nước hệ thống kênh ở mức xấu (mức 3) đến kém (mức 2) tập trung khu vực giữa tuyến kênh, đặc biệt là kênh Tân Hóa Lò Gốm và khu vực kênh Tham Lương. So với mùa khô, chất lượng nước tùy theo điều kiện mạng lưới kênh rạch, khả năng kết nối,... mà mức độ có thay đổi. Nhưng nhìn chung, mức độ thay đổi chất lượng giữa hai mùa không nhiều và không có tính khác biệt trên tuyến trục chính của từng kênh.

Đối với các tuyến kênh đã được cải tạo như Nhiêu Lộc Thị Nghè, Tàu Hủ Bến Nghé có sự biến động chất lượng nước khá lớn ngay trong mùa mưa giữa 2 giai đoạn trước và sau cải tạo.

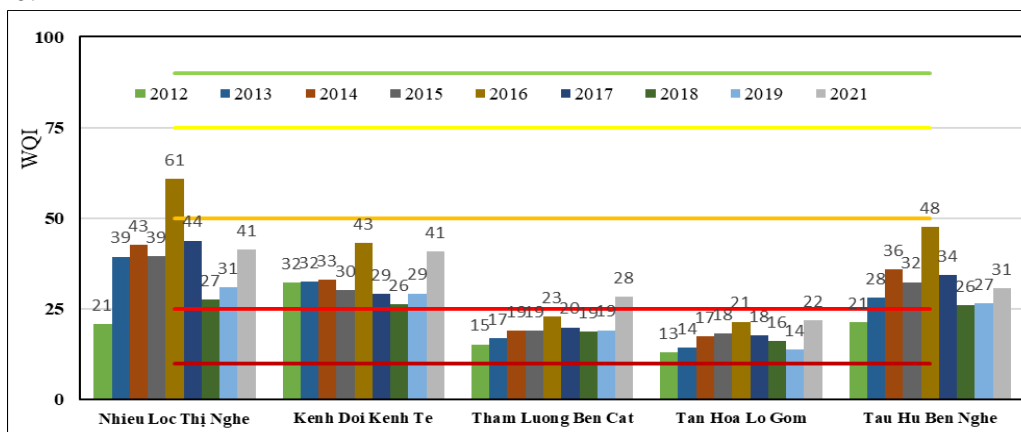
Các kênh còn lại chưa cải tạo như Kênh Đôi, Kênh Tẻ, Tham Lương Bến Cát Vàm Thuật, chất lượng nước giữa các mùa mưa các năm không biến động nhiều. Duy có năm 2016 với lượng mưa hạn chế trên toàn vùng Nam Bộ điều này có sự biến động đáng kể về chất lượng với các năm trước và sau.

Tính trung bình chất lượng mùa mưa giai đoạn 2012–2021, chất lượng nước hệ thống kênh rạch nội đô Thành phố phổ biến ở mức 2 và 3 (xấu, kém).

3.4. Phân vùng chất lượng nước kênh trung bình năm giai đoạn 2012–2021

3.4.1. Phân bố và vùng chất lượng nước trong hệ thống kênh

Căn cứ vào kết quả tính toán giá trị WQI của kênh theo các năm như trong hình 9, chỉ số chất lượng nước WQI tại các điểm đo trên hệ thống kênh nội đô, phân vùng chất lượng nước năm có tính tới số liệu quan trắc chất lượng nước bổ sung được thể hiện trong bản đồ hình 10.



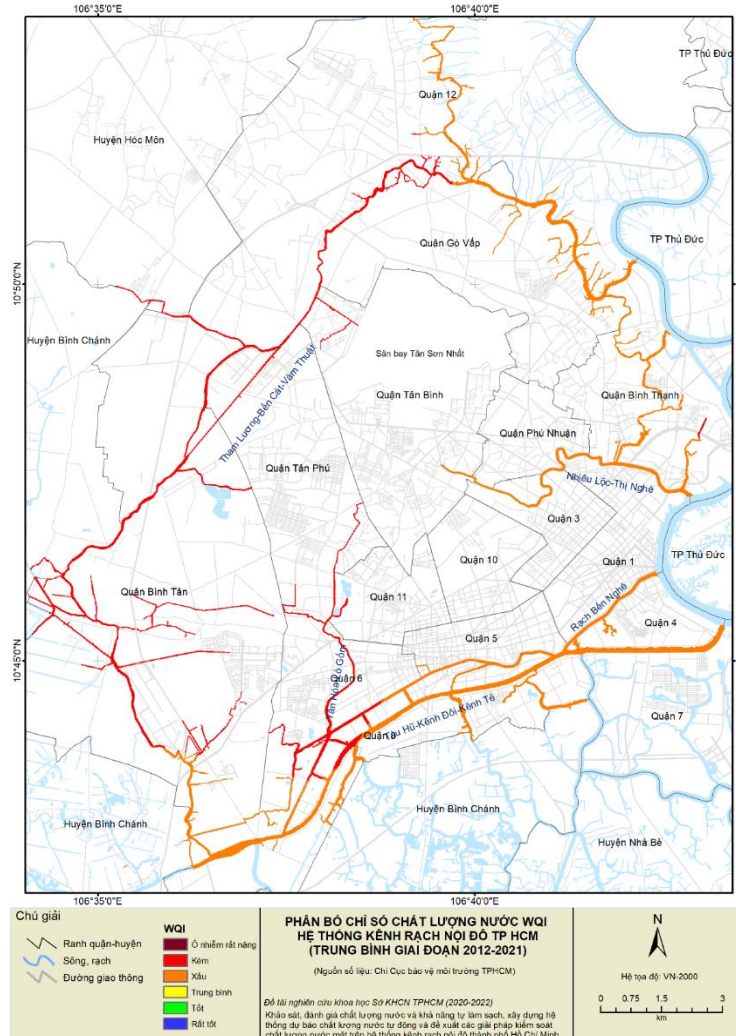
Hình 9. Phân bố chất lượng nước năm tại các vị trí đo đặc trên hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.

3.4.2. Đánh giá chất lượng nước

Phân bố mức chất lượng nước trong hệ thống kênh năm giai đoạn (2012–2021) cho thấy vùng chất lượng nước trung bình (mức 4) chủ yếu tại khu vực cửa ra của các kênh rạch. Chất lượng nước hệ thống kênh ở mức xấu (mức 3) đến kém (mức 2) tập trung khu vực giữa tuyến kênh, đặc biệt là kênh Tân Hóa Lò Gốm và khu vực kênh Tham Lương. So với mùa khô, mùa mưa, chất lượng nước năm tùy theo điều kiện mạng lưới kênh rạch, khả năng kết nối,... mà mức độ có thay đổi. Nhưng nhìn chung, mức độ thay đổi chất lượng giữa hai mùa không nhiều và không có tính khác biệt trên tuyến trục chính của từng kênh. Đối với các tuyến kênh đã được cải tạo như Nhiêu Lộc Thị Nghè, Tàu Hủ Bến Nghé có sự biến động chất lượng nước khá lớn giữa 2 giai đoạn trước và sau cải tạo. Tuy nhiên, hiện tại chất lượng nước của chúng đều có dấu hiệu suy giảm so với năm đầu sau cải tạo.

Các kênh còn lại chưa cải tạo như Kênh Đồi, Kênh Tẻ, Tham Lương Bến Cát Vàm Thuật, chất lượng nước giữa các năm không biến động nhiều. Duy có năm 2016 với lượng mưa hạn chế trên toàn vùng Nam Bộ điều này có sự biến động đáng kể về chất lượng với các năm trước và sau.

Tính trung bình chất lượng nước kênh rạch nội đô giai đoạn 2012–2021, chất lượng nước hệ thống kênh rạch nội đô Thành phố phổ biến ở mức 2 và 3 (xấu, kém).



Hình 10. Phân vùng CLN năm tại các vị trí đo đạc trong hệ thống kênh giai đoạn 2012–2021.

4. Kết luận

Tại nội dung này của nghiên cứu, căn cứ vào số liệu thu thập được và số liệu quan trắc chất lượng nước bổ sung, căn cứ vào kết quả tính toán giá trị WQI của kênh, rạch theo các năm, chỉ số chất lượng nước WQI tại các điểm đo trên hệ thống kênh nội đô, phân vùng chất lượng nước theo mùa khô, mùa mưa và trung bình năm được thể hiện trong bản đồ phân vùng chất lượng nước trong từng kênh rạch, cho toàn hệ thống kênh, rạch trung tâm thành phố.

Từ nguồn số liệu quan trắc và thu thập được, đề tài đã đánh giá được CLN cho cả hệ thống kênh, rạch khu vực trung tâm thành phố (gồm kênh, rạch đã được cải tạo và chưa được cải tạo); sử dụng phương pháp xây dựng bản đồ địa lý GIS đưa các kết quả thu thập được lên bản đồ để xây dựng bản đồ phân vùng CLN trong hệ thống kênh, rạch trung tâm thành phố; so sánh kết quả của bản đồ với những báo cáo về tình hình ô nhiễm nước trước đó (kiểm định bản đồ). Trên các kết quả tính toán cho thấy CLN trên 05 tuyến kênh trên địa bàn TPHCM có những đặc điểm sau:

Về xu hướng chung, CLN của 3 tuyến kênh đã cải tạo tại 2 năm đầu 2012–2013 và 2 năm cuối 2018–2019 trong chuỗi số liệu 2012–2019 thấp so với những năm giữa là từ 2014–

2017. Riêng 2 tuyến chưa cải tạo CLN của 2 tuyến có xu hướng khác nhau và nhìn chung giảm ở 2 năm 2018–2019.

Về mức độ ô nhiễm, CLN kênh NLTN về tổng thể có chỉ số WQI tốt nhất trong 3 tuyến và kênh THLG là kênh có chỉ số ô nhiễm cao nhất. KĐKT có CLN tốt hơn TLVT và CLN hàng năm tại KĐKT có chỉ số WQI biến động tăng giảm khá chênh lệch, trong khi kênh TLVT sự biến động rất nhỏ.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: N.V.H.; L.N.Q.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: L.T.P.T., N.V.H.; Xử lý số liệu: T.T.M.T., H.T.P.T.; P.T.V.T.; N.T.T.T., T.T.Đ.; Viết bản thảo bài báo: N.V.H.; Xây dựng bản đồ: T.T.T.T., P.T.H.T., T.T.L.; Chỉnh sửa bài báo: L.T.P.T.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Báo cáo kết quả quan trắc. Chi cục Bảo vệ Môi trường TPHCM, 2011.
2. Chi cục Bảo vệ Môi trường. Báo cáo giám sát chất lượng môi trường kênh rạch tỉnh Bình Dương ảnh hưởng đến kênh tiêu Ba Bò quận Thủ Đức, 2011.
3. Đức, L.X.H. Ô nhiễm kênh rạch ở TPHCM, Đại học dân lập Văn Lang, tháng 6/2010. Trục tuyến: <http://docx.vn/tai-lieu/24352/O-nhiem-kenh-rach-o-TPHCM.tailieu>.
4. Phương, T.T.N. Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm ở kênh Ba Bò và các giải pháp, Đại học dân lập Văn Lang, 2010. Trục tuyến: <http://docx.vn/tai-lieu/24449/Slide-o-nhiem-o-kenh-Ba-Bo.tailieu>.
5. Phúc, Đ.H. Kênh Ba Bò, hiện trạng ô nhiễm và ảnh hưởng của nó. Trục tuyến: www.scribd.com/doc/24224681/kenh-ba-bo.
6. Hệ thống kênh rạch tiêu thoát nước của TP.HCM. Trục tuyến: <http://yeuhoitrung.com/forum/showthread.php?6869-H%E1%BB%87-th%E1%BB%91ng-k%C3%AAnh-r%E1%BA%A1ch-ti%C3%AAu-tho%C3%A1t-n%C6%B0%E1%BB%9Bc-c%E1%BB%A7a-TP.HCM>.
7. Bộ Tài nguyên và Môi trường. Báo cáo Hiện trạng Môi trường Quốc gia giai đoạn 2016 – 2020. Nhà xuất bản Dân trí, 2021, tr. 191.
8. <http://www.donre.hochiminhcity.gov.vn/default.aspx>
9. Bhargava, D.S. Use of water quality index for river classification and zoning of Ganga river. *Environ. Pollut. B*: **1983**, 6, 51–67.
10. Bhargava, D.S. Water quality variations and control technology of Yamuna river. *Environ. Pollut. A*. **1985**, 37, 355–376.
11. Chaturvedi. M.K.; Bassin. J.K. Assessing the water quality index of water treatment plant and Bore wells. in Delhi. *India. Environ. Monit. Assess.* **2010**, 163, 449–453.
12. Prabodha, K.M.; Prerna, S.; Yogendra, P.G.; Ajay, Kumar.; Kaushala, P.M. Evaluation of Water Quality of Ganges River Using Water Quality Index Tool. The international journal published by the Thai Society of Higher Education Institutes on Environment. *Environ. Asia* **2015**, 8(1), 124–132.
13. Hefni, E.; Romanto, Y.W. Water quality status of Ciambulawung River. Banten Province. based on pollution index and NSF–WQI. *Procedia Environmental Sciences* 24, 2015, 228 – 237.
14. Hop, N.V.; To, T.C.; Tung, T.Q. Classification and zoning of water quality for three main rivers in Binh Tri Thien region (central Vietnam) based on Water Quality Index. *ASEAN J. Sci. Technol. Dev.* **2008**, 25(2), 435–444.
15. Hợp, N.V.; Thi, P.N.A.; Hung, N.M.; Tờ, T.C.; Cường, N.M. Đánh giá chất lượng nước sông Bò ở tỉnh Thừa Thiên Huế dựa vào chỉ số chất lượng nước (WQI). *Tạp chí Khoa học, Đại học Huế*, **2010**, 58, 77–85.

16. Giàu, V.T.N.; Tuyền, P.T.B.; Trung, N.H. Đánh giá biến động chất lượng nước mặt sông Cần Thơ giai đoạn 2010–2014 bằng phương pháp tính toán chỉ số chất lượng nước (WQI). *Tap chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ, Số chuyên đề: Môi trường và Biến đổi khí hậu* 2019, 55(2), 105–113.
17. Cục quản lý Tài nguyên nước và ADB TA 3892–VIE. Báo cáo hiện trạng môi trường lưu vực sông Đáy/Nhuệ, Đề tài quản lý chất lượng nước nền lưu vực sông Đáy/Nhuệ, 2007.
18. Hạnh, H.H.; Trung, T.Q.; Hà, N.T. Kinh nghiệm quốc tế về phân vùng môi trường trong quy hoạch bảo vệ môi trường. *Tap chí Môi trường số chuyên đề II năm 2017*.
19. Tú, C.A. Nghiên cứu xây dựng cơ sở khoa học về phân vùng chất lượng nước sông theo mục đích sử dụng – ứng dụng cho sông Nhuệ – sông Đáy. Luận án Tii Anh Tú, 2020. Nghiên cứu xây dựng cơ sở khoa học về phân vùng chất lượng nước sông Đáy/Nhuệ. Bộ Tài nguyên Môi trường.
20. Trình, L. Nghiên cứu xây dựng cơ sở khoa học về phân vùng chất lượng nước sông Đáy/Nhuệ. Bộ Tài nguyên Môi trường ứng dụng cho sông Nhuệ – sông Đáy. Luận án chuyên đề II năm 2017, 228–237.
21. <http://www.donre.hochiminhcity.gov.vn/default.aspx>.
22. <https://soxaydung.hochiminhcity.gov.vn/web/vi/home>.
23. Tổng Cục trưởng Tổng Cục Môi trường. Quyết định số 1460/QĐ–TCMT ngày 12/11/2019 về việc ban hành Hướng dẫn kỹ thuật tính toán và công bố chỉ số chất lượng nước Việt Nam (VN_WQI), Bộ Tài nguyên và Môi trường – Tổng Cục Môi trường.

Building a map of water quality zoning in the canal system in the inner city of Ho Chi Minh City based on monitoring results

Nguyen Viet Hung^{1*}, Le Ngoc Quyen², Le Thi Phuong Truc¹, Nguyen Thi Thu Thao¹, Huynh Thi Phuong Trang¹, Pham Thi Van Thao¹, Truong Thi Thuy Trang¹, Pham Truong Hoai Tham¹, Ta Thanh Lan¹, Tran Thi Mai Trang¹, Trần Thanh Đào¹

¹ Ho Chi Minh City Technical Infrastructure Management Center; nguyenvietthungtv@gmail.com; lethiphuongtruc@gmail.com; nguyenthao.goden@gmail.com; tranghuynhla1995@gmail.com; phamthivanthao@gmail.com; truongthithuytrang778@gmail.com; phamtruonghoaitam9895@gmail.com; thanhlan.bachkhoa@gmail.com

² Southern Regional Hydrometeorological Center; quyentccb@gmail.com

Abstract: Zoning of water quality based on usage conditions serves the purposes of environmental management and planning in general and urban environmental management in particular, including water quality. Water quality zoning map is often used as a multi-criteria assessment tool because it is easy to apply, adjust, and can integrate many different indicators. In which, GIS and remote sensing techniques are used to show the spatial distribution, according to the selected classification items. This study uses WQI standards to build a water quality zoning map in the inner city canal system of Ho Chi Minh City based on monitoring results collected from the City Environmental Monitoring Center (from 2012–2020) and from the additional monitoring data of this study (2021), from which to evaluate the change of water quality of 05 canals in the inner city of Ho Chi Minh City. The study applies the interpolation method according to the distance between monitoring points and canal cross-section points to build a water quality zoning map.

Keywords: Water quality; HCMC; WQI; Water quality zoning.

Bài báo khoa học

Đánh giá hiện trạng nồng độ các hợp chất PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) trong nước mặt Hồ Tây, Thành phố Hà Nội

Nguyễn Đình Sơn¹, Đỗ Hữu Tuấn^{1*}

¹ Khoa môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội. Địa chỉ: 334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân Hà Nội; nguyendinhsonhvl0123@gmail.com; tuandh@vnu.edu.vn

*Tác giả liên hệ: tuandh@vnu.edu.vn; Tel.: +84-2438584995

Ban Biên tập nhận bài: 17/1/2023; Ngày phản biện xong: 22/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: PAHs (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*) là các hợp chất có khả năng gây ung thư xuất hiện ngày càng phổ biến trong môi trường đất, nước, không khí, trầm tích. Nghiên cứu tiến hành đánh giá hiện trạng nồng độ các hợp chất PAHs trong nước Hồ Tây, thành Phố Hà Nội bằng các phương pháp khảo sát, lấy mẫu và phân tích mẫu, thống kê. Kết quả nghiên cứu cho thấy, nồng độ trung bình của các hợp chất PAHs dao động từ 0,88 ng/l đến 10,34 ng/l. Tổng hàm lượng các chất PAHs từ 1,80 ng/l đến 52,20 ng/l. Nồng độ PAHs tại các điểm quan trắc đều thấp hơn so với tiêu chuẩn của Mỹ (USEPA), Tổ chức Y tế Thế giới (WHO), Cộng đồng kinh tế Châu Âu (EEC). Các hợp chất PAHs chiếm tỉ lệ cao nhất trong số 16 hợp chất PAHs tại Hồ Tây là Naphthalene (21%), Anthracene (17%), Phenanthrene (12%). PAHs có nồng độ cao xuất hiện tại các vị trí có nhiều hoạt động của người dân tại các vị trí quan trắc phía Nam và phía Bắc của Hồ Tây.

Từ khóa: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; PAHs; Hồ Tây; Hà Nội.

1. Mở đầu

PAHs (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*) là các hợp chất có khả năng gây ung thư xuất hiện ngày càng phổ biến trong môi trường đất, nước, không khí, trầm tích. Sự phổ biến của chúng bắt nguồn từ các hoạt động phát triển kinh tế, sinh hoạt của người dân. PAHs tiềm ẩn nhiều nguy cơ rủi ro tới sức khỏe người dân [1–3] đặc biệt là việc sử dụng nước sinh hoạt nhiễm PAHs [4]. PAHs xâm nhập vào cơ thể có thể gây ra các bệnh ung thư [5–8], ảnh hưởng tới DNA [9–10]. Trên thế giới đã có nhiều nghiên cứu đánh giá về sự xuất hiện của PAHs trong môi trường không khí [3, 11, 12] đặc biệt là trong môi trường nước hồ [13–16] và trầm tích hồ [17–18]. Tại Tây Ban Nha, nghiên cứu của Hijosa–Valsero và các cộng sự tại một số hồ tại Mediterran cho thấy, nồng độ PAHs rất cao từ 200–1000 ng/l [15]. Tại Trung Quốc, nồng độ PAHs tại cửa sông Hoàng Hà được ghi nhận với nước mặt 11,84 to 393,12 ng/l và nước ngầm 8,51–402,84 ng/l [19]. Tại Ấn Độ Sự xuất hiện của PAHs trong nước hồ gắn liền với các hoạt động của con người. Các nguồn thải đổ vào hồ đặc biệt từ các hoạt động đốt nhiên liệu hóa thạch trong công nghiệp, sinh hoạt, hóa chất bảo vệ thực vật [15] và giao thông [3].

Tại Việt Nam, đánh giá sự xuất hiện của PAHs trong môi trường cũng đã và đang được quan tâm nghiên cứu. Các nghiên cứu hiện đang tập trung vào các thành phần môi trường và đối tượng như trong không khí [20], bụi đường phố [21–23], nước sông [24], đất trầm tích [25], động vật đáy [26]. Hiện nay các nghiên cứu đánh giá về nồng độ các hợp chất PAHs

trong nước hồ tại Việt Nam còn khá khiêm tốn. Do đó, nghiên cứu này tiến hành đánh giá nồng độ các hợp chất trong nước Hồ Tây, Thành phố Hà Nội với các mục tiêu: (1) Đánh giá được nồng độ PAHs trong nước Hồ Tây thành phố Hà Nội; (2) Xác định các hợp chất PAHs có nồng độ cao và sự phân bố của PAHs trong nước mặt Hồ Tây.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

Trong nghiên cứu này, 16 hợp PAHs đưc xem xét đánh giá tại khu vực Hồ Tây bao gồm: Naphthalane (Nap), Acenaphthylene (Acy), Acenaphthene (Ace), Flourene (Flu), Phenanthrene (Phe), Anthracene (Ant), Flouranthene (Fluth), Pyrene (Pyr), Benzo (a) anthracene (BaA), Chrysene (Chr), Benzo (b) flouranthene (BbF), Benzo (k) flouranthene (BkF), Benzo (a) pyrene (BaP), Indeno(1,2,3-cd)pyrene (IcdP), Benzo (g,h,i) perylene (BghiP), Dibenzo(a,h) anthracene (DahA). Các điểm quan trắc đưc lựa chọn để xác định hàm lượng PAHs thể hiện tại Hình 1 và Bảng 1.

Bảng 1. Tọa độ các điểm quan trắc.

STT	Ký hiệu mẫu	Tọa độ	
		Vĩ độ	Kinh độ
1	HT_1	21,0461	105,8365
2	HT_2	21,0449	105,8193
3	HT_3	21,0494	105,8199
4	HT_4	21,0543	105,8124
5	HT_5	21,0641	105,8113
6	HT_6	21,0658	105,8189
7	HT_7	21,0543	105,8195
8	HT_8	21,0617	105,8295
9	HT_9	21,0527	105,8340
10	HT_10	21,0425	105,8277

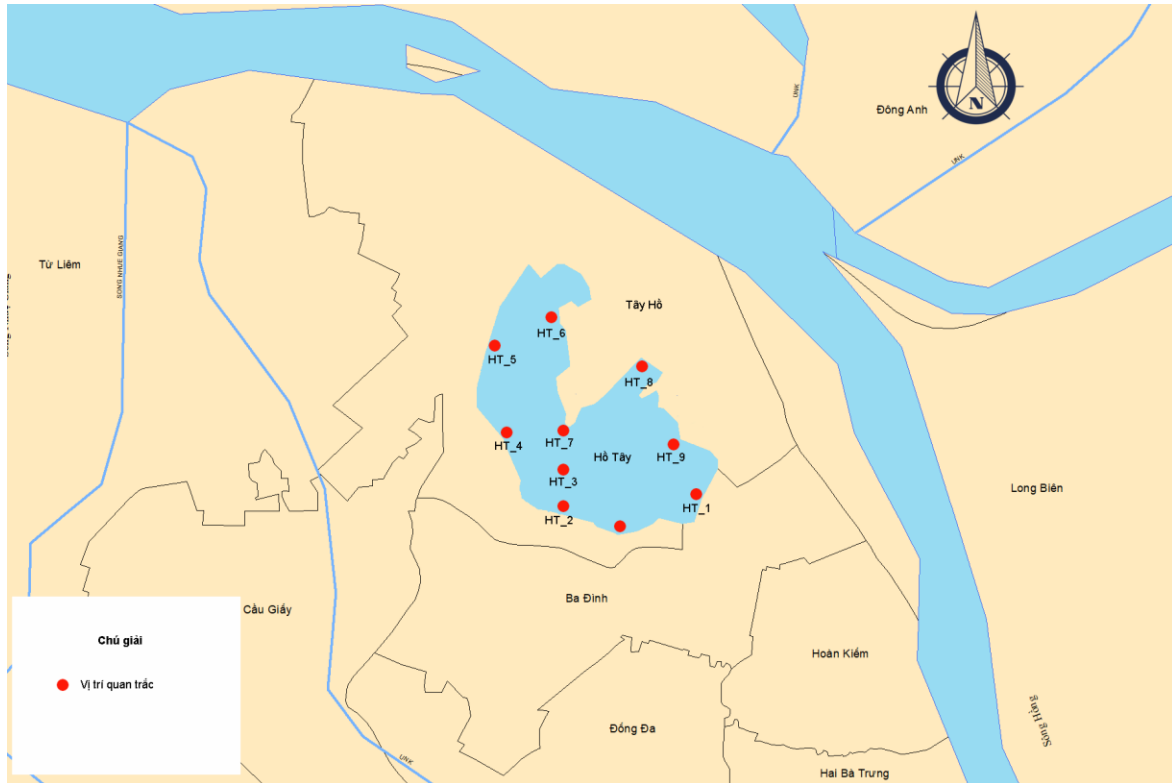
2.2. Phương pháp lấy mẫu và phân tích mẫu

Các mẫu nước sau khi đưc lấy, đóng kín, đưc đưa các mẫu vào tủ bảo quản lạnh từ 2°C–5°C và vận chuyển về phòng thí nghiệm để phân tích. Các hợp chất PAHs trong mẫu nước đưc tách chiết bằng phương pháp chiết lỏng–lỏng. Các bước của quá trình phân tích đưc tiến hành cụ thể như sau: (1) Mẫu nước, NaCl, thêm chất đồng chất đồng hành–SR (100 ul SR–PAH 1ppm cho 50 ml hỗn hợp dung môi DCM: n–hexan, chiết lỏng–lỏng chiết trong 30 phút, lặp lại 2 lần. Dung dịch thu đưc đưc đem cô quay chân không về thể tích 1–2 ml. Sau qua cột 1g flosil+ 2g Si, rửa giải bằng 12 ml hỗn hợp n–hexan: DCM (1:1). Cô N₂ về < 1 ml thêm 50ul IS, định mức 1ml sau bơm lên GCMS; (2) Dụng cụ, thiết bị đưc sử dụng phân tích mẫu bao gồm: Bộ lọc hút không; Bộ chiết pha rắn; Máy GC–MS/TQ 8050, Shimadzu, Nhật Bản; Syringe PP, 50 ml; Màng lọc thủy tinh 0.7 um × d.47 mm; Màng lọc Nylon 0,2 um × d.10 mm; Vial 1,5 ml; Ống đong, bình cầu, cốc thủy tinh, ống nghiệm chia vạch; Bộ cô mẫu khí N₂; Pipet.

Để xử lý mẫu trong phòng thí nghiệm qua các giai đoạn lọc mẫu, hoạt hóa cartridge, chiết mẫu, rửa giải và cuối cùng đưc đem mẫu phân tích sắc ký khí GC–MS/TQ 8050 và điều kiện thiết bị GC–MS/TQ 8050 của Shimadzu trong phòng thí nghiệm.

2.3. Phương pháp xử lý số liệu

Phần mềm thống kê R đưc sử dụng để xử lý và phân tích kết quả phân tích. Kết quả quan trắc hàm lượng PAHs đưc so sánh với các tiêu chuẩn của Cơ quan bảo vệ môi trường Mỹ (USEPA), tổ chức y tế thế giới (WHO) Cộng đồng kinh tế Châu Âu (EEC) với nước mặt và nước ăn uống do Việt Nam hiện chưa có quy định hàm lượng các hợp chất PAHs trong nước mặt.



Hình 1. Vị trí các điểm lấy mẫu quan trắc PAHs tại Hồ Tây.

3. Kết quả nghiên cứu

3.1. Nồng độ các hợp chất PAHs

Nồng độ các hợp chất PAHs trong nước Hồ Tây thay đổi lớn tại các vị trí lấy mẫu khác nhau và từng loại hợp chất cũng có các giá trị tại các điểm là khác nhau (Bảng 2).

Naphthalene có nồng độ cao tại các vị trí HT_5 (15,08 ng/l), và HT_6 (14,43 ng/l). Một số vị trí Naphthalene có nồng độ thấp như vị trí ở HT_4, HT_8, HT_10. Tổng nồng độ của Naphthalene tại các điểm quan trắc là 52,2 ng/l cao nhất trong 16 hợp chất PAHs được tìm thấy (Hình 2). Nồng độ Naphthalene tại Hồ Tây tuy có cao hơn các hợp chất PAHs khác nhưng vẫn thấp hơn nhiều so với nồng độ Naphthalene tại hồ Daye, Trung Quốc (10,32–151,3 ng/l) [14], một số hồ tại Mediterran Tây Ban Nha (80–1000 ng/l) [15].

Acenaphthylene chỉ xuất hiện tại các vị trí HT_5, HT_7 và HT_9 và có nồng độ thấp. Nồng độ cao nhất mà chất này đạt được là tại vị trí HT_9 với 1,27 ng/l và thấp nhất tại HT_5 có nồng độ là 0,34 ng/l.

Acenaphthene và Flourene có mặt ở hầu hết các vị trí lấy mẫu với nồng độ trung bình tương ứng là 2,87 ng/l và 2,64 ng/l. Tổng nồng độ của Acenaphthene tại các vị trí lấy mẫu chiếm 8% và tổng nồng độ của Flourene chiếm 10%. Đối với Acenaphthene, vị trí HT_2 có nồng độ cao nhất là 8,97 ng/l và thấp nhất là 0,1ng/l tại vị trí HT_9. Flourene nồng độ cao nhất đạt được là 11,62 ng/l tại vị trí HT_2 và có nồng độ thấp nhất tại vị trí HT_4 với nồng độ 0,11 ng/l. Nồng độ Flourene tại Hồ Tây cao hơn so với hồ Daye, Trung Quốc (0,85 – 3.44 ng/l) [14], nhưng vẫn thấp hơn khá nhiều so với một số hồ tại Mediterran Tây Ban Nha (200 ng/l) [15].

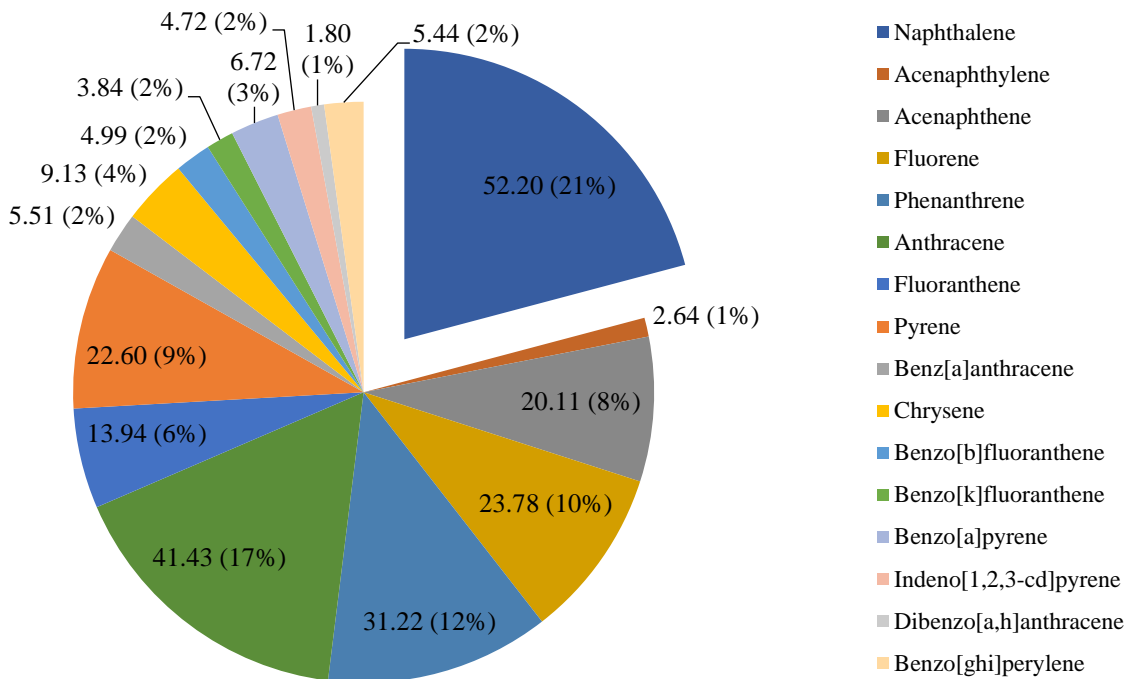
Phenanthrene có nồng độ trung bình 7,8 ng/l, thấp nhất tại vị trí HT_6 (1,32 ng/l), cao nhất tại HT_10 (14,91 ng/l). Anthracene có nồng độ cao nhất đạt 18,86 ng/l tại vị trí HT_10. Đây là hợp chất có nồng độ cao nhất trong các hợp chất PAHs trong nước Hồ Tây với nồng độ trung bình là 10,36 ng/l. Nồng độ Anthracene tại Hồ Tây cao hơn gấp 10 lần so với hồ Daye, Trung Quốc (0,2–0,76 ng/l) [14]. Flouranthene chỉ xuất hiện tại 2 vị trí quan trắc là HT_7 và HT_10 nồng độ lần lượt là 0,77 ng/l và 13,17 ng/l.

Trong các hợp chất PAHs có 4 hợp chất là Benzo[a]anthracene, Chrysene, Benzo[b]fluoranthene và Benzo[a]pyrene được quan tâm nhất vì chúng có ảnh hưởng xấu tới môi trường và sức khỏe con người dân. Nồng độ trung bình của 4 hợp chất này lần lượt là 1,378 ng/l, 1,822 ng/l, 0,998 ng/l, và 2,24 ng/l. Có một vài vị trí lấy mẫu có xuất hiện cả 4 chất này đó là HT_7 với nồng độ lần lượt là 0,47 ng/l, 1,20 ng/l, 2,43 ng/l, 3,63 ng/l và vị trí HT_10 có nồng độ lần lượt 3,50 ng/l, 3,91 ng/l, 0,95 ng/l, 2,55 ng/l. Nồng độ của 4 hợp chất này tại Hồ Tây đều cao hơn so với hồ Daye, Trung Quốc (Bảng 3). Vì thế việc sử dụng nước Hồ Tây có nguy cơ không tốt cho sức khỏe.

Benzo(k fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene và Benzo (g,h,i) perylene cùng xuất hiện tại 3 điểm quan trắc là HT_3, HT_7 và HT_10. Benzo(k fluoranthene có nồng độ thấp nhất là 0,78 ng/l cao nhất là 2,07 ng/l. Indeno(1,2,3-cd)pyrene và Benzo (g,h,i) perylene có nồng độ trung bình là 1,18 ng/l và 1,36 ng/l. Nồng độ Benzo(k fluoranthene và Benzo (g,h,i) perylene đều cao hơn so với hồ Daye, Trung Quốc, nhưng vẫn thấp hơn rất nhiều so với nồng độ tại một số hồ tại Mediterran Tây Ban Nha (Bảng 3).

Dibenzo[a,h]anthracene chỉ được phát hiện tại có ở vị trí HT_10 có nồng độ là 1,80 ng/l, còn các vị trí khác đều nằm dưới giới hạn phát hiện.

Trong 16 hợp chất PAHs, Anthracene có nồng độ trung bình cao nhất 10,36 ng/l, thấp nhất là Acenaphthylene 0.88 ng/l. Tổng nồng độ PAHs tại Hồ Tây cao so với hồ Daye, Trung Quốc, nhưng thấp hơn rất nhiều so với nồng độ tại một số hồ tại Mediterran Tây Ban Nha. Nồng độ PAHs tại Hồ Tây vẫn thấp hơn nồng độ quy định bởi Mỹ, Châu Âu và Tổ chức Y tế Thế giới (Bảng 3).



Hình 2. Tổng nồng độ của từng hợp chất PAHs tại các vị trí quan trắc.

3.2. Sự phân bố nồng độ các hợp chất PAHs tại Hồ Tây

Sự phân bố hàm lượng các hợp chất PAHs quanh Hồ Tây là không đồng đều (Hình 3, Hình 4) dao động từ 1,19 ng/l đến 81,4 ng/l. Các vị trí có nồng độ PAHs cao bao gồm HT_10 (81,4 ng/l), HT_2 (46,8 ng/l), HT_3 (31,4 ng/l), HT_7 (30,97 ng/l) (Hình 4). Nghiên cứu tại hồ Taihu (Trung Quốc) cũng cho thấy nồng độ PAHs (0–212 ng/l) phân bố không đồng đều giữa các vị trí trong hồ và phụ thuộc vào các hoạt động của con người gần khu vực [27]. Các PAHs chiếm tỉ lệ cao nhất trong số 16 chất phân tích tại Hồ Tây là Naphthalene đạt 21%, Anthracene 17%, Phenanthrene 12% (Hình 2).

Tại vị trí HT_10 nồng độ của các hợp chất PAHs cao hơn tại các điểm còn lại, trong đó Anthracene là cao nhất với nồng độ 18,86 ng/l. Trong số các PAHs, người ta đặc biệt chú ý đến Benzo[a]pyrene vì tính độc hại của nó, Benzo[a]pyrene. Tại vị trí này Benzo[a]pyrene có nồng độ 2,55 ng/l. Qua khảo sát thực địa các vị trí HT_2 và HT_10 có nồng độ các hợp chất PAHs cao thuộc phường Thụy Khuê, Quận Tây Hồ nơi có nhiều hoạt động xả thải từ người dân, trạm xăng, nước thải sinh hoạt, du lịch, giao thông. Tuy chưa vượt qua mức cho phép nhưng cần đáng quan tâm giám sát.

Tại vị trí HT_7 là khu vực Phủ Tây Hồ cũng có nhiều các hợp chất và cũng có sự xuất hiện của Benzo[a]pyrene có nồng độ 3,63 ng/l, cao hơn vị trí HT_10. Vị trí HT_6 là nơi tập trung đông dân cư sinh sống và các dịch vụ du lịch. Khảo sát tại hiện trường cho thấy, màu nước đục hơn và mùi của nước hồ cũng nặng hơn từ nguồn nước thải của người dân và các dịch vụ xung quanh đó đã được xả thải trực tiếp ra hồ dẫn tới hàm lượng chất có cao hơn so với các khu vực khác.

Bảng 2. Nồng độ các hợp chất PAHs trong nước Hồ Tây.

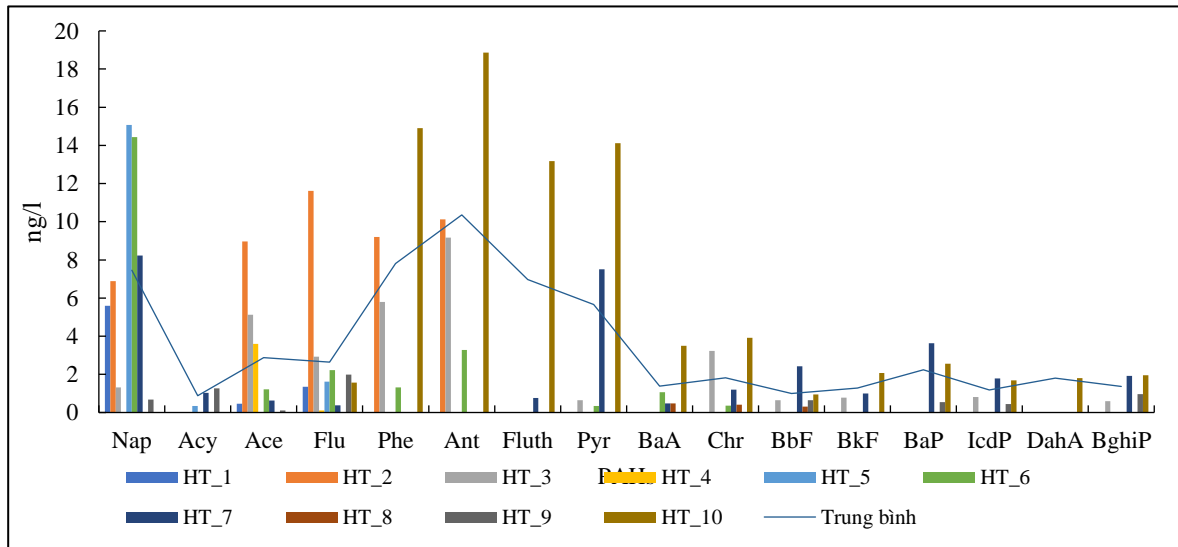
STT	PAHs	HT-01 (ng/l)	HT-02 (ng/l)	HT-03 (ng/l)	HT-04 (ng/l)	HT-05 (ng/l)	HT-06 (ng/l)	HT-07 (ng/l)	HT-08 (ng/l)	HT-09 (ng/l)	HT-10 (ng/l)
1	Nap	5,60	6,89	1,31	<0,3	15,08	14,43	8,23	<0,3	0,67	<0,3
2	Acy	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,34	<0,3	1,03	<0,3	1,27	<0,3
3	Ace	0,46	8,97	5,13	3,60	<0,3	1,22	0,63	<0,3	0,10	<0,3
4	Flu	1,35	11,62	2,92	0,11	1,61	2,22	0,38	<0,2	1,99	1,57
5	Phe	<0,2	9,20	5,79	<0,2	<0,2	1,32	<0,2	<0,2	<0,2	14,91
6	Ant	<0,4	10,13	9,17	<0,4	<0,4	3,27	<0,4	<0,4	<0,4	18,86
7	Fluth	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,77	<0,2	<0,2	13,17
8	Pyr	<0,2	<0,2	0,65	<0,2	<0,2	0,35	7,50	<0,2	<0,2	14,11
9	BaA	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	1,07	0,47	0,47	<0,4	3,50
10	Chr	<0,3	<0,3	3,23	<0,3	<0,3	0,36	1,20	0,41	<0,3	3,91
11	BbF	<0,4	<0,4	0,65	<0,4	<0,4	<0,4	2,43	0,31	0,65	0,95
12	BkF	<0,3	<0,3	0,78	<0,3	<0,3	<0,3	0,99	<0,3	<0,3	2,07
13	BaP	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	3,63	<0,4	0,54	2,55
14	IcdP	<0,4	<0,4	0,81	<0,4	<0,4	<0,4	1,78	<0,4	0,44	1,69
15	DahA	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	1,80
16	BghiP	<0,5	<0,5	0,60	<0,5	<0,5	<0,5	1,92	<0,5	0,97	1,95

Bảng 3. Nồng độ PAHs tại Hồ tây và một số nước và tiêu chuẩn của Mỹ, Châu Âu và WHO.

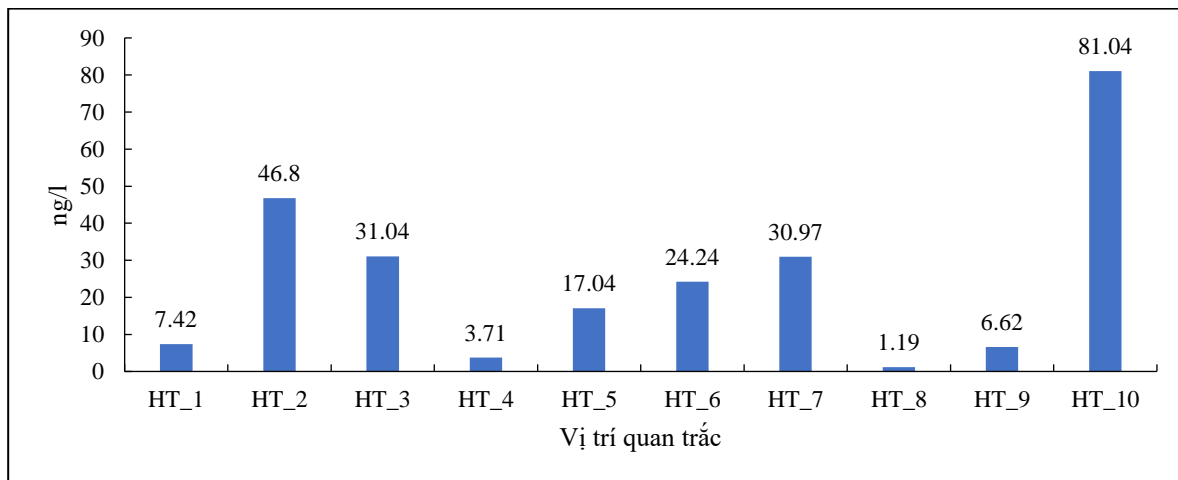
TT	PAHs	Hồ Tây (Hà Nội) (ng/l)		Hồ Deye (Trung Quốc) (ng/l) [14]	Một số hồ tại Mediterran (Tây Ban Nha) (ng/l) [15]	Tiêu chuẩn nồng độ PAHs trong môi trường nước *, nước uống ** [27-29]
		Min-Max	Trung bình			
1	Naphthalene	<03-15,08	7,46	10,32-151,30	80-1000	-
2	Acenaphthylene	<0.3-1,27	0,88	0,77-2,22	100-400	-
3	Acenaphthene	<0,3-8,97	2,87	1,26-45,07	100-300	-
4	Fluorene	<0,2-11,62	2,64	0,85-3,44	200	-
5	Phenanthrene	<0,2-14,91	7,81	3,35-23,38	300-400	-
6	Anthracene	<0.4-18,86	10,36	0,20-0,76	200	-
7	Fluoranthene	<0.2-13,17	6,97	1,17-9,67	400	-
8	Pyrene	<0,2-14.11	5,65	0,77-5,54	400	-
9	Benz[a]anthracene	<0.4-3,5	1,39	1,06-1,93	-	100** (USEPA)
10	Chrysene	<0,3-3,91	1,82	0,38-2,05	-	-
11	Benzo[b]fluoranthene	<0,4-2,43	0,998	0,05-0,40	-	200** (USEPA), 1200* (EEC)
12	Benzo[k]fluoranthene	<0,4-2,07	1,28	0.01-0.29	-	-

TT	PAHs	Hồ Tây (Hà Nội) (ng/l)		Hồ Deye (Trung Quốc) (ng/l) [14]	Một số hồ tại Mediterran (Tây Ban Nha) (ng/l) [15]	Tiêu chuẩn nồng độ PAHs trong môi trường nước *, nước uống ** [27–29]
		Min–Max	Trung bình			
13	Benzo[a]pyrene	<0.4–3,63	2,24	0.01–0.16	–	700** (WHO), 200** (USEPA), 1200* (EEC)
14	Indeno[1,2,3–cd]pyrene	<0.4–1,78	1,18	0.01–5.76	500	400** (USEPA), 1200* (EEC)
15	Dibenzo[a,h]anthracene	<0,4–1,8	1,80	0–0.06	600	300** (USEPA)
16	Benzo[ghi]perylene	<0.5–1,95	1,36	0.02–0.27	600	1200* (EEC)

Tại vị trí HT_3 là vị trí ở giữa hồ, có sự phân tán và hòa tan mạnh nước thải vào hồ. Các hợp chất cũng không quá những quy định, cao nhất là Anthracene với hàm lượng 9,17 ng/l. Tại vị trí HT_6, có nhiều các hoạt động kinh doanh như nhà hàng, khách sạn. Góp phần không nhỏ làm nguồn nước Hồ bị ô nhiễm, cao nhất là Naphthalene với nồng độ 14,43 ng/l. Tại vị trí lấy mẫu HT_1, HT_2, HT_4, HT_5, HT_8, HT_9, nhận thấy sự xuất hiện của các hợp chất là rất nhỏ hoặc nằm ngoài vùng giới hạn phát hiện, nên chúng tỏ tại các vị trí này nước Hồ Tây ít bị ảnh hưởng so với các vị trí khác.



Hình 3. Sự phân bố nồng độ các hợp chất PAHs tại 10 vị trí quan trắc.



Hình 4. Tổng nồng độ các hợp chất PAHs trong nước Tô Tây tại các vị trí quan trắc (ng/l).

Tổng hàm lượng các hợp chất PAHs trong các mẫu nước thu thập xung quanh Hồ Tây bắt đầu từ đường Thanh Niên nằm trong khoảng từ 1,19 ng/l đến 81,04 ng/l mà tổng hàm lượng các hợp chất PAHs trong các mẫu nước mặt được thu thập ở mạn phía Tây–Tây Bắc

nằm trong khoảng từ 3,71–81,04 ng/l, tại các mẫu ở mạn phía Đông dao động từ 1,19–30,97 ng/l. Mẫu HT_1, HT_4, HT_8 và HT_9 có sự xuất hiện các hợp chất PAHs là rất ít bởi vị trí các mẫu đó có rất ít nguồn tác động vào nhưng càng đi vào nhìn thấy sự xuất hiện của khu dân cư, nhà hàng thì sự xuất hiện của các hợp chất PAHs càng nhiều và nồng độ cũng thay đổi khác nhau.

4. Kết luận

Một số kết luận được rút ra qua quá trình nghiên cứu nồng độ hợp chất PAHs tại Hồ Tây thuộc quận Tây Hồ, thành phố Hà Nội như sau:

Nồng độ (ng/l) trung bình của các hợp chất PAHs dao động từ 0,88 ng/l đến 10,34 ng/l. Tổng hàm lượng các chất của hợp chất PAHs trong các mẫu nước thu thập xung quanh Hồ Tây nằm trong khoảng từ 1,80 ng/l đến 52,20 ng/l. Nồng độ PAHs tại các điểm quan trắc đều thấp hơn so với tiêu chuẩn của Mỹ (USEPA), tổ chức y tế thế giới (WHO) Cộng đồng kinh tế Châu Âu (EEC). Các hợp chất PAHs chiếm tỉ lệ cao nhất trong số 16 hợp chất PAHs tại Hồ Tây là Naphthalene đạt 21%, Anthracene 17%, Phenanthrene 12%.

Sự phân bố hàm lượng hợp chất PAHs xung quanh Hồ Tây là không đồng đều. PAHs có nồng độ cao xuất hiện tại các vị trí có nhiều hoạt động của người dân tại các vị trí quan trắc HT_10, HT_2, và HT7.

Số liệu quan trắc của nghiên cứu còn hạn chế, cần có hoạt động quan trắc mang tính thường xuyên, liên tục, có hệ thống để giám sát được hiện trạng, sự thay đổi nồng độ của PAHs trong nước Hồ Tây.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng và lựa chọn phương pháp nghiên cứu: Đ.H.T., N.Đ.S; Thu thập, phân tích, tính toán xử lý số liệu: N.Đ.S., Đ.H.T., Viết bản thảo bài báo: Đ.H.T., V.K.T.; Chỉnh sửa bài báo: Đ.H.T.

Lời cam đoan: Tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tác giả, chưa được công bố ở đâu, không sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích.

Tài liệu tham khảo

1. He, Y.; Yang, C.; He, W.; Xu, F. Nationwide health risk assessment of juvenile exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water body of Chinese lakes. *Sci. Total Environ.* **2020**, *723*, 138099.
2. Kong, J.; Dai, Y.; Han, M.; He, H.; Hu, J.; Zhang, J.; Shi, J.; Xian, Q.; Yang, S.; Sun, C. Nitrated and parent PAHs in the surface water of Lake Taihu, China: Occurrence, distribution, source, and human health risk assessment. *J. Environ. Sci.* **2021**, *102*, 159–169.
3. Sun, Y.; Chen, J.; Qin, W.; Yu, Q.; Xin, K.; Ai, J.; Huang, H.; Liu, X. Gas-PM2.5 partitioning, health risks, and sources of atmospheric PAHs in a northern China city: Impact of domestic heating. *Environ. Pollut.* **2022**, *313*, 120156.
4. Zhang, Y.; Zhang, L.; Huang, Z.; Li, Y.; Li, J.; Wu, N.; He, J.; Zhang, Z.; Liu, Y.; Niu, Z. Pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in drinking water of China: Composition, distribution and influencing factors. *Ecotoxicol. Environ. Safety.* **2019**, *177*, 108–116.
5. Stading, R.; Gastelum, G.; Chu, C.; Jiang, W.; Moorthy, B. Molecular mechanisms of pulmonary carcinogenesis by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Implications for human lung cancer. *Semin. Cancer Biol.* **2021**, *76*, 3–16.
6. Ali-Taleshi, M.S.; Squizzato, S.; Riyahi Bakhtiari, A.; Moeinaddini, M.; Masiol, M. Using a hybrid approach to apportion potential source locations contributing to excess cancer risk of PM2.5-bound PAHs during heating and non-heating periods in a megacity in the Middle East. *Environ. Res.* **2021**, *201*, 111617.

7. Verma, P.K.; Sah, D.; Satish, R.; Rastogi, N.; Kumari, K.M.; Lakhani, A. Atmospheric chemistry and cancer risk assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Nitro-PAHs over a semi-arid site in the Indo-Gangetic plain. *J. Environ. Manage.* **2022**, *317*, 115456.
8. Křůmal, K.; Mikuška, P. Mass concentrations and lung cancer risk assessment of PAHs bound to PM1 aerosol in six industrial, urban and rural areas in the Czech Republic, Central Europe. *Atmos. Pollut. Res.* **2020**, *11(2)*, 401–408.
9. Zhang, Z.; Xing, X.; Jiang, S.; Qiu, C.; Mo, Z.; Chen, S.; Chen, L.; Wang, Q.; Xiao, Y.; Dong, G.; Zheng, Y.; Chen, W.; Li, D. Global H3K79 di-methylation mediates DNA damage response to PAH exposure in Chinese coke oven workers. *Environ. Pollut.* **2021**, *268*, 115956.
10. Huang, C.; Xu, X.; Wang, D.; Ma, M.; Rao, K.; Wang, Z. The aryl hydrocarbon receptor (AhR) activity and DNA-damaging effects of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons (Cl-PAHs). *Chemosphere* **2018**, *211*, 640–647.
11. Cao, H.; Wulijia, B.; Wang, L.; Li, Y.; Liao, X. New perspective on human health risk from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on surfaces of structures and buildings for industrial legacy before and after remediation. *J. Cleaner Prod.* **2022**, *379*, 134828.
12. Akter, R.; Akbor, M.A.; Bakar Siddique, M.A.; Shammi, M.; Rahman, M.M. Occurrence and health risks assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust and soil samples at Dhaka city, Bangladesh. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* **2023**, *7*, 100304.
13. Zhi, H.; Zhao, Z.; Zhang, L. The fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides (OCPs) in water from Poyang Lake, the largest freshwater lake in China. *Chemosphere* **2015**, *119*, 1134–1140.
14. Bhutto, S.U.A.; Xing, X.; Shi, M.; Mao, Y.; Hu, T.; Tian, Q.; Cheng, C.; Liu, W.; Chen, Z.; Qi, S. Occurrence and distribution of OCPs and PAHs in water, soil and sediment of Daye lake. *J. Geochem. Explor.* **2021**, *226*, 106769.
15. Hijosa-Valsero, M.; Bécares, E.; Fernández-Aláez, C.; Fernández-Aláez, M.; Mayo, R.; Jiménez, J.J. Chemical pollution in inland shallow lakes in the Mediterranean region (NW Spain): PAHs, insecticides and herbicides in water and sediments. *Sci. Total Environ.* **2016**, *544*, 797–810.
16. Qin, N.; He, W.; Kong, X.Z.; Liu, W.X.; He, Q.S.; Yang, B.; Ouyang, H.L.; Wang, Q.M.; Xu, F.L. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water from a large Chinese lake based on multiple indicators. *Ecol. Indic.* **2013**, *24*, 599–608.
17. Huang, L.; Chernyak, S.M.; Batterman, S.A. PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons), nitro-PAHs, and hopane and sterane biomarkers in sediments of southern Lake Michigan, USA. *Sci. Total Environ.* **2014**, *487*, 173–186.
18. Buell, M.C.; Johannessen, C.; Drouillard, K.; Metcalfe, C. Concentrations and source identification of PAHs, alkyl-PAHs and other organic contaminants in sediments from a contaminated harbor in the Laurentian Great Lakes. *Environ. Pollut.* **2021**, *270*, 116058.
19. Li, J.; Li, F.; Liu, Q. PAHs behavior in surface water and groundwater of the Yellow River estuary: Evidence from isotopes and hydrochemistry. *Chemosphere* **2017**, *178*, 143–153.
20. Duy, V.D. Đánh giá ô nhiễm các hợp chất hydrocacbon thơm đa vòng benzen (PAH) trong không khí ở Hà Nội và nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng. Trường Đại học Bách khoa Hà Nội, 2017.
21. Ngọc, N.T.; Kim, T.T.; Anh, D.H.; Việt, P.H.; Anh, P.T.L.; Vĩ, P.T. Hàm lượng, sự biến thiên và mối tương quan tới phương tiện giao thông cơ giới đường bộ của PAHs

trong bụi mặt đường ở Hà Nội. *Bản B của Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*. **2022**, 64(6), 40–44.

22. Anh, H.Q.; Takahashi, S.; Thao, D.T.; Thai, N.H.; Khiết, P.T.; Hoa, N.T.Q.; Quynh, L.T.P.; Da, L.N.; Minh, T.B.; Tri, T.M. Analysis and Evaluation of Contamination Status of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Settled House and Road Dust Samples from Hanoi. *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.* **2019**, 35(4), 63–71.
23. Ngoc, N.T.; Kim, T.T.; Anh, P.T.L.; Anh, D.H.; Vi, P.T.; Viet, P.H. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust collected from Quang Ninh: Contamination levels and potential sources. *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.* **2021**, 37(1), 19–27.
24. Trang, V.K.; Tuấn, Đ.H. Đánh giá hiện trạng nồng độ hợp chất Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) trong nước sông Nhuệ đoạn chảy qua các quận nội thành Hà Nội. *Tap chí Khí tượng Thủy văn* **2022**, 740, 46–56.
25. Chi, Đ.T.L. Nghiên cứu sự tồn lưu và rủi ro môi trường của các chất hữu cơ thơm đa vòng (PAHs) trong đất rừng ngập mặn xã Đồng Rui, huyện Tiên Yên, tỉnh Quảng Ninh. Trường Đại học Thủy Lợi, 2018.
26. Hoang, T.T.T., Luu, P.T.; Loan, T.T.C.; Dong, N.V.; Bao, L.D.; Yen, T.T.H.; Xuan Huy, D.X. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Green Mussels (*Perna viridis*) from Cangio Area, Hochiminh City. *VNU J. Sci.: Earth Environ. Sci.* **2020**, 36(1), 38–45.
27. Slooff, W.; Janus, J.A.; Matthijsen, A.J.C.M.; Montizaan, G.K.; Ros, J.P.M. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) – Integrated Criteria Document PAHs. 1989, pp. 408.
28. Community, E.E. Water Services Authorities for public water supplies. 2007. p. 1–12.
29. Organization, W.H. Guidelines for drinking water quality. 1998, pp. 495.

Assessment of PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) concentration in surface water of Hotay Lake, Hanoi City

Nguyen Dinh Son¹, Do Huu Tuan^{1*}

¹ Faculty of Environmental Sciences, VNU University of Science, Vietnam National University, Hanoi; nguyendinhsonhvl0123@gmail.com; tuandh@vnu.edu.vn

Abstract: PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) are potentially carcinogenic compounds that appear more and more commonly in soil, water, air, and sediment environments. This study assesses the status of PAHs concentrations in surface water of West Lake, Hanoi city by surveying, sampling and sample analysis methods, and statistics. The results showed that the average concentration of PAHs ranged from 0.88 ng/l to 10.34 ng/l. The total amount of PAHs was from 1.80 ng/l to 52.20 ng/l. The concentrations of PAHs at the monitoring points of West Lake are lower than the standards of the US (USEPA), the World Health Organization (WHO), and the European Economic Community (EEC). The PAHs compounds that accounted for the highest proportion among 16 PAHs in West Lake were Naphthalene (21%), Anthracene (17%), Phenanthrene (12%). High concentrations of PAHs appeared at locations with high human activities at the southern and northern of West Lake.

Keywords: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; PAHs; West Lake; Hanoi.

Bài báo khoa học

Đánh giá tác động của biến đổi sử dụng đất đến tính bền vững sinh kế nông dân trồng lúa tỉnh An Giang

Huỳnh Thị Ngọc Tươi^{1*}, Nguyễn Đức Thiện¹, Trần Đức Dũng², Vũ Hoàng Thái Dương³

¹ Viện Môi Trường và Tài Nguyên, Đại học Quốc Gia Thành phố Hồ Chí Minh; huynhngoctui0505@gmail.com; thienduc295@gmail.com

² Trung tâm Quản lý Nước và Biến đổi khí hậu, Viện Môi Trường và Tài Nguyên, Đại học Quốc Gia Thành phố Hồ Chí Minh; dungtranducvn@yahoo.com

³ Viện Công nghệ Karlsruhe (KIT), 76131, Karlsruhe, CHLB Đức; hoang.vu@kit.edu

*Tác giả liên hệ: huynhngoctui0505@gmail.com; Tel: +84–328253617

Ban Biên tập nhận bài: 17/1/2023; Ngày phản biện xong: 22/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Nghiên cứu này nhằm đánh giá tác động của thay đổi mục đích sử dụng đất đến mức độ tổn thương sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang. Phân tích dựa trên việc kết hợp kỹ thuật giải đoán ảnh viễn thám và phương pháp đánh giá tổn thương sinh kế *Livelihood Vulnerability Index (LVI)*; *Livelihood Vulnerability Index – Intergovernmental Panel on Climate Change (LVI-IPCC)* và phương pháp điều tra xã hội học 120 nông dân trồng lúa và 10 cán bộ quản lý. Kết quả cho thấy việc thay đổi mục đích sử dụng đất đã phá vỡ tính bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang ($LVI = 0,395$ và $LVI-IPCC = -0,023$). Trong giai đoạn 2010–2020, tỷ lệ diện tích không ngập nước của tỉnh trong mùa lũ tăng 18,24% tương ứng diện tích lúa vụ ba tăng 17,63%. Mặc dù hệ thống đê bao ngăn lũ đã giúp tăng diện tích canh tác lúa vụ ba, nhưng nông dân sử dụng phân bón và thuốc trừ sâu ngày càng nhiều để đảm bảo năng suất lúa khi không còn phù sa vào đồng. Hậu quả là môi trường đất và nước ngày càng thoái hóa và ô nhiễm dẫn đến sinh kế của họ ngày càng thiếu bền vững. Kết quả nghiên cứu góp phần đề xuất những giải pháp tổng thể trong công tác khuyến nông tại địa phương, cũng như là nguồn tài liệu hữu ích cho những nghiên cứu có liên quan tại tỉnh An Giang và vùng ĐBSCL.

Từ khóa: Bền vững sinh kế; LVI; LVI-IPCC; Lúa; Lũ lụt; MODIS.

1. Mở đầu

Canh tác nông nghiệp ở các đồng bằng được xem là nguồn thu nhập chính, góp phần đảm bảo an ninh lương thực cho quốc gia của họ, tuy nhiên trước tác động của biến đổi khí hậu (BĐKH) nông nghiệp lại là nhóm ngành có nguy cơ tổn thương cao nhất [1]. Đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL) là vùng sản xuất lúa gạo trọng điểm và chiếm tỷ trọng cao trong cơ cấu nông nghiệp của Việt Nam. Năm 2021, nông nghiệp của vùng ĐBSCL chiếm 32,2% GRDP (*Gross Regional Domestic Product – Tổng sản phẩm trên địa bàn*) và 31,37% GDP (*Gross Domestic Product – Tổng sản phẩm trong nước*). Trong đó, cây lúa chiếm 53,9% diện tích và 55,5% sản lượng cả nước [2–3]. Tuy nhiên, ĐBSCL cũng được xem là một trong những đồng bằng chịu tác động nặng nề của BĐKH [4]. Do vùng có địa hình thấp và bằng phẳng (độ cao trung bình từ 1,0–1,8 m so với mực nước biển), chiều dài đường bờ biển trên 700 km và nằm ở phía hạ nguồn sông Mekong. Những đặc điểm trên đã góp phần giúp nông nghiệp của ĐBSCL phát triển mạnh mẽ nhưng cũng là nguyên nhân dẫn đến thiếu bền vững sinh kế trước những thay đổi của khí hậu và môi trường. Trong đó, sự thay đổi của các yếu

tổ liên quan đến khí hậu như hạn hán, lũ lụt, thay đổi lượng mưa đã ảnh hưởng xấu đến sinh kế người dân khu vực ĐBSCL [5]. Bên cạnh các yếu tố khí hậu, việc phát triển các đập thủy điện và công trình thủy lợi phía thượng nguồn dẫn đến lượng nước, phù sa về đồng bằng có xu hướng giảm [6]. Để giảm thiểu thiệt hại từ lũ, hệ thống đê bao khép kín ở vùng ĐBSCL đã được xây dựng để bảo vệ diện tích lúa vụ ba. Tuy nhiên, thực tế cho thấy đê bao kiểm soát lũ đã ngăn chặn dòng chảy và bùn cát vào các cánh đồng dẫn đến chất lượng đất ngày càng bị suy giảm [7].

Ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến diện tích đất trồng lúa đã được nghiên cứu qua phương pháp khác nhau. Trong đó phương pháp viễn thám với ưu điểm có thể xác định thông số đất canh tác, phát hiện lũ lụt, có thể chụp được dưới nhiều điều kiện thời tiết, dữ liệu được cập nhật khá thường xuyên và ngày càng được cải tiến nên phương pháp này đã được ứng dụng rộng rãi để đánh giá sự thay đổi đất theo thời gian. Trong đó, [8–9] đã trình bày thuật toán nhằm phát hiện và theo dõi những thay đổi về lũ lụt và hệ thống canh tác hàng năm ở ĐBSCL dựa trên ảnh MODIS. Gần đây nhất, một nghiên cứu tổng quát về biến động sử dụng đất và tình hình lũ lụt ở ĐBSCL giai đoạn 2000–2020 [10]. Nghiên cứu đã chỉ ra ảnh hưởng của chính sách quyết định lớn đến việc thay đổi sử dụng đất và những hệ lụy liên quan môi trường do mức độ khai thác quá mức của con người. Thực tế cho thấy lúa ba vụ cho năng suất thấp hơn và môi trường đất ngày càng bị suy thoái do canh tác quanh năm và lượng phân bón, thuốc trừ sâu tồn dư trên cánh đồng ngày càng nhiều [11–12]. Những thay đổi về chế độ ngập lũ và các yếu tố môi trường đã đe dọa đến tính bền vững sinh kế của người dân vùng đầu nguồn ĐBSCL [13]. [14] đã sử dụng các chỉ số LVI và LVI-IPCC để đánh giá mức độ dễ bị tổn thương do BĐKH của các hộ sản xuất nhỏ ở ĐBSCL. Các chỉ số cho thấy thiên tai và BĐKH đã hạn chế khả năng tiếp cận mạng lưới xã hội và kết nối giữa các hộ gia đình và cộng đồng, trong khi việc áp dụng các chiến lược đa dạng hóa sinh kế còn hạn chế là yếu tố chính dẫn đến tổn thương sinh kế. Tại An Giang, mức độ tổn thương và khả năng thích ứng của những nhóm cộng đồng ở các vùng ngập lũ khác nhau (vùng thượng nguồn, vùng giữa và vùng hạ lưu) [15]. Kết quả nghiên cứu cho thấy LVI của các vùng ngập lụt khác nhau giảm dần phụ thuộc vào các thành phần chính của mạng lưới xã hội, kiến thức và kỹ năng, tài nguyên thiên nhiên, tài chính và thu nhập, chiến lược sinh kế, thiên tai và BĐKH. [13] đã chỉ ra bốn vấn đề chính ảnh hưởng đến sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang, bao gồm: tăng nhiệt độ, hạn hán, ô nhiễm nguồn nước và giảm phù sa. Vấn đề đa dạng chiến lược sinh kế cũng được đề cập để hạn chế tổn thương trước những thay đổi của khí hậu và áp lực từ môi trường.

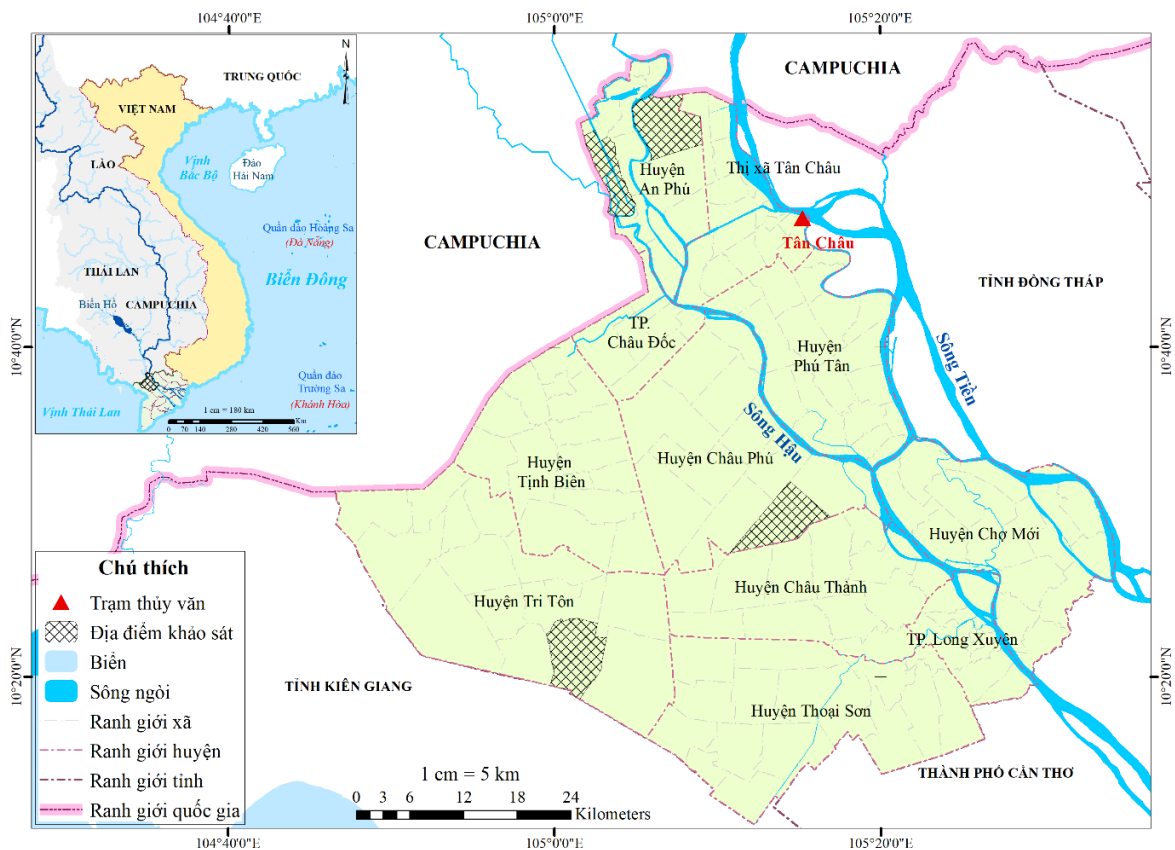
Tác động từ BĐKH và thay đổi lượng nước phía thượng nguồn dẫn đến mục đích sử dụng đất của nông dân phải thay đổi hoặc họ phải thâm canh, tăng cường sử dụng phân bón, thuốc trừ sâu trên cánh đồng để nâng cao năng suất [12]. Những thay đổi này đều gây ra những tổn thương về sinh kế cho nông dân, đặc biệt những người có thu nhập thấp và có diện tích canh tác nhỏ [16–17]. Những nghiên cứu trước đây đã làm rõ những thay đổi liên quan đến biến đổi môi trường đất, diện tích ngập lũ ở những đồng bằng theo thời gian hay những tổn thương sinh kế người dân phải gánh chịu. Tuy nhiên, mối liên hệ giữa biến động sử dụng đất đến tổn thương sinh kế lại chưa được làm rõ. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá tác động của sự thay đổi mục đích sử dụng đất đến tính bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang với các mục tiêu cụ thể sau: (1) Đánh giá hiện trạng và biến động sử dụng đất qua giải đoán ảnh viễn thám cho tỉnh An Giang giai đoạn 2010–2020; (2) Sử dụng chỉ số tổn thương sinh kế LVI và LVI-IPCC cùng phương pháp điều tra xã hội học nhằm đánh giá tổn thương sinh kế nông dân trồng lúa tỉnh An Giang.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

An Giang là tỉnh đầu nguồn của vùng ĐBSCL (Hình 1), điều kiện tự nhiên thuận lợi để phát triển nông nghiệp và đã đóng góp đáng kể vào tỷ trọng nông nghiệp chung cho cả vùng:

diện tích đất nông nghiệp chiếm 16,03% (624,9 nghìn ha), đạt 17,03% sản lượng lúa gạo toàn vùng (4.143 nghìn tấn) vào năm 2021 [3]. Tuy nhiên, những năm gần đây An Giang đang phải đối mặt với những ảnh hưởng của BĐKH như sự gia tăng nhiệt độ, thay đổi lượng mưa, đặc biệt thay đổi lượng nước thượng nguồn dẫn đến mùa vụ canh tác và năng suất lúa thay đổi khá lớn [18]. Để hạn chế thiệt hại do ảnh hưởng của lũ phía thượng nguồn, chính quyền địa phương đã chủ trương xây dựng hệ thống đê bao ngăn lũ tạo điều kiện cho sản xuất lúa ba vụ [13]. Từ trước năm 1995, tỉnh An Giang chủ yếu canh tác lúa hai vụ, từ năm 1996, 800 ha đất đầu tiên tại Chợ Mới được bảo vệ bởi đê bao kiểm soát lũ triệt để đã tạo điều kiện để nông dân canh tác lúa vụ ba [19–20]. Canh tác lúa ba vụ trong hệ thống đê bao đã giúp nông dân an tâm sản xuất, cải thiện thu nhập [21]. Tuy nhiên, theo thời gian việc canh tác lúa liên tục đã bộc lộ những hạn chế đối với môi trường nên đây được xem là mô hình phát triển không bền vững [22].

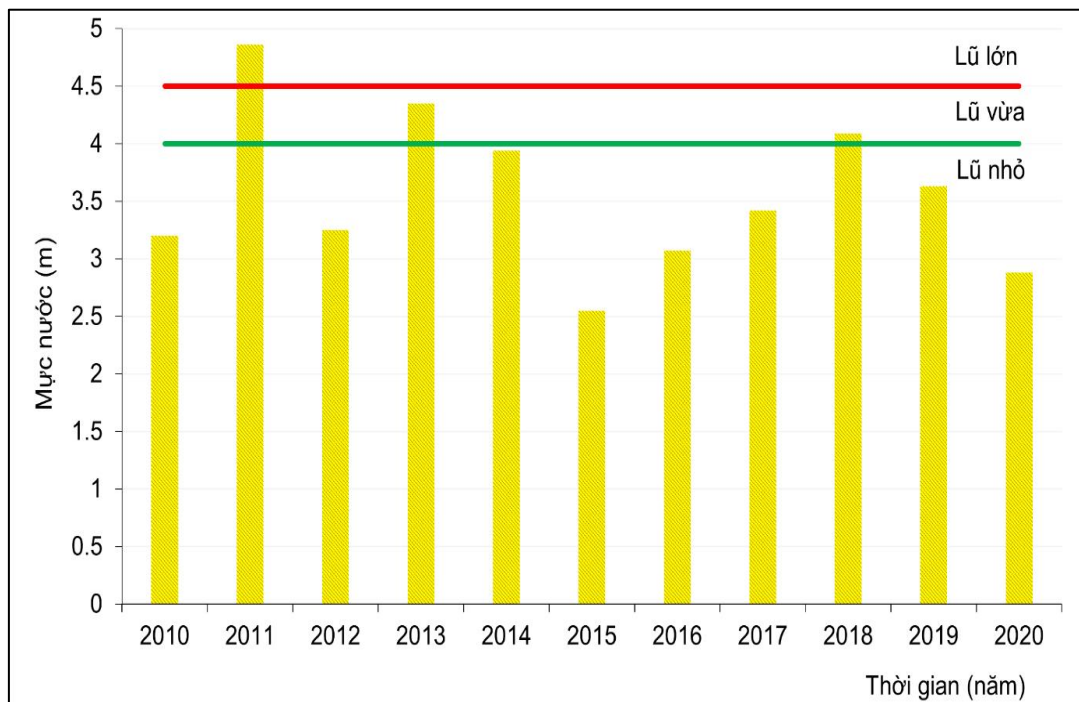


Hình 1. Bản đồ vị trí khu vực nghiên cứu.

Hình 2 cho thấy trong vòng 11 năm, tại An Giang chỉ xuất hiện lũ lớn vào năm 2011 với đỉnh lũ là 4,86 m. Năm 2013 và 2018 được xem là những năm có lũ đẹp tại khu vực với đỉnh lũ lần lượt là 4,35 m và 4,09 m. Những năm còn lại chỉ xuất hiện lũ nhỏ hoặc lũ không về như năm 2015, 2016 và năm 2020 với mực nước cao nhất được ghi nhận là 2,55 m; 3,07 m và 2,88 m. Sự biến động về mực nước tại Tân Châu cho thấy những thay đổi về chế độ nước phía thượng nguồn đã dẫn đến những biến động về diện tích ngập lũ tại An Giang trong giai đoạn 2010–2020.

Bên cạnh ảnh hưởng từ thay đổi dòng chảy phía thượng nguồn, việc nâng cấp và tăng cường xây dựng đê bao đã tạo điều kiện để nông dân thâm canh lúa ba vụ, cải thiện thu nhập nhưng cũng đã gây ra những ảnh hưởng tiêu cực đến môi trường và xã hội cho tỉnh An Giang. Thứ nhất, việc canh tác lúa liên tục mỗi năm trong vùng đê bao dẫn đến đất đai ngày càng thoái hóa và tăng nhu cầu bổ sung chất dinh dưỡng do thiếu hụt phù sa [23–24]. Thứ hai, thu nhập của nông dân nghèo và không có đất trong hệ thống đê bao của tỉnh phải phụ thuộc vào những nghề gắn liền với mùa lũ như đan lát, đánh bắt cá, trồng rau vào mùa lũ (rau nhút,

bông súng, sen...) bị thu hẹp [23]. Thứ ba, các phương tiện cơ giới được sử dụng ngày rộng rãi dẫn đến nhu cầu lao động trong lĩnh vực nông nghiệp ngày càng giảm [25].



Hình 2. Mức nước lũ lớn nhất đo được tại trạm Tân Châu giai đoạn 2010–2020 (Trung tâm dự báo khí tượng thủy văn quốc gia, 2022).

Nghiên cứu đã sử dụng phương pháp giải đoán ảnh viễn thám để giải đoán bản đồ ngập lụt và bản đồ phân loại sử dụng đất giai đoạn 2010–2020; kết hợp với phương pháp đánh giá tổn thương sinh kế với hai cách tiếp cận chính là LVI và LVI-IPCC; và phương pháp điều tra xã hội học.

2.2. Phương pháp giải đoán ảnh viễn thám

Dữ liệu ảnh viễn thám được sử dụng với mục tiêu phân tích biến động sử dụng đất và động thái lũ lụt tỉnh An Giang giai đoạn 2010–2020 nhằm theo dõi tổng thể biến động sử dụng đất và tình hình ngập lụt của tỉnh. Bản đồ biến đổi lớp phủ thực vật được xây dựng từ ảnh viễn thám MODIS đa thời gian. Ở đây, các sản phẩm MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometers*) của MOD09A1 (*Terra Surface Reflectance 8-Day Global 500 m*) được áp dụng để xử lý bản đồ sử dụng đất và ngập lụt. Các sản phẩm vệ tinh MODIS có độ phân giải không gian 500 m đã được xử lý bao gồm bản đồ ngập lụt và bản đồ sử dụng đất được thu thập [27].

Phương pháp giải đoán bản đồ ngập và bản đồ sử dụng đất được [8–9] phát triển dựa trên ba chỉ số chính: Chỉ số Thực vật tăng cường (EVI), Chỉ số nước bề mặt (LSWI) và Giá trị chênh lệch giữa EVI và LSWI (DVEL).

$$ENVI = 2,5 \frac{NIR - RED}{NIR + 6RED - 7,5BLUE + 1} \quad (1)$$

$$LSWI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (2)$$

$$DVEL = EVI - LSWI \quad (3)$$

Trong đó NIR (*Near-infrared*) là phổ phản xạ của băng cận hồng ngoại; SWIR (*Short-wave infrared*) là phổ phản xạ băng hồng ngoại ngắn; RED là phổ phản xạ của băng đỏ; BLUE là phổ phản xạ của băng xanh lam.

2.3. Chỉ số tổn thương sinh kế LVI và LVI-IPCC

Chỉ số LVI: Mức độ tổn thương sinh kế của nông dân trồng lúa tại An Giang được đánh giá qua cách tiếp cận sinh kế [28] bao gồm: 5 thành phần chính là tự nhiên, xã hội, tài chính, vật chất và con người. Sau đó, [26] đã thêm vào hai thành phần bao gồm Chiến lược sinh kế, Hiểm họa tự nhiên và BĐKH để đánh giá toàn diện hơn về tính dễ bị tổn thương và khả năng thích ứng của nông dân. Bảy thành phần chính của chỉ số LVI sử dụng trong nghiên cứu này được tính toán qua các công thức sau [26]:

$$Index_{S_d} = \frac{S_d - S_{min}}{S_{max} - S_{min}} \quad (4)$$

S_d là từng khía cạnh của mỗi khu vực khảo sát. S_{max} và S_{min} giá trị lớn nhất và nhỏ nhất của từng khía cạnh tương ứng. Sau đó, từng thành phần của LVI được tính theo công thức sau:

$$M_d = \frac{\sum_{i=1}^n Index_{S_{di}}}{n} \quad (5)$$

M_d là một trong bảy thành phần của mỗi huyện. Sau đó, chỉ số LVI cho mỗi huyện tính theo công thức (6):

$$LVI_d = \frac{\sum_{i=1}^7 W_{Mi} M_{di}}{\sum_{i=1}^7 W_{Mi}} \quad (6)$$

W_{Mi} là trọng số của mỗi thành phần chính, được tính thông qua các khía cạnh tạo nên. Giá trị LVI dao động từ 0 (ít bị tổn thương nhất) đến 1 (dễ bị tổn thương nhất).

Chỉ số LVI-IPCC:

Chỉ số LVI-IPCC dựa trên cách tiếp cận của IPCC. Chỉ số này làm rõ ba yếu tố chính bao gồm Khả năng thích ứng, Tính nhạy cảm và Độ phơi nhiễm. Các hợp phần của từng yếu tố được thể hiện trong Bảng 1.

Bảng 1. Các thành phần chính tổ hợp nên LVI-IPCC/

Các yếu tố	Các hợp phần chính
Khả năng thích ứng	Xã hội-nhân khẩu
	Chiến lược sinh kế
	Mạng lưới xã hội
Tính nhạy cảm	Sức khỏe, kiến thức và kỹ năng
	Đất đai và nguồn tài nguyên thiên nhiên
	Tài chính
Độ phơi nhiễm	Hiểm họa tự nhiên và tác động từ sự thay đổi các yếu tố môi trường

Các thành phần trong LVI-IPCC được tính toán dựa trên hệ số đóng góp của các khía cạnh theo công thức sau:

$$CF_d = \frac{\sum_{i=1}^n W_{Mi} M_{di}}{\sum_{i=1}^n W_{Mi}} \quad (7)$$

CF_d là các yếu tố góp phần vào khả năng thích ứng, tính nhạy cảm và độ phơi nhiễm của mỗi huyện; M_{di} là các thành phần chính của mỗi huyện. W_{Mi} là trọng số từng thành phần và n là số lượng các yếu tố trong mỗi thành phần. Sau khi tính toán 3 thành phần chính, chỉ số LVI-IPCC được tổng hợp theo công thức (8):

$$LVI-IPCC = (\text{Độ phơi nhiễm} - \text{Khả năng thích ứng}) \times \text{Tính nhạy cảm} \quad (8)$$

LVI-IPCC có giá trị từ -1 (ít tổn thương nhất) đến 1 (tổn thương nhất).

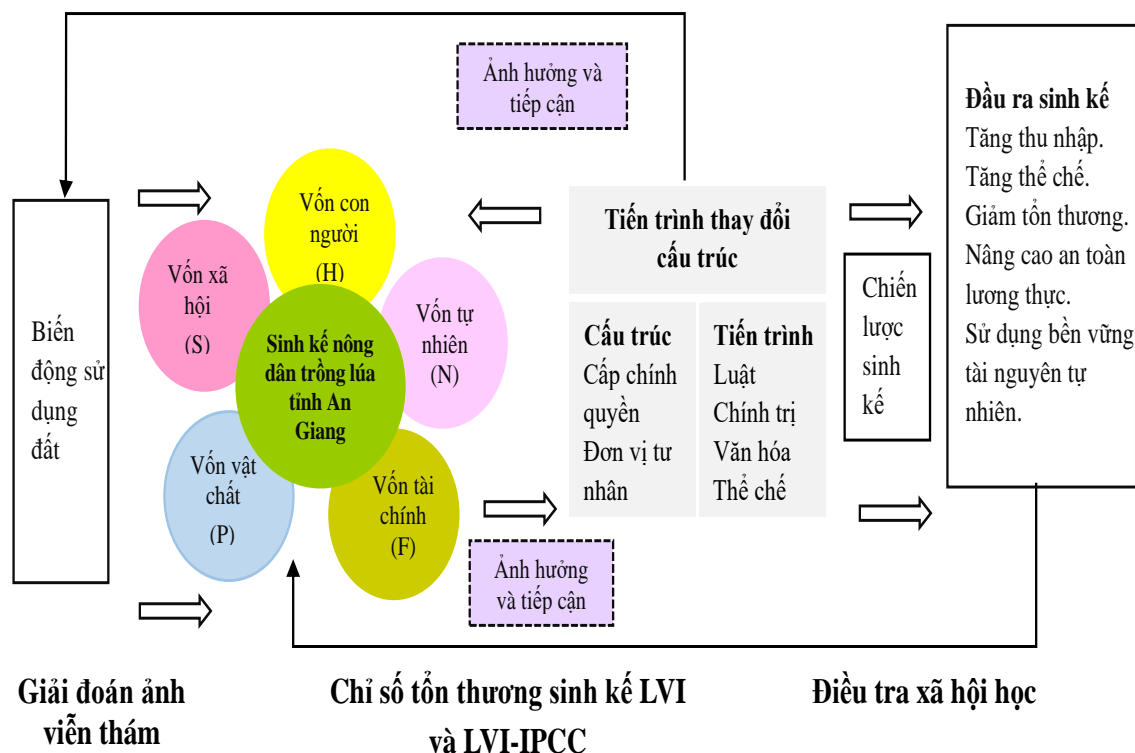
2.4. Điều tra xã hội học

Để đánh giá năng lực thích ứng do tác động từ sự thay đổi của các yếu tố môi trường tỉnh An Giang, nghiên cứu tiến hành khảo sát tại các huyện điển hình để thấy rõ sự khác nhau về không gian địa lý ảnh hưởng đến sinh kế của nông dân trồng lúa ba vụ. Đây là nghiên cứu định tính nên việc thu thập thông tin sẽ dừng khi đến điểm bão hòa [29], trong đó, nghiên cứu đã cân nhắc đến việc có thể sử dụng số liệu định lượng thực hiện một số phân tích thống kê cần thiết.

Bảng hỏi được thiết kế dựa trên các thành phần của chỉ số tổn thương sinh kế LVI và LVI-IPCC cũng như các khía cạnh có liên quan. Bao gồm các thành phần chính liên quan đến những thông tin cơ bản của chủ hộ (tuổi, trình độ học vấn, giới tính, tài chính và đặc điểm canh tác lúa); nhận thức của họ về sự thay đổi của các yếu tố môi trường trong 5 năm qua cũng như trong tương lai.

Nghiên cứu tiến hành khảo sát 1–2 xã ở mỗi huyện và sử dụng phương pháp lựa chọn mẫu ngẫu nhiên để chọn ra những nông dân phỏng vấn. Những hộ dân được chọn là những nông dân trồng lúa (tập trung vào một loại hình sinh kế trồng lúa hai và ba vụ để số liệu không bị phân tán cho nhiều đối tượng canh tác khác nhau), đã định cư lâu dài (trên 10 năm) ở địa phương và có ít nhất 5 năm kinh nghiệm trồng lúa. Những thông tin về địa chỉ cũng như đặc điểm canh tác lúa của từng khu vực nghiên cứu được cung cấp bởi những cán bộ quản lý của địa phương. Nghiên cứu chọn 3 huyện điển hình tại tỉnh An Giang bao gồm: huyện An Phú là huyện biên giới đầu nguồn, có các vùng đê bao kiểm soát lũ triệt để muộn nhất của tỉnh, phần lớn diện tích huyện nằm ngoài hệ thống đê bao. Trong đó 2 xã được lựa chọn khảo sát bao gồm xã Phú Hữu nằm ngoài hệ thống đê bao và xã Vĩnh Hội Đông được bao bọc bởi hệ thống đê tháng Tám. Huyện Tri Tôn là khu vực đồi núi, có hệ thống đê tháng Tám lớn nhất tỉnh, với chiều dài đê là 517 km và 18.791 ha. Huyện Châu Phú nằm ven sông Hậu, trong vùng Tứ Giác Long Xuyên, năm 2018 hệ thống đê bao chiếm 80% và 67% là đê bao triệt để [20] (Hình 1).

Tóm lại để đánh giá tác động của sự thay đổi mục đích sử dụng đất đến tính bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang, các phương pháp nghiên cứu đã được sử dụng với nội dung cụ thể như sau (Hình 3).



Hình 3. Khung phương pháp luận nghiên cứu.

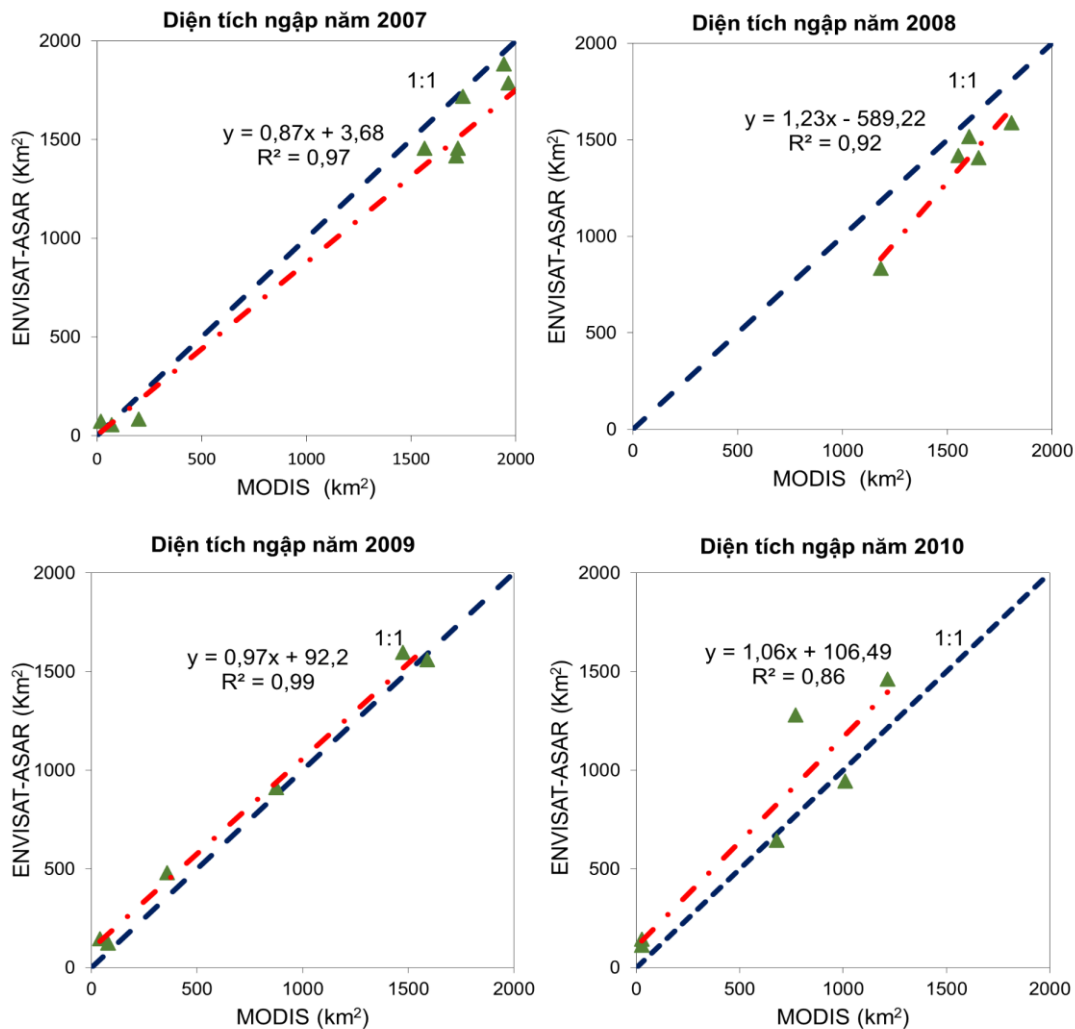
3. Kết quả và thảo luận

3.1. Phân tích biến động về diện tích ngập và phân loại sử dụng đất từ ảnh viễn thám

Kiểm định độ chính xác của các sản phẩm MODIS:

3.1.1. Bản đồ ngập lũ

Độ chính xác của diện tích ngập lũ tính toán từ ảnh MODIS có độ phân giải 500 m được so sánh tương quan với ảnh Radar có độ phân giải cao từ vệ tinh Envisat ASAR có độ phân giải 88 m giai đoạn 2007–2010 được thu thập từ dự án WISDOM. Hình 4 hiển thị sự tương đồng cao giữa các bản đồ lũ được giải đoán từ vệ tinh MODIS và vệ tinh Envisat cho các năm 2007, 2008, 2009 và 2010) với độ tương quan R^2 trong khoảng 0,86 đến 0,99. Vì nghiên cứu cần phân tích cho khu vực toàn bộ tỉnh An Giang quan trắc liên tục cho toàn mùa lũ từ tháng 7 đến tháng 12 giai đoạn 2010–2020, chính vì vậy bản đồ ngập từ vệ tinh MODIS được xem xét là phù hợp để đánh giá và theo dõi diễn biến lũ cho khu vực nghiên cứu với độ tin cậy ở mức cao.



Hình 4. So sánh ngập lụt giữa dữ liệu ảnh MODIS và ảnh Envisat–ASAR năm 2007–2010.

3.1.2. Biến động sử dụng đất

Nghiên cứu đã kiểm định độ chính xác diện tích trồng lúa được tính toán từ ảnh MODIS bằng cách so sánh với dữ liệu đo đạc từ Niên giám thống kê giai đoạn 2010–2020: Tổng diện tích trồng lúa cả năm và diện tích lúa vụ ba theo từng huyện/thị trấn tỉnh An Giang.

Tổng diện tích trồng lúa cả năm từ ảnh MODIS được tính như sau:

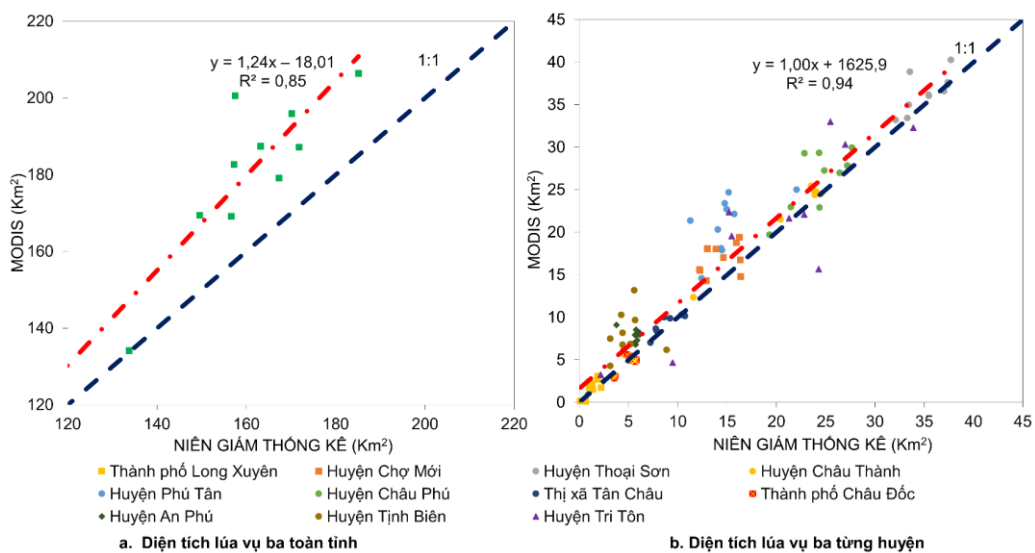
$$\text{Tổng diện tích lúa cả năm} = \text{Lúa một vụ} + (\text{Lúa hai vụ loại 1} + \text{Lúa hai vụ loại 2}) \times 2 + \text{Lúa ba vụ} \times 3 \quad (9)$$

Kết quả so sánh cho thấy sự khác biệt giữa hai loại dữ liệu dao động từ 1–8% đối với diện tích lúa cả năm và sai khác lớn hơn (từ 0–27%) đối với diện tích lúa vụ ba được tính cho toàn tỉnh An Giang (Bảng 2 và Hình 5a).

Khi tính toán tương quan cụ thể diện tích mùa vụ và diện tích canh tác từng huyện, dữ liệu ảnh MODIS cho thấy độ chính xác cao hơn với $R^2 = 0,85$ cho tổng diện tích lúa vụ ba và $R^2 = 0,94$ khi so sánh diện tích lúa vụ ba từng huyện trong tỉnh An Giang (Hình 5a và Hình 5b).

Bảng 2. Diện tích lúa tỉnh An Giang từ ảnh MODIS và Niên giám thống kê giai đoạn 2010–2020.

Năm	Diện tích lúa vụ 3			Diện tích lúa cả năm		
	Ảnh MODIS (km ²)	NGTK (km ²)	Chênh lệch (%)	Ảnh MODIS (km ²)	NGTK (km ²)	Chênh lệch (%)
2010	125,18	115,04	9	617,88	586,6	5
2011	134,15	133,72	0	625,83	607,6	3
2012	169,47	149,54	13	630,3	625,1	1
2013	187,42	163,18	15	696,22	641,4	9
2014	182,67	157,23	16	666,61	625,8	7
2015	195,92	170,18	15	673,18	644,2	4
2016	206,4	185,11	11	693,74	669	4
2017	179,16	167,31	7	687,18	641,1	7
2018	169,14	156,6	8	650,98	623,1	4
2019	200,6	157,51	27	683,7	626,3	9
2020	187,21	171,82	9	658,96	637,2	3



Hình 5. Tương quan giữa diện tích trồng lúa được tính từ ảnh MODIS và từ Niên giám thống kê giai đoạn 2010–2020.

Kết quả nghiên cứu đã trình bày phương pháp đánh giá biến động diện tích đất trồng lúa và diện tích ngập lũ dựa trên ảnh MODIS cho tỉnh An Giang. Kết quả kiểm định cho thấy các sản phẩm ngập lụt và bản đồ sử dụng đất được giải đoán từ vệ tinh MODIS đã phản ánh được tình trạng biến động lũ lụt và diện tích canh tác lúa cho khu vực nghiên cứu:

- Diễn biến ngập lụt từ ảnh MODIS (độ phân giải 500 m) đã được kiểm chứng với dữ liệu ảnh Radar có độ phân giải cao với kết quả so sánh tương quan R^2 dao động từ 0,86–0,99 và diễn biến ngập lụt cũng phù hợp với mực nước lũ được ghi nhận tại trạm quan trắc Tân Châu giai đoạn 2010–2020.

- Biến động diện tích trồng lúa ba vụ tỉnh An Giang được tính toán từ ảnh MODIS cho thấy mức độ tin cậy cao ($R^2 = 0,85$) khi so sánh với dữ liệu từ niên giám thống kê (Hình 5a và Hình 5b).

- Nhìn chung, các dữ liệu về bản đồ sử dụng đất và bản đồ ngập được tính toán từ ảnh MODIS phù hợp với dữ liệu Niên giám thống kê và bản đồ ngập từ ảnh vệ tinh Radar có độ phân giải cao. Tuy nhiên, vào một số năm, giá trị được tính từ ảnh MODIS có sai số, điều này có thể được gây ra bởi hiệu ứng pixel hỗn hợp do độ phân giải ở mức trung bình của ảnh MODIS (500 m) [9]. Cụ thể về diễn biến ngập, các bản đồ ngập từ ảnh MODIS có giá trị cao hơn từ 20–50% trong thời gian đầu mùa lũ và từ 1–20% trong thời gian đỉnh lũ. Đối với diện tích lúa vụ ba, dữ liệu được tính từ ảnh MODIS có giá trị cao hơn từ 0–16% so với số liệu từ Niên giám thống kê. Tuy nhiên việc loại trừ hiệu ứng pixel hỗn hợp trong các ước tính được xác định bởi MODIS có thể tạo ra sự thống nhất tốt giữa kết quả thu được từ diện tích canh tác lúa và dữ liệu sử dụng đất trong khu vực [9].

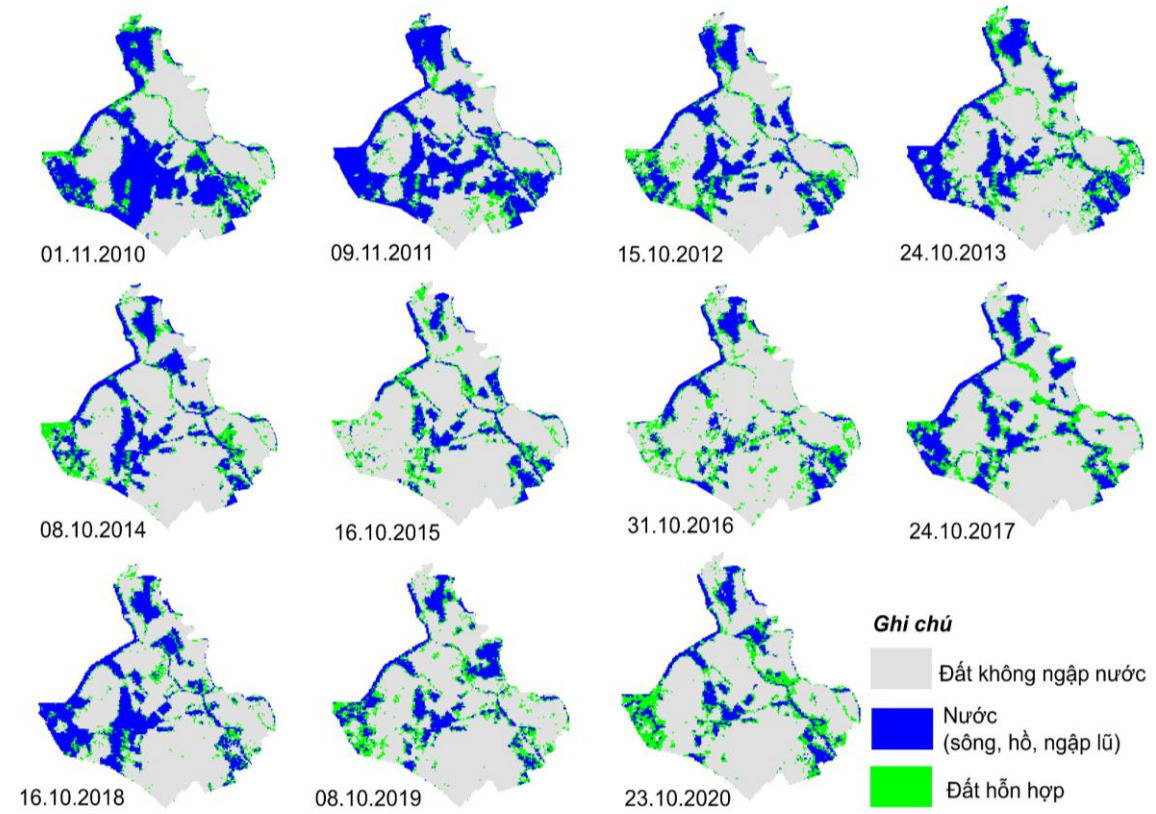
Phân tích biến động hiện trạng lũ lụt và diện tích sử dụng đất

Diễn biến lũ giai đoạn 2010–2020 tỉnh An Giang được ghi nhận ở điểm đo Tân Châu trên sông Tiền (Hình 1), trạm Tân Châu là trạm khống chế và xác định dòng chảy từ biên giới Campuchia, như là điểm đầu của sông Mekong khi đổ vào ĐBSCL [30]. Dựa vào dữ liệu mực nước thực đo tại trạm Tân Châu (Hình 2), chế độ lũ được phân thành ba loại lũ chính: lũ lớn (mực nước trên 4,5 m), từ 4,0–4,5 m được xem là lũ vừa và dưới 4,0 m là lũ nhỏ [31–32]. Bên cạnh dữ liệu mực nước tại trạm Tân Châu, phương pháp giải đoán ảnh viễn thám cũng được sử dụng để đánh giá sự thay đổi diện tích ngập lũ tại An Giang. Thời gian được lựa chọn để giải đoán ảnh viễn thám là toàn mùa lũ từ đầu tháng 7 đến cuối tháng 12. Trong đó, đợt ngập lũ lớn nhất trong mùa lũ được định nghĩa là ngày có diện tích ngập lớn nhất trong khu vực nghiên cứu, thường rơi vào khoảng thời gian từ ngày 8/10 đến 9/11 hàng năm [10]. Biến động diện tích ngập lũ tại An Giang giai đoạn 2010–2020 được trình bày trong Hình 6, với màu xanh lam biểu thị khu vực ngập nước, màu xanh lá cây biểu thị pixel hỗn hợp và màu xám biểu thị khu vực không ngập nước.

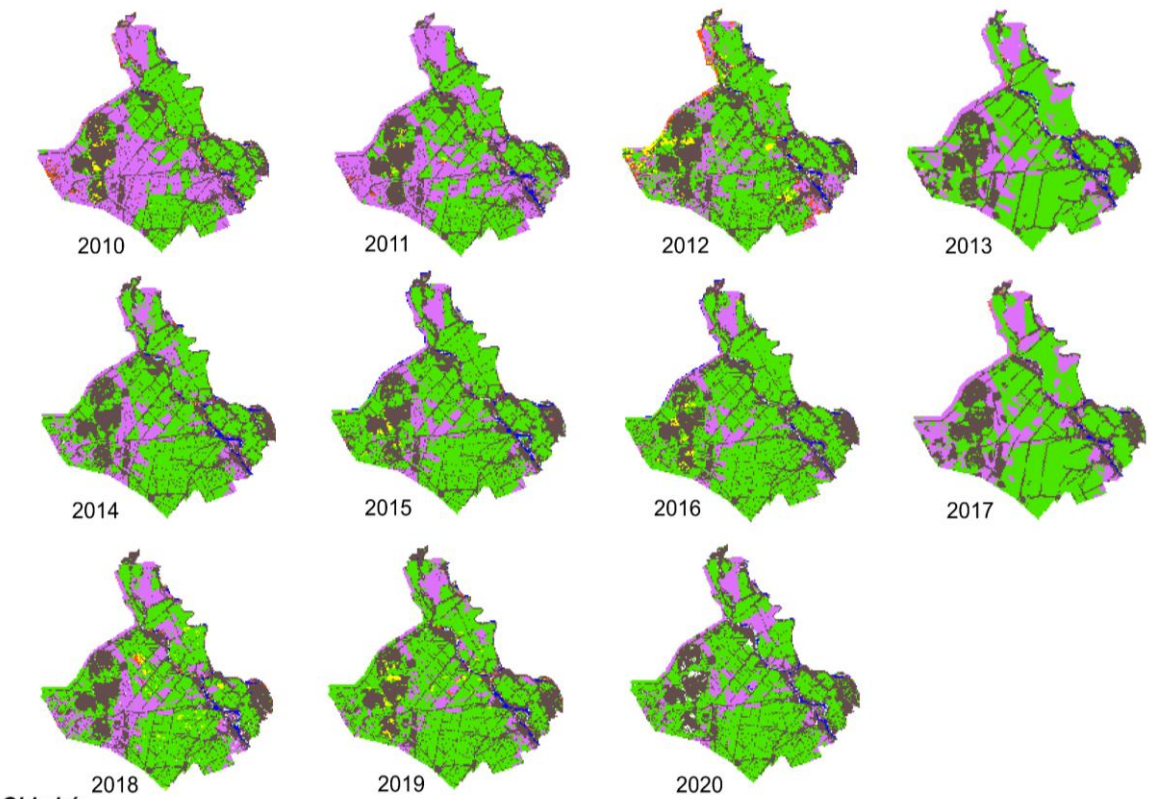
Diện tích không ngập lũ tại An Giang ngày càng tăng trong giai đoạn 2010–2020, Hình 6a cho thấy những pixel màu xám ngày càng tăng, với tỷ lệ đất không ngập trong mùa lũ tăng 18,24% (từ 52,01% năm 2010 lên 70,25% vào năm 2020) (Bảng A1). Cụ thể, diện tích đất không ngập tăng nhanh từ năm 2010 đến 2016, cao nhất là giai đoạn hạn hán lịch sử năm 2015–2016 với trên 72% diện tích đất không bị ngập vào mùa lũ. Sau đó giảm nhẹ đến năm 2018 (trên 65%) và tăng trở lại vào năm 2020.

Biến động diện tích đất trồng lúa tỉnh An Giang giai đoạn 2010–2020 được thể hiện trong Hình 6b và Bảng A2. Tổng diện tích đất trồng lúa được chia thành ba loại với màu xanh lá cây đại diện cho lúa ba vụ, màu tím và màu vàng: lúa hai vụ và màu cam là lúa một vụ. Kết quả giải đoán ảnh viễn thám cho thấy diện tích lúa ba vụ ngày càng mở rộng trong giai đoạn 2010–2020. Diện tích lúa ba vụ mở rộng nhanh từ năm 2010–2016 (từ 35,55% lên 58,64%), sau đó giảm vào năm 2017–2018 (dưới 50%) và tăng nhẹ đến năm 2020.

Trong giai đoạn 2010–2020, diện tích lúa ba vụ ngày càng mở rộng cùng với sự gia tăng diện tích không ngập lũ (Hình 7). Trong đó, diện tích lúa ba vụ cao nhất vào thời kỳ hạn hán gay gắt trong giai đoạn 2015–2016, với trên 72% đất không ngập vào mùa lũ (2.550 km²) đã tạo điều kiện thuận lợi để nông dân mở rộng diện tích trồng lúa vụ ba (khoảng 2.000 km²). Năm 2017–2018 lũ về lớn hơn dẫn đến diện tích lúa vụ ba giảm (còn khoảng 1.700 km²), đặc biệt tại huyện Tịnh Biên và Tri Tôn do vị trí đầu nguồn và vùng có hệ thống đê bao tháng Tám được xây dựng nhằm bảo vệ sản xuất vụ Hè Thu nên chỉ có khả năng bảo vệ hệ thống canh tác trước lũ nhỏ. Các huyện Thoại Sơn, Tri Tôn, Châu Phú có hệ thống đê bao triệt với cao trình đỉnh đê có khả năng chống lũ bảo vệ sản xuất cả năm nên diện tích trồng lúa tại các huyện này cao nhất tỉnh An Giang, đây cũng là những khu vực có diện tích trồng lúa ba vụ cao nhất.

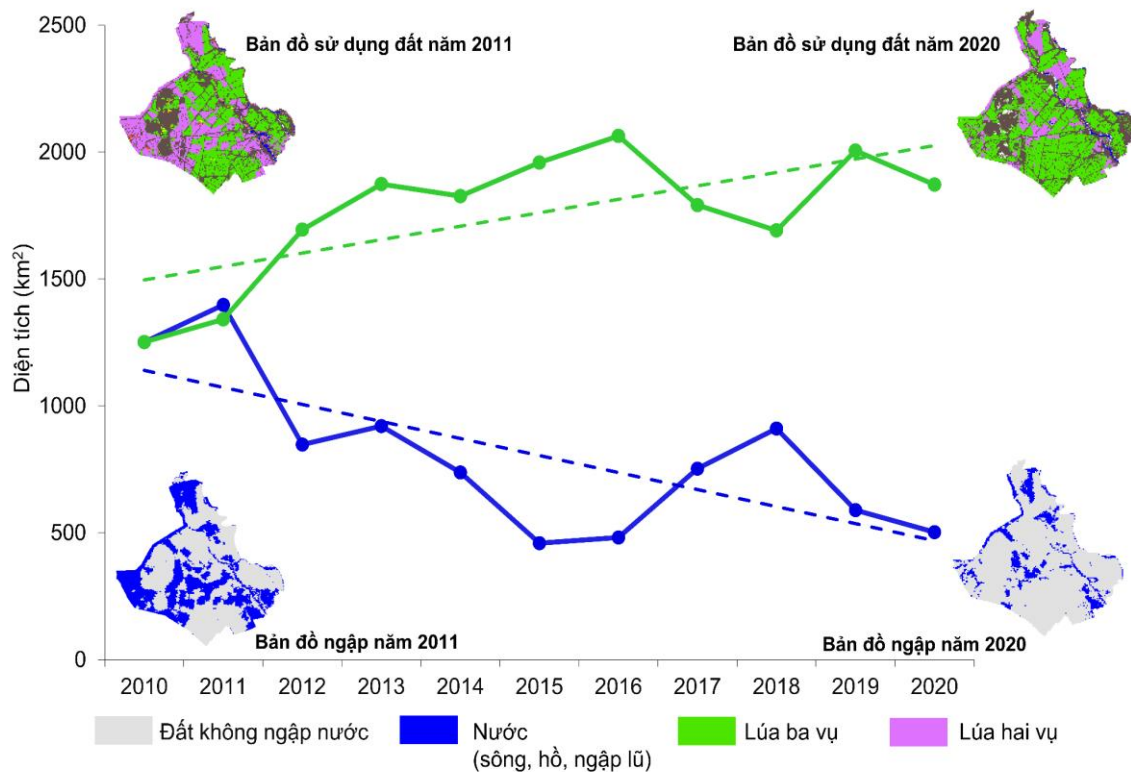


a. Bản đồ ngập



b. Bản đồ sử dụng đất

Hình 6. Bản đồ ngập lớn nhất trong năm và bản đồ sử dụng đất giai đoạn 2010–2020 tỉnh An Giang.



Hình 7. Tương quan giữa diện tích đất không ngập trong mùa lũ và diện tích lúa vụ ba giai đoạn 2010–2020.

Kết quả nghiên cứu cho thấy hệ thống đê bao bảo vệ diện tích canh tác lúa vụ ba đã dẫn đến những thay đổi về diện tích ngập lũ tại tỉnh An Giang, đặc biệt từ sau năm 2011 khi hệ thống đê bao triệt để cơ bản đã được hoàn thiện [20]. Năm 2010 mặc dù mực nước tại trạm Tân Châu ghi nhận chỉ 3,2 m nhưng gây ngập cho trên 35% diện tích tỉnh An Giang. Đến năm 2012 và năm 2013, mực nước lũ ghi nhận tại trạm Tân Châu đạt 3,25 m và 4,35 m nhưng diện tích ngập lại thấp hơn năm 2010 (thấp hơn khoảng 10%). Sự thay đổi mực nước và diện tích ngập lũ tỉnh An Giang đã ảnh hưởng đến thời gian canh tác lúa trong tỉnh, nông dân có thể trồng lúa quanh năm trong vùng đê bao do đó diện tích lúa vụ ba ngày càng mở rộng trong giai đoạn 2010–2020 (Hình 6b). Canh tác thâm canh quy mô lớn cùng việc lạm dụng phân bón, thuốc trừ sâu dẫn đến môi trường đất ngày càng ô nhiễm và suy thoái [24]. Môi trường đất bị ô nhiễm cùng những thay đổi về các yếu tố môi trường khác đã ảnh hưởng đến sinh kế nông dân trồng lúa tỉnh An Giang. Đặc biệt là những hộ dân có diện tích canh tác nhỏ, khả năng thích ứng thấp và khó tìm được việc làm để cải thiện thu nhập. Ngoài ra, việc áp dụng các thiết bị máy móc và tự động hóa trong sản xuất lúa ngày càng phổ biến đòi hỏi chi phí lớn cũng là yếu tố dẫn đến mất bền vững trong sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang [13, 25].

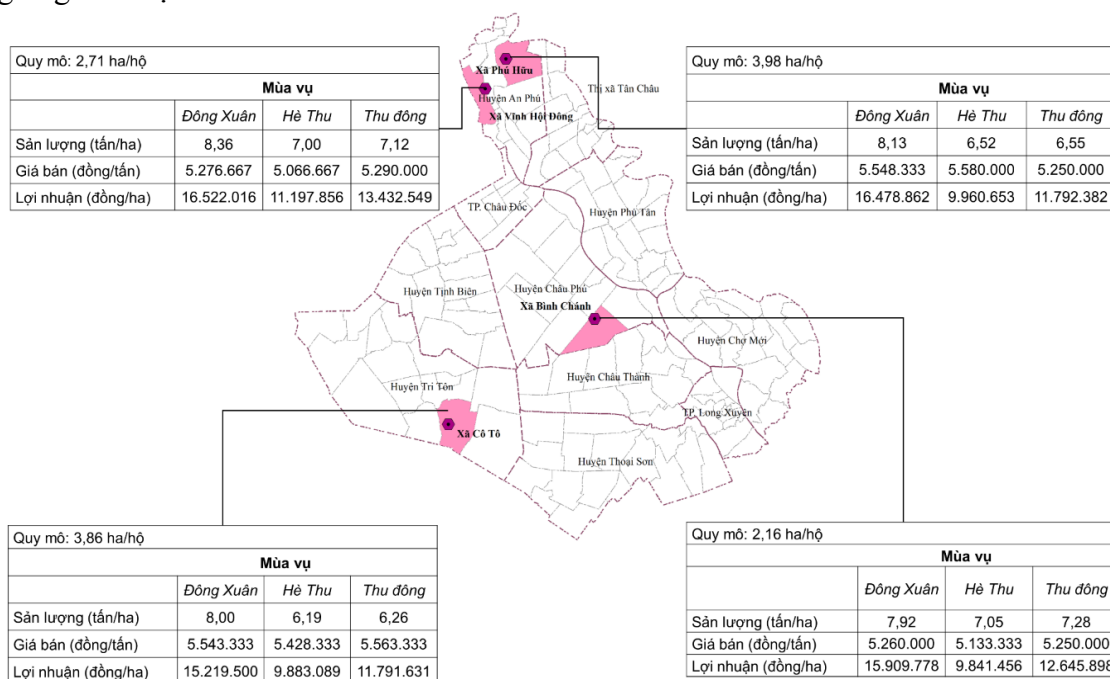
3.2. Phân tích bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa bằng các chỉ số kinh tế

Đặc điểm nông dân trồng lúa: Bảng 3 trình bày những thông tin cơ bản của nông dân trồng lúa tại các địa điểm được khảo sát của tỉnh An Giang. Kết quả cho thấy có sự tương đồng cao về những đặc điểm cơ bản như tuổi, trình độ học vấn, chủ hộ và quy mô gia đình giữa các địa điểm được khảo sát. Các chủ hộ có độ tuổi trung bình khá cao và kinh nghiệm trồng lúa lâu năm (trung bình 47 tuổi). Nam giới giữ vai trò chủ hộ chiếm tỷ lệ rất cao tại tỉnh An Giang (92,5%), điều này cũng đã được chứng minh trong nhiều nghiên cứu trước đây [7, 13]. Những chủ hộ này có trình độ học vấn còn khá thấp với khoảng 50% hộ dân chưa học hết cấp 1; 33,33% chưa hoàn thành cấp 2 và khoảng 20% học đến cấp 3. Mỗi hộ gia đình có trung bình khoảng 5 thành viên với 2–3 người là lao động chính.

Bảng 3. Đặc điểm nông dân trồng lúa tại các địa điểm được khảo sát của tỉnh An Giang.

Đặc điểm	Phú Hữu (n=30)	Vĩnh Hội Đông (n=30)	Bình Chánh (n=30)	TT Cô Tô (n=30)	Tổng cộng (N=120)
Tuổi	51	47	45	46	47
<i>Giới tính</i>					
Nam (%)	86,67	93,33	90,00	100,00	92,50
Nữ (%)	13,33	6,67	10,00	0,00	7,50
<i>Trình độ học vấn</i>					
Cấp 1 (%)	50,00	46,67	40,00	46,67	45,83
Cấp 2 (%)	33,33	23,33	43,33	33,33	33,33
Cấp 3 (%)	16,67	23,33	16,67	20,00	19,17
Quy mô gia đình (người)	4,30	4,87	4,70	4,60	4,62
Số lao động (người)	2,4	1,9	2,3	2,5	2,3

Mặc dù những hộ dân được khảo sát có sự tương đồng cao về những thông tin cơ bản nhưng đặc điểm canh tác lúa của họ tại mỗi khu vực lại có sự khác nhau. Hình 8 trình bày những đặc điểm về canh tác lúa như quy mô, sản lượng, năng suất và lợi nhuận thu được. Những hộ dân được phỏng vấn sở hữu diện tích canh tác ở mức trung bình, trong đó tại xã Phú Hữu và Thị trấn Cô Tô có diện tích canh tác lúa lớn hơn (lần lượt 3,98 ha/hộ và 3,86 ha/hộ), hai khu vực còn lại có diện tích canh tác nhỏ hơn (2,71 ha/hộ tại xã Vĩnh Hội Đông và 2,16 ha/hộ tại xã Bình Chánh). Vụ Đông xuân (từ tháng 12 đến tháng 3 năm sau) là thời gian thuận lợi để trồng lúa, sản lượng thu được cao nhất trong năm ở cả bốn địa điểm: với sản lượng lúa từ 7,91–8,36 tấn/ha và lợi nhuận khoảng 16 triệu/ha. Trong đó, xã Vĩnh Hội Đông là nơi có sản lượng và lợi nhuận cao nhất (8,36 tấn/ha và lợi nhuận trên 16 triệu/ha). Về giá bán lúa, trong năm giá bán lúa dao động từ 5,1 triệu đồng/tấn đến 5,6 triệu đồng/tấn và giống nhau tại các điểm khảo sát.



Hình 8. Đặc điểm canh tác lúa của các hộ dân được phỏng vấn tại tỉnh An Giang.

Đặc điểm canh tác cho thấy nông dân trồng lúa tại An Giang bị chi phối khá nhiều bởi hệ thống đê bao. Tại khu vực có hệ thống đê bao triệt để, điển hình là xã Bình Chánh có sản lượng lúa ổn định nhất giữa các mùa vụ (7,05–7,92 tấn/ha); xã Phú Hữu và Thị trấn Cô Tô, nơi có hệ thống đê bao tháng Tám cho sản lượng và lợi nhuận cao nhất vào vụ Đông Xuân (trung bình sản lượng cao hơn 1,7 tấn/ha; lợi nhuận cao hơn vụ Hè Thu khoảng 6 triệu/ha, cao hơn vụ Thu Đông khoảng 4,1 triệu/ha); xã Vĩnh Hội Đông nằm ngoài hệ thống đê bao

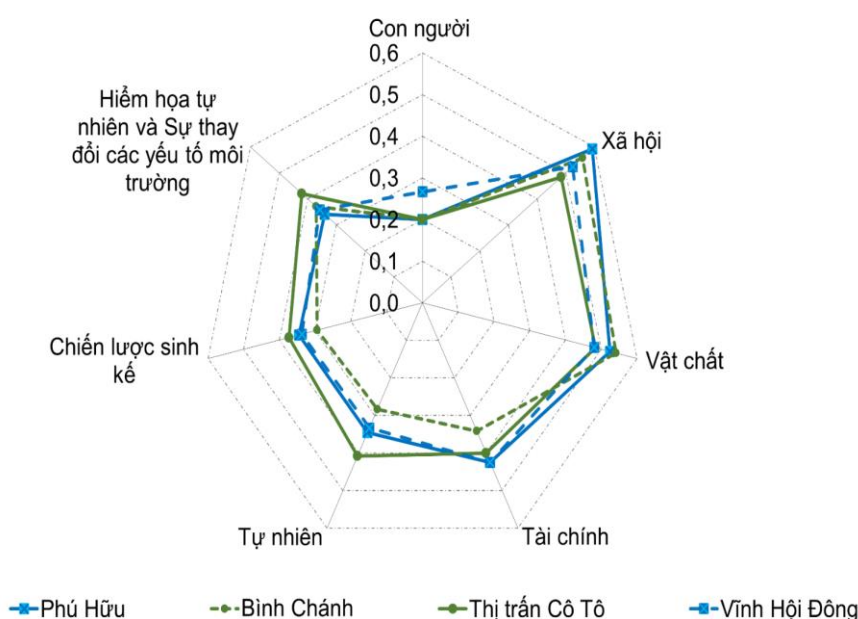
nên được cung cấp phù sa hằng năm, sản lượng và lợi nhuận luôn cao hơn các khu vực còn lại (8,36 tấn/ha và lợi nhuận trên 16 triệu/ha) (Hình 8). Bên cạnh đó, hệ thống đê bao đã giúp tỉnh An Giang mở rộng diện tích sản xuất lúa vụ ba (tăng 17,63% giai đoạn 2010–2020 như Bảng A2). Do lợi nhuận thu được từ trồng lúa vụ ba ở mức khá cao (11–13 triệu/ha), trong khi sản lượng lúa trung bình chỉ 6,80 tấn/ha.

Kết quả khảo sát cho thấy nông dân tỉnh An Giang có những đặc điểm thuận lợi để phát triển nông nghiệp, đặc biệt là cây lúa. Số chủ hộ trong độ tuổi lao động chiếm tỷ lệ cao (trung bình 47 tuổi), đa số chủ hộ là nam giới, trình độ học vấn mặc dù không cao nhưng có khoảng 50% hoàn thành ít nhất bậc tiểu học. Do đó họ có thể tiếp cận những kiến thức và thông tin liên quan đến sản xuất nông nghiệp và thời tiết phục vụ cho canh tác lúa. Tại An Giang, nông dân sở hữu diện tích canh tác ở mức trung bình (trên 2 ha/hộ) cùng với sản lượng và lợi nhuận thu được cao trong hệ thống đê bao ngăn lũ, do đó nông dân có thể canh tác lúa liên tục trong năm. Tuy nhiên, thâm canh lúa liên tục trong hệ thống đê bao, cùng với lượng phân bón, thuốc trừ sâu được sử dụng ngày càng nhiều có thể gây nguy hại cho môi trường đất [33]. Những thay đổi về môi trường đất và diện tích ngập lũ trong hệ thống đê bao tỉnh An Giang đã ảnh hưởng đến mục đích sử dụng đất và tính bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa, đặc biệt là những hộ dân trồng lúa ba vụ.

Chỉ số tổn thương sinh kế LVI và LVI-IPCC được sử dụng để đánh giá mức độ tổn thương và khả năng thích ứng của nông dân trồng lúa ba vụ tỉnh An Giang. Kết quả phân tích được trình bày như sau:

Chỉ số tổn thương sinh kế LVI:

Hình 9 và Bảng 4 trình bày những thông tin về chỉ số tổn thương sinh kế LVI tại các khu vực được khảo sát. Kết quả thống kê các thành phần cho thấy sinh kế của nông dân trồng lúa tỉnh An Giang đang bị tổn thương do các yếu tố từ Con người, Xã hội, Vật chất, Tài chính, Tự nhiên, Chiến lược sinh kế, Hiểm họa tự nhiên và Sự thay đổi các yếu tố môi trường. Cụ thể, chỉ số tổn thương của các khu vực nghiên cứu ở mức trung bình và khá đồng nhất giữa các khu vực, dao động từ 0,383–0,405. Tuy nhiên, có sự chênh lệch giữa các thành phần: thành phần Xã hội có chỉ số tổn thương cao nhất (0,484–0,593), cao thứ 2 là thành phần Vật chất (0,480–0,542), thứ 3 là thành phần Tài chính (0,342–0,425). Các thành phần còn lại có chỉ số tổn thương ở mức thấp hơn: Hiểm họa tự nhiên và Sự thay đổi các yếu tố môi trường từ 0,342–0,421, Chiến lược sinh kế từ 0,295–0,373, thành phần Tự nhiên từ 0,333–0,408 và thấp nhất là thành phần Con người từ 0,200–0,267.



Hình 9. Sơ đồ mạng nhện về tính dễ bị tổn thương sinh kế dựa trên LVI cho các địa điểm khảo sát tại An Giang.

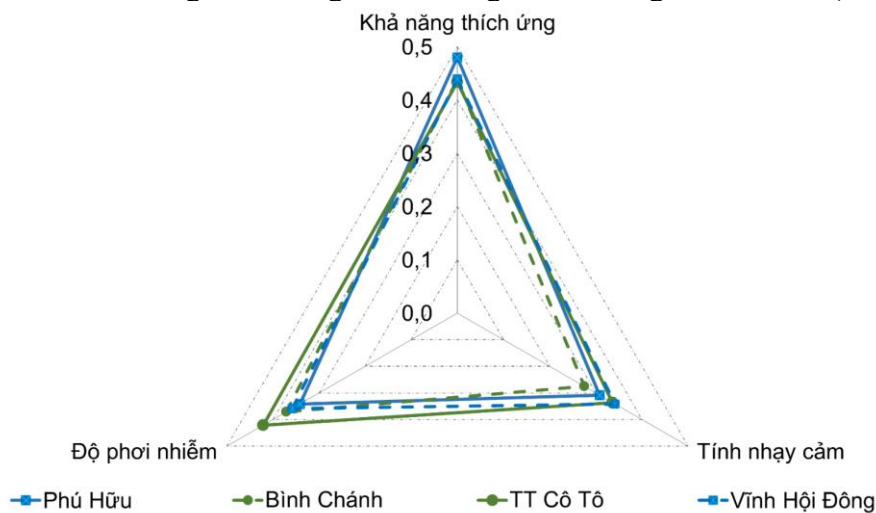
Bảng 4. Tính toán LVI cho các thành phần chính tại các điểm khảo sát của tỉnh An Giang.

Thành phần chính	Xã Phú Hữu	Xã Bình Chánh	TT Cô Tô	Xã Vĩnh Hội Đông	An Giang
Con người	0,200	0,200	0,200	0,267	0,217
Xã hội	0,593	0,558	0,484	0,524	0,540
Vật chất	0,524	0,542	0,484	0,480	0,508
Tài chính	0,425	0,342	0,400	0,425	0,398
Tự nhiên	0,345	0,283	0,408	0,333	0,343
Chiến lược sinh kế	0,345	0,295	0,373	0,337	0,338
Hiểm họa tự nhiên và Sự thay đổi các yếu tố môi trường	0,342	0,371	0,421	0,358	0,373
LVI =	0,398	0,383	0,405	0,394	0,395

Chỉ số tổn thương sinh kế dựa vào chỉ số LVI-IPCC

Giá trị tổn thương sinh kế được tính toán qua chỉ số LVI-IPCC ở mức thấp, dao động từ -0,043 đến -0,004. Các thành phần chính của chỉ số tổn thương LVI-IPCC được tạo thành từ các hợp phần sau: (1) Khả năng thích ứng bao gồm các hợp phần về Xã hội-nhân khẩu học; Chiến lược sinh kế và Mạng lưới xã hội; (2) Tính nhạy cảm bao gồm Sức khỏe, kiến thức và kỹ năng; Đất đai và nguồn tài nguyên thiên nhiên và Tài chính; (3) Độ phơi nhiễm do các yếu tố từ Hiểm họa tự nhiên và sự thay đổi các yếu tố môi trường. Hình 10 và Bảng 5 cho thấy mức độ tổn thương được tính toán qua chỉ số LVI-IPCC của các thành phần có sự khác nhau. Trong đó, khả năng thích ứng có mức độ tổn thương cao nhất (0,448), tiếp theo là Độ phơi nhiễm (0,373) và thấp nhất là Tính nhạy cảm (0,315).

Tính nhạy cảm liên quan đến các yếu tố nội tại của nông dân, Bảng 6 cho thấy Đất đai và nguồn tài nguyên thiên nhiên cùng vấn đề Tài chính là hai yếu tố ảnh hưởng nhiều nhất. Có trên 90% nông dân cho biết họ không có các phương tiện cần thiết phục vụ cho cuộc sống và trên 80% không tự đầu tư được trang thiết bị phục vụ canh tác lúa. Vấn đề tài chính chủ yếu liên quan đến tình trạng di dân: trung bình 51% người dân lao động phải di dân vì mất mùa tuy nhiên số tiền họ gửi về cho gia đình hàng năm thường dưới 4 triệu (khoảng 85%).



Hình 10. Sơ đồ tam giác các thành phần trong LVI-IPCC tại các điểm khảo sát của tỉnh An Giang.

Bảng 5. Tính toán LVI-IPCC cho các thành phần chính tại các điểm khảo sát của tỉnh An Giang.

Thành phần	Phú Hữu	Bình Chánh	TT Cô Tô	Vĩnh Hội Đông	An Giang
Khả năng thích ứng	0,480	0,438	0,434	0,439	0,448
Tính nhạy cảm	0,308	0,275	0,336	0,342	0,315
Độ phơi nhiễm	0,342	0,371	0,421	0,358	0,373
LVI-IPCC =	-0,043	-0,019	-0,004	-0,028	-0,023

Độ phơi nhiễm được đặc trưng bởi các yếu tố từ Hiểm họa tự nhiên và sự thay đổi các yếu tố môi trường liên quan đến hạn hán, nhiệt độ, bão, lốc xoáy và đặc biệt từ dịch bệnh (Covid 19). BĐKH cùng với dịch bệnh và các hiện tượng thời tiết cực đoan đã làm giảm sản lượng và lợi nhuận của nông dân trồng lúa trong năm năm qua (64% nông dân cho biết bị giảm sản lượng lúa; 23% thiệt hại về tài sản và 17% bị giảm lợi nhuận). Trong đó chủ yếu do sự gia tăng nhiệt độ (63%), gia tăng hạn hán (50%), bão (38%), lốc xoáy (27%) và do ảnh hưởng từ Covid 19 (17%).

Mặc dù đang phải đối mặt với những thay đổi từ các yếu tố môi trường và BĐKH, nhưng khả năng thích ứng của họ lại rất thấp (0,448). Qua khảo sát cho thấy chiến lược sinh kế của nông dân đang gặp trở ngại do tỷ lệ nông dân độc canh cây lúa liên tục trong năm khá cao (trên 58%); trên 35% bị mất mùa trong năm năm qua nhưng họ lại khó khăn trong việc tìm kiếm nguồn thu nhập khác (58% thiếu việc làm). Tuy nhiên, nông dân tại đây cũng cho biết họ không thường xuyên trao đổi cũng như nhận được sự hỗ trợ rất thấp từ chính quyền địa phương (73%) và hạn chế trong việc tiếp cận với các phương tiện truyền thông (77%), không được cung cấp các thông tin về thời tiết và BĐKH (84%).

Bảng 6. Tỷ lệ đóng góp của các yếu tố vào các thành phần của chỉ số LVI-IPCC.

Thành phần chính	Thành phần phụ	Tỷ lệ (%)			
		Phú Hữu	Bình Chánh	TT Cô Tô	Vĩnh Hội Đông
1. Kiến thức và kỹ năng	Chủ hộ trên 70 tuổi	6,67	0	3,3	16,67
	Chủ hộ chỉ học đến tiểu học	50	40	46,67	46,67
2. Nguồn lao động	Gia đình thuộc diện nghèo và cận nghèo	0	16,67	10	0
	Gia đình chỉ có 1 lao động chính	23,33	23,33	20	43,33
3. Xã hội – Nhân khẩu học	Số người phụ thuộc trong gia đình (người)	1,93	2,4	2,07	2,93
	Chủ hộ là nữ	13,33	10	0	6,67
4. Mạng lưới xã hội	Thiếu sự hỗ trợ, trao đổi từ chính quyền địa phương	76,67	76,67	70	66,67
	Không thường xuyên kết nối với các phương tiện truyền thông	83,33	78,33	77,5	69,17
	Không nhận được các thông tin về thời tiết từ truyền thông và chưa được tham gia các buổi tập huấn có liên quan	90	83,33	81,67	83,33
	Không thường xuyên cập nhật các tin tức về thời tiết và BĐKH phục vụ sản xuất nông nghiệp	60	46,67	26,67	30
5. Nhà ở, đất đai và cơ sở vật chất	Chưa có nhà kiên cố	20	63,33	40	13,33
	Thiếu các phương tiện thiết yếu (tủ lạnh, tivi, xe đạp, xe máy...)	24,67	23,33	22	32,67
	Thiếu các thiết bị phục vụ cho sinh hoạt (máy lạnh, máy giặt, ô tô, máy phát điện)	94,17	87,5	90	97,5
	Chưa có máy móc, thiết bị canh tác	86,67	86,67	76,67	83,33
	Thuê đất để sản xuất	36,67	10	13,33	13,33
6. Tài chính và lợi nhuận	Thu nhập của gia đình từ nông nghiệp dưới 30 triệu/năm	10	16,67	16,67	20
	Số tiền lao động di dân gửi về dưới 4 triệu/năm	90	73,33	83,33	90
	Mức sông của gia đình giảm khi có lao động di dân	10	10	6,67	6,67
	Thu nhập từ nông nghiệp giảm dẫn đến di dân	60	36,67	53,33	53,33
7. Tự nhiên	Diện tích canh tác nhỏ (<1 ha) và có nguồn thu nhập khác dựa vào tự nhiên	10	20	16,67	26,67
	Nguồn nước tự nhiên bị nhiễm mặn	0	0	0	3,33
	Nguồn nước tự nhiên bị nhiễm phèn	10	13,33	46,67	26,67
	Không có diện tích canh tác khác ngoài cây lúa	100	80	100	76,67

Thành phần chính	Thành phần phụ	Tỷ lệ (%)			
		Phú Hữu	Bình Chánh	TT Cô Tô	Vinh Hội Đông
8. Chiến lược sinh kế	Độc canh cây lúa	60	53,33	56,67	63,33
	Không tự nguyện di dân do BĐKH	13,33	10	3,33	0
	Không có thu nhập từ phi nông nghiệp	12,67	4	10	12
	Mất mùa ngày càng nhiều trong năm năm qua	26,67	36,67	46,67	33,33
	Thiếu việc làm tại địa phương	60	43,33	70	60
9. Hiểm họa tự nhiên	Hạn hán tăng trong năm năm qua	43,33	53,33	73,33	30
	Lốc xoáy tăng trong năm năm qua	20	26,67	33,33	26,67
	Số cơn bão gia tăng trong năm năm qua	33,33	36,67	43,33	36,67
	Ảnh hưởng của Covid 19	23,33	16,67	10	16,67
10. Biến đổi khí hậu	Nhiệt độ tăng trong năm năm qua	66,67	60	70	53,33
	Sản lượng nông nghiệp bị giảm trong năm năm qua	60	70	56,67	70
	Thiệt hại về tài sản và nhà cửa do BĐKH	16,67	20	26,67	30
	Lợi nhuận giảm và lỗ vốn do BDKDH	10	13,33	23,33	23,33

4. Kết luận

Nghiên cứu này kết hợp kỹ thuật giải đoán ảnh viễn thám để phân loại sử dụng đất giai đoạn 2010–2020, phương pháp chỉ số tổn thương sinh kế LVI, LVI–IPCC lồng ghép điều tra xã hội học, nhằm đánh giá tác động của biến động sử dụng đất tỉnh An Giang đến tính bền vững sinh kế của nông dân trồng lúa. Hai kết luận chính được rút ra từ kết quả nghiên cứu:

Hệ thống đê bao phục vụ canh tác lúa vụ ba đã làm thay đổi diện tích ngập lũ của tỉnh An Giang. Trong vòng 11 năm (từ 2010–2020), diện tích không ngập tăng 18,24% và diện tích lúa vụ ba tăng 17,63%. Đặc biệt từ sau khi hệ thống đê bao của tỉnh cơ bản đã được hoàn thiện vào năm 2011 [20]. Năm 2012 và năm 2013, mực nước lũ ghi nhận tại trạm Tân Châu đạt 3,25m và 4,35m nhưng diện tích không ngập nước vào mùa lũ lại cao hơn khoảng 10% và diện tích lúa vụ ba cũng được mở rộng trên 15% so với năm 2010 (diện tích không ngập nước vào mùa lũ là 52,01% và diện tích lúa vụ ba là 35,55%).

Kết quả tính toán các chỉ số tổn thương sinh kế LVI và LVI–IPCC cho thấy sinh kế của nông dân trồng lúa tại các khu vực được khảo sát của tỉnh An Giang thiếu bền vững. Chỉ số tổn thương sinh kế LVI = 0,395 và LVI–IPCC = –0,023, trong đó nguyên nhân chủ yếu từ sự thay đổi các yếu tố môi trường và BĐKH do gia tăng các yếu tố về nhiệt độ, hạn hán, các hiện tượng thời tiết cực đoan cùng với đất đai bị nhiễm phèn chiếm tỷ lệ khá cao (24%). Bên cạnh đó, khả năng thích ứng còn hạn chế do nguồn thu nhập chủ yếu dựa vào làm thuê, các loại hình canh tác dựa vào tự nhiên và thu nhập chính là dựa vào canh tác lúa (trên 58% nông dân chỉ canh tác lúa và không có sự luân canh). Để cải thiện thu nhập, nông dân đã tự nguyện di dân đến những nơi có nhu cầu lao động cao hơn (trên 93% tự nguyện di dân và trên 51% xác định nguyên nhân là do thu nhập từ nông nghiệp bị giảm). Do đó, trong tương lai có thể có những nghiên cứu tập trung vào ảnh hưởng của tổn thương sinh kế do thay đổi mục đích sử dụng đất đến vấn đề di dân của nông dân tỉnh An Giang và khu vực ĐBSCL.

Đóng góp của tác giả: Thu thập, phân tích, xử lý số liệu: H.T.N.T., N.Đ.T., T.Đ.D., V.H.T.D.; Viết bản thảo bài báo: H.T.N.T.; Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: N.Đ.T., H.T.N.T.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu chỉnh sửa bài báo: T.Đ.D., V.H.T.D.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Thành Phố Hồ Chí Minh (ĐHQG–HCM) trong khuôn khổ đề tài mã số B2021–24–04.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

- 1 Chandio, A.A.; Jiang, Y.; Rehman, A.; Rauf, A. Short and long-run impacts of climate change on agriculture: an empirical evidence from China. *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* **2020**, 12(2), 201–221. doi:10.1108/IJCCSM-05-2019-0026.
- 2 Cục Kinh tế hợp tác và Phát triển nông thôn. Tham vấn xây dựng trung tâm cơ giới hóa vùng Đồng bằng sông Cửu Long, 2022.
- 3 Tổng Cục thống kê. Niên giám thống kê – Statistical yearbook of Vietnam. 2020, 23.
- 4 Cao, B.T.; Tchale, H.; Chandrasekharan, B.D.; Nguyen, P.H.A.; Jaffee, S.M. Sử dụng đất nông nghiệp và sinh kế bền vững ở Đồng bằng sông Cửu Long: Các kịch bản và đề xuất chính sách. United States of America, 2022, 73-80. doi:10.54939/1859-1043.j.mst.FEE.2022.73-80.
- 5 Geest, K.V.D.; Khoa, N.V.; Thao, N.C. Internal migration in the Upper Mekong Delta, Viet Nam: What is the role of climate-related stressors. *Asia. Pac. Popul. J.* **2014**, 29(2), 25–41. doi:10.18356/7b7d7273-en.
- 6 Quang, N.M. ĐBSCL trước nguy cơ mất an ninh nguồn nước: Những nguyên nhân và thách thức. *Tạp Chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, **2020**.
- 7 Tran, D.D.; Huu, L.H.; Hoang, L.P.; Pham, T.D.; Nguyen, A.H. Sustainability of rice-based livelihoods in the upper floodplains of Vietnamese Mekong Delta: Prospects and challenges. *Agric. Water Manag.* **2021**, 243, 106495.
- 8 Sakamoto, N.T.; Van Nguyen, A.; Kotera, H.O.; Ishitsuka, N.; Yokozawa, M. Detecting temporal changes in the extent of annual flooding within the Cambodia and the Vietnamese Mekong Delta from MODIS time-series imagery. *Remote Sens. Environ.* **2007**, 109(3), 295–313. doi:10.1016/j.rse.2007.01.011.
- 9 Sakamoto, T.; Cao Van, P.; Kotera, A.; Duy, K.N.; Yokozawa, M. Detection of yearly change in farming systems in the Vietnamese Mekong Delta from MODIS time-series imagery. *Jpn. Agric. Res. Q.* **2009**, 43(3), 173–185. doi:10.6090/jarq.43.173.
- 10 Vu, H.T.D.; Tran, D.D.; Schenk, A.; Nguyen, C.P.; Vu, H.L.; Obèle, P.; Trinh, V.C.; Nestmann, F. Land use change in the Vietnamese Mekong Delta: New evidence from remote sensing. *Sci. Total. Environ.* **2022**, 813, 151918. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151918.
- 11 Tran, D.D.; Van Halsema, G.; Hellegers, P.J.G.J.; Hoang, L.P.; Ludwig, F. Long-term sustainability of the Vietnamese Mekong Delta in question: An economic assessment of water management alternatives. *Agric. Water. Manag.* **2019**, 223, 105703. doi:10.1016/j.agwat.2019.105703.
- 12 Tran, D.D.; Van Halsema, G.; Hellegers, P.J.G.J.; Ludwig, F.; Wyatt, A. Questioning triple rice intensification on the Vietnamese mekong delta floodplains: An environmental and economic analysis of current land-use trends and alternatives. *J. Environ. Manage.* **2018**, 217, 429–441. doi:10.1016/j.jenvman.2018.03.116.
- 13 Tran, D.D.; Quang, C.N.X.; Tien, P.D.; Tran, P.G.; Long, P.K.; Hoa, H.V.; Giang, N.N.H.; Ha, L.T.T. Livelihood vulnerability and adaptation capacity of rice farmers under climate change and environmental pressure on the vietnam mekong delta floodplains. *Water* **2020**, 12(11), 3282. <https://doi.org/10.3390/w12113282>.
- 14 Ho, T.D.N.; Kuwornu, J.K.M.; Tsusaka, T.W.; Nguyen, L.T.; Datta, A. An assessment of the smallholder rice farming households' vulnerability to climate change and variability in the Mekong delta region of Vietnam. *Local Environ.* **2021**, 26(8), 948–966. doi:10.1080/13549839.2021.1937971.
- 15 Phu, P.X.; De, N.N.; Vulnerability Assessment of Farmer's Livelihood to Flood in An Giang Province. *Asia. Pac. J. Rural. Dev.* **2019**, 29(1), 37–51. doi:10.1177/1018529119860621.

- 16 Saqib, R. *et al.*, Livelihood strategies of small-scale farmers in Pakistan in the scenario of climate change. *Sarhad J. Agric.* **2019**, 35(4), 1–11. doi:10.17582/JOURNAL.SJA/2019/35.4.1298.1308.
- 17 Berg, H.; Ekman Söderholm, A.; Söderström, S.; Tam, N.T. Recognizing wetland ecosystem services for sustainable rice farming in the Mekong Delta, Vietnam. *Sustain. Sci.* **2017**, 12(1), 137–154. doi:10.1007/s11625-016-0409-x.
- 18 Mi, N.T.H.; Minh, V.Q. Đánh giá mức độ ảnh hưởng đến canh tác lúa tỉnh An Giang trên cơ sở các kịch bản biến đổi khí hậu khác nhau. *Tap chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ* **2014**, 3, 42–52.
- 19 Thiện, H.M.; Phạm, V.; Trí, Đ.; Trung, N.H.; Vương, H.; Minh, T. Tác động của việc phát triển hệ thống đê bao lên sản xuất lúa trên địa bàn tỉnh an giang và động thái lũ trên hệ thống sông chính ở đồng bằng sông Cửu Long. *Tap chí Khí tượng Thủy văn* **2013**, 626, 35–40.
- 20 Phong, T.H.; Minh, H.V.T.; Trí, L.H.; Tú, L.T.; Tỳ, T.V. Đánh giá tác động của đê bao tỉnh An Giang đến chế độ dòng chảy dòng chính sông Mekong tại Đồng bằng sông Cửu Long. *Tap chí Vật liệu & Xây dựng* **2021**, 3, 71–78.
- 21 Trần, B.L.; Trần, S.N.; Nguyễn, T.H.Đ.; Lâm, V.H. Đánh giá hiện trạng canh tác và hiệu quả tài chính của canh tác lúa trong và ngoài đê bao ở huyện Tri Tôn và Tịnh Biên – tỉnh An Giang. *Can Tho Univ. J. Sci.: Environ. Clim. Change* **2021**, 57, 41–51. doi:10.22144/ctu.jsi.2021.048.
- 22 Tran, D.D.; Van Halsema, G.; Hellegers, P.J.G.J.; Ludwig, F.; Seijger, C. Stakeholders’ assessment of dike-protected and flood-based alternatives from a sustainable livelihood perspective in An Giang Province, Mekong Delta, Vietnam. *Agric. Water Manag.* **2018**, 206, 187–199. doi:10.1016/j.agwat.2018.04.039.
- 23 Howie, C.A. Co-operation and Contestation: Farmer-state Relations in Agriculture Transformation, An Giang Province, Vietnam. Royal Holloway, University of London, 2011.
- 24 Tran, D.D.; Weger, J. Barriers to Implementing Irrigation and Drainage Policies in An Giang Province, Mekong Delta, Vietnam. *Irrig. Drain.* **2018**, 67, 81–95. doi:10.1002/ird.2172.
- 25 Tran, T.A. Land use change driven out-migration: Evidence from three flood-prone communities in the Vietnamese Mekong Delta. *Land Use Policy* **2019**, 88, 104157. doi:10.1016/j.landusepol.2019.104157.
- 26 Hahn, M.B.; Riederer, A.M.; Foster, S.O. The Livelihood Vulnerability Index: A pragmatic approach to assessing risks from climate variability and change—A case study in Mozambique. *Global Environ. Change* **2009**, 19(1), 74–88. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.11.002.
- 27 Vu, H.T.D.; Vu, H.L.; Oberle, P.; Andreas, S.; Nguyen, P.C.; Tran, D.D. Datasets of land use change and flood dynamics in the vietnamese mekong delta. *Data Brief* **2022**, 42, 108268. doi:10.1016/j.dib.2022.108268.
- 28 Chambers, R.; Conway, G. Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st century. Institute of Development Studies (UK), 1992.
- 29 Marshall, B.; Cardon, P.; Poddar, A.; Fontenot, R. Does sample size matter in qualitative research?: A review of qualitative interviews in IS research. *J. Comput. Inf. Syst.* **2013**, 54(1), 11–22.
- 30 Le, T.A. Phân tích diễn biến lũ lụt và khô hạn ở Đồng bằng sông Cửu Long trong 20 năm gần đây. *VN J. Sci. Technol. Eng.* **2020**, 62(11), 22–27.
- 31 Vu, H.T.D.; Trinh, V.C.; Tran, D.D.; Oberle, P. Hinz, S.; Nestmann, F. Evaluating the impacts of rice-based protection dykes on floodwater dynamics in the vietnamese mekong delta using geographical impact factor (Gif). *Water* **2021**, 13(9), 1144. doi:10.3390/w13091144.

- 32 Tran, D.D.; Weger, J.; Dung, D.T.; Jacob, W.; Tran, D.D.; Weger, J. Barriers to Implementing Irrigation and Drainage Policies in An Giang Province, Mekong Delta, Vietnam. *Irrig. Drain.* **2018**, 67(S1), 81–95. doi:10.1002/ird.2172.
- 33 Migheli, M. Land ownership and use of pesticides. Evidence from the Mekong Delta. *J. Clean. Prod.* **2017**, 145, 188–198.

Assessing the impact of land use change on rice farmers' livelihood vulnerability in An Giang province

Huynh Thi Ngoc Tuoi^{1*}, Nguyen Duc Thien¹, Tran Duc Dung², Vu Hoang Thai Duong³

¹ Institute of Environment and Natura Resources, Vietnam National University Ho Chi Minh City; huynhngoctuoi0505@gmail.com; thienduc295@gmail.com

² Center of Water Management and Climate Change, Institute for Environment and Resources, Vietnam National University – Ho Chi Minh City (VNU–HCM); dungtranducvn@yahoo.com

³ Karlsruhe Institute of Technology (KIT), 76131 Karlsruhe, Germany; hoang.vu@kit.edu

Abstract: This study assesses the impact of land use change on the vulnerability of rice farmers' livelihood in An Giang province (AGP) of the Vietnamese Mekong Delta (VMD). We applied a mixed method of remote sensing data analysis with the Livelihood Vulnerability Index (LVI) and LVI – Intergovernmental Panel on Climate Change (LVI–IPCC) to understand how land use changed over the period of 2010–2020 and its relationship to flooded area and farmers' livelihood sustainability. Specifically, MODIS images were processed, and a social survey was conducted to interview 120 rice farmers and 10 local officials. Results show that the province's flooded area increased by 18.24% during the flood season due to three seasonal rice practice under dike protection, corresponding to an increase of 17.63% of the third–rice cropping area. Land use change has increased the livelihood vulnerability of farmers with the LVI = 0.395 and LVI–IPCC = –0.023. Although the dike–based system has increased the area for third–rice cropping cultivation, farmers overused fertilizers and pesticides to maintain rice yields since fertile sediment has not been deposited in rice fields. As a result, the soil and water environment are degraded and polluted, making many farmers' livelihoods vulnerable. Our findings provide valuable empirical evidence for proposing agricultural management solutions for not only AGP but also the VMD towards sustainable development.

Keywords: Sustainability; LVI; LVI–IPCC; Rice; Flood; MODIS.

Phụ lục

Bảng A1. Biến động diện tích ngập lũ tại An Giang giai đoạn 2010–2020.

Năm	Tổng diện tích (km ²)	Đất không ngập nước		Đất ngập nước		Mức nước lớn nhất tại trạm Tân Châu (m)
		Diện tích (km ²)	Tỷ lệ (%)	Diện tích (km ²)	Tỷ lệ (%)	
2010	3.521,15	1.831,38	52,01	125,17	35,55	3,20
2011	3521,77	1.743,84	49,52	139,83	39,71	4,86
2012	3.519,77	2.192,50	62,27	84,81	24,09	3,25
2013	3.519,81	2.115,06	60,07	92,08	26,15	4,35
2014	3.520,88	2.357,51	66,95	73,79	20,96	3,94
2015	3.520,83	2.650,40	75,27	45,98	13,06	2,55
2016	3.521,26	2.551,57	72,46	48,19	13,68	3,07
2017	3.520,77	2.264,62	64,31	75,31	21,39	3,42
2018	3.519,48	2.301,65	65,37	91,10	25,87	4,09
2019	3.519,22	2.476,30	70,33	58,96	16,74	3,63
2020	3.518,37	2.473,72	70,25	50,31	14,29	2,88

Bảng A2. Biến động tỷ lệ diện tích đất trồng lúa tại An Giang giai đoạn 2010–2020.

Năm	Tổng diện tích (km ²)	Lúa vụ ba		Lúa vụ hai (vào mùa khô)		Lúa vụ hai (vào mùa mưa)	
		Diện tích (km ²)	Tỷ lệ (%)	Diện tích (km ²)	Tỷ lệ (%)	Diện tích (km ²)	Tỷ lệ (%)
2010	3.520,83	1.251,81	35,55	1.168,18	33,18	24,05	0,68
2011	3.522,29	1.341,49	38,09	1.095,31	31,10	11,57	0,33
2012	3.522,87	1.694,68	48,11	482,22	13,69	90,60	2,57
2013	3.518,34	1.874,18	53,27	656,99	18,67	6,92	0,20
2014	3.518,85	1.826,70	51,91	586,14	16,66	1,02	0,03
2015	3.519,99	1.959,17	55,66	409,89	11,64	14,43	0,41
2016	3.519,88	2.063,96	58,64	345,33	9,81	24,10	0,68
2017	3.520,07	1.791,58	50,90	739,35	21,00	1,36	0,04
2018	3.520,33	1.691,42	48,05	677,25	19,24	30,11	0,86
2019	3.520,57	2.006,05	56,98	362,63	10,30	39,69	1,13
2020	3.520,52	1.872,05	53,18	484,90	13,77	1,00	0,03

Bài báo khoa học

Đánh giá tác động môi trường kinh tế – xã hội do hoạt động khai thác đá vật liệu xây dựng trên địa bàn tỉnh Bình Dương

Phan Hồng Việt^{1,2*}, Đỗ Ngọc Hoàn^{3,4}, Lê Thị Thu Hoa^{3,4}, Lê Quý Thảo^{3,4}

¹ Phòng Quản lý năng lượng và Kỹ thuật an toàn, Sở Công thương tỉnh Bình Dương; phanhongviet1310@gmail.com

² Nghiên cứu sinh, Khoa Mỏ, Trường Đại học Mỏ – Địa chất; phanhongviet1310@gmail.com

³ Giảng viên, Khoa Mỏ, Trường Đại học Mỏ – Địa chất; dongochuan@humg.edu.vn; lethithuhoa@humg.edu.vn; lequithao@humg.edu.vn.

⁴ Nhóm Nghiên cứu mạnh ISRM, Trường Đại học Mỏ – Địa chất; dongochuan@humg.edu.vn; lethithuhoa@humg.edu.vn; lequithao@humg.edu.vn.

*Tác giả liên hệ: phanhongviet1310@gmail.com; Tel.: +84–968983369

Ban Biên tập nhận bài: 13/1/2023; Ngày phản biện xong: 21/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Hoạt động khai thác đá vật liệu xây dựng (VLXD) đã và đang tác động trực tiếp tới môi trường kinh tế, xã hội của tỉnh Bình Dương. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá ảnh hưởng có tính tích cực và tiêu cực của các dự án khai thác mỏ như: tạo nguồn thu đóng góp vào ngân sách phát triển của địa phương, tạo điều kiện công ăn việc làm cho người lao động thúc đẩy các hoạt động phát triển công nghiệp, xây dựng, thương mại và dịch vụ của địa phương nhưng cùng với đó nó cũng có những tác động tiêu cực đến phát triển nông nghiệp, sức khỏe cộng đồng, gia tăng áp lực cho cơ sở hạ tầng và mật độ giao thông địa phương, gây xung đột về văn hóa và chính sách dân tộc thiểu số (DTTS) của địa phương. Nội dung nghiên cứu dựa trên các phương pháp khảo sát thực địa, điều tra tham vấn cộng đồng, thống kê, ma trận môi trường, nội suy Kriging và sàng lọc dân tộc thiểu số để tiến hành phân tích, đánh giá. Kết quả đánh giá dựa trên việc khảo sát hiện trạng, quy mô tác động; số liệu thống kê, theo dõi và khảo sát ý kiến cán bộ quản lý, người dân địa phương và các bên liên quan khác với nội dung về các tác động của công tác khai thác đá vật liệu xây dựng trên địa bàn tỉnh Bình Dương đến đời sống, sức khỏe và tinh thần của người dân và việc đáp ứng về nhu cầu phát triển kinh tế của địa phương.

Từ khóa: Tác động môi trường; Kinh tế xã hội; Vật liệu xây dựng; Bình Dương.

1. Mở đầu

Tổ chức quốc tế về Đánh giá tác động môi trường (IAIA) khẳng định đánh giá tác động môi trường là việc làm hết sức cần thiết và bắt buộc để nhận biết các ảnh hưởng của một dự án đến môi trường xung quanh, bao gồm cả môi trường tự nhiên và môi trường kinh tế-xã hội. Trong nghiên cứu này chỉ đề cập tới các tác động tới môi trường kinh tế xã hội của dự án khai thác khoáng sản. Trên thế giới, các đánh giá tác động môi trường xã hội của dự án thường được khảo sát và đánh giá thông qua các tác động tích cực và tiêu cực đối với dân cư sinh sống trên địa bàn [1–2]. Hoạt động khai thác có đóng góp quan trọng vào sự phát triển kinh tế địa phương, tạo điều kiện thúc đẩy phát triển kinh tế, tạo công ăn việc làm cho người dân địa phương [3–4]. Ngoài ra, dự án sẽ tạo động lực phát triển thương mại địa phương, khả năng cho thuê nhà, việc gây sức ép lên hệ thống cơ sở hạ tầng của địa phương lại là tiền đề để thúc đẩy quá trình phát triển đô thị [5–6].

Tuy nhiên, hoạt động này cũng gây ảnh hưởng tới môi trường sống đặc biệt là việc tạo ra bụi và khí thải độc hại do các công tác khai thác, chế biến và vận chuyển [7–8]. Bụi phát sinh trong quá trình khai thác thường có trọng lượng lớn nên không phát tán quá xa tuy nhiên nó vẫn ảnh hưởng tới người lao động và cư dân sinh sống gần khu vực khai trường, khu sàng tuyển và dọc theo hệ thống tuyến đường vận tải và có thể gây các bệnh nhiễm bụi phổi [5, 9–10]. Sự kết hợp giữa các hoạt động khai thác và sự phân tán cơ học qua nước và gió đã khiến kim loại nặng di chuyển với quãng đường khá xa từ 2 đến 4 km [11]. Lực lượng lao động từ nơi khác tới đã tác động tiêu cực tới môi trường văn hóa, xã hội [3]. Các vấn đề về thị trường nhà ở, việc đáp ứng của cơ sở hạ tầng địa phương và tiện nghi sống của người dân bị tác động tiêu cực bởi dự án [12–13]. Cùng với đó việc tập trung lao động cũng gây tác động tiêu cực do làm gia tăng tội phạm và công lý xã hội [14–15].

Việc gia tăng dân số cơ học thường gây sức ép đến cơ sở hạ tầng khu vực, tạo môi trường đông đúc, gây sức ép đối với nhà ở và dịch vụ cũng như việc đáp ứng về lương thực, thực phẩm kéo theo việc gia tăng chi phí sinh hoạt. Điều này cũng làm giảm tính cố kết cộng đồng, gây xung đột văn hóa và kéo theo các tệ nạn xã hội và dịch bệnh (như HIV, bệnh lao,...) [16–18]. Một tác động tất yếu của dự án khai thác mỏ là việc gia tăng mật độ phương tiện giao thông vận tải đặc biệt là các phương tiện vận tải có tải trọng lớn gây ra những ảnh hưởng tới môi trường không khí [19–20], làm xuống cấp các tuyến đường, dễ gây tai nạn giao thông do tăng mật độ phương tiện vận tải, gây tâm lý lo ngại của người dân khi chịu tác động của khói bụi, và nguy cơ xảy ra tai nạn [21].

Một nghiên cứu chỉ ra rằng, khi khảo sát ý kiến của người dân địa phương nơi diễn ra dự án phần lớn họ cho rằng bị tác động tiêu cực bởi dự án. Tuy nhiên, đa số người được hỏi (61%) ủng hộ các dự án khai thác mới với lực lượng lao động từ nơi khác tới ở mức dưới 25% còn lại phải là lao động địa phương, và hầu hết (82%) phản đối việc phát triển khai thác mới dự án có kế hoạch tuyển dụng vượt quá 75% lực lượng lao động từ nơi khác tới [22]. Kết quả cho thấy việc gia tăng dân số cơ học đã tác động tới đời sống của người dân địa phương, người dân sẵn sàng ủng hộ phát triển khi lực lượng lao động phục vụ cho dự án chủ yếu là người dân địa phương [3, 23].

Các nước giàu tài nguyên thiên nhiên thường đưa ra hành lang pháp lý hấp dẫn để khai thác nguồn tài nguyên như: chính sách, thuế quan, môi trường đầu tư hấp dẫn để thu hút đầu tư nước ngoài, tạo điều kiện về nguồn vốn trong nước tuy nhiên điều này lại dẫn tới lạm phát kinh tế, suy giảm phát triển của các lĩnh vực khác và giảm khả năng cạnh tranh của nền kinh tế khái niệm này còn được gọi bằng “Căn bệnh Hà Lan” [24–25]. Do đó Kinh tế học về tài nguyên cho rằng tài nguyên thiên nhiên thường có xu hướng trở thành “lời nguyền tài nguyên” hơn là đem lại lợi ích cho tăng trưởng kinh tế [26–29].

Ở Việt Nam, những nghiên cứu về tác động môi trường xã hội do hoạt động khai thác khoáng sản tới môi trường cũng chỉ ra rằng các tác động mang tính tích cực là tạo động lực phát triển kinh tế, thương mại và dịch vụ, tạo điều kiện giải quyết việc làm, gia tăng thu nhập cho người dân, kéo theo phát triển các dịch vụ thương mại, thúc đẩy phát triển cơ sở hạ tầng và tạo nền tảng phát triển công nghiệp và xây dựng cho địa phương [30–31]. Ngoài các tác động tích cực thì dự án khai thác mỏ cũng mang lại các tác động tiêu cực đến môi trường xã hội như: gia tăng sự cố môi trường, gây ảnh hưởng tới sức khỏe cộng đồng [32–33], gia tăng mật độ dân số gây áp lực lên hệ thống giao thông và cơ sở hạ tầng khu vực, gia tăng tệ nạn xã hội cũng như ảnh hưởng tới đời sống văn hóa, bản sắc của người dân địa phương [31, 34]. Đối với các tác động môi trường xã hội thường ít được quan tâm nghiên cứu, đặc biệt với hoạt động khai thác đá VLXD. Do vậy, nghiên cứu là một bước phát triển mới bổ sung vào lý luận và thực tiễn nghiên cứu về những tác động môi trường của dự án khai thác mỏ gây ra tại Bình Dương. Từ đó, có thể cân nhắc việc phát triển dự án cũng như có các biện pháp giảm thiểu tác động cũng như quy hoạch vùng giúp địa phương phát triển bền vững.

Công tác khai thác đá làm vật liệu xây dựng ở Bình Dương đang mang lại nguồn thu đóng góp vào ngân sách của tỉnh, tạo điều kiện công ăn việc làm cho nhân dân địa phương

ngoài ta còn cung cấp nguyên liệu để phục vụ quá trình kiến thiết để đưa Bình Dương trở thành một tỉnh phát triển công nghiệp và dịch vụ. Tuy nhiên, song hành với đó các hoạt động khai thác mỏ cũng gây ra các áp lực không nhỏ tới phát triển nông nghiệp, gây sức ép tới cơ sở hạ tầng, giao thông, ảnh hưởng tới sinh hoạt và đời sống của người dân, kéo theo các tệ nạn xã hội và gây xung đột văn hóa, và đặc biệt ảnh hưởng tới sức khỏe cộng đồng. Để có hướng phát triển đúng đắn trong tương lai thì Bình Dương đối với hoạt động khai thác khoáng sản thì việc nhận diện tác động môi trường kinh tế-xã hội là rất cần thiết.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1 Khu vực nghiên cứu

Bình Dương là tỉnh có tiềm năng tương đối lớn về khoáng sản làm vật liệu xây dựng thông thường, là tài nguyên không tái tạo. Ngành khai khoáng của tỉnh trong nhiều năm qua đã cung ứng nguyên liệu cho xây dựng cơ sở hạ tầng của tỉnh và khu vực lân cận, góp phần tích cực trong phát triển kinh tế xã hội của tỉnh nói riêng và khu vực phía Nam nói chung.

Hiện trên địa bàn tỉnh Bình Dương có 32 mỏ đã được cấp giấy phép thăm dò đá VLXD với tổng diện tích hơn 1.046 ha, trữ lượng phê duyệt hơn 710 triệu m³. Toàn tỉnh có 26 mỏ đá đã được cấp giấy phép khai thác đá VLXD đang hoạt động với tổng diện tích 777 ha và trữ lượng được phép khai thác 377,1 triệu m³. Các mỏ đá VLXD tỉnh Bình Dương tập trung chủ yếu tại 2 cụm mỏ là: Thường Tân-Tân Mỹ thuộc huyện Bắc Tân Uyên với 13 mỏ và cụm mỏ thuộc huyện Phú Giáo với 04 mỏ. Để giải quyết nhu cầu đá thành phẩm của khu vực đáp ứng nhu cầu phát triển cơ sở hạ tầng tỉnh Bình Dương đang xem xét điều chỉnh quy hoạch thăm dò, khai thác, sử dụng khoáng sản làm VLXD thông thường trên địa bàn tỉnh giai đoạn 2020–2025, tầm nhìn đến năm 2030 đối với các mỏ đá khu vực huyện Phú Giáo xuống mức –100 m và đối với các mỏ đá thuộc cụm mỏ đá Thường Tân-Tân Mỹ xuống tới mức –150 m [35–36].



Hình 1. Vị trí Khu vực Cụm mỏ Thường Tân-Tân Mỹ và Phú Giáo, tỉnh Bình Dương: (a) Cụm mỏ Thường Tân – Tân Mỹ; (b) Cụm mỏ khu vực Phú Giáo.

Các mỏ đá VLXD này hiện đang áp dụng hệ thống khai thác (HTKT) theo lớp bằng, trình tự khai thác lần lượt từ trên xuống dưới. Công nghệ khai thác xuống sâu và phải thực hiện bóc lớp đất phủ, sau đó thực hiện các công đoạn khoan-nổ mìn, xúc bốc, vận tải, thoát nước, chế biến và tiêu thụ. Với công nghệ khai thác hiện tại thì các thông số HTKT và đồng bộ thiết bị sử dụng trên mỏ được sử dụng thiết bị khoan BMK-5 đường kính 105 mm, búa khoan cầm tay đường kính 36–42 mm để khoan lỗ khoan phá đá lần 1 và 2, thuốc nổ sử dụng là thuốc nổ Anfo rời hoặc đóng gói chịu nước hoặc thuốc nổ nhũ tương chịu nước, công tác xúc bốc đất đá sử dụng máy xúc thủy lực gầu ngược dung tích gầu 1,2 m³ và máy xúc lật bánh lốp dung tích 2,5 m³ để xúc đá ở kho bãi, thiết bị vận tải sử dụng đa phần là ô tô tải

trọng 15 tấn cho công tác vận tải trong và ngoài mỏ. Các mỏ nằm khá gần nhau tạo thành các cụm mỏ có địa hình dạng hố sâu.

2.2. Khảo sát thực địa và lấy mẫu

Nghiên cứu đã thực hiện khảo sát lấy ý kiến về tác động môi trường kinh tế xã hội do hoạt động khai thác đá VLXD với các tác động chiếm dụng đất đai, thương mại dịch vụ, giao thông khu vực, phát triển nông nghiệp, công ăn việc làm, mức sống, chính sách dân tộc thiểu số, tệ nạn xã hội và sức khỏe cộng đồng. Ngoài ra, trong quá trình khảo sát nhóm nghiên cứu cũng đã tiến hành đo vẽ hiện trạng khai thác và môi trường mỏ thông qua hệ thống khảo sát bằng UAV và lấy mẫu chỉ tiêu môi trường tại thực địa và phân tích tại phòng thí nghiệm.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

2.3.1. Điều tra, khảo sát thực địa

Nghiên cứu đã tiến hành khảo sát thực địa tại vùng bị ảnh hưởng của các khu vực khai thác đá VLXD trên địa bàn tỉnh Bình Dương tập trung vào hai cụm mỏ đá Thường Tân–Tân Mỹ thuộc huyện Bắc Tân Uyên và cụm mỏ thuộc huyện Phú Giáo từ ngày 18/8/2020 đến ngày 30/8/2020, nhằm tìm hiểu và đánh giá về công nghệ khai thác, chế biến cũng như công tác bảo vệ môi trường, khảo sát xã hội học, lấy ý kiến các bên liên quan. Trên cơ sở đó, nhận dạng các yếu tố tác động và mức độ ảnh hưởng tới môi trường xã hội phục vụ công tác đánh giá [35].

2.3.2. Điều tra xã hội học và tham vấn cộng đồng

Phương pháp này có thể đánh giá sự tham gia của các bên và cộng đồng trong việc đánh giá tác động tới môi trường kinh tế xã hội khu vực dự án. Để tham vấn cộng đồng nhóm nghiên cứu đã tổ chức lấy ý kiến khảo sát cộng đồng và thảo luận nhóm ở tất cả các khu vực chịu tác động của dự án. Nhóm nghiên cứu đã tiến hành phỏng vấn 120 người gồm cán bộ quản lý; người dân địa phương và các bên liên quan khác với nội dung về các tác động của khai thác đá VLXD trên địa bàn tỉnh Bình Dương đến đời sống, sức khỏe và tinh thần của người dân và việc đáp ứng về nhu cầu phát triển kinh tế của địa phương.

2.3.3. Phương pháp thống kê

Thu thập các tài liệu của dự án về các yếu tố môi trường có thể tác động tới sức khỏe cộng đồng, tổng hợp phân tích các dữ liệu khảo sát thu thập được về tác động của dự án tới môi trường kinh tế, xã hội.

2.3.4. Phương pháp ma trận môi trường

Ma trận được lập dưới dạng bảng mục đích để đối chiếu từng thành phần môi trường bị tác động bởi các hoạt động của dự án từ đó, đánh giá mối quan hệ nguyên nhân và kết quả. Phương pháp ma trận đơn giản, dễ thực hiện và tường minh chứa đựng đầy đủ thông tin khi tiến hành đánh giá, thể hiện rõ ràng mối quan hệ giữa phát triển và môi trường.

2.3.5. Phương pháp nội suy Kriging

Để nội suy các đường đẳng trị ô nhiễm bụi đưa ra các kết quả quan trắc và mô phỏng hiện trạng ô nhiễm bụi của các mỏ cũng như toàn bộ khu vực cụm mỏ đá VLXD.

2.3.6. Phương pháp sàng lọc dân tộc thiểu số

Mục đích của việc sàng lọc DTTS là nhằm xác định sự hiện diện của họ trong vùng dự án theo OP 4.10. Sau khi xác nhận sự hiện diện của cộng đồng DTTS, chính sách OP 4.10 sẽ

được kích hoạt và một khung chính sách DTTS được chuẩn bị để hướng dẫn việc chuẩn bị của kế hoạch Phát triển DTTS, cho các tiểu dự án trong giai đoạn chuẩn bị và thực hiện.

2.4. Xử lý số liệu

Kết quả khảo sát, phân tích, lấy mẫu được thu thập, tổng hợp, phân loại và xử lý đánh giá bằng phần mềm Microsoft Excel, các biểu đồ được trình bày trên phần mềm ứng dụng nội suy Kriging.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Các tác động tới môi trường kinh tế địa phương

Bình Dương là một tỉnh có cơ cấu kinh tế nông nghiệp–công nghiệp–thương mại dịch vụ. Trong cơ cấu đó, đóng góp của khai thác đá VLXD vào tổng thu chi ngân sách của Huyện Phú Giáo khoảng 87,65/833 Tỷ đồng (quý III/2020), và với huyện Bắc Tân Uyên khoảng 210,3/2.022 Tỷ đồng (6 tháng đầu năm 2020) (Báo cáo tình hình kinh tế–xã hội tỉnh Bình Dương 2020). Trong giai đoạn quy hoạch 2011–2015, tổng thu ngân sách từ hoạt động khoáng sản toàn tỉnh Bình Dương là 1.753,929 tỷ đồng và ước tính đến năm 2030 là 2.102,76 tỷ đồng (Quy hoạch khoáng sản Bình Dương 2016). Đây là một nguồn lực lớn để thúc đẩy phát triển kinh tế cho địa phương cũng như đầu tư cơ sở hạ tầng để chuyển dịch cơ cấu kinh tế sang hướng công nghiệp hiện đại.

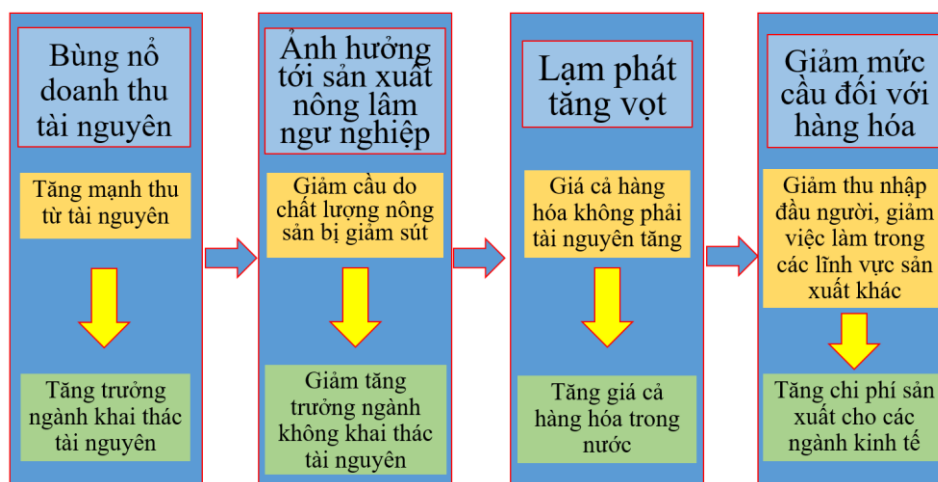
Trong vài năm trở lại đây Kinh tế huyện Phú Giáo và Bắc Tân Uyên đang dần dịch chuyển cơ cấu, lấy công nghiệp là trọng điểm, trong đó công nghiệp khai thác khoáng sản và sản xuất VLXD cùng với công nghiệp chế biến nông sản đóng vai trò then chốt. Điều này đòi hỏi công tác khai thác đá VLXD vừa phải phát huy vai trò và thế mạnh nhưng cũng cần phải lưu ý tới các vấn đề về môi trường và phát triển bền vững tránh ảnh hưởng tới các hoạt động sản xuất chế biến nông sản của địa phương. Tính tới quý IV/2020 huyện Phú Giáo có gần 600 doanh nghiệp, cơ sở sản xuất công nghiệp, tiểu thủ công nghiệp, với 5 cụm công nghiệp đã hoàn thiện cơ sở hạ tầng và đi vào hoạt động. Việc phát triển ngành công nghiệp khai khoáng tạo điều kiện cho phát triển xây dựng, đồng thời nhu cầu của sản xuất khai thác cũng đòi hỏi phát triển về cơ khí, chế tạo và tự động hóa, đó là động lực cho những ngành công nghiệp khác có điều kiện phát triển cung ứng.

Để đáp ứng nhu cầu phát triển cơ sở hạ tầng, giao thông và đô thị hóa phục vụ phát triển công nghiệp thì Bình Dương nói riêng và khu vực miền Đông Nam bộ nói riêng cần một lượng vật liệu xây dựng khá dồi dào. Theo quy hoạch khoáng sản làm VLXD thông thường tỉnh Bình Dương tầm nhìn đến năm 2030, tổng diện tích quy hoạch đá VLXD là 1.090,44 ha, trong đó: khai thác 880,45 ha và thăm dò–khai thác 209,99 ha; quy hoạch sét gạch ngói với diện tích 719,39 ha, gồm khai thác 419,85 ha và thăm dò–khai thác 299,54 ha; tổng diện tích quy hoạch cát xây dựng 391,14 ha +21km, gồm khai thác 131,14 ha +19km và thăm dò–khai thác 260,0 ha +2km (Quy hoạch khoáng sản Bình Dương 2020). Như vậy, việc khai thác đá VLXD vừa tạo nguồn thu cho địa phương phát triển cơ sở hạ tầng phục vụ phát triển công nghiệp, dịch vụ vừa là lĩnh vực sản xuất cung ứng nguồn nguyên liệu đầu vào đó là một điều kiện thuận lợi và tạo động lực cho ngành xây dựng phát triển.

Để phục vụ phát triển công nghiệp và dịch vụ tỉnh Bình Dương đã chủ trương phát triển tuyến đường giao thông Bắc Tân Uyên–Phú Giáo–Bàu Bàng; Thủ Biên–Đất Cuốc; mở rộng nâng cấp đường ĐT746; Mùoi Muộn–Tân Thành nhằm tạo động lực cho phát triển kinh tế khu vực. Tác động tích cực và đáng kể của các dự án khai thác đá VLXD là có thể đáp ứng tại chỗ các nguồn nguyên vật liệu là đá vôi và đất san lấp phục vụ cho nhu cầu phát triển giao thông khu vực. Tuy nhiên, Quá trình vận tải đá tới nơi tiêu thụ và ra các cảng nội địa ảnh hưởng khá tiêu cực đến hoạt động của các tuyến đường ĐT 741, ĐT 746 mặc dù đã được cải tạo nhưng chỉ có 2 làn xe, khi có sự xuất hiện của các phương tiện vận tải đá làm tuyến

đường trở lên ách tắc, ùn ứ, các phương tiện giao thông của người dân đi lại khó khăn khi đi qua các khu vực này. Ngoài ra quá trình vận tải đá sử dụng các xe có tải trọng 15–20 tấn làm ảnh hưởng tới chất lượng mặt đường, làm phát sinh bụi và tiếng ồn gây ảnh hưởng đến đời sống của dân cư trong vùng. Qua đánh giá tại các tuyến đường trọng điểm có hoạt động vận tải đá VLXD thì khả năng thông qua của tuyến đường DT 741 theo lý thuyết là 491 xe/giờ (6–9 xe /phút); khả năng thông qua của tuyến đường DT 745 theo lý thuyết là 484 xe/giờ (8 xe /phút) nhỏ hơn so với lưu lượng thực tế của các xe vận tải đá từ các mỏ ra cảng nội địa tại thời điểm khảo sát, điều này dẫn đến sự quá tải của tuyến đường tại thời điểm cao điểm. Người dân sinh sống và kinh doanh dọc đường vận chuyển đá VLXD đi tiêu thụ và khu vực gần khai trường sẽ bị ảnh hưởng tiêu cực bởi bụi, tiếng ồn, rung động, mật độ xe, an toàn giao thông,... làm ảnh hưởng tới các hoạt động như học tập (ở trẻ em), nghỉ ngơi, ăn uống, sinh hoạt, giải trí ... Mặt khác, sự xáo trộn giao thông và tăng nguy cơ mất an toàn giao thông, có thể ảnh hưởng đến thói quen đi lại của người dân.

Ngoài hoạt động giao thông đường bộ thì tại khu vực cụm mỏ đá VLXD Thường Tân– Tân Mỹ còn sử dụng hình thức vận tải đường thủy. Theo đó dọc tuyến sông Đồng Nai thuộc địa bàn xã Thường Tân, Tân Mỹ có 15 cảng nội địa, hầu hết các cảng này đều là nơi xuất vật liệu đá xây dựng theo sông Đồng Nai xuôi về thành phố Biên Hòa và các tỉnh miền Tây thuộc Đồng bằng sông Cửu Long bằng phương tiện ghe, sà lan, tàu... tải trọng 500÷800 tấn đi lại dễ dàng. Qua kết quả khảo sát ngày 19 và 20/8/2020 cho thấy, lưu lượng tàu thủy và xà lan di chuyển trên sông Đồng Nai khá lớn, tuy nhiên các phương tiện vẫn di chuyển bình thường và không xảy ra tình trạng ách tắc. Tuy nhiên, việc vận tải đá VLXD bằng đường thủy phần nào cũng làm gia tăng mật độ phương tiện, phát thải chất ô nhiễm làm ảnh hưởng tới chất lượng nước và cảnh quan khu vực sông Đồng Nai.



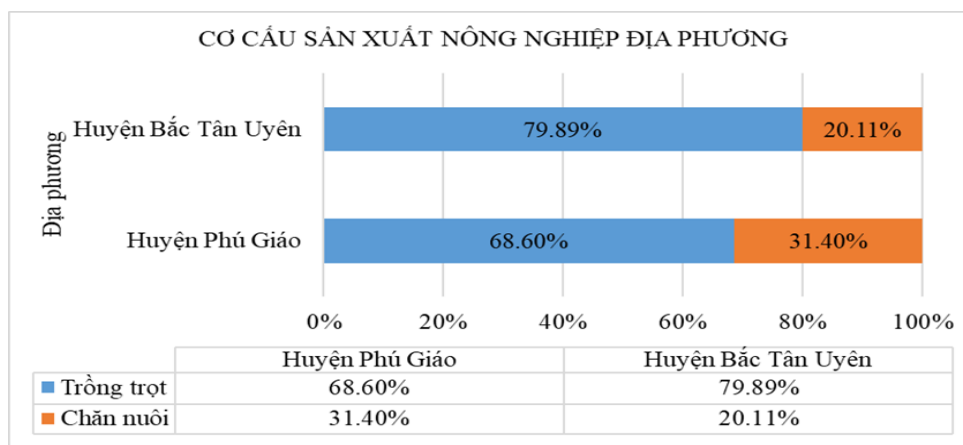
Hình 2. Phân tích ảnh hưởng của khai thác khoáng sản tới môi trường kinh tế.

Về lĩnh vực thương mại thì việc phát triển khai thác mỏ sẽ tạo các điều kiện thúc đẩy việc mua bán hàng hóa, giao thương để phục vụ cho nhu cầu sản xuất và đáp ứng nhu sinh hoạt khi dân số gia tăng. Điều này thúc đẩy phát triển về kinh tế tiêu thương (tại huyện Bắc Tân Uyên ước tính tổng mức bán lẻ hàng hóa và dịch vụ là 2.537 tỷ đồng, tăng 14,13% so với cùng kỳ năm 2019). Tuy nhiên, khi phát triển khai thác khoáng sản thì sẽ đồng nghĩa với việc thu hẹp diện tích và giảm sản lượng sản xuất nông nghiệp dẫn tới gia tăng về giá cả thị trường, với những người dân địa phương không có nguồn thu từ các hoạt động sản xuất khai thác khoáng sản và hoạt động công nghiệp khác sẽ bị tác động tiêu cực. Đôi khi việc khai thác khoáng sản quá mức sẽ tác động ngược trở lại các thành phần kinh tế khác, đặc biệt là các khu vực đang thực hiện đẩy mạnh phát triển coi khai thác khoáng sản và sản xuất chế biến nông sản là thế mạnh như ở Bình Dương. Theo phân tích ở Hình 2 cho thấy việc bù đắp doanh thu từ khai thác tài nguyên sẽ dẫn tới các hậu quả làm giảm tăng trưởng

các ngành kinh tế các ngành không khai thác tài nguyên dẫn tới tăng chi phí giá cả hàng hóa và tăng chi phí sản xuất cho các ngành kinh tế.

Đòi với các mỏ khai thác đá VLXD trên địa bàn tỉnh Bình Dương có đặc điểm khác với các mỏ khai thác VLXD ở miền bắc là khoáng sàng phân bố nằm dưới lớp đất phủ đệ tử do đó, có thêm hai khâu tháo khô thoát nước mỏ và bóc đất phủ. Ngoài vấn đề ô nhiễm môi trường không khí do phát sinh bụi thì việc phải bóc đất đá phủ và thực hiện thoát nước mỏ sẽ có tác động làm ảnh hưởng tới chất lượng đất và nước, điều này ảnh hưởng trực tiếp tới hoạt động sản xuất nông nghiệp, làm giảm năng suất và giảm tính cạnh tranh của các mặt hàng nông sản xuất khẩu trên thị trường.

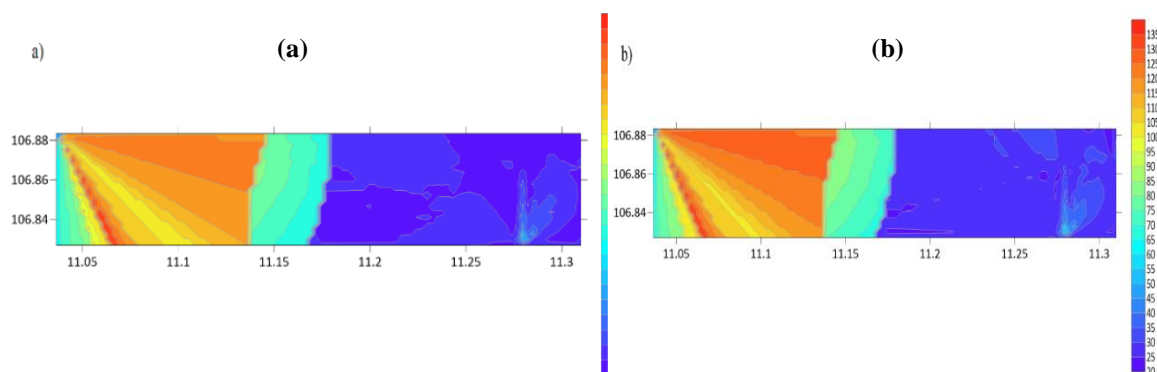
Mặc dù ưu tiên phát triển công nghiệp tuy nhiên hai huyện Bắc Tân Uyên và Phú Giáo đều có xuất phát từ phát triển Nông nghiệp là chính. Giá trị sản xuất Nông nghiệp của huyện Phú Giáo đạt giá trị 1.902,2 tỷ đồng với các loại cây trồng chủ yếu là cây hoa màu (rau xanh, cây ăn quả), cây công nghiệp ngắn ngày (sắn, mía, đậu các loại), cây công nghiệp dài ngày (cao su, tiêu, điều), về chăn nuôi chủ yếu là gia súc gia cầm như lợn (23.000 con), trâu (253 con), bò (3.800 con), gà, vịt (1300 con). Giá trị sản xuất nông nghiệp của huyện Bắc Tân Uyên ước tính là 943 tỷ đồng với các loại rau màu, cây lương thực, sắn, cây ăn quả lâu năm và cây cao su, tổng đàn gia cầm ước tính khoảng 1,68 triệu con, đàn gia súc gồm 784 con trâu, 1425 con bò và 50.784 con heo (số liệu năm 2019). Cơ cấu sản xuất nông nghiệp của địa phương thể hiện trong Hình 3.



Hình 3. Cơ cấu sản xuất nông nghiệp địa phương.

Do vậy dù ưu tiên phát triển công nghiệp khai khoáng tuy nhiên các hoạt động này cũng tác động không nhỏ tới hoạt động nuôi, trồng của địa phương. Trong quá trình khai thác thì các khâu công nghệ từ khoan nổ, xúc bóc, vận tải và thải đất đá đều phát sinh bụi ảnh hưởng trực tiếp tới sức khỏe người dân và hoạt động sản xuất nông nghiệp địa phương. Các dữ liệu sau khi quan trắc bằng máy bay không người lái cho từng mỏ và cả khu vực mỏ được sử dụng làm đầu vào cho quá trình mô hình hóa sự phát tán bụi trong không gian, sử dụng phương pháp nội suy Kriging để nội suy các đường đẳng trị ô nhiễm bụi. Các kết quả quan trắc và mô phỏng hiện trạng ô nhiễm bụi của các mỏ cũng như toàn bộ khu vực cụm mỏ đá Phú Giáo trong điều kiện nhiệt độ khu vực là 31°C, tần suất lặng gió $P_{lặng} = 11,9\%$, từ tần suất và hướng gió trung bình thu được xác định mức độ rơi trung bình $A = 220$, độ ẩm không khí 74%, kết quả mô phỏng được thể hiện trong Hình 4.

Dựa vào các kết quả mô phỏng và biểu đồ phân tán bụi trên Hình 4, có thể thấy rằng nồng độ bụi PM1.0 thường thấp hơn một chút so với nồng độ bụi PM2.5. Đáng lưu ý, trong số 3 mỏ đá của khu vực Phú Giáo được xem xét, đánh giá trong nghiên cứu, mỏ đá Suối Rạc và mỏ đá Xây dựng An Bình là nơi phát tán nồng độ bụi cao nhất do 2 mỏ này nằm cạnh nhau nên khả năng tác động cộng hưởng bụi cao.



Hình 4. Biểu đồ phát tán bụi trong mùa khô của cụm mỏ đá Phú Giáo: (a) Bụi PM1.0; (b) Bụi PM2.5.

Ngoài ra, hoạt động thoát nước mỏ cũng là một tác nhân gây ảnh hưởng tới nguồn nước khu vực. Theo khảo sát của nhóm nghiên cứu về chất lượng nước thải khu vực khai thác mỏ, nhận thấy nước từ các moong khai thác đá VLXD thường có độ đục do mang theo một lượng lớn cặn rắn từ việc rửa chôi các bụi đá, tuy nhiên hầu như các chỉ tiêu phân tích chất lượng nước đều có giá trị thấp hơn giá trị giới hạn QCVN 09–MT:2015/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật Quốc gia về chất lượng nước ngầm cho phép. Trong đó, chỉ tiêu As, Mn, Hg không phát hiện trong mẫu phân tích. Các phân tích cũng chỉ ra đất đai nông nghiệp tại khu vực này đều không có dấu hiệu bị ảnh hưởng của các kim loại nặng hoặc bị chua do tác động của dòng thải axit. Tuy vậy, không thể phủ nhận rằng các hoạt động sản xuất khai thác của các mỏ đá VLXD sẽ tác động làm ảnh hưởng trực tiếp hoặc gián tiếp tới môi trường sản xuất nông nghiệp ở địa phương. Cụ thể, hiện nay, người dân sống xung quanh khu vực 02 mỏ đá của Công ty Cổ phần Xây dựng Bình Dương và Công ty Cổ phần đá Hoa Tân An có 14 hộ gia đình của ấp 2, ấp 3 xã Thường Tân chịu ảnh hưởng trực tiếp và 44 hộ dân chịu ảnh hưởng ít hơn từ việc khai thác tới công tác trồng hoa màu. Hàng năm 2 công ty có chính sách hỗ trợ cho các hộ dân xung quanh khu vực khai thác bị tác động. Đối với 14 hộ dân chịu ảnh hưởng trực tiếp Công ty hỗ trợ hàng tháng cho mỗi hộ từ 1 đến 2 triệu đồng/tháng theo quyết định của Ủy ban nhân dân huyện Bắc Tân Uyên.

3.2. Các tác động tới môi trường xã hội của địa phương

Huyện Phú Giáo có dân số vào khoảng 90.843 người, mật độ dân số trung bình 167 người/km², chủ yếu tập trung tại thị trấn Phước Vĩnh và các xã Phước Hòa, Vĩnh Hòa, An Bình, là nơi phát triển công nghiệp trên địa bàn huyện. Dân số năm 2021 của Huyện Bắc Tân Uyên là 74.867 người, mật độ dân số đạt 187 người/km². Cơ cấu dân số lao động trên địa bàn huyện chủ yếu là nông dân do ngành nông lâm nghiệp chiếm tỷ trọng cao, tỷ lệ dân thành thị chiếm rất nhỏ chủ yếu tại vùng trung tâm huyện thị trấn Tân Thành. Việc phát triển các dự án khai thác mỏ sẽ kéo theo việc gia tăng dân số cơ học, một lượng dân cư sẽ từ các khu vực khác sẽ di cư tới để tham gia vào hoạt động của dự án. Với 26 mỏ đã được cấp phép hoạt động trên địa bàn tỉnh đã thu hút lực lượng lao động khoảng gần 1500 lao động trong đó lao động địa phương chỉ chiếm 12,6% còn lại là lao động ngoài địa phương, ngoài ra những người này còn mang theo gia đình tới sinh sống và làm việc làm gia tăng dân số cơ học. Lượng lao động di cư chiếm phần lớn lực lượng lao động do tính chất đặc thù công việc của hoạt động khai thác mỏ, tuy nhiên điều này gây áp lực lên cơ sở hạ tầng của địa phương cũng như ảnh hưởng tới đời sống văn hóa, tập quán và tình hình an ninh trật tự khu vực.

Tỉnh Bình Dương có 15 DTTS sinh sống bao gồm: người Hoa với 14.455 người, chiếm 2,07%; người Khơ-me với 1.490 người; người Tày với 514 người; người Chăm với 322 người; người Mường với 315 người; người Nùng với 453 người; người Stiêng với 60 người;... người Kinh vẫn chiếm đa số với 97% dân số. Từ khảo sát khu vực dự án khai thác tại hai huyện Phú Giáo và Bắc Tân Uyên và tiến hành sàng lọc DTTS trong việc thực hiện các chính

sách hiện hành và triển khai hỗ trợ cho người DTTS tại vùng dự án, như chương trình xóa đói giảm nghèo, đẩy mạnh phát triển nguồn nhân lực các DTTS. Kết quả sàng lọc và khảo sát tham vấn cộng đồng đã xác nhận sự hiện diện của người DTTS, thấy rằng (i) người DTTS bị ảnh hưởng nhận được lợi ích kinh tế xã hội và văn hóa thích hợp từ các chính sách hỗ trợ vốn từ Địa phương để phát triển sản xuất; (ii) Người DTTS khi bị tác động bởi các hoạt động của dự án khai thác mỏ tới đời sống sản xuất được hỗ trợ đền bù thiệt hại theo đúng quy định (iii) số lượng người DTTS tham gia vào lực lượng lao động sản xuất tại các mỏ khai thác đá VLXD trong khu vực nghiên cứu còn chiếm tỷ lệ khiêm tốn dưới 2% chưa đáp ứng yêu cầu về chính sách phát triển nguồn nhân lực DTTS.

Khai thác khoáng sản đã tạo điều kiện công ăn việc làm cho khoảng 1500 lao động trong các lĩnh vực khai thác, cơ khí, điện, kế toán,... và các lao động ăn theo các dịch vụ cho khai thác mỏ và tiêu thụ khoáng sản trên địa bàn tỉnh. Thu nhập của các lao động hoạt động tại các mỏ khai thác đá giao động trong khoảng 82–96 triệu/năm cao hơn mức thu nhập bình quân của địa phương khoảng 1,5 lần. Thu nhập bình quân đầu người huyện Phú Giáo năm 2019 ở mức 60 triệu/năm (gấp 1,77 lần 2014); Thu nhập bình quân năm 2019 của toàn huyện Bắc Tân Uyên đạt 61 triệu đồng/người/năm (gấp 1,88 lần năm 2014). Tuy nhiên, do hoạt động khai thác mỏ dẫn tới sự khác biệt về mức thu nhập giữa người lao động tại các mỏ khai thác VLXD và nhân dân địa phương dẫn tới xung đột xã hội do sự khác biệt về nguồn gốc và mức thu nhập.

Hoạt động khai thác mỏ có thể gia tăng khả năng rủi ro và tổn thương cho một nhóm cộng đồng dân cư trong khu vực liên quan tới vấn đề môi trường hoặc xã hội. Các vấn đề về ngôn ngữ, hành vi, lối sống của công nhân không phù hợp với văn hóa, phong tục địa phương, có thể gây xáo trộn hoặc gây mâu thuẫn xã hội, đặc biệt kéo theo các tệ nạn xã hội như uống rượu, cờ bạc, quấy rối tình dục hoặc mại dâm.

Bên cạnh chiếm dụng đất đai, hoạt động khai thác còn gây ô nhiễm môi trường, ảnh hưởng trực tiếp đến cuộc sống của người dân trong vùng. Các công đoạn khai thác và chế biến đá VLXD bao gồm: khoan–nổ mìn, xúc bốc, vận tải, thải đất đá, thoát nước, nghiền sàng phát sinh các tác nhân gây ô nhiễm như tiếng ồn, bụi, nước thải, chất thải rắn. Hoạt động khai thác đá VLXD cũng ảnh hưởng xấu tới đời sống sinh hoạt và sức khỏe của cộng đồng, trong đó 8% số hộ được tham vấn khẳng định ô nhiễm không khí; 60% cho rằng họ bị ảnh hưởng bởi tiếng ồn, rung chấn và đá văng do quá trình khoan–nổ mìn, 80% do hoạt động nghiền sàng và 2% do nguyên nhân khác. Quá trình vận chuyển đá thành phẩm làm rơi vãi vật liệu trên tuyến đường, mùa mưa thì gây bùn lầy trơn trượt, mùa khô cùng với gió cuốn theo các phương tiện giao thông tạo thành bụi lan tỏa trên diện rộng.

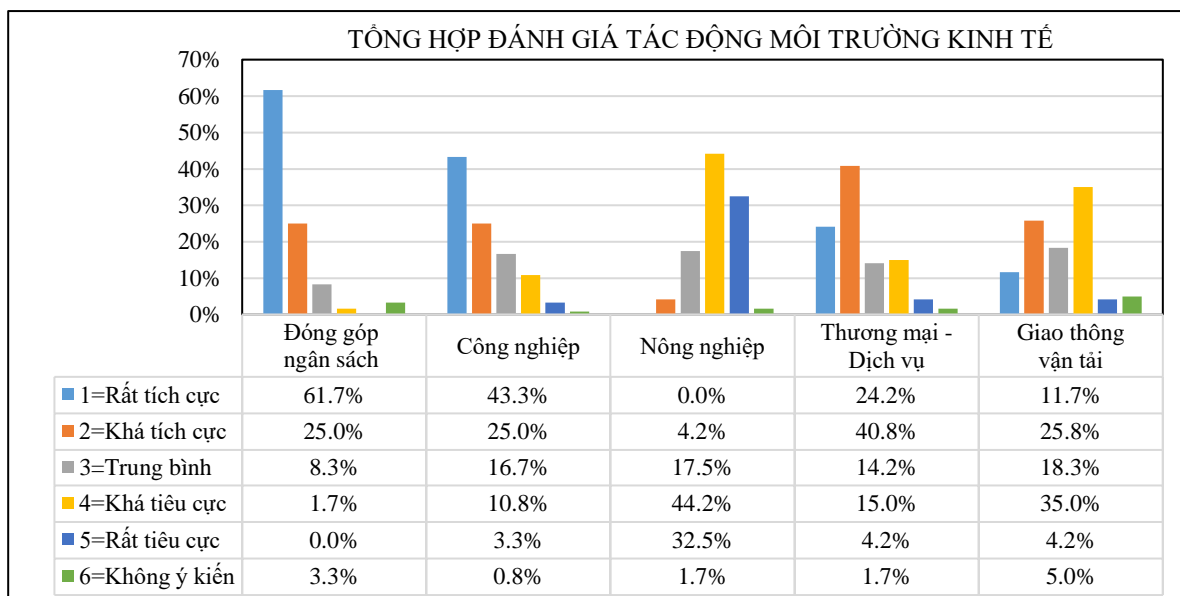
Bảng 1. Ảnh hưởng công tác khai thác đá VLXD đến sức khỏe cộng đồng.

STT	Loại bệnh	Ý kiến khảo sát	
		Số phiếu	Tỷ lệ (%)
1	Bệnh đường hô hấp	79/120	65,8
2	Bệnh liên quan đến mắt	31/120	25,8
3	Bệnh liên quan tới đường ruột	6/120	5,0
4	Bệnh ngoài da	9/120	7,5
5	Bệnh khác	3/120	2,5

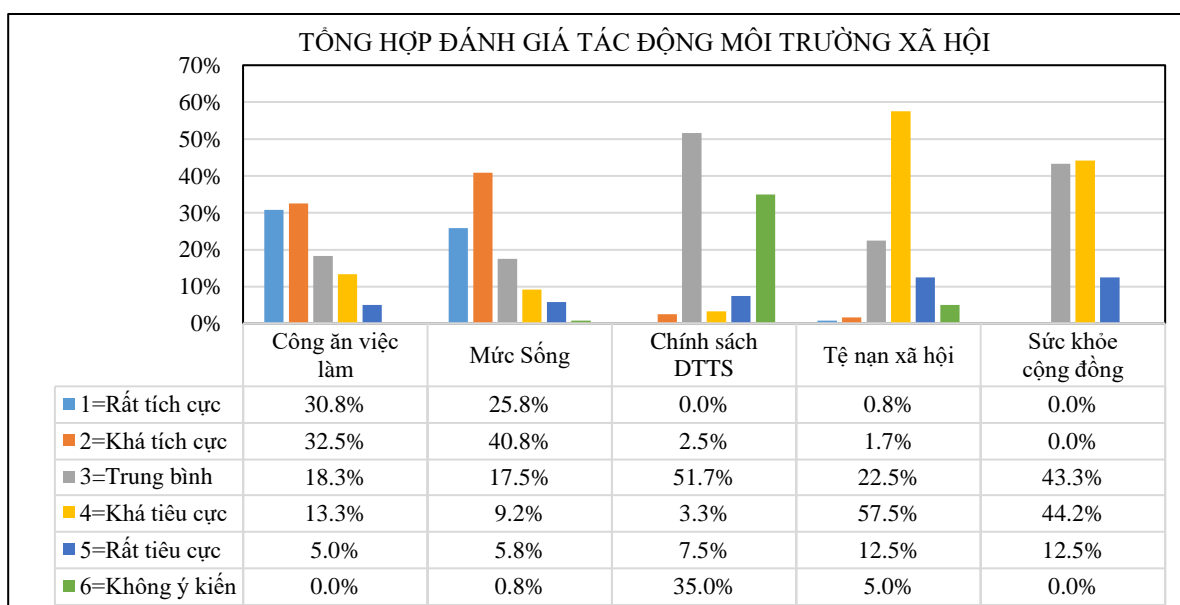
Kết quả điều tra cũng cho thấy, chiếm tỉ lệ lớn (65,8%) người được khảo sát cho rằng hoạt động khai thác đá VLXD trong khu vực đã tạo ra những tác động đáng kể đến môi trường không khí trong khu vực gây ra các bệnh liên quan đến đường hô hấp. Bên cạnh đó, các bệnh về thị giác cũng chiếm tới 25,8%. Việc tập trung lao động làm gia tăng mật độ dân số và tăng nhu cầu di chuyển của người lao động là yếu tố dễ lây lan dịch bệnh đặc biệt trong thời điểm dịch bệnh Covid bùng phát. Việc tập trung người lao động tại các doanh nghiệp khai thác cũng tiềm ẩn nguy cơ lây nhiễm Covid và khó khăn trong kiểm soát dịch bệnh.

3.3. Tổng hợp tác động tới môi trường kinh tế-xã hội

Tổng hợp khảo sát ý kiến 120 người là cán bộ quản lý, người dân địa phương và các bên liên quan khác với nội dung về các tác động của công tác khai thác đá vật liệu xây dựng trên địa bàn tỉnh Bình Dương đến môi trường kinh tế, xã hội của địa phương đưa ra biểu đồ tổng hợp đánh giá tác động môi trường thể hiện trong Hình 5 và 6.



Hình 5. Tổng hợp đánh giá tác động môi trường kinh tế.



Hình 6. Tổng hợp đánh giá tác động môi trường xã hội.

Bảng 2. Tổng hợp tác động của hoạt động khai thác đến môi trường xã hội.

Thành phần môi trường	Trọng số	Hoạt động khai thác đá VLXD								Đánh giá	
		Khoan	Nổ mìn	Xúc	Vận tải	Thải	Nghiền	Phân	Thoát nước		
Môi Thu ngân sách	5		+1		+1					+5	+35
Môi Công nghiệp	3	+1	+2	+2	+3	+1	+2	+1			+36

Thành phần môi trường	Trọng số	Hoạt động khai thác đá VLXD										Đánh giá
		Khoan	Nổ mìn	Xúc	Vận tải	Thải	Nghiên	Phân	Thoát nước	Tiêu		
Nông nghiệp	3		-2	-1	-3	-2	-2	-3				-39
Thương mại-Dịch vụ	3	+1	+2	+2	+3	-1	+3				+4	+42
Xây dựng	2					+1	+2	+1			+5	+18
Giao thông đường bộ	2		-1		-3	-1					-3	-16
Giao thông đường thủy	2										-3	-6
Công ăn việc làm	4	+1	+1	+1	+2	+1	+2	+1			+3	+48
Mức sống	4	-1	-1	-1	-2	-1	-2	-1			+3	-24
Chính sách DTTS	1	+1			-1	-1				-1	+2	0
Tệ nạn xã hội	2				-1						-1	-4
Sức khỏe cộng đồng	4	-1	-2	-1	-1	-1	-2	-2			-1	-44
Tổng hợp tác động môi trường kinh tế, xã hội												+46

4. Kết luận

Việc đánh giá tác động môi trường ở Việt Nam thường tập trung chủ yếu vào việc đánh giá môi trường tự nhiên, các đánh giá về môi trường kinh tế xã hội còn chưa nhiều và chưa đầy đủ cho các lĩnh vực sản xuất. Trong nghiên cứu này, thông qua việc sử dụng đồng thời phân tích định tính và định lượng, đã chỉ ra những điểm tích cực và tiêu cực của các dự án khai thác đá VLXD đem lại cho môi trường kinh tế, xã hội của tỉnh Bình Dương với kết quả như sau:

Thứ nhất, các yếu tố tích cực mà dự án mang lại bao gồm: tạo ra khối lượng sản phẩm phục vụ sản xuất và phát triển xây dựng, tạo nguồn thu ngân sách cho địa phương, tạo công ăn việc làm cho người dân địa phương, thúc đẩy phát triển công nghiệp, xây dựng, thương mại và dịch vụ cho khu vực tỉnh Bình Dương.

Thứ hai, các hoạt động này cũng tác động ảnh hưởng tới phát triển Nông nghiệp, gây sức ép tới cơ sở hạ tầng, giao thông, ảnh hưởng tới sinh hoạt và đời sống của người dân, kéo theo các tệ nạn xã hội và gây xung đột văn hóa, và đặc biệt ảnh hưởng tới sức khỏe cộng đồng.

Thứ ba, Tổng hợp đánh giá tác động môi trường kinh tế, xã hội của hoạt động khai thác đá VLXD trên địa bàn tỉnh bình dương được đánh giá là +46 tức là hiệu quả tích cực chiếm tỷ trọng lớn hơn rất nhiều so với các tác động tiêu cực.

Cuối cùng, để đảm bảo ổn định và phát triển bền vững thì các cơ quan chức năng tỉnh Bình Dương, các đơn vị khai thác cần xem xét đưa ra các chủ trương, chính sách mạnh mẽ hơn nữa trong vấn đề bảo vệ môi trường, chính sách bảo vệ sức khỏe cộng đồng, chính sách DTTS và chính sách phát triển nông nghiệp bền vững.

Mặt khác, một số tác động và rủi ro tiêu cực về môi trường và xã hội cũng có thể xảy ra trong hoạt động khai thác mỏ. Tuy nhiên, những tác động này được dự đoán ở mức độ vừa phải và có thể quản lý được thông qua kế hoạch quản lý môi trường và xã hội được đề xuất trong các báo cáo đánh giá tác động môi trường của dự án khai thác.

Khuyến nghị các mỏ khai thác đá VLXD trên địa bàn tỉnh Bình Dương cần có các biện pháp quy hoạch tổng thể để khai thác và cải tạo phục hồi môi trường sau khai thác để giảm thiểu các tác động xấu tới môi trường. Thực hiện đồng thuế và đóng góp vào quá trình xã hội hóa đẩy mạnh phát triển kinh tế, văn hóa, giáo dục, giao thông vận tải của khu vực, thực hiện tốt chính sách sàng lọc DTTS, đảm bảo thu nhập cho người lao động tận dụng nguồn lao động địa phương, và chế độ việc làm của người lao động khi thực hiện đóng cửa mỏ. Tích

cực kết hợp với chính quyền sở tại đảm bảo điều kiện an ninh trật tự, bài trừ các tệ nạn xã hội, thúc đẩy an sinh xã hội.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: P.H.V., D.N.H., L.T.T.H.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: P.H.V., D.N.H.; Xử lý số liệu: D.N.H., L.T.T.H., L.Q.T.; Phân tích mẫu: L.T.T.H., L.Q.T.; Lấy mẫu: P.H.V., D.N.H., L.Q.T.;Viết bản thảo bài báo: P.H.V., D.N.H.; Chỉnh sửa bài báo: N.P.H.V., D.N.H., L.T.T.H., L.Q.T.

Lời cảm ơn: Các tác giả xin cảm ơn Trung tâm Nghiên cứu Cơ điện mở của Trường Đại học Mở – Địa chất đã cung cấp số liệu thực tế cho bài báo.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Considine, R.; Tynan, R.; James, C.; et al. The contribution of individual, social and work characteristics to employee mental health in a coal mining industry population. *PLOS ONE* **2017**, *12*(1), e0168445. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168445>.
2. Liao, J.; Wen, Z.; Ru, X.; Chen, J.; Wu, H.; Wei, C. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: Public health implications in Guangdong Province, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2016**, *124*, 460–469. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.023>.
3. Carrington, K.; Pereira, M. Social impact of mining survey: Aggregate results queensland communities, 2011, 43. ISBN: 978-0-9871533-1-9 <https://eprints.qut.edu.au/42056/>.
4. Slack, K. Mining conflicts in Peru: Condition critical. Boston, USA: Oxfam America. Accessed January 3, 2019. Online available: <http://www.oxfamamerica.org/publications/mining-conflicts-in-peru-condition-critical>.
5. Maier, R. M.; Díaz-Barriga, F.; Field, J. A.; Hopkins, J.; Klein, B.; Poulton, M. M. Socially responsible mining: The relationship between mining and poverty, human health and the environment. *Rev. Environ. Health* **2014**, *29*, 83–89. <https://doi.org/10.1515/reveh-2014-0022>.
6. Mining Health Initiative. Mining health partnerships: A short analytic framework, 2018. www.gov.uk/government/publications/mining-health-initiative.
7. Alex, G.S. Mining is bad for health: a voyage of discovery. *Environ. Geochem. Health.* **2020**, *42*, 1153–1165. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00367-7>.
8. Mandrioli, D.; Schlunssen, V.; Adam, B. et al. WHO/ILO work-related burden of disease and injury: Protocol for systematic reviews of occupational exposure to dusts and/or fibres and of the effect of occupational exposure to dusts and/or fibres on pneumoconiosis. *Environ. Int.* **2018**, *119*, 174–185. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.005>.
9. Donoghue, A.M. Occupational health hazards in mining: An overview. *Occup. Med.* **2004**, *54*(5), 283–289. <https://doi.org/10.1093/occmed/kqh072>.
10. Lau, W.K.Y.; Liang, P.; Man, Y.B.; Chung, S.S.; Wong, M.H. Human health risk assessment based on trace metals in suspended air particulates, surface dust, and floor dust from e-waste recycling workshops in Hong Kong, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2014**, *21*(5), 3813–3825. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2372-8>.
11. Burström, L.; Hyvärinen, V.; Johnsen, M.; Pettersson, H. Exposure to whole-body vibration in open-cast mines in the Barents region. *Int. J. Circumpolar Health* **2016**, *75*, 29373. <https://doi.org/10.3402/ijch.v75.29373>.

12. Bell, E. Resolution possible: Better understanding: Better world. Regulation really what the drc needs. Accessed January 2, 2019, <http://www.resolutionpossible.co.uk/isconflict-mineral-trade>.
13. Ortmann, L.W.; Barrett, D.H.; Saenz, C. Public health ethics: Global cases, practice, and context. In D.H. Barrett, L. H. Ortmann, A. Dawson, C. Saenz, A. Reis & G. Bolan (Eds.), *Public health ethics: Cases spanning the globe*. Cham: Springer, 2016, pp. 3–36.
14. Benton, D. Ethics in mining: Challenging, but necessary. *Mining Global*, 2019. <https://www.miningglobal.com/operations/ethics-mining-challenging-necessary>.
15. Global Policy Forum. (2005–2019). Minerals in conflict, Accessed May 27, 2019. <https://www.globalpolicy.org/security-council/dark-side-of-natural-resources/minerals-in-conflict.html>.
16. Churchyard, G.J.; Kleinschmidt, I.; Corbett, E.L.; Murray, J.; Smit, J.; De Cock, K.M. Factors associated with an increased case–fatality rate in HIV–infected and noninfected south African gold miners with pulmonary tuberculosis. *Int. J. Tuberculosis Lung Disease* **2000**, 4(8), 705–712.
17. Lewis, J.; Hoover, J.; MacKenzie, D. Mining and environmental health disparities in Native American communities. *Curr. Environ. Health Rep.* **2017**, 4, 130–141. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0140-5>.
18. Smith, D.; Carrington, D. Dust, TB and HIV: The ugly face of mining in South Africa. *The Guardian*, 26 May 2015.
19. Blackley, D.J.; Halldin, C.N.; Laney, A.S. Continued increase in prevalence of coal workers’ pneumoconiosis in the United States. *Am. J. Public Health* **2018**, 8(9), 1220–1222. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2018.304517>.
20. Stephens, C.; Ahern, M. Worker and community health impacts related to mining operations internationally. A rapid review of the literature, London: International Institute for Environment and Development, 2001, pp. 59.
21. Haas, E.J.; Mattson, M. A qualitative comparison of susceptibility and behavior in recreational and occupational risk environments: Implications for promoting health and safety. *J. Health. Community.* **2016**, 21(6), 705–713. <https://doi.org/10.1080/10810730.2016.1153765>.
22. Krebs, J. The importance of public–health ethics. *Bull. World Health Organ.* **2008**, 86(8), 577–656. <https://doi.org/10.2471/BLT.08.052431>.
23. Lake District National Park. (n.d.). Coniston copper; miners and the mining community. Accessed January 3, 2019. <http://www.lakedistrict.gov.uk/learning/archaeologyhistory/coniston-copper/history-ofconiston-copper/miners-and-the-mining-community2>.
24. Christine, E.Z. Back to Basics – Dutch Disease: Too much wealth managed unwisely. *Finance and Development*, A quarterly magazine of the IMF. IMF. Archived from the original on 17 June 2008.
25. Ebrahim–Zadeh, C. Dutch Disease: Too much wealth managed unwisely. *Finance Dev.* **2003**, 40(1), 50–50.
26. Kar–Purkayastha, I. Public health: Ethical issues. *Int. J. Epidemiol.* **2009**, 38(4), 1166–1167. <https://doi.org/10.1093/ije/dyn150>.
27. Nathan, J.; Leonard, W. Resource Wealth and Political Regimes in Africa. *Comp. Political Studies* 2004, 37(7), 816–841. <https://doi.org/10.1177/0010414004266867>.
28. Ross Michael, L. Will Oil Drown the Arab Spring. *Democracy and the Resource Curse. Council Foreign Relations* **2011**, 90(5), 2–4, 5–7. <https://www.jstor.org/stable/23041770>.

29. Wright, J.; Erica, F.; Barbara, G. Oil and autocratic regime survival. *British Journal of Political Science*, Cambridge University Press, 2015, 287–306. <https://doi.org/10.1017/S0007123413000252>.
30. Cesaro, A.; Marra, A.; Kuchta, K.; Begiorno, V.; Van Hullebusch, E.D. WEEE management in a circular economy perspective: An overview. *Global NEST J.* **2018**, 20, 743–750. <https://doi.org/10.30955/gnj.002623>.
31. Giao, H.S. Kỹ thuật môi trường mỏ lộ thiên. Nhà xuất bản Khoa học Tự nhiên và Công nghệ, 2015. ISBN 978-604-913-405-0.
32. Davey, A. It's time for the mining industry to step up on the environment and human rights. Ethical Corporation. Accessed May 27, 2019.
33. Bách, N.D.; Nguyễn, Đ.H. Tác động của hoạt động khai thác đá vôi tại mỏ đá Tà Lại, tỉnh Lạng Sơn đến môi trường khu vực. *Tap chí KH&CN Lâm nghiệp* **2019**, 4, 82–89.
34. Bui, X.N.; Ho, S.G.; Tran, M.X. Advances in Vietnam Surface Mining for Environment Protection and Sustainable Development. International Workshop on Advances in Surface Mining for Environment Protection and Sustainable Development, Hanoi, Vietnam, 2015, 6–22.
35. Nam, B.X. Đánh giá ảnh hưởng trong và sau khai thác xuống cote –100m mỏ đá Thường Tân III và Thường Tân IV xã Thường Tân, huyện Bắc Yên, tỉnh Bình Dương, Mã số 3209/QĐ–UBND tỉnh Bình Dương, 2019.
36. Nam, B.X. Đánh giá ảnh hưởng trong và sau khai thác xuống cote –150m cụm mỏ đá Tân Đông Hiệp, tỉnh Bình Dương, Mã số 2385/QĐ–UBND tỉnh Bình Dương, 2018.

Assessment of socio–economic environmental impacts, due to stone mining activities for building materials in Binhduong province

Phan Hong Viet^{1,2*}, Do Ngoc Hoan^{3,4}, Le Thi Thu Hoa^{3,4}, Le Qui Thao^{3,4}

¹ Division of Energy Management and Safety Engineering, Department of Industry and Trade of Binh Duong; phanhongviet1310@gmail.com

² PhD student, Faculty of Mining, University of Mining – Geology; phanhongviet1310@gmail.com

³ Lecturers, Faculty of Mining, University of Mining – Geology; dongochoan@humg.edu.vn; lenthithuhoa@humg.edu.vn; lequithao@humg.edu.vn.

⁴ Innovations for sustainable and responsible mining (ISRM), University of Mining – Geology; dongochoan@humg.edu.vn; lenthithuhoa@humg.edu.vn; lequithao@humg.edu.vn

Abstract: Stone mining activities for building materials have been affecting the socio–economic environment of Binhduong province. This research was conducted to evaluate the positive and negative effects of mining projects such as generating revenue to contribute to the local development budget, providing job conditions for workers, promoting local industrial, construction, trade and service development activities, but at the same time it also has negative impacts on agricultural development, public health, increasing pressure on local infrastructure and traffic density, causing conflicts over local ethnic minority culture and policies. The assessment results are based on the survey of the status and impact scale; statistics, monitoring and surveying opinions of managers, local people and other stakeholders with content on the impacts of stone mining for building materials in Binh Duong Province to the lives, health and spiritual well–being of the people and to meet the demands of local economic development.

Keywords: Environmental impact; Socio–economic; Construction materials; Binhduong.

Bài báo khoa học

Đánh giá các tác động sức khỏe cộng đồng do phơi nhiễm ngắn hạn ô nhiễm PM_{2.5}: Nghiên cứu điển hình tại tỉnh Bình Dương

Lê Tuyết Ngọc^{1,2}, Nguyễn Châu Mỹ Duyên^{1,2}, Nguyễn Hoàng Phong^{1,2}, Bùi Tá Long^{1,2*}

¹ Trường Đại học Bách Khoa Tp. HCM; ngoc.le15@hcmut.edu.vn;

nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphong@dcselab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

² Đại học Quốc gia Tp. HCM; ngoc.le15@hcmut.edu.vn; nguyenduyen91@hcmut.edu.vn;

nhphong@dcselab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

*Tác giả liên hệ: longbt62@hcmut.edu.vn; Tel.: +84–918017376

Ban Biên tập nhận bài: 12/1/2023; Ngày phản biện xong: 23/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Bình Dương có vai trò quan trọng trong chiến lược phát triển chung, và là một trung tâm kinh tế - xã hội, chính trị, văn hóa, giáo dục của Việt Nam. Cùng với sự phát triển kinh tế vượt bậc, tỉnh Bình Dương đang phải đối mặt với vấn đề suy giảm chất lượng không khí (CLKK), đặc biệt là ô nhiễm PM_{2.5}. Mục tiêu của nghiên cứu là đánh giá những tác động sức khỏe cấp tính do ô nhiễm PM_{2.5} trong tháng 1/2019 và 7/2019. Để ước tính sự phân bố PM_{2.5}, nghiên cứu đã áp dụng các mô hình khí tượng WRF (Weather Research and Forecast) kết hợp với chất lượng không khí CMAQ (Community Multiscale Air Quality Modeling System) và mô hình thiệt hại sức khỏe để phân tích, định lượng. Tổng số trường hợp ước tính có thể đạt 3.628 ca nhập viện điều trị nội trú và 5.980 ca thăm khám cấp cứu. Khung nghiên cứu này có thể áp dụng cho nhiều địa phương khác ở Việt Nam để đánh giá tác động của ô nhiễm PM_{2.5}. Đồng thời, đây cũng là cơ sở khoa học ban đầu để các cơ quan quản lý đề xuất biện pháp kiểm soát ô nhiễm PM_{2.5} và xây dựng một Kế hoạch hành động không khí sạch nhằm giảm thiểu tác động tiêu cực đến cộng đồng và đạt được những lợi ích kinh tế cho các mục tiêu phát triển bền vững đến 2030.

Từ khóa: Bình Dương; Kiểm soát ô nhiễm; PM_{2.5}; Tác động ngắn hạn; WRF/CMAQ.

1. Mở đầu

Hiện nay, CLKK tại các đô thị lớn của nước ta ngày càng bị suy giảm bởi vì sự đẩy mạnh phát triển kinh tế, công nghiệp hóa và đô thị hóa diễn ra nhanh [1]. Ô nhiễm PM_{2.5} là một trong những vấn đề đã tồn tại kéo dài trong nhiều năm trở lại đây ở các thành phố lớn, mà chưa thể có được giải pháp kiểm soát hiệu quả [2–3]. Ô nhiễm PM_{2.5} đã được chứng minh là một trong những nguyên nhân chính ảnh hưởng nghiêm trọng đến sức khỏe con người [4–7]. Tính đến năm 2018, thống kê của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) về số ca tử vong sớm liên quan đến PM_{2.5} đã tăng vọt lên mức khoảng 7 triệu người/năm [8]. Từ 2004 đến nay, tại các thành phố (TP.) như Hà Nội và Hồ Chí Minh, những số liệu quan trắc đã cho thấy mức nồng độ PM_{2.5} vượt ngưỡng quy định trong Quy chuẩn Quốc gia (QCVN 05:2013/BTNMT) rất nhiều lần [2]. Đồng thời, một số nghiên cứu về dịch tễ của [9–10] cũng đã báo cáo tác động ngắn hạn của PM_{2.5} gây suy giảm hệ hô hấp ở trẻ em và kết quả của [11] đã đánh giá được những ảnh hưởng tương tự do bệnh hệ tim mạch ở Việt Nam. Mặt khác, WHO cũng đã xếp Việt Nam vào nhóm các nước có nồng độ PM_{2.5} ở mức cao [12] và khả năng phơi nhiễm PM_{2.5} dựa trên trọng số dân số được ước tính tại Việt Nam năm 2019 trung bình là 20 µg/m³ (khoảng từ 16,6–25,0 µg/m³) [13].

Các bệnh không lây nhiễm phổ biến nhất có liên quan đến tiếp xúc với ô nhiễm PM_{2.5} chủ yếu đối với hệ hô hấp như bệnh phổi tắc nghẽn mãn tính hay COPD (*Chronic Obstructive Pulmonary Disease*), bệnh tim thiếu máu cục bộ hay IHD (*Ischemic Heart Disease*), ung thư phổi và đột quỵ [14]. Nhiều bằng chứng gần đây cũng đã cho thấy ngay cả ở mức nồng độ rất thấp, PM_{2.5} vẫn gây tác động làm tăng khả năng tử vong [15–17]. Hơn nữa, PM_{2.5} cũng dẫn đến các bệnh tật liên quan đến phá hủy DNA và cả bệnh ung thư [18–19]. Do vậy, từ những lý do nêu trên có thể thấy rằng rủi ro sức khỏe là thước đo để phân tích ảnh hưởng của ô nhiễm PM_{2.5} đến cộng đồng địa phương và cũng là cơ sở để xác định tổn thất kinh tế gây ra bởi rủi ro sức khỏe; chúng sẽ là thước đo thể hiện số tiền bồi thường hay nói cách khác là một số tiền đầu tư tương xứng cho các giải pháp kiểm soát hiệu quả trong tương lai, cũng như nâng cao CLKK nói chung. Mô hình hóa là một trong những cách tiếp cận điển hình để phân tích và đánh giá tác động của ô nhiễm, nhất là PM_{2.5} và tổn thất sức khỏe con người đã mang lại sự hiệu quả, kể cả từ các nước ở Tây Âu hay Hoa Kỳ [20–24] cho đến các nước đang phát triển như Trung Quốc [25–26], Bra-xin [27], Iran [28–30] và Nam Phi [31]. Trong đó, *Air Quality Health Impact Assessment (AirQ+)* và *Environmental Benefits Mapping and Analysis Program-Community Edition* là hai trong số những phần mềm được sử dụng phổ biến nhất [32]. Mặt dù, BenMAP-CE có nhiều lợi thế hơn từ hệ thống GIS (*Geographic Information System*), thuận lợi để biên tập các bản đồ phân bố ô nhiễm, dân số phơi nhiễm, tỷ lệ nền, ước tính tác động kinh tế và các loại dữ liệu khác [33]; Tuy nhiên, cả AirQ+ và BenMAP-CE đều cho ra các kết quả mô phỏng tương tự và xem xét cùng một loại dữ liệu đầu vào được xử lý theo như kết quả phân tích của nghiên cứu [34].

Mặt khác, đến năm 2030, các mục tiêu phát triển bền vững của Liên hợp quốc cũng đã được Chính phủ cũng cam kết thực thi, trong đó cải thiện được chất lượng cuộc sống người dân và phát triển các đô thị bền vững phải được chú trọng [2]. Theo kinh nghiệm chung của nhiều nước phát triển, để giảm thiểu được PM_{2.5} cần phải thay đổi trong cách tiếp cận với một Luật Không khí sạch chung và một Kế hoạch hành động không khí sạch ở cấp độ địa phương trong việc triển khai giải pháp nâng cao CLKK, làm rõ vai trò của cơ quan quản lý, người dân và các bên liên quan [35–36]. Có được minh chứng thuyết phục để hỗ trợ xây dựng chính sách kiểm soát PM_{2.5} phù hợp là đánh giá mức độ tổn thất từ các trường hợp tử vong sớm, điều trị bệnh mắc do tiếp xúc ô nhiễm và lượng hóa được thành các giá trị kinh tế [37]. Đồng thời, sự tin cậy về tác hại của ô nhiễm lên sức khỏe người dân và mức tổn thất kinh tế là định hướng chính cho hoạt động quản lý CLKK cấp địa phương và hướng đến mục tiêu hợp tác liên vùng [38–39]. Tuy nhiên, cho đến nay, những nghiên cứu như vậy vẫn là khá ít tại Việt Nam; chính việc thiếu nguồn dữ liệu cấp địa phương đã chưa đủ tạo ra bằng chứng thuyết phục về ảnh hưởng của PM_{2.5} lên sức khỏe cộng đồng ở Việt Nam [37] và cũng cản trở khả năng của chính quyền trong việc triển khai các hành động để giảm thiểu ô nhiễm không khí và cải thiện sức khỏe người dân đô thị [12]. Hầu hết các nghiên cứu ở quy mô toàn cầu ước tính gánh nặng sức khỏe do phơi nhiễm PM_{2.5} đối với Việt Nam đã dựa trên nguồn dữ liệu vệ tinh với mức phân giải không gian khá thấp, chỉ khoảng khoảng 11km × 11km [13]. Trong khi ở cấp độ quốc gia, chỉ một số nghiên cứu mới đây báo cáo tỷ lệ tử vong do phơi nhiễm với PM_{2.5} tại TP. Hồ Chí Minh vào năm 2017 của [40] và năm 2018 của [41]. Hơn nữa, hầu như trong số các nghiên cứu trước đây chưa có bất kỳ đánh giá nào đưa ra các dữ liệu ước tính được chi tiết đến cấp độ địa phương (quận/huyện) và/hoặc sử dụng QCVN 05:2013/BTNMT làm cơ sở lượng hóa tổn thất sức khỏe do phơi nhiễm PM_{2.5}.

Từ đó, có thể thấy rằng những nghiên cứu như vậy hầu hết mới chỉ được thực hiện tại TP. Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh, trong khi đó Bình Dương cũng là một khu vực có kinh tế - xã hội phát triển mạnh mẽ và cũng có những vấn đề về ô nhiễm PM_{2.5} nhưng lại chưa nhận được nhiều sự chú ý. Đây là một trong những nghiên cứu đầu tiên thực hiện đánh giá các tác động sức khỏe cộng đồng cấp tính do phơi nhiễm PM_{2.5} trên địa bàn tỉnh Bình Dương theo một cách tiếp cận mô hình hóa dựa trên đa mô hình kết hợp khí tượng-CLKK-sức khỏe nhằm khắc phục những sự hạn chế về các nguồn dữ liệu đo đạc theo quy mô không gian-thời gian. Đồng

thời, để có được một cơ sở khoa học bước đầu hỗ trợ giải quyết những vấn đề cấp thiết nêu trên của tỉnh, nghiên cứu này đã được thực hiện nhằm giải quyết các mục tiêu cụ thể như (i) đánh giá hiện trạng phân bố không gian–thời gian ô nhiễm PM_{2.5} trên địa bàn tỉnh Bình Dương với sự lựa chọn những giai đoạn ô nhiễm ở các tháng 1/2019 và 7/2019 bằng các mô phỏng WRF/CMAQ kết hợp; và (ii) tính toán một cách định lượng gánh nặng tử vong sớm và mắc các bệnh có liên quan, mà tập trung chủ yếu vào các loại hình thiệt hại do bệnh về đường hô hấp do tiếp xúc ngắn hạn từ việc sử dụng nguồn dữ liệu phân giải không gian cao đạt được ở cấp độ địa phương và tham chiếu đến các giá trị ngưỡng giới hạn của QCVN 05:2013/BTNMT và Hướng dẫn về Chất lượng không khí toàn cầu của Tổ chức Y tế Thế giới WHO (*World Health Organization*) năm 2021.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Mô tả khu vực nghiên cứu

Tỉnh Bình Dương thuộc khu vực Đông Nam Bộ và cũng thuộc vùng kinh tế trọng điểm phía Nam, có phạm vi giới hạn tọa độ địa lý từ 10°51’N đến 11°30’N và 106°20’E đến 106°58’E; cùng với TP. Hồ Chí Minh, Bình Dương cũng được xem một trong những trung tâm về kinh tế, chính trị, văn hóa, giải trí và giáo dục của cả nước [42]. Toàn bộ tỉnh thuộc vùng khí hậu nhiệt đới gió mùa gồm mùa mưa (từ tháng 5–11) và mùa khô (từ tháng 12 năm trước – tháng 4 năm sau) [43]. Diện tích của khu vực nghiên cứu là 2.694,6 km² [44] và số dân trung bình năm 2019 là 2.456,319 nghìn người [45]. Mặc dù chỉ chiếm 0,81% so với tổng diện tích và khoảng 2,55% tổng số dân của cả nước nhưng tỉnh Bình Dương đã đóng góp đến 6% giá trị GDP (*Gross Domestic Product*), lên đến 261,9 tỷ USD trong năm 2019 [44, 46].

Hiện nay, việc giám sát CLKK xung quanh ở tỉnh Bình Dương do Trung tâm quan trắc Tài nguyên và Môi trường (TNMT) thực hiện theo Quyết định số 918/2012/QĐ-UBND ngày 06/04/2012 của Ủy ban Nhân dân (UBND) tỉnh Bình Dương về phê duyệt Quy hoạch mạng lưới quan trắc TNMT cấp tỉnh. Mạng lưới có 16 điểm đo với tần suất đo là 1 lần/tháng cho 12 tháng/năm với mục tiêu đo môi trường nền và khu vực nông thôn, các khu vực đô thị, hoạt động giao thông và khu vực hoạt động công nghiệp (Bảng 1). Trong năm 2019, ô nhiễm không khí chủ yếu xảy ra tại các điểm đo ở các nút giao thông (vị trí GT1 và GT2), một số ở những khu/cụm công nghiệp (*KCN/CCN*) (vị trí CN3) và khu đô thị (vị trí DT6) khi vượt giới hạn cho phép (*GHCP*) của QCVN 05:2013/BTNMT từ 1,1–2,7 lần [47].

Bảng 1. Các vị trí 16 trạm đo CLKK năm 2019 tại khu vực nghiên cứu.

Ký hiệu	Tọa độ		Địa điểm
	Vĩ độ (Y [m])	Kinh độ (Y [m])	
Khu vực sản xuất công nghiệp			
CN1	692031,997	1204772,562	Thuộc KCN Sóng Thần II, Tx. Dĩ An
CN2	688094,444	1213568,859	Gần CCN Thuận Giao, TP. Thuận An
CN3	706571,700	1220624,930	Mỏ đá Thường Tân, huyện Bắc Tân Uyên
CN4	678344,288	1230998,006	Thuộc KCN Mỹ Phước II, Tx. Bến Cát
CN5	678184,286	1243472,264	Thuộc KCN Bàu Bàng, huyện Bàu Bàng
Khu đô thị			
DT1	692946,131	1204255,490	Thuộc khu vực trung tâm hành chính, Tx. Dĩ An
DT2	685951,931	1205844,062	Khu phố chợ, phường Lái Thiêu, Tx. Thuận An
DT3	680987,706	1213959,148	Khu vực trung tâm quan trắc ở phường Phú Lợi, TP. Thủ Dầu Một
DT4	684158,336	1222426,803	Trung tâm hành chính TP mới thuộc phường Phú Chánh, TP. Thủ Dầu Một
DT5	697022,131	1223485,272	Khu vực đô thị trung tâm, thị trấn Mỹ Phước, Tx. Bến Cát
DT6	696352,328	1223819,254	Khu vực thị trấn Uyên Hưng, Tx. Tân Uyên
Các hoạt động giao thông			
GT1	690582,994	1213767,559	Khu vực ngã tư thuộc phường Bình Chuẩn, TP. Thuận An

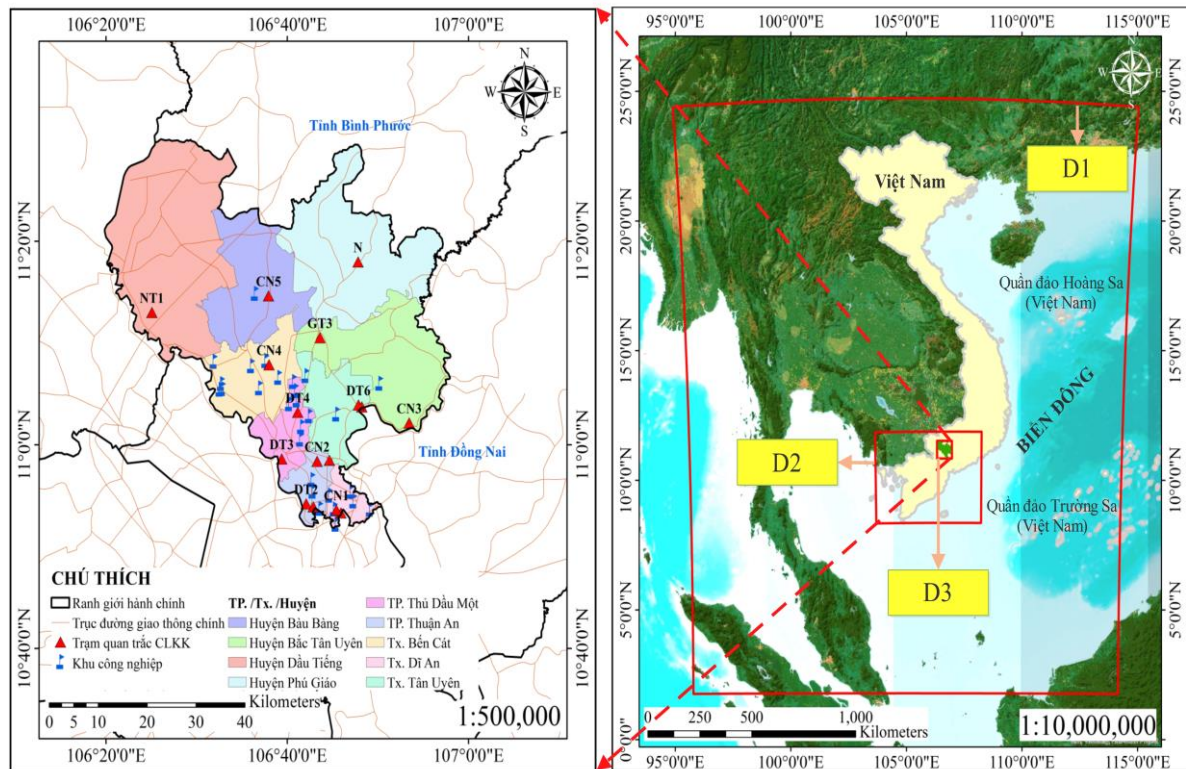
Ký hiệu	Tọa độ		Địa điểm
	Vĩ độ (Y [m])	Kinh độ (Y [m])	
GT2	687382,180	1205329,759	Khu vực ngã tư thuộc phường Bình Hòa, TP. Thuận An
GT3	688541,596	1235972,278	Lân cận khu vực ngã ba công xanh ở xã Tân Bình, huyện Bắc Tân Uyên
Môi trường nền và khu vực nông thôn			
N	696134,011	1249722,980	Khu vực nghĩa trang Liệt sĩ thuộc xã Phước Vĩnh, huyện Phú Giáo
NT1	654780,749	1240349,652	Khu vực thuộc nông trường cao su Thanh An, huyện Dầu Tiếng

2.2. Phương pháp mô phỏng và đánh giá sự phân bố ô nhiễm PM_{2.5}

2.2.1. Cấu hình mô hình

Hệ thống mô hình kết hợp WRF-CMAQ lần lượt với các phiên bản 3.8 (cho WRF) và 5.2.1 (cho CMAQ) đã được áp dụng trong nghiên cứu này và sự mô tả thiết lập kỹ thuật của các lưới tính (lồng nhau) để mô phỏng trong WRF/CMAQ được thể hiện trong Bảng 2. Cụ thể, mức phân giải cho lưới tính nhỏ nhất để mô phỏng cho tỉnh Bình Dương có kích thước là 3km × 3km. Cấu hình các thông số vật lý được áp dụng tương tự như các nghiên cứu trước đây của chúng tôi [48–52] khi sử dụng WRF-CMAQ để mô phỏng. Những điều kiện ban đầu và điều kiện biên có được từ các mô hình toàn cầu như NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) phiên bản 2 [53] cho mô hình WRF và mô hình Ozone and Related chemical Tracers phiên bản 4 (MOZART-4) [54] cho mô hình CMAQ. Đồng thời, cơ chế hóa học liên kết cacbon (Carbon-bond mechanism) phiên bản 6 chỉnh sửa lần 3 (CB6r3) [55–57] và mô-đun sol khí (Aerosol Module) phiên bản 6 (AERO6) [58] cũng đã được áp dụng cho cơ chế hóa học pha khí và sol khí trong CMAQ. Thời gian mô phỏng là từ 0 giờ 0 phút (01/1/2019) đến 23 giờ 59 phút (31/1/2019) và từ 0 giờ 0 phút (01/7/2019) đến 23 giờ 59 phút (31/7/2019).

Hình 1 đã thể hiện vị trí địa lý của khu vực nghiên cứu, vị trí của 16 điểm đo đạc CLKK và toàn bộ các miền tính được tạo lập trong hệ thống WRF/CMAQ.



Hình 1. Vị trí địa lý của tỉnh Bình Dương cùng với 16 trạm giám sát CLKK và phạm vi của các lưới lồng trong hệ thống WRF/CMAQ.

Bảng 2. Miền không gian lưới tính mô phỏng WRF/CMAQ.

Thông số	Miền lưới tính D1	Miền lưới tính D2	Miền lưới tính D3
Độ phân giải không gian (km)	27 × 27	9 × 9	3 × 3
Số nút lưới theo phương X, Y	76 × 94	55 × 43	23 × 25
Diện tích miền tính (km ²)	2,11 × 10 ⁵	2,64 × 10 ⁴	5,31 × 10 ³
Tọa độ tâm miền tính	13,3826°; 104,969°	10,1195°; 105,955°	11,1822°; 106,647°

2.2.2. Thông tin dữ liệu nguồn phát thải

Dữ liệu nguồn phát thải nhân tạo của PM_{2.5} sơ cấp và các tiền chất PM_{2.5} như NO_x, CO, CH₄, NH₃, SO₂ và VOCs của năm 2019 có được từ nguồn kiểm kê phát thải nhân tạo CAMS-GLOB-ANT phiên bản ver.4.1 và CAMS-GLOB-AIR phiên bản ver.1.1 [59] do Trung Tâm giám sát khí quyển Copernicus (CAMS) thực hiện với mức phân giải lần lượt là 0,1° × 0,1° và 0,5° × 0,5°. Đối với dữ liệu phát thải sinh học có được từ nguồn phát thải sinh học toàn cầu CAMS-GLOB-BIO phiên bản ver.2.1 [59] của các chất NO_x và VOCs (năm 2018), với mức phân giải khoảng 0,25° × 0,25°. Toàn bộ các phát thải này được chi tiết hóa dữ liệu (downscaling) [60–62] vào lưới tính D3 có mức phân giải lưới ngang là 3,0 × 3,0 km và được dùng để ước tính sự phân bố PM_{2.5} trong CMAQ.

2.2.3. Kiểm định mô hình

Các giá trị nồng độ PM_{2.5} mô phỏng cho tỉnh Bình Dương được so sánh với các dữ liệu PM_{2.5} đo đạc tại 8 vị trí giám sát, bao gồm N, NT1, DT2, GT2, CN4, DT5, CN5 và GT3. Đồng thời, các chỉ số thống kê cũng được tính toán để đánh giá hiệu quả mô phỏng PM_{2.5} của mô hình WRF/CMAQ, cụ thể như độ lệch trung bình chuẩn hóa NMB (*normalized mean bias*), sai số gộp trung bình chuẩn hóa (*NME – normalized mean gross errors*) và hệ số tương quan R.

Từ Bảng 3 có thể thấy rằng tất cả các chỉ số thống kê tại vị trí N, NT1, DT2, GT2, CN4, DT5, CN5 và GT3 đều đảm bảo mức tiêu chuẩn cho phép ở mức tốt với -30% < NMB < 30%, NME > 50% và R > 0,5 theo kết quả từ các nghiên cứu [63–64]. Cụ thể mức dao động đối với NMB từ -1,38% đến 5,74%, đối với NME từ 2,44% đến 8,44% và đối với hệ số tương quan R từ 0,76 đến 0,98.

Bảng 3. Các chỉ số ước tính để kiểm chứng kết quả mô phỏng PM_{2.5} từ mô hình CMAQ.

Chỉ số	Vị trí đo đạc								Tiêu chuẩn
	N	NT1	DT2	GT2	CN4	DT5	CN5	GT3	
NMB (%)	5,74	2,25	-0,70	-0,37	2,86	-1,38	0,52	1,00	-30% < NMB < 30%
NME (%)	8,44	2,44	3,66	2,58	6,09	4,55	2,82	5,24	NME < 50%
Hệ số tương quan R	0,95	0,92	0,76	0,94	0,97	0,98	0,89	0,98	R > 0,5

2.4. Phương pháp đánh giá tác động sức khỏe do tiếp xúc ô nhiễm PM_{2.5}

2.4.1. Mô hình hàm thiệt hại sức khỏe

Các hàm thiệt hại sức khỏe con người HIFs (*health impact functions*) như ở công thức (1) [65–67] đã được áp dụng để đánh giá ảnh hưởng sức khỏe ngắn hạn (hàng ngày) như số ca tử vong sớm và mắc bệnh do ô nhiễm PM_{2.5} ở tỉnh Bình Dương trong suốt thời đoạn mô phỏng. Mặt khác, trong công thức (1) cũng thực hiện giả định rằng những tỷ lệ nền tử vong sớm ($y_{0,Mort}$) và tỷ lệ nền mắc bệnh ($y_{0,Morb}$) hàng năm có một phân bố đều cho mỗi ngày trong năm [65–66, 68].

$$\begin{cases} \Delta Mort_i = (y_{0,Mort} / 365) \cdot [1 - \exp(-\beta_{Mort} \Delta PM_{2.5,i})] \cdot Pop \\ \Delta Morb_i = (y_{0,Morb} / 365) \cdot [1 - \exp(-\beta_{Morb} \Delta PM_{2.5,i})] \cdot Pop \end{cases} \quad (1)$$

Trong đó, $\Delta Mort_i$ và $\Delta Morb_i$ là số ca tử vong sớm và nhập viện, thăm khám điều trị các bệnh tật do phơi nhiễm $PM_{2.5}$ gây ra; $y_{0,Mort}$, $y_{0,Morb}$ là tỷ lệ nền tử vong sớm và mắc bệnh trong số dân bị phơi nhiễm của thời đoạn đánh giá đã có được từ báo cáo Niên giám thống kê Y tế quốc gia giai đoạn 2019–2020 [69] của Bộ Y tế Việt Nam (<https://moh.gov.vn/>) và từ nguồn “Sổ đăng ký A6” (A6 registration) của tỉnh Bình Dương năm 2019 do Trung tâm Kiểm soát bệnh tật tỉnh Bình Dương quản lý (<https://ksbtbinhduong.com/>); $\Delta PM_{2.5,i}$ là mức độ ô nhiễm $PM_{2.5}$ từ kết quả mô phỏng WRF/CMAQ khi so sánh với các giá trị GHCP từ QCVN 05:2013/BTNMT ($50 \mu g/m^3$) và Hướng dẫn về Chất lượng không khí của WHO năm 2021 ($25 \mu g/m^3$) [70]; Pop là số dân số tiếp xúc với ô nhiễm $PM_{2.5}$; β_{Mort} , β_{Morb} là các hệ số của HIFs tương ứng do phơi nhiễm ô nhiễm $PM_{2.5}$.

2.4.2. Nhận định loại thiệt hại sức khỏe

Nghiên cứu này đã đánh giá cho 3 nhóm thiệt hại sức khỏe chính, bao gồm nhóm (1) tử vong sớm, nhóm (2) nhập viện điều trị nội trú và nhóm (3) thăm khám cấp cứu. Trong đó, các mã (code) phân loại bệnh tật dựa trên cơ sở báo cáo ICD-10 (10th version of the International Classification of Diseases) và loại trừ những trường hợp có thể trùng lặp với các tác động sức khỏe khác [71]. Cụ thể, đối với nhóm tử vong sớm xem xét cho 2 loại hình thiệt hại là tử vong sớm do tất cả các bệnh đường hô hấp [J00-J99] và do ung thư phổi [C34]. Đối với nhóm nhập viện điều trị nội trú và thăm khám cấp cứu xem xét cho 2 loại hình thiệt hại do mắc bệnh viêm phổi CAP (Community-Acquired Pneumonia) [J18.9] và do bệnh COPD [J44].

2.4.2. Hệ số của HIFs (β)

Phương pháp xác định các hệ số β_{Mort} , β_{Morb} đã được mô tả trong các nghiên cứu trước đây của chúng tôi như [48, 50–51] dựa trên các giá trị rủi ro tương đối RR (relative risk) tương ứng có được từ những kết quả nghiên cứu về dịch tễ trước đây đối với sự phơi nhiễm ngắn hạn $PM_{2.5}$ [72–80]. Đây cũng là cách tiếp cận đã được dùng rộng rãi trong một số nghiên cứu điển hình sẵn có trên toàn thế giới như [25, 67, 81]. Bảng 4 đã báo cáo một cách chi tiết các giá trị β_{Mort} , β_{Morb} cho từng dạng ảnh hưởng sức khỏe cấp tính được lựa chọn đánh giá.

Bảng 4. Tổng hợp các giá trị β_{Mort} và β_{Morb} với khoảng tin cậy CI (Confidence Interval) 95% cho đánh giá những ảnh hưởng ngắn hạn của $PM_{2.5}$.

Loại thiệt hại sức khỏe	Giá trị các hệ số β	Nguồn tham khảo
Tử vong sớm do bệnh về đường hô hấp (ở tất cả nguyên nhân)	0,000797 (95% CI: 0,000499; 0,001094)	[41]
Tử vong sớm do ung thư phổi	0,000697 (95% CI: 0,000399; 0,000995)	[41]
Nhập viện điều trị do bệnh CAP	0,0002996 (95% CI: -0,0038741; 0,0044017)	[82]
Nhập viện điều trị do bệnh COPD	0,0057325 (95% CI: 0,0014889; 0,0098940)	[82]
Thăm khám cấp cứu do bệnh CAP	-0,0008032 (95% CI: -0,0051293; 0,0035367)	[82]
Thăm khám cấp cứu do bệnh COPD	0,0116894 (95% CI: 0,0029559; 0,0204572)	[82]

2.4.4. Quy mô dân số phơi nhiễm

Dữ liệu dân số phân chia theo nhóm giới tính của tỉnh Bình Dương trong năm 2019 đã được thu thập từ báo cáo Niên giám thống kê năm 2019 [45] và từ báo cáo Tổng điều tra dân số và nhà ở năm 2019 trên cả nước [83] như trình bày ở Bảng 5. Quy mô dân số năm 2019 đã được lựa chọn để tính toán nhằm đảm bảo tương ứng với dữ liệu về mức nồng độ $PM_{2.5}$ hiện trạng của tháng 1/2019 và tháng 7/2019 đã được mô phỏng từ WRF/CMAQ phục vụ cho quá trình ước tính những tác động sức khỏe ngắn hạn theo công thức (1). Từ Bảng 5 như trên, có thể nhận thấy TP. Thuận An, TP. Dĩ An, Thị xã (Tx.) Tân Uyên, và TP. Thủ Dầu Một có quy mô số dân tiếp xúc với ô nhiễm $PM_{2.5}$ lớn nhất, lần lượt là 596, 475, 371 và 322 nghìn người. Đây cũng là các khu vực có mức độ tập trung dân cư đông nhất cả tỉnh, với mật độ phân bố lần lượt là 7.209,9 người/km² (TP. Thuận An); 8.001,7 người/km² (TP. Dĩ An); 1.955,9 người/km² (Tx. Tân Uyên); và 2.737,8 người/km² (TP. Thủ Dầu Một) [45].

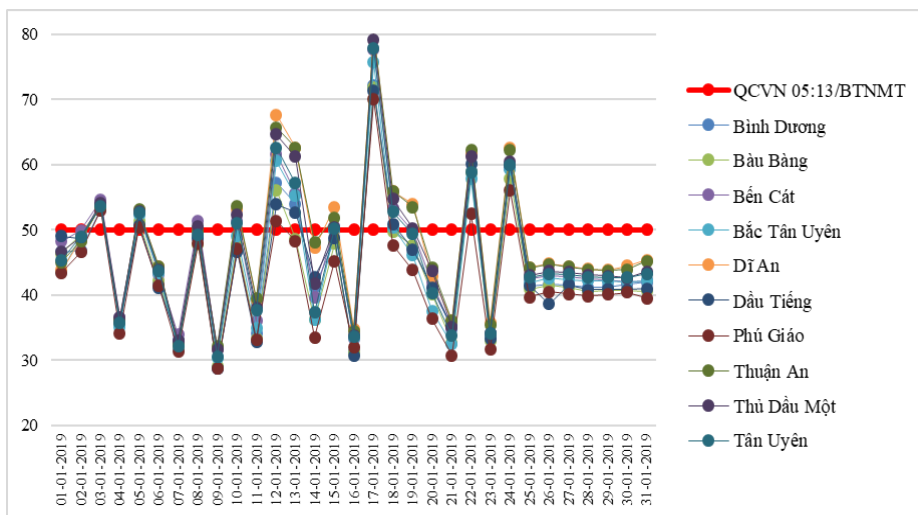
Bảng 5. Quy mô số dân phơi nhiễm theo giới tính (nam/nữ) ở tỉnh Bình Dương trong năm 2019.

Huyện/Tx/TP	Số dân (nghìn người)			Số dân thành thị (nghìn người)			Số dân nông thôn (nghìn người)		
	Tổng	Nam	Nữ	Tổng	Nam	Nữ	Tổng	Nam	Nữ
Thủ Dầu Một	321,6	157,1	164,5	321,6	157,1	164,5	-	-	-
Bàu Bàng	92,7	47,2	45,5	29,3	15,4	13,9	63,3	31,8	31,6
Đầu Tiếng	112,5	55,8	56,6	19,3	9,6	9,7	93,2	46,3	46,9
Bến Cát	302,8	152,4	150,4	231,9	116,2	115,6	70,9	36,2	34,8
Phú Giáo	89,7	45,9	43,8	14,9	7,3	7,5	74,9	38,6	36,3
Tân Uyên	370,5	190,5	180,0	251,7	129,3	122,4	118,8	61,2	57,6
Dĩ An	474,7	239,2	235,5	474,7	239,2	235,5	-	-	-
Thuận An	596,2	298,5	297,7	588,6	294,8	292,8	7,6	3,7	3,9
Bắc Tân Uyên	65,9	33,4	32,5	6,1	3,0	3,1	59,7	30,4	29,3
Tổng cộng	2.426,5	1.220,0	1.206,6	1.938,1	971,9	966,2	488,4	248,1	240,4

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Kết quả đánh giá mức độ ô nhiễm PM_{2.5} ở tỉnh Bình Dương

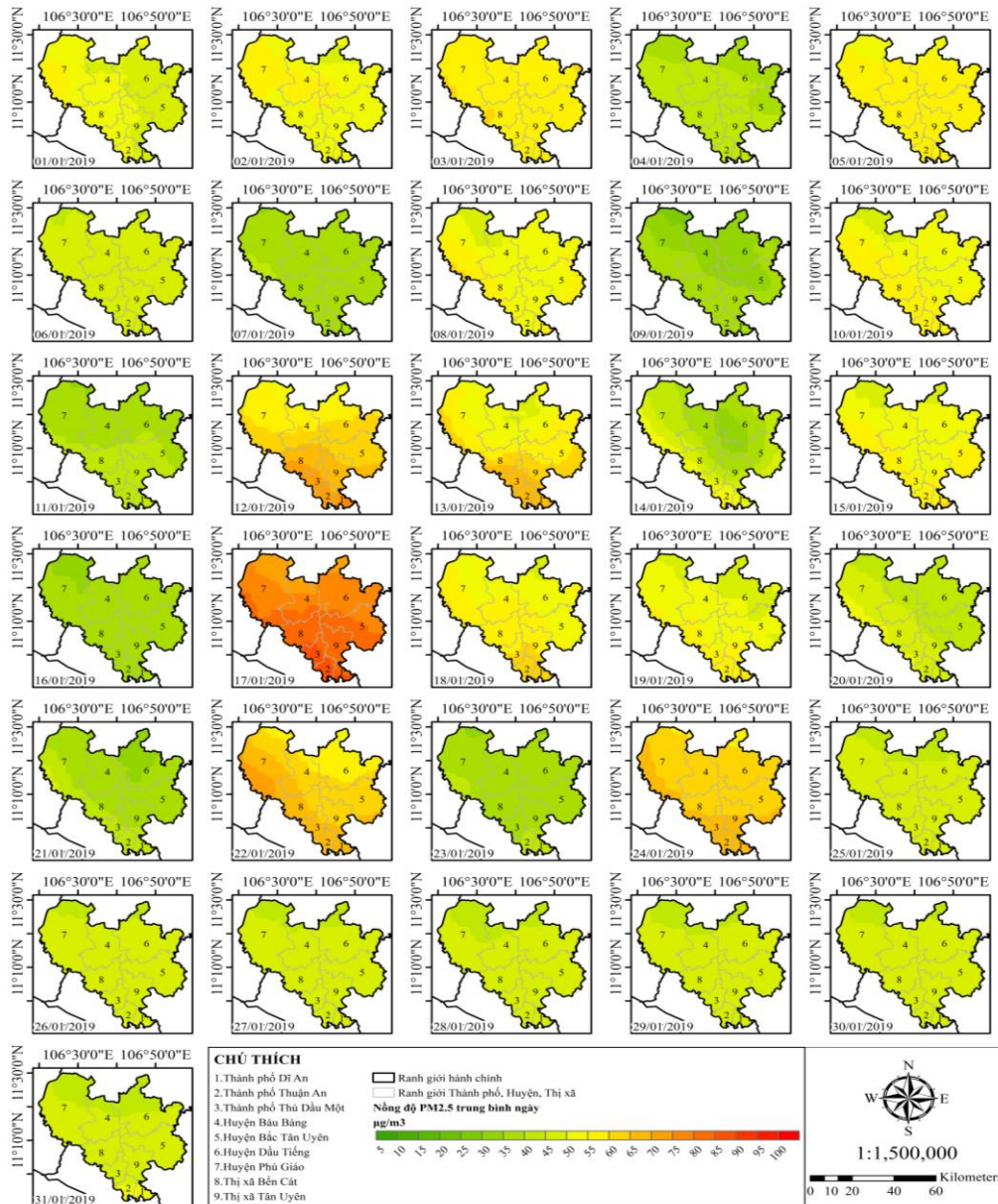
Trong tháng 1/2019, nồng độ PM_{2.5} trung bình ngày tại Bình Dương có giá trị dao động trong khoảng từ 22,967–80,911 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cụ thể, mức trung bình ngày cao nhất vào ngày 17/1/2019 với 72,227 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ và thấp nhất vào ngày 09/1/2019 với 28,682 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Có tất cả 15/31 ngày trong tháng (gồm có 01–03/1/2019, 05/1/2019, 08/1/2019, 10/1/2019, 12–15/1/2019, 17–19/1/2019, 22/1/2019 và 24/1/2019), mức giá trị PM_{2.5} trung bình ngày đã vượt quá ngưỡng GHCP của QCVN 05:13/BTNMT (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ở mức từ 1,033–1,618 lần. Nhìn chung, các khu vực Tx. Bến Cát, TP. Dĩ An, TP. Thuận An, TP. Thủ Dầu Một là những khu vực thường xuyên có mức PM_{2.5} cao nhất trong tháng 1/2019. Cụ thể, lần lượt tại Tx. Bến Cát, nồng độ PM_{2.5} dao động từ 29,078–80,504 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại TP. Dĩ An từ 31,103–80,911 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại TP. Thuận An từ 31,052–80,896 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại TP. Thủ Dầu Một từ 30,194–80,861 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Trong khi, khu vực có mức nồng độ PM_{2.5} thấp nhất thường là huyện Phú Giáo, dao động từ 26.304–75.507 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sự phân bố không-thời gian mức PM_{2.5} trung bình 24 giờ được trình bày tại các Hình 2 và Hình 3.



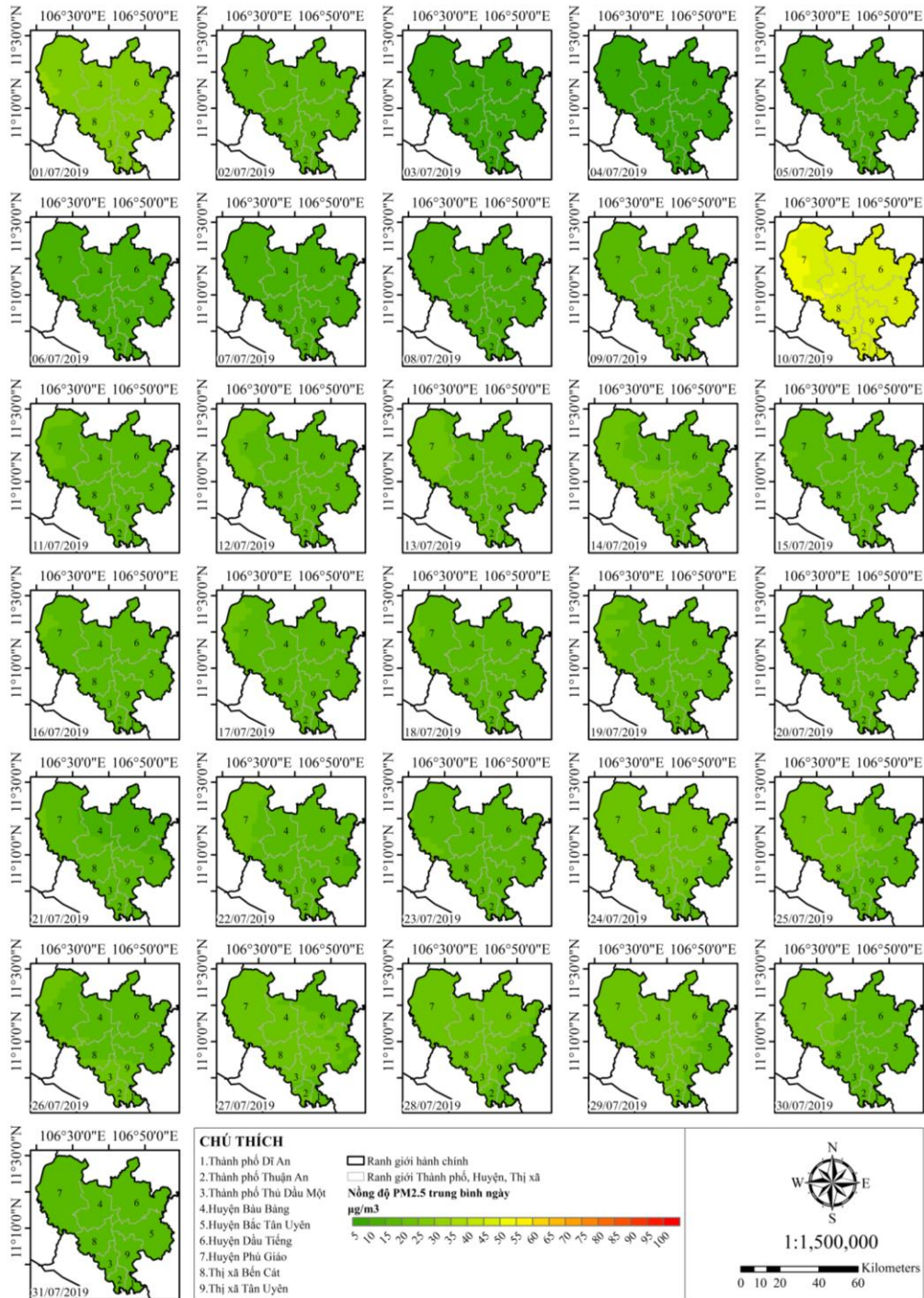
Hình 2. Diễn biến sự thay đổi giá trị PM_{2.5} trung bình ngày của tháng 1/2019 tại các huyện/ Tx./ TP của tỉnh Bình Dương.

Đến tháng 7/2019, nồng độ PM_{2.5} mức trung bình ngày đã có xu hướng giảm. Cụ thể, nồng độ PM_{2.5} dao động trong khoảng từ 1,408–46,420 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, trong đó không có giá trị trung bình 24 giờ nào vượt quá ngưỡng GHCP của QCVN 05:13/BTNMT. Tuy nhiên, vào ngày 10/7/2019, với nồng độ trung bình 24 giờ là 43,304 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, đã vượt quá GHCP theo Hướng

dẫn của WHO ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), đây cũng là ngày có mức giá trị $\text{PM}_{2.5}$ cao nhất tháng. Từ các kết quả được thể hiện ở Hình 4 cho thấy TP. Dĩ An, Tx. Tân Uyên, TP. Thuận An, huyện Dầu Tiếng là những khu vực thường xuyên có trung bình $\text{PM}_{2.5}$ 24 giờ cao nhất trong tháng 7/2019. Cụ thể, lần lượt tại TP. Dĩ An nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ dao động từ 1,834–41,620 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại Tx. Tân Uyên là từ 1,891–44,017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại TP. Thuận An là từ 1,811–41,862 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; tại Huyện Dầu Tiếng là từ 1,637–46,420 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Đồng thời, khu vực có nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ thấp nhất vẫn là huyện Phú Giáo với nồng độ dao động chỉ từ 1,408–44,207 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Có thể nhận thấy rằng chính các yếu tố khí tượng đã có sự tác động đến mức nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ tại các khu vực này, nhiệt độ, độ ẩm tương đối cao cùng với vận tốc gió lớn mà vận tốc lớn nhất có thể đạt được lên đến 3,65 m/s, đặc biệt ở huyện Dầu Tiếng và TP. Thủ Dầu Một và hướng gió chủ đạo trong tháng 7/2019 (hướng Tây Nam) hai yếu tố có quyết định đến sự lan truyền ô nhiễm $\text{PM}_{2.5}$ đến các khu vực phía Tây và Tây Nam của tỉnh Bình Dương. Đồng thời, cũng dựa trên các kết quả kiểm kê phát thải, Tx. Dĩ An, huyện Dầu Tiếng, TP. Thuận An, TP. Thủ Dầu Một và Tx. Bến Cát cũng lần lượt là các khu vực có mức phát thải tiền chất $\text{PM}_{2.5}$ cao nhất trong tháng 7/2019 ở tỉnh Bình Dương, điều này cũng cho thấy tầm quan trọng của các yếu tố phát thải đến sự hình thành ô nhiễm $\text{PM}_{2.5}$ tại các khu vực này.



Hình 3. Phân bố không gian nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ mức trung bình 24 giờ của các ngày trong tháng 1/2019.



Hình 4. Phân bố không gian nồng độ PM_{2.5} mức trung bình 24 giờ của các ngày trong tháng 7/2019.

Mặt khác, mối quan hệ giữa nồng độ PM_{2.5} (y [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]) và một số yếu tố khí tượng chính (nhiệt độ x_1 [$^{\circ}\text{C}$], vận tốc gió x_2 [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$], lượng mưa x_3 [mm], độ ẩm tương đối x_4 [%], và áp suất bề mặt x_5 [hPa]) cũng được đánh giá dựa trên kinh nghiệm từ cách tiếp cận của mô hình hồi quy tuyến tính đa biến như ở nghiên cứu [49]. Như vậy, kết quả từ quá trình hồi quy đã đạt được với phương trình là $y = 191,17 + 11,31x_1 + 3,21x_2 + 0,01x_3 + 3,13x_4 - 17,55x_5$ cùng với một hệ số tương quan Pearson khá tốt $R = 0,91$ (hệ số $R^2 = 0,82$). Từ kết quả hồi quy trên có thể thấy rằng nhiệt độ, vận tốc gió, lượng mưa và độ ẩm tương đối là các yếu tố có tương quan thuận đến sự gia tăng nồng độ PM_{2.5} ở tỉnh Bình Dương, trong khi áp suất bề mặt có tương quan nghịch đến sự giảm thiểu mức nồng độ PM_{2.5} với mức độ giải thích được lên đến hơn 80%. Khi xem xét sự nhạy cảm của từng yếu tố như tăng nhiệt độ lên 1°C hoặc vận tốc gió lên

1 m/s hoặc lượng mưa lên 1 mm hoặc độ ẩm tương đối lên 1% và giữ nguyên các yếu tố khác không thay đổi thì mức nồng độ PM_{2.5} có thể tăng thêm lần lượt 11,31 µg/m³; 3,21 µg/m³; 0,01 µg/m³ và 3,13 µg/m³. Ngược lại, khi tăng áp suất bề mặt lên 1 hPa và giữ nguyên không đổi các yếu tố khác thì mức nồng độ PM_{2.5} sẽ giảm khoảng 17,55 µg/m³.

3.2. Kết quả đánh giá mức độ tác động đến sức khỏe dựa theo QCVN

Từ những kết quả ước tính mức nồng độ PM_{2.5} trung bình hàng ngày và ngưỡng GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT, tổng hợp những ảnh hưởng sức khỏe ngắn hạn do tử vong sớm ước tính là 0,048 (95% CI: 0,027; 0,068) ca; do nhập viện điều trị nội trú là 471,781 (95% CI: -206,018; 1.095,415) ca và do thăm khám cấp cứu là 806,552 (95% CI: -200,513; 1.714,898) ca. Bảng 6 bên dưới tổng hợp chi tiết kết quả ước tính các nhóm thiệt hại sức khỏe do phơi nhiễm PM_{2.5}. Từ đó cho thấy rằng khu vực có tổng số ca thiệt hại sức khỏe lớn nhất ở cả ba nhóm loại hình thiệt hại là TP. Thuận An, với thiệt hại gây ra do tử vong sớm được ước tính là 0,014 (95% CI: 0,008; 0,020) ca, chiếm đến 29,17% trên tổng số ca thiệt hại nhóm (1); trong khi đó, thiệt hại do phải nhập viện điều trị nội trú là 137,599 (95% CI: -60,248; 319,313) ca, chiếm 29,19% trên tổng số ca thiệt hại nhóm (2); và thiệt hại do khám cấp cứu là 234,893 (95% CI: -58,735; 498,978) ca, chiếm 29,12% trên tổng số ca thiệt hại nhóm (3) của toàn tỉnh. Có thể nói, TP. Thuận An tuy chỉ chiếm 24,57% về tổng dân số nhưng lại chiếm gần 1/3 tổng thiệt hại về sức khỏe trên toàn bộ tỉnh Bình Dương. Đây cũng là địa phương có nồng độ PM_{2.5} cao nhất của tỉnh Bình Dương. Ngoài ra, huyện Phú Giáo cũng là khu vực có tổng thiệt hại về sức khỏe thấp nhất, với tổng số ca do tử vong sớm ước tính là 0,001 (95% CI: 0,000; 0,001) ca; số ca do phải nhập viện điều trị nội trú là 6,643 (95% CI: -2,861; 15,465) ca và tổng số ca do thăm khám cấp cứu là 11,438 (95% CI: -2,761; 24,423) ca.

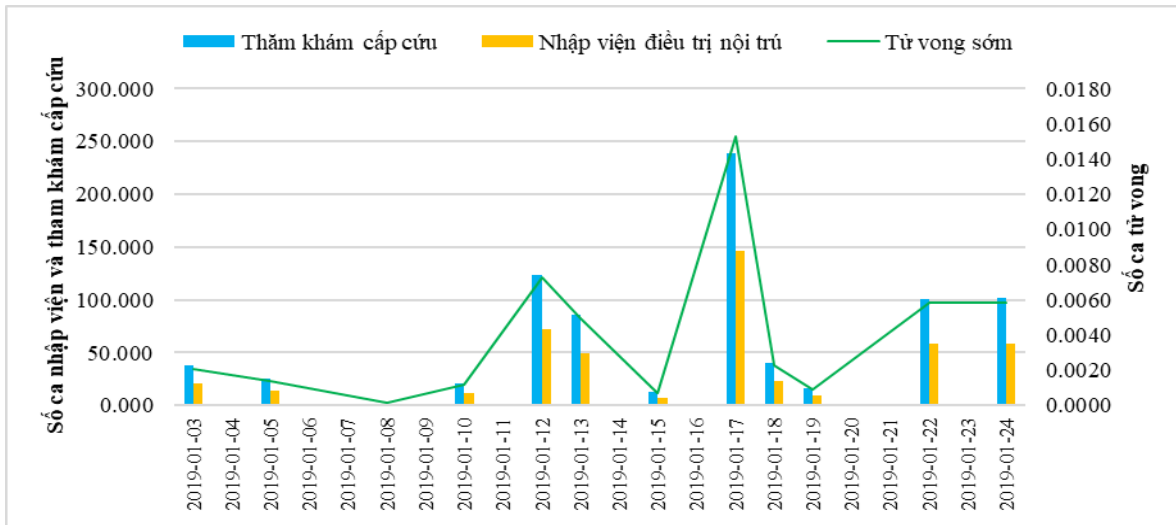
Bảng 6. Tổng hợp kết quả ước tính thiệt hại sức khỏe do tiếp xúc PM_{2.5} tại tỉnh Bình Dương theo QCVN 05:2013/BTNMT.

Huyện/Tx/TP	Số trường hợp thiệt hại sức khỏe (với 95% CI)		
	Nhóm tử vong sớm	Nhóm nhập viện điều trị nội trú	Nhóm thăm khám cấp cứu
Bàu Bàng	0,001 (0,001; 0,001)	10,206 (-4,392; 23,765)	17,582 (-4,235; 37,547)
Bến Cát	0,005 (0,003; 0,008)	53,22 (-23,137; 123,689)	91,219 (-22,457; 194,289)
Bắc Tân Uyên	0,001 (0,001; 0,001)	9,516 (-4,13; 22,122)	16,322 (-4,005; 34,771)
Dầu Tiếng	0,001 (0,001; 0,002)	13,406 (-5,754; 31,233)	23,128 (-5,538; 49,433)
Dĩ An	0,011 (0,007; 0,016)	113,127 (-49,567; 262,483)	193,038 (-48,343; 409,951)
Phú Giáo	0,001 (0,000; 0,001)	6,643 (-2,861; 15,465)	11,438 (-2,761; 24,423)
Thuận An	0,014 (0,008; 0,020)	137,599 (-60,248; 319,313)	234,893 (-58,735; 498,978)
Thủ Dầu Một	0,007 (0,004; 0,009)	65,278 (-28,56; 151,508)	111,481 (-27,83; 236,873)
Tân Uyên	0,006 (0,004; 0,009)	62,785 (-27,369; 145,836)	107,45 (-26,609; 228,632)
Tổng cộng	0,048 (0,027; 0,068)	471,781 (-206,018; 1095,415)	806,552 (-200,513; 1714,898)

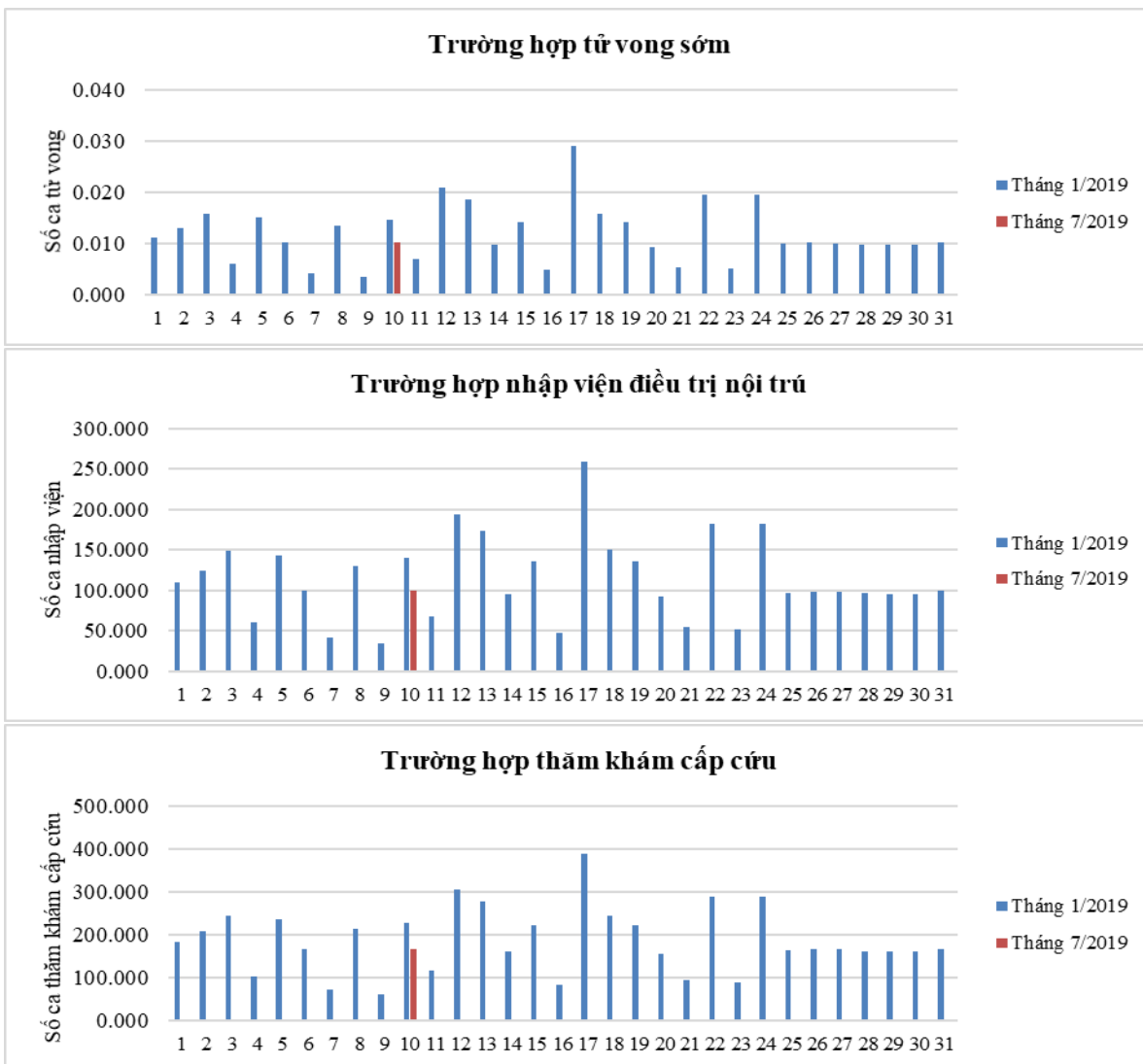
3.3. Kết quả đánh giá mức độ tác động đến sức khỏe dựa theo Hướng dẫn của WHO

Khi dựa trên ngưỡng GHCP cho phép theo Hướng dẫn của WHO năm 2021 (25 µg/m³), mức độ tác động sức khỏe đã tăng đáng kể đối với các nhóm thiệt hại trên địa bàn tỉnh. Điển hình, trong tháng 1/2019 thiệt hại lần lượt do số trường hợp tử vong sớm ước tính là 0,369 (95% CI: 0,211; 0,527) ca, do nhập viện điều trị nội trú là 3.529,002 (95% CI: -1.649,232; 8.081,879) ca, do khám cấp cứu là 5.812,364 (95% CI: -1.671,629; 12.089,801) ca. So với khi đánh giá dựa trên QCVN, mức thiệt hại do tử vong sớm đã tăng gấp 7,7 lần, do nhập viện điều trị nội trú đã tăng lên hơn 7,5 lần và do thăm khám cấp cứu đã tăng gấp 7,2 lần. Hình 5 bên dưới thể hiện tổng số các trường hợp bị tác động sức khỏe theo các nhóm thiệt hại xảy ra hàng ngày do ô nhiễm PM_{2.5} trong tháng 1/2019. Nhìn chung, TP. Thuận An vẫn là khu vực có tổng thiệt hại sức khỏe lớn nhất. Cụ thể, với số ca tử vong sớm ước tính là 0,096 (95% CI: 0,055; 0,137) ca, chiếm đến 26,02% trên tổng số ca thiệt hại nhóm (1); số ca do nhập viện điều trị nội trú là 913,024 (95% CI: -429,67; 2.088,037) ca, chiếm 25,87% trên tổng số ca thiệt hại nhóm

(2); số ca do thăm khám cấp cứu là 1.549,724 (95% CI: -399,152; 3.170,958) ca, chiếm 26,67% trên tổng số ca thiệt hại nhóm (3).



Hình 5. Số trường hợp bị tác động sức khỏe (theo từng nhóm thiệt hại) do phơi nhiễm ngắn hạn PM_{2.5} trong tháng 1/2019 tại khu vực nghiên cứu.



Hình 6. Tổng số trường hợp bị ảnh hưởng hàng ngày (theo từng nhóm thiệt hại) do phơi nhiễm ngắn hạn PM_{2.5} trong tháng 1 và 7/2019 tại khu vực nghiên cứu.

Đối với tháng 7/2019, do mức nồng độ PM_{2.5} đã giảm đáng kể nên tổng mức thiệt hại sức khỏe ước tính cũng có xu hướng giảm so với tháng 1/2019 (Hình 6). Cụ thể, tổng số trường hợp bị tác động trên cả ba nhóm thiệt hại lần lượt là 0,01 (95% CI: 0,006; 0,015) ca do tử vong sớm; 99,314 (95% CI: -44,169; 229,591) ca do nhập viện điều trị nội trú, và 167,797 (95% CI: -43,454; 353,572) ca do thăm khám cấp cứu. Như vậy, khi so sánh với tháng 1/2019, tổng số ca đã giảm 37 lần đối với nhóm (1), giảm đến 36 lần đối với nhóm (2) và giảm 35 lần đối với nhóm (3). Đặc biệt, TP. Thuận An vẫn là khu vực chịu ảnh hưởng sức khỏe lớn nhất với lần lượt thiệt hại gây ra do tử vong sớm là 0,003 (95% CI: 0,001; 0,004) ca, do nhập viện điều trị nội trú là 25,304 (95% CI: -11,298; 58,450) ca, do thăm khám cấp cứu là 42,659 (95% CI: -11,141; 89,765) ca. Huyện Bắc Tân Uyên vẫn là địa phương bị tác động ít nhất về sức khỏe, với chỉ 0,0003 (95% CI: 0,0001; 0,0004) ca do tử vong sớm; 2,524 (95% CI: -1,113; 5,846) ca do nhập viện điều trị nội trú và 4,285 (95% CI: -1,090; 9,054) ca do thăm khám cấp cứu.

4. Kết luận

Nhìn chung, các kết quả của nghiên cứu này đã sơ bộ phát triển được một khung nghiên cứu thích hợp cho địa bàn tỉnh Bình Dương, khi thực hiện mô phỏng để đánh giá sự phân bố ô nhiễm theo không gian và thời gian nồng độ PM_{2.5} bằng hệ thống mô hình WRF/CMAQ. Mức độ ô nhiễm PM_{2.5} cao chủ yếu xảy ra trong tháng 1/2019 với mức thay đổi nồng độ PM_{2.5} trung bình hàng ngày dao động từ 22,967 đến 80,911 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Đồng thời, những kết quả lượng hóa những thiệt hại sức khỏe cộng đồng cấp tính cũng cho thấy mức độ ô nhiễm PM_{2.5} trên địa bàn tỉnh đã gây ra khoảng 0,048 ca tử vong sớm, 472 ca nhập viện điều trị nội trú và 807 ca thăm khám cấp cứu đối với ngưỡng GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT. Tuy nhiên, mức độ thiệt hại đã tăng vượt trội khi áp dụng ngưỡng GHCP theo Hướng dẫn của WHO năm 2021 với số trường hợp lên đến 0,371 ca tử vong sớm, 3.628 ca nhập viện điều trị nội trú và 5.980 ca phải thăm khám cấp cứu. Như vậy, nghiên cứu đã được triển khai và giải quyết được cơ bản các mục tiêu đã nêu ra; kết quả nghiên cứu này cũng được xem là một cơ sở khoa học sơ khởi để phát triển hơn nữa những tính toán định lượng cụ thể về mức độ tác động đến kinh tế (quy đổi được thành các mức tiền tệ). Để dựa trên đó có thể phát triển các giải pháp kiểm soát ô nhiễm PM_{2.5} cho địa phương; hỗ trợ các nhà quản lý môi trường trong việc quản lý CLKK hiệu quả và tiến tới xây dựng một Kế hoạch hành động không khí sạch ở quy mô cấp tỉnh.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu, vạch ra sơ đồ viết bản nháp, chỉnh sửa bản thảo: B.T.L., N.H.P.; Xử lý số liệu, chạy mô hình WRF/CMAQ, chạy mô phỏng tác động sức khỏe: L.T.N.; Xử lý GIS, viết bản thảo: L.T.N., N.H.P.

Lời cảm ơn: Nhóm tác giả xin bày tỏ sự cảm ơn chân thành tới Phòng Thí nghiệm Mô hình hóa Môi trường thuộc Khoa Môi trường và Tài nguyên, Phòng Thí nghiệm Trọng điểm Quốc gia Điều khiển số và Kỹ thuật hệ thống (DCSELab), Đại học Bách Khoa – Đại học Quốc Gia Tp. HCM.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Loan, T.T. Policy on Management and Control of Urban Air Quality. *Policy Bull. Nat. Resour. Environ. Sustain. Dev.* **2017**, *24*, 6–8.
2. Thang, N.T. Breakthrough reform in air environment policy is needed. *Policy Bull. Nat. Resour. Environ. Sustain. Dev.* **2017**, *24*, 3–5.
3. Thuy, N.T.T.; Dung, N.T.; Sekiguchi, K.; Thuy, L.B.; Hien, N.T.T.; Yamaguchi, R. Mass concentrations and Carbonaceous compositions of PM_{0.1}, PM_{2.5}, and PM₁₀ at urban locations in Hanoi, Vietnam. *Aerosol Air Qual. Res.* **2018**, *18*(7), 1591–1605.

4. Orru, H.; Ebi, K.L.; Forsberg, B. The interplay of climate change and air pollution on health. *Curr. Environ. Heal. Reports*. **2017**, 4(4), 504–513.
5. Gautam, D.; Bolia, N.B. Air pollution: impact and interventions. *Air Qual. Atmos. Heal.* **2020**, 13(2), 209–223.
6. Gold, D.R.; Samet, J.M. Air pollution, climate, and heart disease. *Circulation* **2013**, 128(21), 411–414.
7. Lin, R.S. et al. Role of urbanization and air pollution in adolescent asthma: a mass screening in Taiwan. *J. Formos. Med. Assoc.* **2001**, 100(10), 649–655.
8. WHO. How air pollution is destroying our health. World Health Organization, 2018.
9. Nhung, N.T.T.; Schindler, C.; Dien, T.M.; Probst-Hensch, N.; Künzli, N. Association of ambient air pollution with lengths of hospital stay for hanoi children with acute lower-respiratory infection, 2007–2016. *Environ. Pollut.* **2019**, 247, 752–762.
10. Nhung, N.T.T.; Schindler, C.; Dien, T.M.; Probst-Hensch, N.; Perez, L.; Künzli, N. Acute effects of ambient air pollution on lower respiratory infections in Hanoi children: An eight-year time series study. *Environ. Int.* **2018**, 110, 139–148.
11. Nhung, N.T.T. et al. Exposure to air pollution and risk of hospitalization for cardiovascular diseases amongst Vietnamese adults: Case-crossover study. *Sci. Total. Environ.* **2020**, 703(1), 134637.
12. Nhung, N.T.T. et al. Mortality Burden due to Exposure to Outdoor Fine Particulate Matter in Hanoi, Vietnam: Health Impact Assessment. *Int. J. Public Health.* **2022**, 67.
13. Health Effects Institute. State of Global Air. Data Source: Global Burden of Disease Study 2019. IHME, 2020.
14. Zhou, M. et al. Cause-specific mortality for 240 causes in China during 1990 – 2013: a systematic subnational analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *Lancet* **2016**, 387(10015), 251–272.
15. Di, Q. et al. Air Pollution and Mortality in the Medicare Population. *N. Engl. J. Med.* **2017**, 376(26), 2513–2522.
16. Di, Q. et al. Association of Short-term Exposure to Air Pollution With Mortality in Older Adults. *JAMA*, **2017**, 318(24), 2446–2456.
17. Wei, Y. et al. Causal Effects of Air Pollution on Mortality Rate in Massachusetts. *Am. J. Epidemiol.* **2020**, 189(11), 1316–1323.
18. Singh, R. et al. The relationship between biomarkers of oxidative DNA damage, polycyclic aromatic hydrocarbon DNA adducts, antioxidant status and genetic susceptibility following exposure to environmental air pollution in humans. *Mutat. Res. Mol. Mech. Mutagen.* **2007**, 620(1), 83–92.
19. Demetriou, C.A. et al. Biomarkers of ambient air pollution and lung cancer: a systematic review. *Occup. Environ. Med.* **2012**, 69(9), 619–627.
20. Dockery, D.W. et al. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *N. Engl. J. Med.* **1993**, 329(24), 1753–1759.
21. Dominici, F.; McDermott, A.; Daniels, M.; Zeger, S.L.; Samet, J.M. Revised Analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study: Mortality Among Residents of 90 Cities. *J. Toxicol. Environ. Heal. Part A.* **2005**, 68(13–14), 1071–1092.
22. Krewski, D. et al. Overview of the Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *J. Toxicol. Environ. Heal. Part A.* **2003**, 66(16–19), 1507–1552.
23. Laden, F.; Schwartz, J.; Speizer, F.E.; Dockery, D.W. Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* **2006**, 173(6), 667–672.
24. Katsouyanni, K. Aphea Project: Air Pollution and Health: A European Approach. *Epidemiology.* **2006**, 17(6).
25. Chen, L. et al. Assessment of population exposure to PM_{2.5} for mortality in China and its public health benefit based on BenMAP. *Environ. Pollut.* **2017**, 221, 311–317.

26. Chen, L. et al. Quantifying public health benefits of environmental strategy of PM_{2.5} air quality management in Beijing–Tianjin–Hebei region, China. *J. Environ. Sci. (China)*. **2017**, *57*, 33–40.
27. Andreão, W.L.; Albuquerque, T.T.A.; Kumar, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmos. Environ.* **2018**, *194*, 71–81.
28. Ansari, M.; Ehrampoush, M.H. Meteorological correlates and AirQ+ health risk assessment of ambient fine particulate matter in Tehran, Iran. *Environ. Res.* **2019**, *170*, 141–150.
29. Hadei, M. et al. Burden of mortality attributed to PM_{2.5} exposure in cities of Iran; contribution of short-term pollution peaks. *Atmos. Environ.* **2020**, 224117365, 2020.
30. Yarahmadi, M. et al. Mortality assessment attributed to long-term exposure to fine particles in ambient air of the megacity of Tehran, Iran. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25(14)*, 14254–14262.
31. Altieri, K.E.; Keen, S.L. Public health benefits of reducing exposure to ambient fine particulate matter in South Africa. *Sci. Total Environ.* **2019**, *684*, 610–620.
32. Mirzaei, A.; Tahiri, H.; Khorsandi, B. Comparison between AirQ+ and BenMAP-CE in estimating the health benefits of PM_{2.5} reduction. *Air Qual. Atmos. Heal.* **2021**, *14(6)*, 807–815.
33. US EPA. BENMAP-CE user manual. *US EPA*, 2018.
34. Sacks, J.D.; Fann, N.; Gumy, S.; Kim, I.; Ruggeri, G.; Mudu, P. Quantifying the Public Health Benefits of Reducing Air Pollution: Critically Assessing the Features and Capabilities of WHO’s AirQ+ and U.S. EPA’s Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMAP - CE). *Atmosphere (Basel)*. **2020**, *11(5)*, 1–15.
35. Khue, V.H.N.; Dung, H.M.; Tam, N.T.; Hang, N.T.T.; Bang, H.Q. Inventory and mapping the air emissions from transportation activities in Ho Chi Minh city. *Sci. Technol. Dev. J. - Nat. Sci.* **2019**, *3(2)*, 100–114.
36. Bang, H.Q.; Khue, V.H.N.; Tam, N.T.; Hang, N.T.T.; Huong, L.T.V. Method of developing local air quality management plan in current conditions. *Environ. Mag.* **2021**, *1(3)*, 15–20.
37. Nhung, N.T.T. The connection between air pollution and health. *Policy Bull. Nat. Resour. - Environ. - Sustain. Dev.* **2017**, *24*, 26–28.
38. Wang, J.; Zhang, L.; Niu, X.; Liu, Z. Effects of PM_{2.5} on health and economic loss: Evidence from Beijing-Tianjin-Hebei region of China. *J. Clean. Prod.* **2020**, *257*, 120605.
39. Fu, X. et al. The economic loss of health effect damages from PM_{2.5} pollution in the Central Plains Urban Agglomeration. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, *27(20)*, 25434–25449.
40. Vu, H.N.K. et al. Poor air quality and its association with mortality in Ho Chi Minh city: Case study. *Atmosphere* **2020**, *11(7)*, 1–20.
41. Vien, N.T. et al. PM_{2.5} increased respiratory mortality in Ho Chi Minh city: A multi-source data study. *J. Med. Res. Hanoi Med. Univ.* **2021**, *142(6)*, 108–118.
42. Saisho, T. Promotion of Smart Community Strategy in Vietnam’s Binh Duong Province. M. Ergen, Ed. Rijeka: IntechOpen, **2018**, Ch. 7.
43. Binh Duong CEM. Report on the current state of air environment in Binh Duong province in 2018, Thu Dau Mot City, 2019.
44. GSO. National Statistical Yearbook 2019. Statistical Publishing House, Vietnam, Ha Noi Capital, 2019.
45. Binh Duong Statistical Office. Statistical Yearbook of Binh Duong Province in 2020, Thu Dau Mot City, 2021.

46. Department of Statistics Ho Chi Minh City. The Economic of Ho Chi Minh City and Key Economic Region of South Vietnam, Ho Chi Minh City, 2019.
47. Binh Duong CEM. Report on the current state of air environment in Binh Duong province in 2019, Thu Dau Mot City, 2020.
48. Bui, L.T.; Nguyen, P.H.; My Nguyen, D.C. Linking air quality, health, and economic effect models for use in air pollution epidemiology studies with uncertain factors. *Atmos. Pollut. Res.* **2021**, *12*(7), 101118.
49. Bui, L.T.; Nguyen, P.H. Ground-level ozone in the Mekong Delta region: precursors, meteorological factors, and regional transport. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2022**.
50. Bui, L.T.; Nguyen, P.H. Evaluation of the annual economic costs associated with PM_{2.5} based health damage – a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Air Qual. Atmos. Heal.* **2022**.
51. Uyen, L.K.; Phong, N.H.; Long, B.T. Risk assessment of hospital admission due to all-cause respiratory and cardiovascular diseases attributed to ground-level O₃ short-term exposure in Dong Nai Province. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *742*, 1–18.
52. Nguyen, D.C.M.; Nguyen, P.H.; Bui, L.T. Application of WRF/CMAQ for PM₁₀ simulation from road traffic in Ho Chi Minh city. *VN J. Hydrometeorol.* **2021**, *724*(4), 30–45.
53. Saha, S. et al. The NCEP climate forecast system version 2. *J. Clim.* **2014**, *27*(6), 2185–2208.
54. Emmons, L.K. et al. Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *Geosci. Model Dev.* **2010**, *3*(1), 43–67.
55. Yarwood, G.; Jung, J.; Whitten, G.Z.; Heo, G.; Mellberg, J.; Estes, M. Updates to the Carbon Bond Mechanism for Version 6 (CB6). Present. 9th Annu. C. Conf. Chapel Hill, NC, Oct. 11-13. **2010**, *6*(415), 1–4.
56. Emery, C.; Jung, J.; Koo, B.; Yarwood, G. Final report: Improvements to CAMx Snow Cover Treatments and Carbon Bond Chemical Mechanism for Winter Ozone Novato, California, USA, 2015. Available Online: http://www.camx.com/files/udaq_snowchem_final_6aug15.pdf.
57. Luecken, D.J.; Yarwood, G.; Hutzell, W.T. Multipollutant modeling of ozone, reactive nitrogen and HAPs across the continental US with CMAQ-CB6. *Atmos. Environ.* **2019**, *201*, 62–72.
58. Tang, Y. et al. Comparison of chemical lateral boundary conditions for air quality predictions over the contiguous United States during pollutant intrusion events. *Atmos. Chem. Phys.* **2021**, *21*(4), 2527–2550.
59. Granier, C. et al. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service global and regional emissions (April 2019 version), 1–55, 2019.
60. Jiang, F. et al. An ozone episode in the Pearl River Delta: Field observation and model simulation. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2010**, *115*.
61. Liu, H.; Wang, X.; Zhang, J.; He, K.; Wu, Y.; Xu, J. Emission controls and changes in air quality in Guangzhou during the Asian Games. *Atmos. Environ.* **2013**, *76*, 81–93.
62. Wang, N. et al. Assessment of regional air quality resulting from emission control in the Pearl River Delta region, southern China. *Sci. Total Environ.* **2016**, *573*, 1554–1565.
63. Morris, R.E.; Mc Nally, D.E.; Tesche, T.W.; Tonnesen, G.; Boylan, J.W.; Brewer, P. Preliminary evaluation of the community multiscale air quality model for 2002 over the Southeastern United States. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **2005**, *55*(11), 1694–1708.
64. Eder, B.; Yu, S. A performance evaluation of the 2004 release of Models-3 CMAQ. *Atmos. Environ.* **2006**, *40*(26), 4811–4824.
65. Xue, T. et al. Rapid improvement of PM_{2.5} pollution and associated health benefits in China during 2013–2017. *Sci. China Earth Sci.* **2019**, *62*(12), 1847–1856.

66. Wang, F. et al. Policy-driven changes in the health risk of PM_{2.5} and O₃ exposure in China during 2013–2018. *Sci. Total Environ.* **2021**, 757, 143775.
67. Lelieveld, J.; Evans, J.S.; Fnais, M.; Giannadaki, D.; Pozzer, A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* **2015**, 525(7569), 367–371.
68. Shang, Y. et al. Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality. *Environ. Int.* **2013**, 54, 100–111.
69. Ministry of Health. The Health Statistics Yearbook 2018, Ha Noi Capital, 2019.
70. WHO. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), Ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. 2021.
71. ICD-10. International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems 10th Revision, 2016. Available online: <http://apps.who.int/classifications/icd10/browse/%0A2016/en>.
72. Sui, X. et al. The short-term effect of PM_{2.5}/O₃ on daily mortality from 2013 to 2018 in Hefei, China. *Environ. Geochem. Health.* **2021**, 43(1), 153–169.
73. Cai, J. et al. Association between PM_{2.5} exposure and all-cause, non-accidental, accidental, different respiratory diseases, sex and age mortality in Shenzhen, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* **2019**, 16(3).
74. Kan, H. et al. Differentiating the effects of fine and coarse particles on daily mortality in Shanghai, China. *Environ. Int.* **2007**, 33(3), 376–384.
75. Huang, W. et al. Seasonal variation of chemical species associated with short-term mortality effects of PM_{2.5} in Xi'an, a central city in China. *Am. J. Epidemiol.* **2012**, 175(6), 556–566.
76. Orellano, P.; Reynoso, J.; Quaranta, N.; Bardach, A.; Ciapponi, A. Short-term exposure to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}), nitrogen dioxide (NO₂), and ozone (O₃) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. *Environ. Int.* **2020**, 142, 105876.
77. Nascimento, A.P.; Santos, J.M.; Mill, J.G.; de Souza, J.B.; Júnior, N.C.R.; Reisen, V.A. Association between the concentration of fine particles in the atmosphere and acute respiratory diseases in children. *Rev. Saude Publica.* **2017**, 51(1), 1–10.
78. Chen, C. et al. Short-term exposures to PM_{2.5} and cause-specific mortality of cardiovascular health in China. *Environ. Res.* **2018**, 161(7), 188–194.
79. Qu, Y. et al. Short-term effects of fine particulate matter on non-accidental and circulatory diseases mortality: A time series study among the elder in Changchun. *PLoS One.* **2018**, 13(12), 1–12.
80. Ferreira, T.M.; Forti, M.C.; de Freitas, C.U.; Nascimento, F.P.; Junger, W.L.; Gouveia, N. Effects of particulate matter and its chemical constituents on elderly hospital admissions due to circulatory and respiratory diseases. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* **2016**, 13(10), 1–11.
81. Madaniyazi, L.; Nagashima, T.; Guo, Y.; Pan, X.; Tong, S. Projecting ozone-related mortality in East China. *Environ. Int.* **2016**, 92–93, 165–172.
82. Pothirat, C. et al. Acute effects of air pollutants on daily mortality and hospitalizations due to cardiovascular and respiratory diseases. *J. Thorac. Dis.* **2019**, 11(7), 3070–3083.
83. GSO. Completed results of the 2019 Vietnam population and housing census, Ha Noi Capital, 2020.

Assessment of public health impacts associated with short-term PM_{2.5} pollution exposure: A case study in Binh Duong province, Vietnam

Le Tuyen Ngoc^{1,2}, Nguyen Chau My Duyen^{1,2}, Nguyen Hoang Phong^{1,2}, Bui Ta Long^{1,2*}

¹ Ho Chi Minh City University of Technology; ngoc.le15@hcmut.edu.vn;
nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphong@dcselab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

² Vietnam National University Ho Chi Minh City; ngoc.le15@hcmut.edu.vn;
nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphong@dcselab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

Abstract: Binh Duong province plays an essential role in an overall development strategy and is an economic-social, political, cultural, and educational center in Vietnam. Along with the outstanding economic development, Binh Duong province has been facing air quality deterioration issues, especially PM_{2.5} pollution. This study aims to assess the acute public health impacts of PM_{2.5} exposure throughout January 2019 and July 2019. To estimate PM_{2.5} distributions, a model system including the Weather Research and Forecast (WRF) combined with the Community Multiscale Air Quality Modeling System (CMAQ) and health impact models are applied for quantitative analysis and assessment. The outcomes reported that the total number of cases could be up to 3,628 hospitalizations for inpatient treatment and 5,980 emergency visits. Furthermore, the research framework can be applied to various other localities in Vietnam to assess the effect of PM_{2.5} pollution. Simultaneously, this is also a preliminary scientific basis for environmental managers to propose measures of PM_{2.5} pollution control and develop a clean air action plan to minimize negative impacts on public health and obtain economic benefits for sustainable development goals towards 2030.

Keywords: Binh Duong province; Pollution control; PM_{2.5}; Short-term impacts; WRF/CMAQ.

Bài báo khoa học

Đặc điểm và ảnh hưởng của nghịch nhiệt đến nồng độ bụi mịn (PM_{2.5}) tại thành phố Hồ Chí Minh

Nguyễn Thị Tuyết Nam^{1*}, Nguyễn Ngọc Trinh², Nguyễn Thị Minh Thu¹, Phạm Thế Bảo³

¹ Khoa Môi trường, Trường Đại học Sài Gòn; ntnam@sgu.edu.vn; ntmthu@sgu.edu.vn

² Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường TP. HCM; trinhnn@hcmunre.edu.vn

³ Khoa Công nghệ Thông tin, Trường Đại học Sài Gòn; ptbao@sgu.edu.vn

*Tác giả liên hệ: ntnam@sgu.edu.vn; Tel.: +84-779534930

Ban Biên tập nhận bài: 15/1/2023; Ngày phản biện xong: 23/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Nghịch nhiệt là hiện tượng nhiệt độ không khí ở tầng đối lưu tăng theo chiều cao và thường xảy ra trong điều kiện khí quyển ổn định. Sự nghịch nhiệt hạn chế sự phân tán và góp phần làm tăng nồng độ của các chất ô nhiễm không khí. Nghiên cứu này nhằm tìm hiểu đặc điểm và ảnh hưởng của nghịch nhiệt đến nồng độ bụi mịn PM_{2.5} dựa vào dữ liệu thám không và dữ liệu quan trắc nồng độ PM_{2.5} tại thành phố Hồ Chí Minh giai đoạn năm 2019–2020. Kết quả nghiên cứu cho thấy khí quyển có xu hướng ổn định hơn và cường độ của nghịch nhiệt cũng cao hơn vào buổi sáng của mùa khô và buổi tối của mùa mưa. Cường độ nghịch nhiệt lớn có thể làm hạn chế sự xáo trộn và phân tán của bụi mịn PM_{2.5}, từ đó làm gia tăng nồng độ PM_{2.5} tại lớp khí quyển gần mặt đất. Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy có sự gia tăng nồng độ PM_{2.5} vào những ngày xảy ra nghịch nhiệt do sự phân tán của PM_{2.5} trong không khí suy giảm, từ đó làm tăng nồng độ của PM_{2.5}. Ngược lại, vào những ngày không xảy ra nghịch nhiệt, nồng độ PM_{2.5} trong không khí có xu hướng giảm vì khả năng phân tán của PM_{2.5} được cải thiện.

Từ khóa: Nghịch nhiệt; Ổn định khí quyển; PM_{2.5}; Bụi mịn.

1. Đặt vấn đề

Ô nhiễm không khí có thể ảnh hưởng xấu đến sức khỏe con người [1]. Phơi nhiễm với PM_{2.5} (bụi có kích thước hạt nhỏ hơn 2,5 μm) có thể làm tăng nguy cơ nhiễm các bệnh về đường hô hấp vì PM_{2.5} có thể đi sâu vào hệ hô hấp của con người, ví dụ phế nang [2]. Nồng độ của PM_{2.5} trong môi trường không khí có thể bị tác động bởi nhiều yếu tố khí tượng, bao gồm vận tốc gió, lượng mưa, nhiệt độ không khí, và hiện tượng nghịch nhiệt của khí quyển.

Nghịch nhiệt là hiện tượng nhiệt độ không khí ở tầng đối lưu tăng theo chiều cao của tầng khí quyển [3] và thường xảy ra trong điều kiện khí quyển ổn định. Sự nghịch nhiệt có thể được phân loại thành nghịch nhiệt mặt đất (*radiation inversion*) và nghịch nhiệt lắng chìm (*subsidence inversion*). Hiện tượng nghịch nhiệt mặt đất, còn được gọi là nghịch nhiệt bề mặt, xảy ra chủ yếu vào ban đêm [4] khi nhiệt độ tại mặt đất thấp hơn nhiệt độ tại lớp không khí phía trên. Hiện tượng nghịch nhiệt lắng chìm hình thành khi có sự lắng chìm của khối không khí. Sau đó, khối khí này bị nén lại và có nhiệt độ cao hơn lớp không khí bên dưới do sự gia tăng áp suất khí quyển [3]. Hiện tượng nghịch nhiệt hạn chế sự phân tán của các chất ô nhiễm không khí, từ đó làm tăng mức độ ô nhiễm không khí [5]. Kết quả một số nghiên cứu trước đây đã cho thấy nồng độ ô nhiễm PM_{2.5} có liên quan đến hiện tượng nghịch nhiệt

[6–11]. Chẳng hạn như nồng độ của một số chất ô nhiễm không khí, bao gồm CO, NO₂, SO₂, và bụi mịn PM_{2.5}, gia tăng khi xảy ra hiện tượng nghịch nhiệt tại thành phố Hà Nội [6].

Trong số các chất gây ô nhiễm không khí nêu trên, PM_{2.5} (bụi mịn có đường kính nhỏ hơn 2,5 μm) là chất ô nhiễm được quan trắc thường xuyên hơn vì các hóa chất có hại cho sức khỏe con người (ví dụ: kim loại, ion và hợp chất hữu cơ như hydrocarbon thơm đa vòng) có thể được hấp thụ và hấp phụ vào PM_{2.5} [1]. Ngoài ra, vì PM_{2.5} có kích thước nhỏ nên chất ô nhiễm này có thể xâm nhập sâu vào hệ thống hô hấp của con người thông qua hoạt động hít thở và gây ra một số bệnh như bệnh phổi, hen suyễn và suy hô hấp cấp tính. Vì vậy, cần phải tìm hiểu về các yếu tố có thể ảnh hưởng đến mức độ ô nhiễm PM_{2.5}, bao gồm nguồn thải, và tải lượng phát thải, điều kiện khí tượng để có thể hạn chế sự ô nhiễm PM_{2.5}.

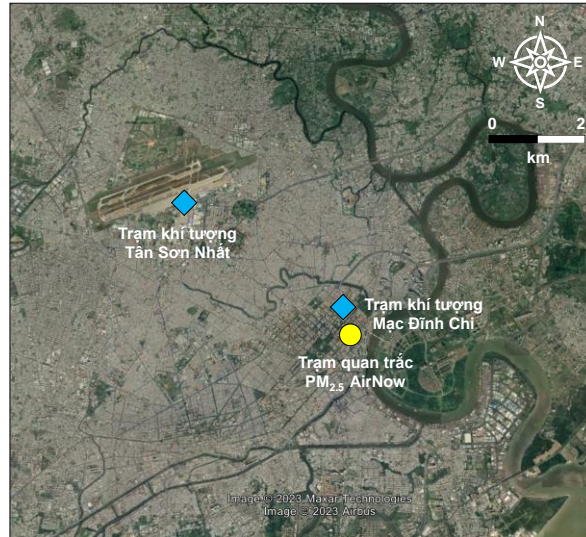
Thành phố Hồ Chí Minh có khí hậu nhiệt đới gió mùa với hai mùa rõ rệt, bao gồm mùa khô kéo dài từ tháng 12 đến tháng 4 năm sau và mùa mưa từ tháng 5 đến tháng 11. Tại thành phố Hồ Chí Minh, các chất ô nhiễm không khí (ví dụ như PM_{2.5}, PM₁₀ (bụi có kích thước hạt nhỏ hơn 10 μm), SO₂, NO_x và CO) chủ yếu được phát khí từ hoạt động giao thông, hoạt động công nghiệp, công trường xây dựng, và nấu nướng hộ gia đình [12–14]. Hầu hết các nghiên cứu trước đây về ô nhiễm PM_{2.5} tại thành phố Hồ Chí Minh chủ yếu tập trung vào đánh giá diễn biến nồng độ PM_{2.5} theo thời gian, đánh giá sự ảnh hưởng của một số yếu tố khí tượng (ví dụ: nhiệt độ không khí, vận tốc gió, lượng mưa) đến nồng độ PM_{2.5}, và tính toán kiểm kê các nguồn phát thải PM_{2.5}. Bên cạnh đó, sự ổn định của khí quyển và hiện tượng nghịch nhiệt cũng có thể góp phần làm gia tăng nồng độ PM_{2.5} trong môi trường không khí [6–11]. Tuy nhiên, thông tin về sự nghịch nhiệt và mối liên hệ giữa hiện tượng này với sự ô nhiễm không khí tại thành phố Hồ Chí Minh vẫn còn khá hạn chế. Chính vì vậy, nghiên cứu này bước đầu tìm hiểu đặc điểm của hiện tượng nghịch nhiệt và mối tương quan giữa hiện tượng này và nồng độ PM_{2.5} trong mùa khô và mùa mưa tại thành phố Hồ Chí Minh. Kết quả của nghiên cứu có thể là cơ sở để đề xuất các giải pháp hạn chế sự ô nhiễm của PM_{2.5} tại thành phố Hồ Chí Minh.

2. Phương pháp nghiên cứu và cơ sở dữ liệu

2.1. Phương pháp thu thập dữ liệu

Để xác định sự nghịch nhiệt tại thành phố Hồ Chí Minh, dữ liệu thám không (*atmospheric sounding*), bao gồm dữ liệu về điều kiện khí tượng tại các độ cao khí quyển từ 10 m đến 2,000 m được thu thập thông qua trang thông tin Wyoming Weather thuộc Đại học Wyoming (Mỹ). Vị trí đặt trạm quan trắc là sân bay quốc tế Tân Sơn Nhất, mã số và tên của trạm lần lượt là 48900 và VVTS (Hình 1). Kinh độ và vĩ độ của trạm là 106°39'36"E và 10°48'36"N, độ cao của trạm là 10 m so với mực nước biển. Dữ liệu thám không được thu thập tại 2 mốc thời gian mỗi ngày: 00Z (7 giờ sáng giờ địa phương) và 12Z (7 giờ tối giờ địa phương). Dữ liệu thu thập bao gồm giá trị của các thông số như nhiệt độ không khí, tốc độ gió, hướng gió, áp suất không khí được quan trắc tại độ cao khí quyển từ 10 m đến 2,000 m tính từ mặt đất. Nghiên cứu này sử dụng dữ liệu quan trắc trong thời gian từ 1/1/2019 đến 31/12/2020, vì vậy, có tổng cộng 1,460 bộ dữ liệu thám không đã được thu thập và phân tích.

Để tìm hiểu sự ảnh hưởng của hiện tượng nghịch nhiệt đến sự ô nhiễm PM_{2.5}, dữ liệu về nồng độ PM_{2.5} tại thành phố Hồ Chí Minh được thu thập từ mạng lưới quan trắc chất lượng không khí AirNow. Trạm quan trắc này được đặt tại Lãnh sự quán Mỹ thành phố Hồ Chí Minh (vĩ độ: 10°46'58,76"N, kinh độ: 106°42'2,05"E) (Hình 1). Bụi mịn PM_{2.5} được quan trắc bằng thiết bị giám sát suy giảm beta (beta attenuation monitors) [15]. Nghiên cứu này sử dụng dữ liệu quan trắc PM_{2.5} trong giai đoạn 1/1/2019–31/12/2020. Để đảm bảo chất lượng của dữ liệu, các giá trị khuyết và giá trị bất thường của nồng độ PM_{2.5} được loại bỏ. Ngoài ra, dữ liệu về lượng mưa được thu thập từ trạm khí tượng Mạc Đĩnh Chi (vĩ độ: 10°47'3,72"N, kinh độ: 106°42'1,04"E), cách vị trí quan trắc PM_{2.5} khoảng 100 m.



Hình 1. Vị trí trạm quan trắc PM_{2.5} thuộc mạng lưới AirNow và vị trí các trạm quan trắc khí tượng tại thành phố Hồ Chí Minh.

2.2. Phương pháp xác định sự nghịch nhiệt

Sự nghịch nhiệt được xác định dựa theo phương pháp như sau [16]:

$$\theta = T \left(\frac{p_0}{p} \right)^{R/(c_{p,air} M_{air})} \quad (1)$$

với θ (K) là thế năng gradient nhiệt độ, T (K) là nhiệt độ tại áp suất không khí p (hPa). p_0 là áp suất tiêu chuẩn (1,000 hPa). R là hằng số khí lý tưởng (8.3145 J/mol/K). $c_{p,air}$ là nhiệt dung riêng của không khí (1006 J/kg/K). M_{air} là khối lượng không khí (0,028964 kg/mol).

Độ ổn định khí quyển được xác định dựa vào tỷ số giữa $\partial\theta$ (K) và ∂z (m) [17]. Trong đó z (m) là các độ cao khí quyển được xem xét, bao gồm từ 10 m đến 3,000 m. $\partial\theta$ là sự khác biệt thế năng gradient nhiệt độ giữa hai độ cao khí quyển khác nhau. Tương tự, ∂z là khác biệt độ cao giữa hai tầng khí quyển xem xét. Nếu giá trị $\partial\theta/\partial z$ dương hoặc thế năng gradient nhiệt độ θ tỷ lệ thuận với sự độ cao của khí quyển z thì khí quyển ổn định và có sự nghịch nhiệt. Ngược lại, nếu giá trị $\partial\theta/\partial z$ âm thì khí quyển không ổn định và không có sự nghịch nhiệt. Nếu thế năng gradient nhiệt độ θ không thay đổi theo độ cao khí quyển ($\partial\theta = 0$) thì khí quyển ở điều kiện trung hòa [18]. Cường độ của sự nghịch nhiệt cũng được tính toán để tìm hiểu đặc điểm của hiện tượng này tại thành phố Hồ Chí Minh. Cường độ nghịch nhiệt là sự thay đổi nhiệt độ khí quyển trong 100 m đầu tiên so với mặt đất [19] và được biểu thị bằng °C/100m.

2.3. Phương pháp xử lý dữ liệu

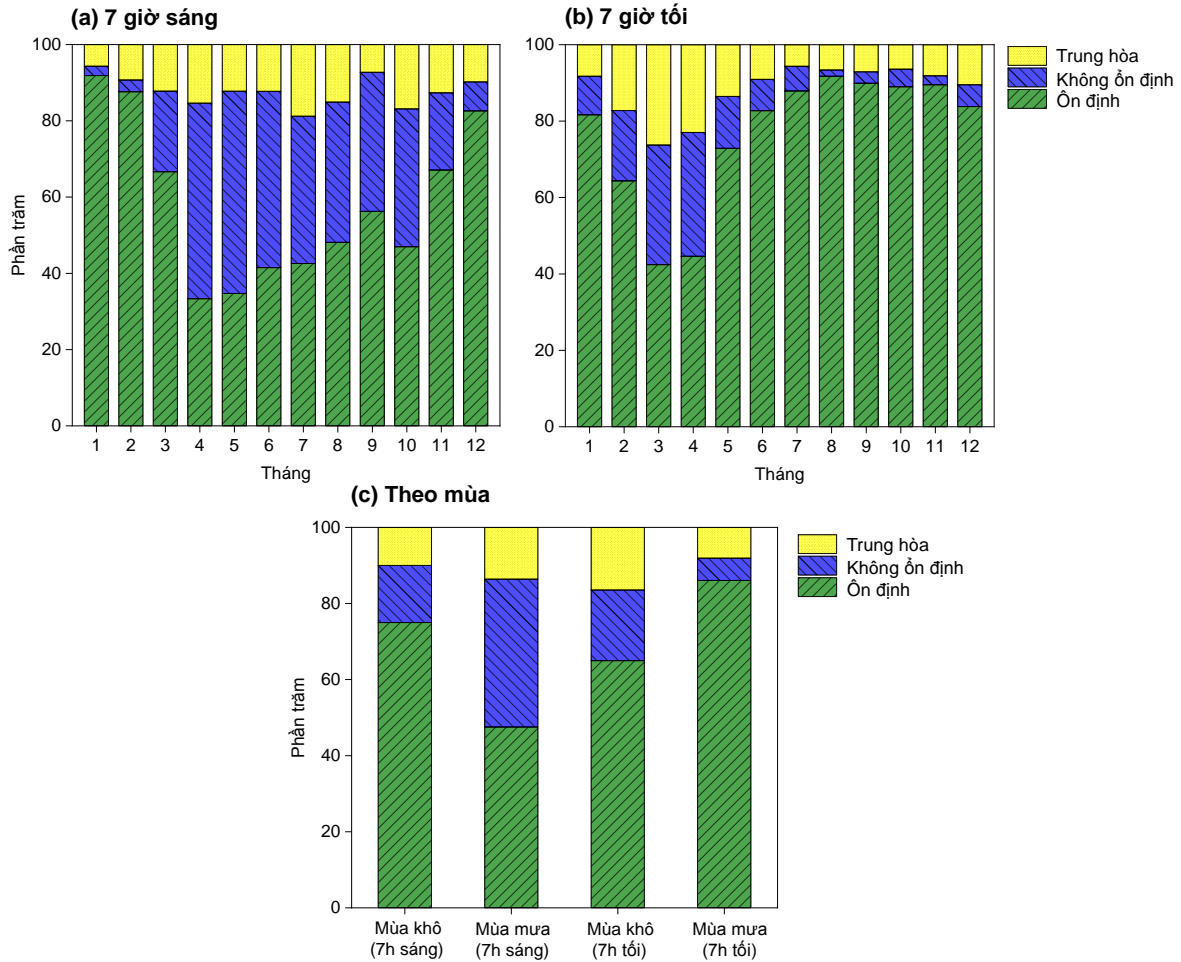
Nghiên cứu này sử dụng ngôn ngữ lập trình Python, thư viện *numpy* [20], *pandas* [21], và *scipy* để xử lý và phân tích dữ liệu thám không và dữ liệu nồng độ PM_{2.5}. Phần mềm OriginPro 2020 (*OriginLab, US*) được sử dụng để trực quan hóa kết quả phân tích. Để đánh giá sự ảnh hưởng của nghịch nhiệt và các điều kiện khí tượng đến nồng độ PM_{2.5}, phân tích tương quan Spearman được sử dụng và phân tích bằng phần mềm Origin.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Đặc điểm của sự nghịch nhiệt

Sự nghịch nhiệt thường xảy ra trong điều kiện khí quyển ổn định. Tần suất trung bình của sự ổn định khí quyển trong các tháng được thể hiện trong hình 2. Nhìn chung, khí quyển có xu hướng ổn định hơn vào buổi sáng của mùa khô (7 giờ sáng) và buổi tối của mùa mưa (7 giờ tối) (Hình 2). Điều này có thể do vào mùa mưa, các trận mưa tại thành phố Hồ Chí

Minh có xu hướng diễn ra từ chiều đến tối. Bên cạnh đó, sau khi mưa, nhiệt độ của lớp không khí gần mặt đất thấp hơn nhiệt độ của các lớp không khí phía trên, từ đó dẫn đến hiện tượng nghịch nhiệt và làm cho khí quyển ổn định hơn vào buổi tối của mùa mưa. Tuy nhiên, sự nghịch nhiệt này có xu hướng biến mất vào buổi sáng khi bức xạ mặt trời làm nóng nhiệt độ của lớp không khí gần mặt đất. Vì vậy, tần suất của hiện tượng nghịch nhiệt vào lúc 7 giờ sáng của mùa mưa không cao. Quan sát tương tự về hiện tượng nghịch nhiệt cũng đã được báo cáo [22].

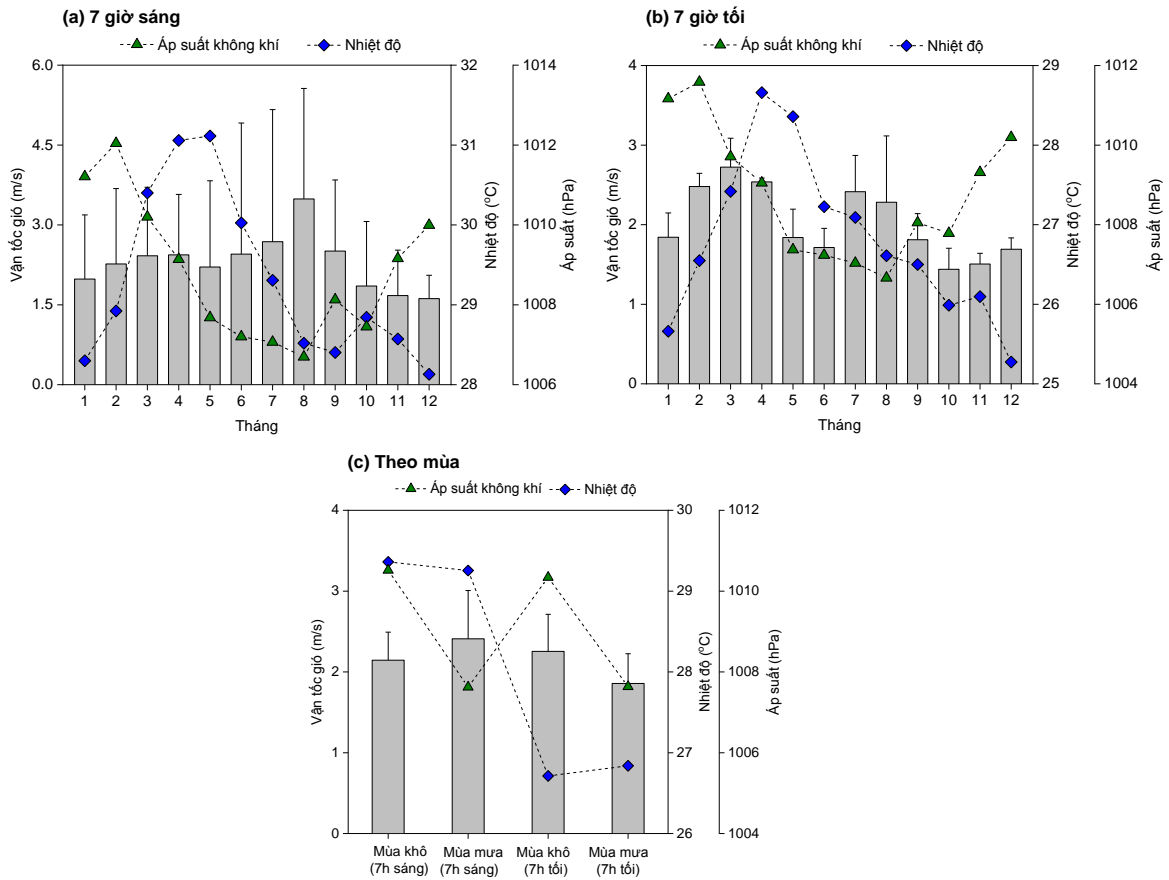


Hình 2. Tần suất của sự ổn định khí quyển vào lúc 7 giờ sáng: (a) 7 giờ tối; (b) theo mùa; (c) tại thành phố Hồ Chí Minh.

Khi xét đồng thời cả hai thời điểm 7 giờ sáng và 7 giờ tối, hình 2 cũng cho thấy hiện tượng nghịch nhiệt có xu hướng xảy ra thường xuyên hơn và khí quyển có thể ổn định hơn vào các tháng 1, 2, 11, và 12. Vận tốc gió của các tháng này khá thấp (Hình 3), phản ánh một trong những đặc trưng của điều kiện thời tiết khi xảy ra hiện tượng nghịch nhiệt. Sự gia tăng vận tốc gió có thể dẫn đến sự gia tăng sự xáo trộn của khí quyển và từ đó làm suy giảm hiện tượng nghịch nhiệt [23]. Ngoài ra, áp suất không khí trung bình của các tháng 1, 2, 11, và 12 cũng cao hơn so với các tháng còn lại (Hình 3). Khi áp suất không khí gia tăng, khối khí có xu hướng lắng xuống lớp khí bên dưới và bị nén lại, làm cho nhiệt độ của khối khí này cao hơn và dẫn đến hiện tượng nghịch nhiệt.

Về cường độ nghịch nhiệt, nghịch nhiệt vào buổi sáng (7 giờ sáng) của mùa khô có cường độ cao gấp 2,3 lần so với mùa mưa (mùa khô: $1,1 \pm 0,5^\circ\text{C}/100\text{m}$, mùa mưa: $0,5 \pm 0,2^\circ\text{C}/100\text{m}$). Cường độ nghịch nhiệt lớn hơn trong mùa khô có thể làm hạn chế sự xáo trộn và phân tán của bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$, từ đó làm gia tăng nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ tại lớp không khí gần mặt đất [23]. Vào lúc 7 giờ tối, cường độ nghịch nhiệt vào mùa mưa cao hơn (mùa mưa: $1,3 \pm 0,1^\circ\text{C}/100\text{m}$, mùa khô: $0,9 \pm 0,1^\circ\text{C}/100\text{m}$). Như đã đề cập phía trên, vào mùa mưa các trận

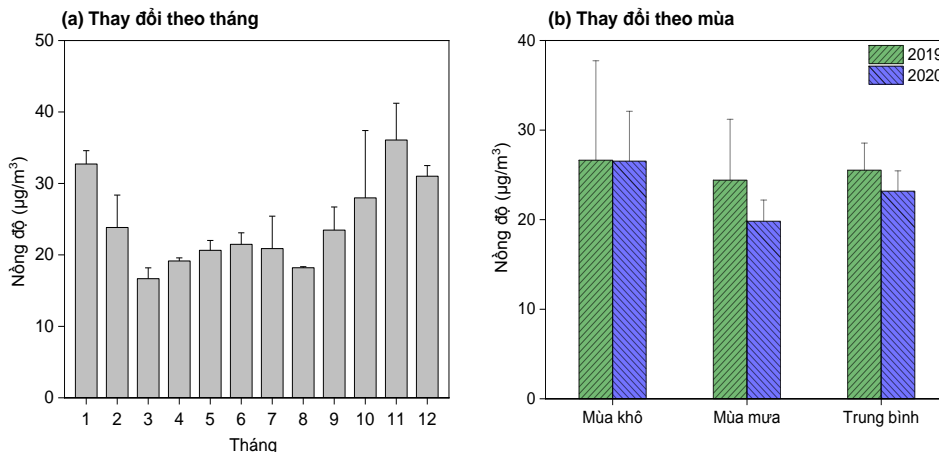
mưa ở thành phố Hồ Chí Minh có xu hướng kéo dài từ chiều đến tối [24]. Các cơn mưa có thể khiến nhiệt độ của lớp không khí gần mặt đất suy giảm và thấp hơn nhiệt độ của các lớp không khí bên trên, từ đó dẫn đến hiện tượng nghịch nhiệt mạnh hơn vào buổi tối của mùa mưa.



Hình 3. Giá trị trung bình của các thông số thời tiết vào lúc 7 giờ sáng: (a) 7 giờ tối; (b) theo mùa; (c) tại thành phố Hồ Chí Minh.

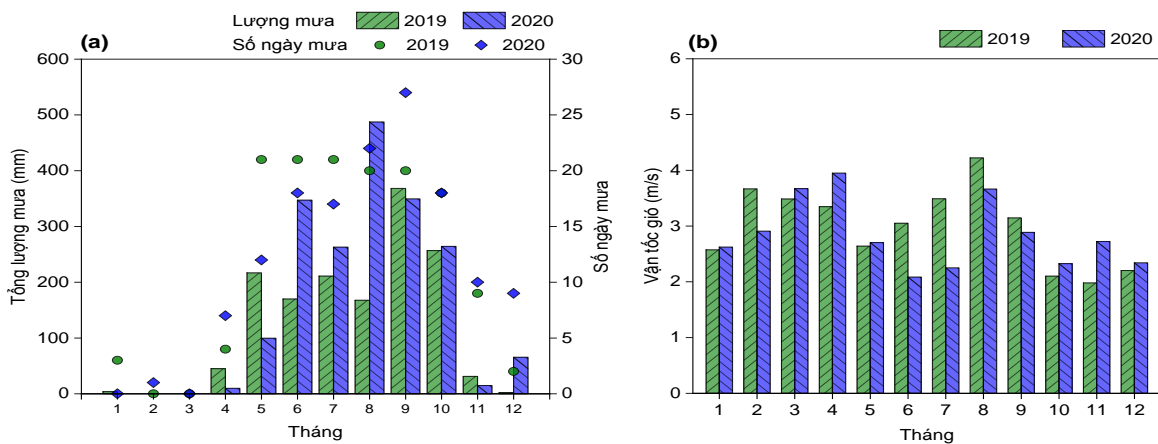
3.2. Đặc điểm của nồng độ PM_{2.5}

Nhìn chung, nồng độ trung bình 24 giờ của PM_{2.5} vào năm 2019 dao động từ 15,1–42,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, giá trị trung bình là 25,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Giá trị nồng độ này cao hơn so với nồng độ của năm 2020 (17,2–32,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, trung bình: 23,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tuy nhiên, không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa nồng độ trung bình 24 giờ của PM_{2.5} vào năm 2019 và 2020 (*Mann–Whitney t-test*, $P = 0,442$).



Hình 4. Nồng độ trung bình của PM_{2.5} theo tháng (a) và theo mùa (b) tại thành phố Hồ Chí Minh.

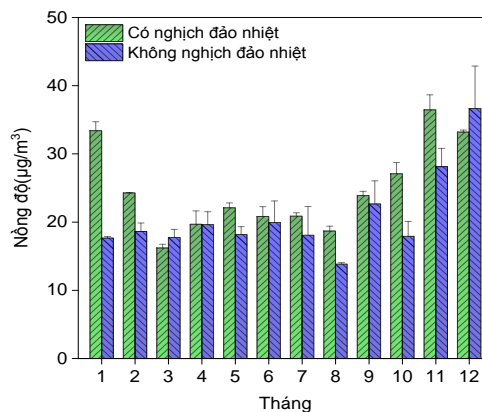
Về sự thay đổi theo mùa, nồng độ PM_{2.5} trong mùa khô (nhỏ nhất – lớn nhất: 17,2–42,6 µg/m³, trung bình: 25,1 µg/m³) cao hơn khoảng 2,0 lần so với nồng độ trong mùa mưa (nhỏ nhất – lớn nhất: 15,1–36,7 µg/m³, trung bình: 22,1 µg/m³). Kết quả của các nghiên cứu trước đây về quan trắc PM_{2.5} tại Việt Nam và trên thế giới cũng cho thấy nồng độ PM_{2.5} cao hơn vào mùa khô [14, 22]. Ngoài ra, nguyên nhân của nồng độ PM_{2.5} thấp vào mùa mưa là do sự sa lắng ướt của các hạt bụi mịn PM_{2.5} dưới tác động của lượng mưa và tần suất mưa cao hơn trong mùa mưa (tháng 5 đến tháng 11). Về sự thay đổi theo tháng, nồng độ PM_{2.5} trong các tháng 10 đến tháng 1 cao hơn từ 1,4–2,0 lần cao hơn so với các tháng còn lại (Hình 4). Lượng mưa và số ngày mưa trong khoảng thời gian từ tháng 10 đến tháng có xu hướng thấp hơn (Hình 3a), do đó bụi mịn PM_{2.5} ít bị sa lắng ướt hơn và dẫn đến gia tăng sự tích tụ PM_{2.5} trong không khí. Ngoài ra, tốc độ gió trong các tháng 10 đến tháng 1 khá thấp (1,9–2,5 m/s) (Hình 5b). Vì vậy, sự phân tán của PM_{2.5} có thể bị suy giảm đồng thời sự tích tụ PM_{2.5} trong không khí gia tăng, dẫn đến nồng độ PM_{2.5} trong không khí ở thành phố Hồ Chí Minh trong giai đoạn từ tháng 10 đến tháng 1 có xu hướng cao hơn.



Hình 5. Tổng lượng mưa, số ngày mưa (a) và vận tốc gió (b) tại thành phố Hồ Chí Minh.

3.3. Mối tương quan giữa sự nghịch nhiệt và nồng độ PM_{2.5}

Hình 6 thể hiện nồng độ trung bình theo tháng của PM_{2.5} vào những ngày có và không có sự nghịch nhiệt tại thành phố Hồ Chí Minh. Nhìn chung, nồng độ trung bình của PM_{2.5} gia tăng vào những ngày có hiện tượng nghịch nhiệt (mùa khô: 27,2 ± 9,1 µg/m³, mùa mưa: 22,2 ± 4,9 µg/m³).

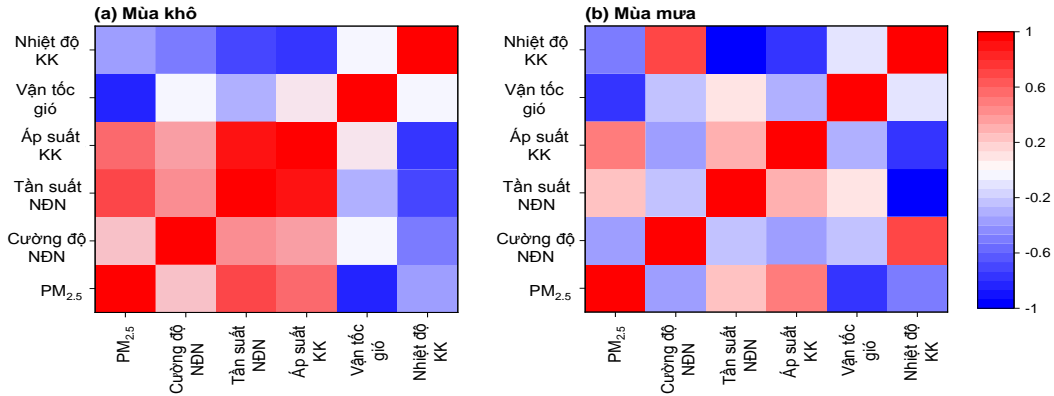


Hình 6. Nồng độ trung bình theo tháng của PM_{2.5} vào những ngày có và không có nghịch nhiệt.

Khi xảy ra sự nghịch nhiệt, sự phân tán của PM_{2.5} trong không khí suy giảm [7], đồng thời sự tích tụ của PM_{2.5} trong không khí ngày càng tăng [25], từ đó làm gia tăng nồng độ của PM_{2.5} trong không khí. Ngược lại, vào những ngày không có hiện tượng nghịch nhiệt, PM_{2.5} gia tăng sự phân tán, vì vậy nồng độ PM_{2.5} vào những ngày này có xu hướng thấp hơn

(mùa khô: $23,0 \pm 8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mùa mưa: $18,4 \pm 4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Điều này cho thấy sự nghịch nhiệt có thể làm gia tăng nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ tại thành phố Hồ Chí Minh.

Bên cạnh đó, cường độ và tần suất của sự nghịch nhiệt cũng tỷ lệ thuận với nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ trong cả mùa khô và mùa mưa (Hình 7). Các yếu tố khí tượng khác, chẳng hạn như lượng mưa và vận tốc gió có thể có sự tương quan với $\text{PM}_{2.5}$, vì gió càng mạnh thì sự phân tán $\text{PM}_{2.5}$ trong không khí càng cao. Ngoài ra, sự sa lắng lướt của $\text{PM}_{2.5}$ khi mưa cũng có thể làm giảm nồng độ $\text{PM}_{2.5}$.



Hình 7. Ma trận hệ số tương quan Spearman giữa nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ và các thông số khí tượng (NĐN: nghịch nhiệt; KK: không khí).

4. Kết luận

Nghiên cứu này cho thấy khí quyển tại thành phố Hồ Chí Minh có xu hướng ổn định hơn và cường độ của sự nghịch nhiệt cũng cao hơn vào buổi sáng của mùa khô (7 giờ sáng) và buổi tối của mùa mưa (7 giờ tối). Tuy nhiên, sự ổn định khí quyển này có xu hướng suy giảm vào buổi sáng khi lớp không khí gần mặt đất được làm nóng do tác động của bức xạ mặt trời. Ngoài ra, cường độ nghịch nhiệt lớn có thể làm hạn chế sự xáo trộn và phân tán của bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$, từ đó làm gia tăng nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ trong không khí.

Bên cạnh đó, nồng độ trung bình của $\text{PM}_{2.5}$ vào những ngày xảy ra hiện tượng nghịch nhiệt cao hơn so với những ngày không xảy ra hiện tượng này. Sự nghịch nhiệt làm suy giảm khả năng phân tán và làm gia tăng mức tích tụ của $\text{PM}_{2.5}$ trong không khí, từ đó làm gia tăng nồng độ của $\text{PM}_{2.5}$. Ngược lại, vào những ngày không xảy ra nghịch nhiệt, $\text{PM}_{2.5}$ gia tăng sự phân tán, vì vậy nồng độ $\text{PM}_{2.5}$ vào những ngày này có xu hướng suy giảm. Nghiên cứu này bước đầu tập trung vào đánh giá sự ảnh hưởng của điều kiện khí quyển đến hiện tượng nghịch nhiệt và tìm hiểu mối tương quan giữa hiện tượng nghịch nhiệt và nồng độ bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$. Kết quả của nghiên cứu này là cơ sở cho các nghiên cứu tiếp theo đánh giá sự ảnh hưởng của các yếu tố khác đến hiện tượng nghịch nhiệt (chẳng hạn như cấu trúc đô thị), đồng thời tìm hiểu về sự ảnh hưởng của hiện tượng nghịch nhiệt đến nồng độ các chất ô nhiễm không khí khác tại thành phố Hồ Chí Minh.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: N.T.T.N; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: N.T.M.T.; Xử lý số liệu: P.T.B.; Phân tích số liệu: N.T.M.T.; Viết bản thảo bài báo: N.N.T.; Chỉnh sửa bài báo: N.T.T.N.

Lời cảm ơn: Bài báo hoàn thành có sự hỗ trợ về mặt dữ liệu của Đài Khí tượng Thủy văn Khu vực Nam Bộ, Mạng lưới quan trắc AirNow, và Trạm khí tượng thuộc mạng lưới Wyoming Weather. Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học Sài Gòn trong khuôn khổ đề tài mã số CSB2021-07.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Manisalidis, I.; Stavropoulou, E.; Stavropoulos, A.; Bezirtzoglou, E. Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Front. Public Health* **2020**, *8*, 14.
2. Xing, Y.F.; Xu, Y.H.; Shi, M.H.; Lian, Y.X. The impact of PM_{2.5} on the human respiratory system. *J. Thorac. Dis.* **2016**, *8(1)*, E69–E74.
3. Phillpot, H.R.; Zillman, J.W. The surface temperature inversion over the Antarctic Continent. *J. Geophys. Res.* **1970**, *75(21)*, 4161–4169.
4. Whiteman, C.D. Breakup of Temperature Inversions in Deep Mountain Valleys: Part I. Observations. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* **1982**, *21(3)*, 270–289.
5. Enz, J.W.; Hofman, V.; Thostenson, A. Air temperature inversions: Causes, characteristics and potential effects on pesticide spray drift. 2019.
6. Trinh, T.T.; Le, T.T.; Nguyen, T.D.H.; Tu, B.M. Temperature inversion and air pollution relationship, and its effects on human health in Hanoi City, Vietnam. *Environ. Geochem. Health* **2019**, *41(2)*, 929–937.
7. Wallace, J.; Corr, D.; Kanaroglou, P. Topographic and spatial impacts of temperature inversions on air quality using mobile air pollution surveys. *Sci. Total Environ.* **2010**, *408(21)*, 5086–5096.
8. Olofson, K.F.G.; Andersson, P.U.; Hallquist, M.; Ljungström, E.; Tang, L.; Chen, D.; Pettersson, J.B.C. Urban aerosol evolution and particle formation during wintertime temperature inversions. *Atmos. Environ.* **2009**, *43(2)*, 340–346.
9. Chambers, S.D.; Wang, F.; Williams, A.G.; Xiaodong, D.; Zhang, H.; Lonati, G. Crawford, J.; Griffiths, A.D.; Ianniello, A.; Allegrini, I. Quantifying the influences of atmospheric stability on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based stability monitor. *Atmos. Environ.* **2015**, *107*, 233243.
10. Coccia, M. The effects of atmospheric stability with low wind speed and of air pollution on the accelerated transmission dynamics of COVID–19. *Int. J. Environ. Stud.* **2020**, *78(1)*, 1–27.
11. Reiminger, N.; Jurado, X.; Vazquez, J.; Wemmert, C.; Blond, N.; Dufresne, M.; Wertel, J. Effects of wind speed and atmospheric stability on the air pollution reduction rate induced by noise barriers. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* **2020**, *200*, 104160.
12. Bang, H.Q.; Nguyen, H.D.; Vu, K.; Hien, T.T. Photochemical smog modelling using the air pollution chemical transport model (TAPM–CTM) in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Environ. Model. Assess.* **2019**, *24(3)*, 295–310.
13. Ho, B.Q. Modeling PM₁₀ in Ho Chi Minh City, Vietnam and evaluation of its impact on human health. *Sustain. Environ. Res.* **2017**, *27(2)*, 95–102.
14. Hien, T.T.; Chi, N.D.T.; Nguyen, N.T.; Vinh, L.X.; Takenaka, N.; Huy, D.H. Current status of fine particulate matter (PM_{2.5}) in Vietnam’s most populous city, Ho Chi Minh City. *Aerosol Air Qual. Res.* **2019**, *19(10)*, 2239–2251.
15. Shukla, K.; Aggarwal, S.G. A Technical Overview on Beta–Attenuation Method for the Monitoring of Particulate Matter in Ambient Air. *Aerosol Air Qual. Res.* **2022**, *22*, 220195.
16. Visscher, A.D. Meteorology for air dispersion modellers. *Air Dispersion Modeling* **2013**, pp. 60–140.
17. Feng, X.; Wei, S.; Wang, S. Temperature inversions in the atmospheric boundary layer and lower troposphere over the Sichuan Basin, China: Climatology and impacts on air pollution. *Sci. Total Environ.* **2020**, *726*, 138579.
18. Whiteman, C.D.; McKee, T.B. Breakup of Temperature Inversions in Deep Mountain Valleys: Part II. Thermodynamic Model. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* **1982**, *21(3)*, 290–302.
19. EPA. Discussion paper: Validation of inversion strength estimation method. 2014.

20. Harris, C.R.; Millman, K.J.; van der Walt, S.J.; Gommers, R.; Virtanen, P.; Cournapeau, D.; Wieser, E.; Taylor, J.; Berg, S.; Smith, N. J.; Kern, R.; Picus, M.; Hoyer, S.; van Kerkwijk, M. H.; Brett, M.; Haldane, A.; del Río, J. F.; Wiebe, M.; Peterson, P.; Gérard-Marchant, P.; Sheppard, K.; Reddy, T.; Weckesser, W.; Abbasi, H.; Gohlke, C.; Oliphant, T. E. Array programming with NumPy. *Nature* **2020**, 585 (7825), 357–362.
21. McKinney, W. Data Structures for Statistical Computing in Python. presented at the The 9th Python in Science Conference (Scipy 2010), 2010.
22. Talukdar, S.; Jana, S.; Maitra, A. Variation of black carbon concentration associated with rain events at a tropical urban location. *Curr. Sci.* **2014**, 107(1), 72–78.
23. Al-Hemoud, A.; Al-Sudairawi, M.; Al-Rashidi, M.; Behbehani, W.; Al-Khayat, A. Temperature inversion and mixing height: critical indicators for air pollution in hot arid climate. *Nat. Hazards* **2019**, 97(1), 139–155.
24. H.C.M.C.P. Committee. Report on climate evaluation of Ho Chi Minh City. 2021.
25. Li, X.; Hu, X.M.; Ma, Y.; Wang, Y.; Li, L.; Zhao, Z. Impact of planetary boundary layer structure on the formation and evolution of air-pollution episodes in Shenyang, Northeast China. *Atmos. Environ.* **2019**, 214, 116850.

Characteristics and effect of the temperature inversion on concentrations of fine particulate matter (PM_{2.5}) in Ho Chi Minh City

Nguyen Thi Tuyet Nam^{1*}, Nguyen Ngoc Trinh², Nguyen Thi Minh Thu¹, Pham The Bao³

¹ Faculty of Environment, Saigon University; ntnam@sgu.edu.vn, ntmthu@sgu.edu.vn

² Faculty of Environment, Ho Chi Minh City University of Natural Resources and Environment; trinhnn@hcmunre.edu.vn

³ Faculty of Information Science, Saigon University; ptbao@sgu.edu.vn

Abstract: A temperature inversion occurs when the temperature of the air rises with height and this phenomenon usually happens under stable atmospheric conditions. The temperature inversion prevents dispersion of air pollutants and thus contributes to an increase in pollutant concentrations in the atmosphere. The purpose of this study is to better understand the features and effect of the temperature inversion on the concentration of fine particulate matter (also called PM_{2.5}) in Ho Chi Minh City using data on radiosonde and PM_{2.5} concentrations in the period of 2019–2020. The results demonstrate that the atmosphere is more stable, and the strength of temperature inversions is greater in the morning (7 a.m. local time) of the dry season and in the evening (7 p.m. local time) of the rainy season. The higher intensity of the temperature inversion can discourage the diffusion and dispersion of PM_{2.5}, leading to an increase in the PM_{2.5} concentrations near the ground surface. Additionally, the research results demonstrated an increase in PM_{2.5} concentration on inversion days, that is, on days with a temperature inversion. In contrast, on non-inversion days (days without a temperature inversion), PM_{2.5} concentrations are likely to fall because of the improved dispersion.

Keywords: Temperature inversion; Atmospheric stability; PM_{2.5}; Fine particulate matter.

Bài báo khoa học

Ứng dụng trí tuệ nhân tạo trong xây dựng bản đồ nguy cơ ngập do nước biển dâng cho thành phố Hồ Chí Minh

Doãn Hà Phong^{1*}, Trần Hữu Thế²

¹ Viện Khoa học Khí tượng Thủy văn và Biến đổi Khí hậu; dhphong@gmail.com

² Tỉnh ủy Phú Yên; thetranpy@gmail.com

*Tác giả liên hệ: dhphong@gmail.com; Tel.: +84-913212325

Ban Biên tập nhận bài: 8/1/2023; Ngày phản biện xong: 23/2/2023; Ngày đăng bài: 25/2/2023

Tóm tắt: Theo kịch bản biến đổi khí hậu 2020 của BTNMT, Tp Hồ Chí Minh là một khu vực có nguy cơ ngập cao với 17,15% diện tích có nguy cơ ngập. Sự gia tăng về cường độ và số lượng các sự kiện ngập lụt do sự kết hợp của biến đổi khí hậu, nước biển dâng và các yếu tố con người thúc đẩy nhu cầu áp dụng các giải pháp thời gian thực để lập bản đồ nguy cơ ngập và rủi ro lũ lụt. Trong nghiên cứu này, một khung phương pháp luận được đề xuất cho phép đánh giá mức độ nghiêm trọng của nguy cơ ngập và rủi ro một cách linh hoạt bằng cách kết hợp cảm biến từ xa (Sentinel-1) và dữ liệu dựa trên GIS từ năm 2015–2022 cho khu vực thành phố Hồ Chí Minh. Các kỹ thuật học máy khác nhau đã được sử dụng, để đánh giá nguy cơ ngập. Kết quả cho thấy mô hình Rừng ngẫu nhiên đạt được điểm F1 cao nhất (khoảng 0,99), trong số những mô hình được sử dụng để tạo bản đồ nguy cơ ngập do nước biển dâng. Bản đồ nguy cơ ngập ứng dụng trí tuệ nhân tạo cho thấy khu vực Tp Hồ Chí Minh vẫn là khu vực có nguy cơ ngập cao, với khu vực quận Bình Tân, Bình Chánh là các khu vực có nguy cơ ngập cao nhất.

Từ khóa: Nguy cơ ngập; Dữ liệu viễn thám; GIS; Học máy; Rừng ngẫu nhiên.

1. Mở đầu

Trong vài thập kỷ qua, thiên tai lũ lụt, ngập lụt đã gia tăng cường độ và xảy ra thường xuyên hơn và có sức tàn phá lớn hơn so với trước đây, đặc biệt là ở các nước đang phát triển, chẳng hạn như ở Mỹ Latinh, Caribe, Đông Nam Á trong đó có Việt Nam [1], gây thiệt hại về người và của trên toàn thế giới. Ngập lụt là loại sự kiện phổ biến nhất với trung bình 163 sự kiện mỗi năm [2]. Biến đổi khí hậu cùng với các yếu tố con người đóng một vai trò quan trọng trong việc làm gia tăng tác động nghiêm trọng của thiên tai ngập lụt về thiệt hại kinh tế, gián đoạn xã hội và thiệt hại đối với môi trường đô thị. Do đó, việc giám sát thích hợp để xác định các khu vực dễ bị ngập lụt và các biện pháp giảm thiểu hiệu quả được coi là rất quan trọng để giảm thiểu rủi ro [3–7]. Việc triển khai các giải pháp thời gian thực để lập bản đồ nguy cơ ngập lụt và ước tính hậu quả tiềm ẩn của các sự kiện ngập lụt có thể cực kỳ có giá trị đối với việc đối phó với các phản ứng khẩn cấp và giảm thiểu tác động của các sự kiện đó [8].

Lập bản đồ nguy cơ ngập lụt là một quá trình mô tả mức độ ngập lụt dự kiến của nước vào vùng đất khô hạn do lượng mưa lớn hoặc mực nước sông, biển dâng cao do các yếu tố tự nhiên hoặc nhân tạo [9]. Mặc dù bản đồ ngập lụt về cơ bản bao gồm bản đồ nguy cơ lũ lụt và bản đồ rủi ro ngập lụt, các quy trình của nó khác nhau đáng kể giữa các dự án và/hoặc quốc gia này với quốc gia khác, tùy thuộc vào yêu cầu cụ thể của dự án và hướng dẫn, luật pháp của quốc gia cụ thể, v.v. [9–12]. Lập bản đồ nguy cơ ngập cung cấp cơ sở để

hiều rõ về xu hướng ngập lịch sử, kỳ vọng trong tương lai và xác định các vị trí dễ bị tổn thương—dễ bị ảnh hưởng bởi lũ lụt. Do đó, bản đồ rủi ro và nguy cơ ngập lụt được coi là công cụ quan trọng trong việc truyền đạt rủi ro ngập lụt tới các nhóm đối tượng khác nhau [13]. Chúng truyền tải thông tin tổng hợp về các sự kiện ngập lụt tới các cơ quan công cộng có liên quan như cơ quan quản lý nước và bảo vệ dân sự, thành phố và các địa phương hoặc các nhà quản lý và nhân viên kiểm soát thảm họa/ khủng hoảng nhưng cũng nâng cao nhận thức của người dân.

Các đánh giá nguy cơ ngập lụt sử dụng phương pháp học máy bằng cách ước tính qua mức độ và độ sâu ngập lụt hiện tại. Một trong những thách thức nghiên cứu chính trong lĩnh vực này là thiếu bộ dữ liệu huấn luyện quy mô lớn nay có thể dễ dàng thu thập được qua công nghệ vệ tinh. Khối lượng dữ liệu thu được ngày càng tăng do sự phát triển của các công nghệ viễn thám, chẳng hạn như Radar khẩu độ tổng hợp—SAR (ví dụ: Sentinel 1) và dữ liệu quang học (ví dụ: Sentinel 2), cũng như phương tiện truyền thông xã hội, tạo cơ hội cho máy học được cải thiện nhiều hơn về độ chính xác và khả năng dự đoán [5, 6, 14, 15]. Công nghệ SAR khắc phục những hạn chế của dữ liệu viễn thám quang học, không hoạt động khi có mây che phủ hoặc vào ban đêm, và do đó, nó nâng cao độ phân giải thời gian [6, 7, 14, 16, 17], cung cấp được thêm các thông tin đa dạng cho mô hình huấn luyện. Hơn nữa, [5] đã chỉ ra rằng một vấn đề lớn nữa là tần số thời gian bay chụp của hình ảnh vệ tinh. Thời gian là yếu tố rất quan trọng nó cho phép các cơ quan chức năng ứng phó hiệu quả, kịp thời nhằm giảm thiểu tác động đối với kinh tế xã hội, sinh thái và sự kiện; sơ tán những người dễ bị tổn thương gặp rủi ro [18].

Tại Việt Nam, các nghiên cứu về xây dựng bản đồ nguy cơ ngập cho khu vực Tp Hồ Chí Minh còn khá mới mẻ, nhất là lại tiếp cận theo phương pháp học máy thì chưa có. Bản đồ nguy cơ ngập theo kịch bản nước biển dâng 2020 là nguồn tham khảo duy nhất và được xây dựng theo phương pháp sử dụng dữ liệu mô hình số độ cao và các kịch bản nước biển dâng để mô phỏng nên chưa phân tích được đầy đủ các yếu tố ảnh hưởng đến

Được thúc đẩy bởi những hạn chế và tồn tại trên, nghiên cứu sẽ phát triển, xây dựng khung phương pháp để tạo bản đồ rủi ro và nguy cơ ngập lụt trong thời gian gần thực dựa trên sự kết hợp của ảnh vệ tinh và dữ liệu GIS. Các kỹ thuật Máy học được sử dụng để phân tích và tổng hợp thông tin theo cách tiếp cận dựa trên pixel nhằm ước tính nguy cơ ngập lụt theo các mức độ nghiêm trọng, cụ thể là nguy cơ vừa phải, trung bình và cao. Nghiên cứu sẽ xây dựng và áp dụng thí điểm cho khu vực thành phố Hồ Chí Minh, một đô thị lớn và bị ảnh hưởng nặng nề do biến đổi khí hậu.

2. Khu vực và dữ liệu nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Thành phố Hồ Chí Minh là một siêu đô thị ven biển có độ cao thấp với dân số rất lớn và tăng nhanh. Hoạt động kinh tế cũng rất cao và tăng nhanh cùng với sự gia tăng dân số. Giống như hầu hết các siêu đô thị ở Đông Nam Á được xây dựng trong ranh giới của đồng bằng, TP. HCM bị ảnh hưởng bởi các rủi ro liên quan đến lũ lụt trầm trọng hơn do sự kết hợp của mưa lớn và mực nước triều cường. Tình trạng này được thúc đẩy bởi ba yếu tố: độ cao của đất thấp so với mực nước biển, sự phát triển đô thị rộng rãi dẫn đến sụt lún đất và sự mở rộng của các khu vực không thấm nước dẫn đến gia tăng dòng chảy [19] (Hình 1).

2.2. Dữ liệu nghiên cứu

2.2.1. Dữ liệu ngập lụt do triều cường

Để thu được thông tin ngập lụt theo chuỗi thời gian cho nhiều thời điểm, nghiên cứu sử dụng ảnh Sentinel 1 GRD—IW để trích xuất theo chuỗi thời gian từ 2015 đến nay. Quy trình tính toán tính toán ngập lụt từ ảnh Sentinel 1 được thể hiện trên Hình 2.

- Tập hợp con: Tạo tập hợp con theo đúng khu vực cần nghiên cứu, để giảm dung lượng và khối lượng xử lý

- Hiệu chỉnh bức xạ: Khắc phục sự không chắc chắn trong độ phân giải đo phóng xạ của cảm biến vệ tinh. Các giá trị pixel có thể liên quan trực tiếp đến tán xạ ngược radar của cảnh. Thông tin cần thiết để áp dụng phương trình hiệu chuẩn có trong sản phẩm Sentinel-1 GRD.

- Lọc nhiễu: Loại bỏ nhiễu hạt gây ra bởi sự giao thoa của sóng điện từ. Bộ lọc “Lee Sigma” [20] với kích thước bộ lọc 5×5 được sử dụng để lọc dữ liệu cường độ. Theo ghi nhận [21], bước này rất cần thiết trong hầu hết mọi phân tích ảnh radar do nhiễu hạt làm trầm trọng thêm quá trình diễn giải ảnh.

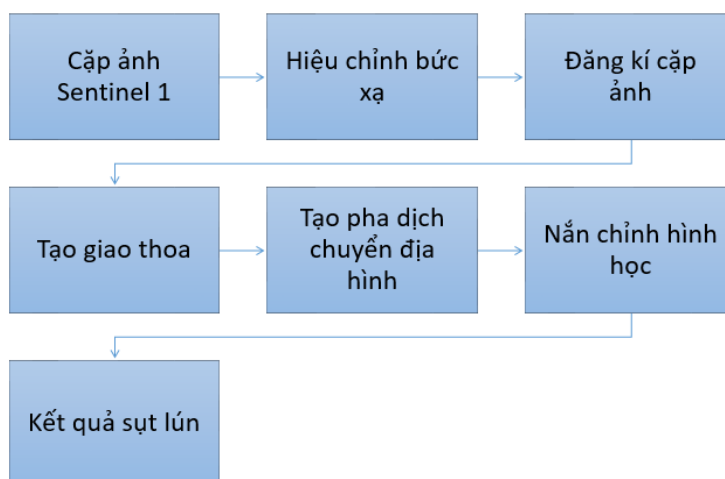
- Hiệu chỉnh địa hình: Chiếu các pixel lên hệ thống bản đồ (WGS84 đã được chọn) và lấy mẫu lại ở độ phân giải không gian 10 m. Ngoài ra, các hiệu chỉnh địa hình với mô hình độ cao kỹ thuật số (DEM SRTM) được thực hiện. Sửa các biến dạng trên các khu vực của địa hình.

- Tuyến tính đến Decibel: Phạm vi động của cường độ tán xạ ngược của các giá trị tín hiệu radar truyền đi thường là một vài bậc độ lớn. Do đó, các giá trị này được chuyển đổi từ thang tuyến tính sang thang logarit, dẫn đến biểu đồ dễ thao tác hơn, đồng thời làm cho vùng nước và vùng khô trở nên dễ phân biệt hơn.

- Phân ngưỡng, tách lớp ngập: Bài báo sử dụng cách tiếp cận phân ngưỡng giá trị để xác định nước. Giá trị VH của pixel nào đó lớn hơn giá trị ngưỡng thì là ngập nước và ngược lại. Đối với lớp mặt nước ngưỡng VH thường thay đổi từ -23 đến -19 [22]. Trong bài báo lựa chọn ngưỡng là -21 [23].

2.2.2. Dữ liệu sụt lún từ vệ tinh

Sử dụng kỹ thuật giao thoa Radar (InSAR) từ cặp ảnh Sentinel 1 để đo bề mặt trái đất, bao gồm các bề mặt địa hình và biến dạng địa hình, dữ liệu sụt lún theo quy trình (Hình 3).



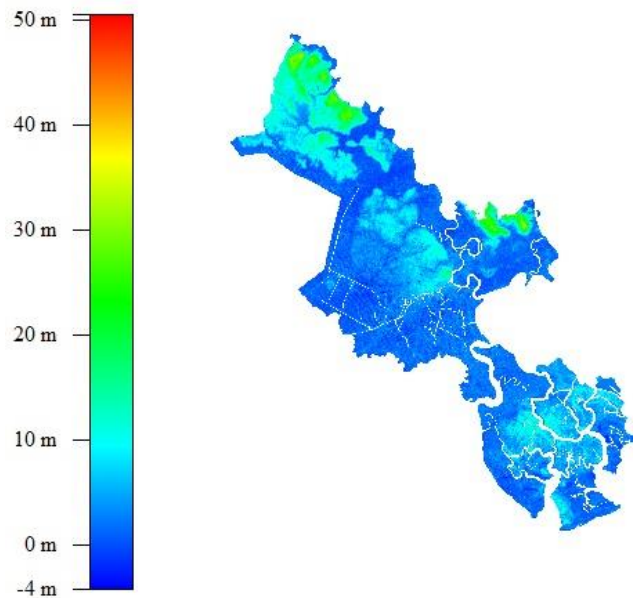
Hình 3. Quy trình tính toán sụt lún từ ảnh Sentinel 1.

Sau khi chạy các bước tiền xử lý tương tự như mục 2.2.1. Tiến hành tạo giao thoa giữa cặp ảnh Sentinel 1, kỹ thuật giao thoa tạo ra các hình ảnh giao thoa của các pha dịch chuyển giữa hai hoặc ba hình ảnh thu được trong những thời điểm khác nhau trên cùng một khu vực [24]. Nghiên cứu sẽ sử dụng kỹ thuật SBAS để tạo giao thoa.

Kỹ thuật SBAS đã trở nên rất phổ biến, đặc biệt là khi nó được sử dụng rộng rãi để xử lý dữ liệu Sentinel-1. Giống như các kỹ thuật InSAR khác, SBAS sử dụng giao thoa kế nhiều sô. Ngoài ra, kỹ thuật SBAS chọn nhiều cặp giao thoa kế để giảm thiểu đường cơ sở không gian và thời gian, giảm sự suy giảm tương quan và tạo ra biến dạng bề mặt không gian lớn ở độ phân giải thấp.

2.2.3. Dữ liệu DEM

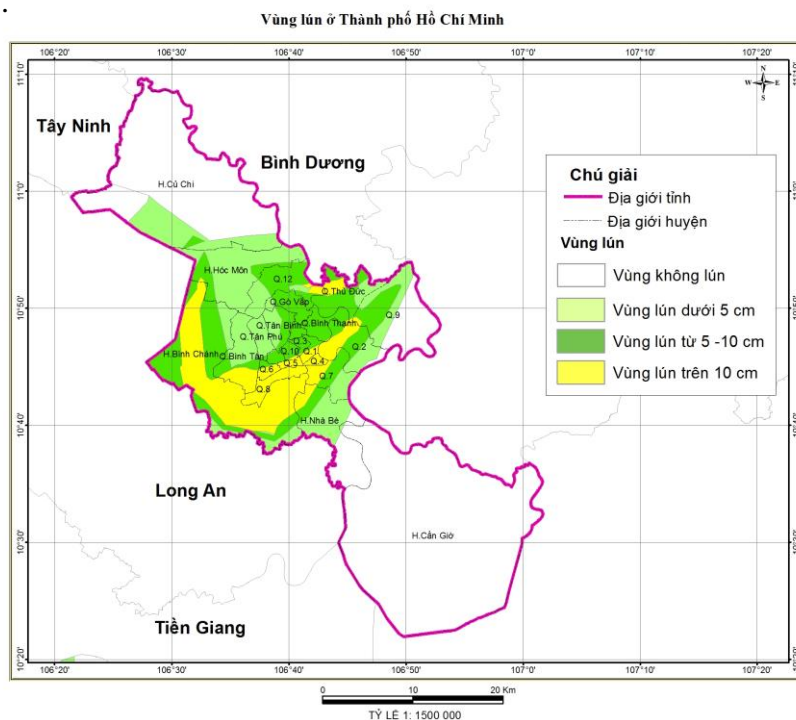
Mô hình độ cao kỹ thuật số (DEM) đã được thu thập theo dự án Kịch bản nước biển dâng năm 2020. DEM được cung cấp vào hệ quy chiếu UTM 48N với độ phân giải 2 m. Nó thu được bằng kỹ thuật Hình ảnh, Phát hiện và Định vị bằng Laser (LIDAR) từ một tập hợp các chuyến bay trong khu vực này được thực hiện vào năm 2015 đến nay. Dữ liệu thô thu được từ các chuyến bay (một đám mây điểm) đã được xử lý để cung cấp sản phẩm cuối cùng (Hình 4).



Hình 4. Dữ liệu DEM thành phố HCM sử dụng trong nghiên cứu.

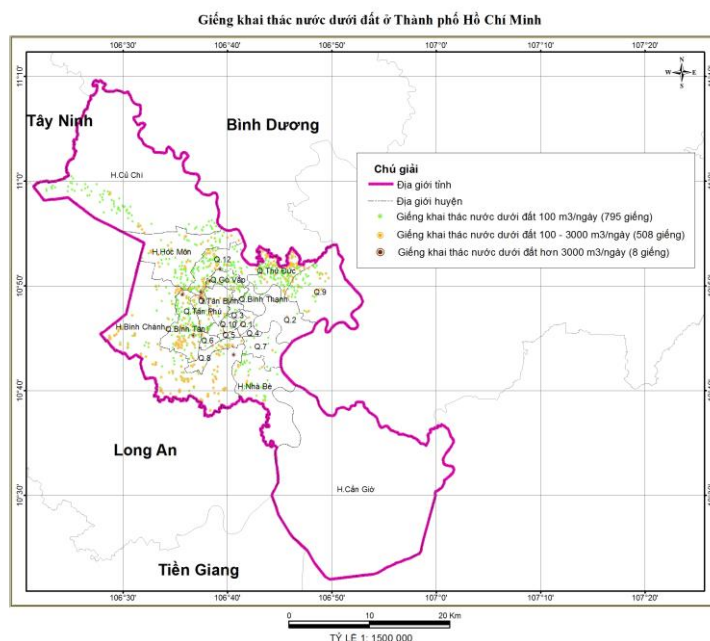
2.2.4. Dữ liệu sụt lún do khai thác nước dưới đất

Dữ liệu sụt lún do khai thác nước dưới đất được thu thập từ Cục Đo đạc Bản đồ và Thông tin địa lý Việt Nam cung cấp thuộc dự án “Đo kiểm tra hệ thống mốc độ cao hạng I, II, III nhà nước khu vực thành phố Hồ Chí Minh và đồng bằng sông Cửu Long” (2004–2017) (Hình 5).



Hình 5. Dữ liệu sụt lún thu thập.

Số liệu quan trắc các mốc sục lún được nội suy vector và gán nhãn cho chúng thành các lớp khác nhau. SVM bao gồm một phương pháp nhằm phân tách các tính năng theo cách hiệu quả hơn.



Hình 6. Hiện trạng giếng khai thác ở Tp HCM.

Các số liệu quan trắc giai đoạn 2005–2018 cho 3 loại giếng được gộp nhóm theo mức độ khai thác, 795 giếng khai thác nước dưới đất 100 m³/ngày, 508 giếng khai thác nước dưới đất 3000 m³/ngày và 8 giếng khai thác nước dưới đất 3000 m³/ngày.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

Cách tiếp cận của nghiên cứu, phân vùng nguy cơ ngập lụt được đánh giá linh hoạt bằng cách sử dụng các kỹ thuật máy học có khả năng kết hợp dữ liệu đa phương thức được tạo ra bằng cách phân tích hình ảnh Sentinel-1 và dữ liệu dựa trên GIS. Sau đó, một cách tiếp cận dựa trên quy tắc được sử dụng để ước tính trong thời gian gần nhất về tính dễ bị tổn thương trong khu vực quan tâm.

Nghiên cứu đã sử dụng các kỹ thuật học máy : Máy vectơ hỗ trợ (SVM), Naive Bayes (NB), Rừng ngẫu nhiên (RF) và Mạng nơron chuyển tiếp (NN). Bảng 1 mô tả ngắn gọn về các kỹ thuật này.

Bảng 1. Các Model sử dụng và dữ liệu tương ứng.

STT	Dữ liệu được sử dụng	Mô tả dữ liệu	Kỹ thuật học máy	Mô tả
1	Số liệu ngập lụt do triều cường	Sentinel 1, 2015 – nay	Rừng ngẫu nhiên (RF)	Số liệu dạng ô lưới, kích thước 10m × 10m
2	Số liệu sụt lún vệ tinh	Các cấp ảnh Sentinel 1, 2015 – nay	Mạng nơ ron (NN)	Số liệu dạng ô lưới, kích thước 10m x 10m
3	Số liệu quan trắc mốc sục lún	Các mốc quan trắc, 2005–2018	Phân loại máy vectơ hỗ trợ: (SVM)	Số liệu nội suy không gian theo điểmm quan trắc
4	Số liệu quan trắc các giếng khai thác nước ngầm	Các điểm giếng khai thác 2005–2018	Theo Định lý Bayes	Số liệu gộp nhóm theo mức độ khai thác (3 loại giếng)

- Trình phân loại máy vectơ hỗ trợ: (SVM) [25] đại diện cho một kỹ thuật học máy được giám sát khai thác khả năng của các siêu phẳng, định hình lại thế giới phi tuyến tính thành tuyến tính để phân loại các tính năng. Siêu phẳng là một mặt phẳng quyết định nhằm mục đích tách một tập hợp các đối tượng và gán nhãn cho chúng thành các lớp khác nhau. SVM bao gồm một phương pháp nhằm phân tách các tính năng theo cách hiệu quả hơn bằng cách sử dụng các siêu phẳng.

- Naive Bayes (NB): Theo Định lý Bayes, kỹ thuật phân loại thống kê, bộ phân loại Naïve Bayes (NB). Trình phân loại này thuộc nhóm các thuật toán học có giám sát và là một trong những thuật toán đơn giản nhất với độ chính xác và tốc độ cao, đặc biệt khi nó kết hợp với các tập dữ liệu lớn. NB đang sử dụng mô hình bộ phân loại, mô hình này gán nhãn lớp cho các sự kiện có vấn đề, được biểu thị dưới dạng vectơ của các sự kiện đặc trưng, trong đó một tập hợp được sử dụng để chú thích các nhãn lớp.

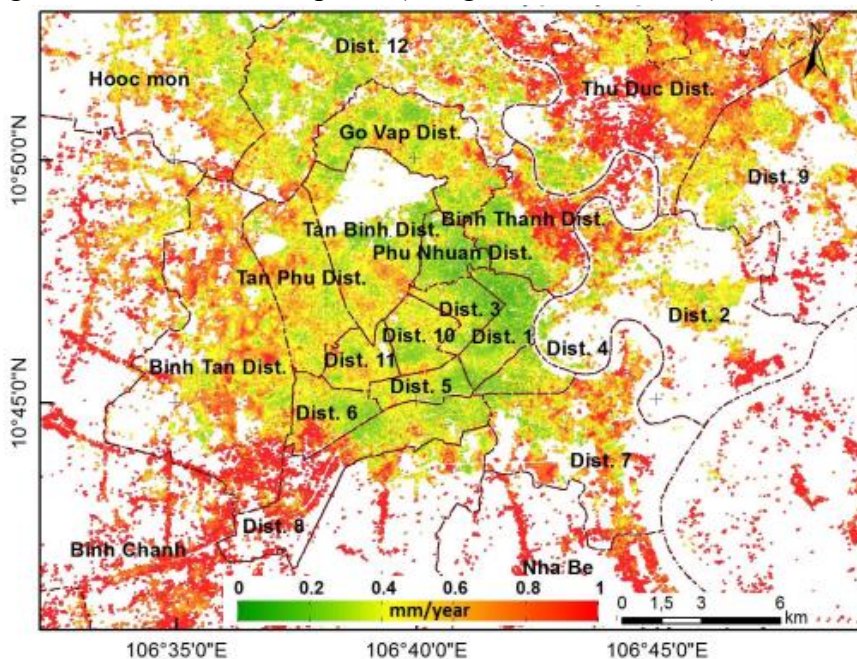
- Rừng ngẫu nhiên (RF): Rừng ngẫu nhiên (RF) [26] là một phương pháp học máy nổi tiếng để phân loại hoặc hồi quy. Mục tiêu của kỹ thuật phân loại này là so sánh và phân tích các biến của tập dữ liệu để xác định trọng số mới cho từng nhân tố. Trong trường hợp nghiên cứu của chúng tôi, mô hình RF khai thác các cây quyết định để tính toán và ước tính mối liên hệ giữa việc ghi nhận Chỉ số nguy cơ lũ lụt và các giá trị yếu tố đặc điểm Lũ lụt, tập trung vào phần cuối để phân loại từng vectơ giá trị thành nhãn dự đoán. RF đơn giản, nhanh chóng, có thể xử lý các tập dữ liệu lớn, nhìn chung có kết quả cao thông qua ngẫu nhiên hóa và có thể áp dụng cho các đặc điểm thuật toán đa lớp.

- Mạng nơ-ron (NN): Mạng nơ-ron có thể được miêu tả là mối quan hệ đa cấp bậc giữa các nơ-ron trong một mạng nơ-ron tương tự như chức năng của não. Các tế bào thần kinh thực hiện cơ chế phản hồi với nhau, truyền các tín hiệu cần thiết đến các cấp độ tiếp theo, dựa trên đầu vào nhận được từ các cấp độ tương ứng trước đó, đạt được một hoặc nhiều kết quả cuối cùng.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Kết quả tính toán cho số liệu sụt lún vệ tinh

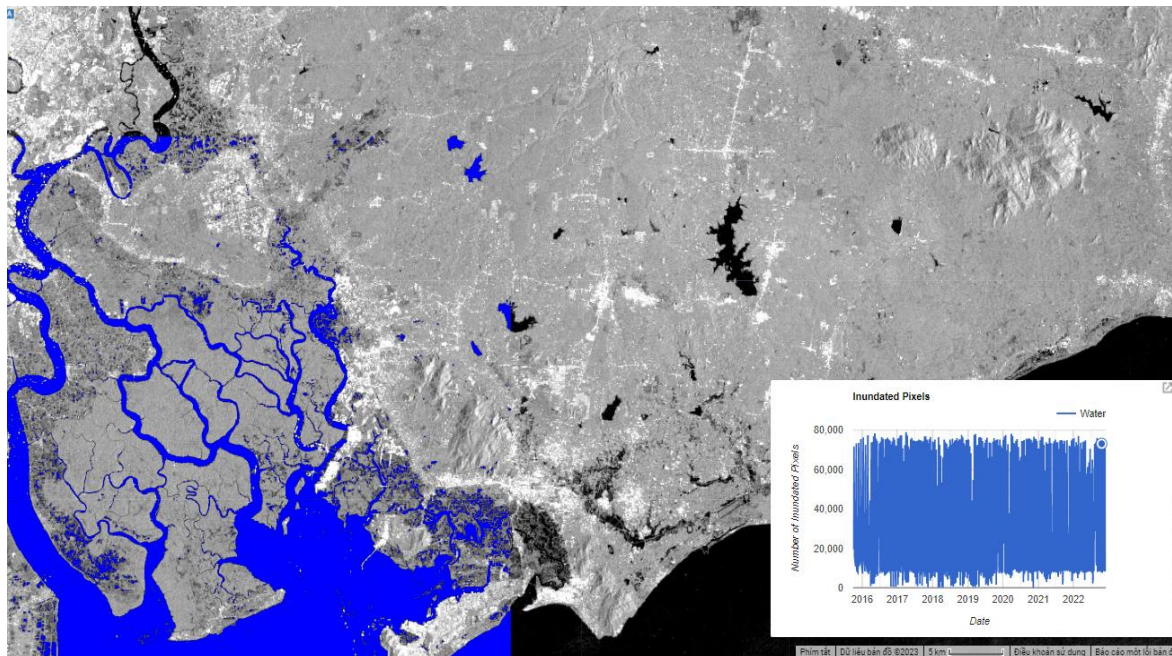
Chạy giao thoa cho giai đoạn 2015–2021 cho khu vực TP HCM cho thấy tốc độ sụt lún lớn nhất ở TP. Hồ Chí Minh là khu vực trung tâm và có tốc độ sụt lún khoảng 10 cm chủ yếu tại khu vực phía Nam và 1 phần nhỏ tại phía Đông, phía Tây theo phương thẳng đứng và có xu thế dịch chuyển chính về phía Đông Nam thành phố theo phương nằm ngang, các khu vực ngoại thành có tốc độ thấp hơn (Đông TP. Hồ Chí Minh) (Hình 7).



Hình 7. Tốc độ sụt lún TP HCM giai đoạn 2015–2022 (mm/năm).

3.2. Kết quả tính toán cho số liệu ngập lụt

Toàn bộ số liệu tính toán ngập lụt trong giai đoạn 2015–2022 khu vực thành phố Hồ Chí Minh được tính toán và thống kê trên nền tảng GEE (*Google Earth Engine*). Kết quả được thể hiện (Hình 8). Kết quả xuất ra thêm biểu đồ thể hiện giá trị diện tích mực nước cho từng thời điểm ảnh.



Hình 8. Tính toán hiện trạng ngập cho TP. HCM giai đoạn 2015–2022.

3.3. Kết quả đào tạo mô hình

Nhiều phương pháp học máy khác nhau được áp dụng nhằm mục đích đánh giá nguy cơ ngập lụt dựa trên thông tin từ ngập, sụt lún trong quá khứ. Mục tiêu là chọn mô hình học máy tốt nhất về độ chính xác trong ước tính các nguy cơ ngập. Để đạt được điều này, tập dữ liệu được chia ngẫu nhiên thành hai tập hợp con. Một phần của 70% dữ liệu thường được sử dụng để đào tạo và 30% còn lại để thử nghiệm nhằm đánh giá khả năng khái quát hóa của từng mô hình. Trong công việc này, chúng tôi sử dụng bốn phương pháp học máy khác nhau, đó là Naïve Bayes (NB), Random Forest (RF), Support Vector Machines (SVM) và Neural Networks (NN). Bài báo đã sử dụng xác thực chéo k-fold để đánh giá các mô hình máy học. Trong trường hợp này, tham số k được đặt bằng 10 để chọn mô hình tốt nhất với sự trợ giúp của kết quả trung bình. Một tập hợp các tham số cho từng mô hình học máy đã được sử dụng và đánh giá được trình bày trong Bảng 2.

Bảng 2. Các tham số để đào tạo mô hình.

Mô hình	Bộ thông số mô hình
Random Forest	Criterion: { Gini, Entropy }, Maxfeatures: { Auto, Log2, Sqrt, None }, n_Estimator: { 50, 100, 200, 500 }
Naïve Bayes	α :{0.01,0.1,1}
SVM	Kernel Functions: { rbf, poly, sigmoid }
Neural Network	Activation Function: { ReLu, Sigmoid }, #Neurons: { 1, 2, 4, 6, 8 }, Epochs: { 100, 300, 500 }

Bảng 3 trình bày kết quả thử nghiệm đối với các chỉ số đánh giá độ chính xác, thu hồi và điểm F1 đạt được trong quá trình đào tạo các mô hình máy học. Dựa trên các số liệu này, việc lựa chọn mô hình tốt nhất được thực hiện bằng phương pháp của best_estimator (thu viện sklearn). Random Forest được chọn là mô hình tốt nhất, sử dụng các siêu tham số sau: (Tiêu chí: Gini; Tính năng tối đa: Tự động; n_Estimator: 50) vì những siêu tham số này đạt được hiệu suất tốt nhất, độ chính xác trung bình xấp xỉ 0,9999995.

Bảng 3. Tóm tắt các kết quả đánh giá độ chính xác của các mô hình học máy

Mô hình	Nguy cơ	Độ chính xác	Thu hồi	Điểm F1
Random Forest <i>(Criterion: Gini; Max.features: Auto; n_Estimator: 50)</i>	Nguy cơ cao	0,99	0,99	0,99
	Nguy cơ thấp	0,99	0,99	0,99
	Nguy cơ trung bình	0,99	0,99	0,99
Naïve Bayes <i>(α:0.01)</i>	Nguy cơ cao	0,93	0,91	0,92
	Nguy cơ thấp	0,91	0,97	0,94
	Nguy cơ trung bình	0,00	0,00	0,00
SVM <i>(Kernel Function: poly)</i>	Nguy cơ cao	0,96	0,98	0,97
	Nguy cơ thấp	0,96	0,99	0,98
	Nguy cơ trung bình	0,98	0,97	0,98
Neural Network <i>(Act.Fun.: ReLu; #Neur.: 8; Epochs: 500)</i>	Nguy cơ cao	0,99	0,99	0,99
	Nguy cơ thấp	0,99	0,99	0,99
	Nguy cơ trung bình	0,99	0,99	0,99

3.4. Kết quả bản đồ nguy cơ cấp ứng dụng trí tuệ nhân tạo

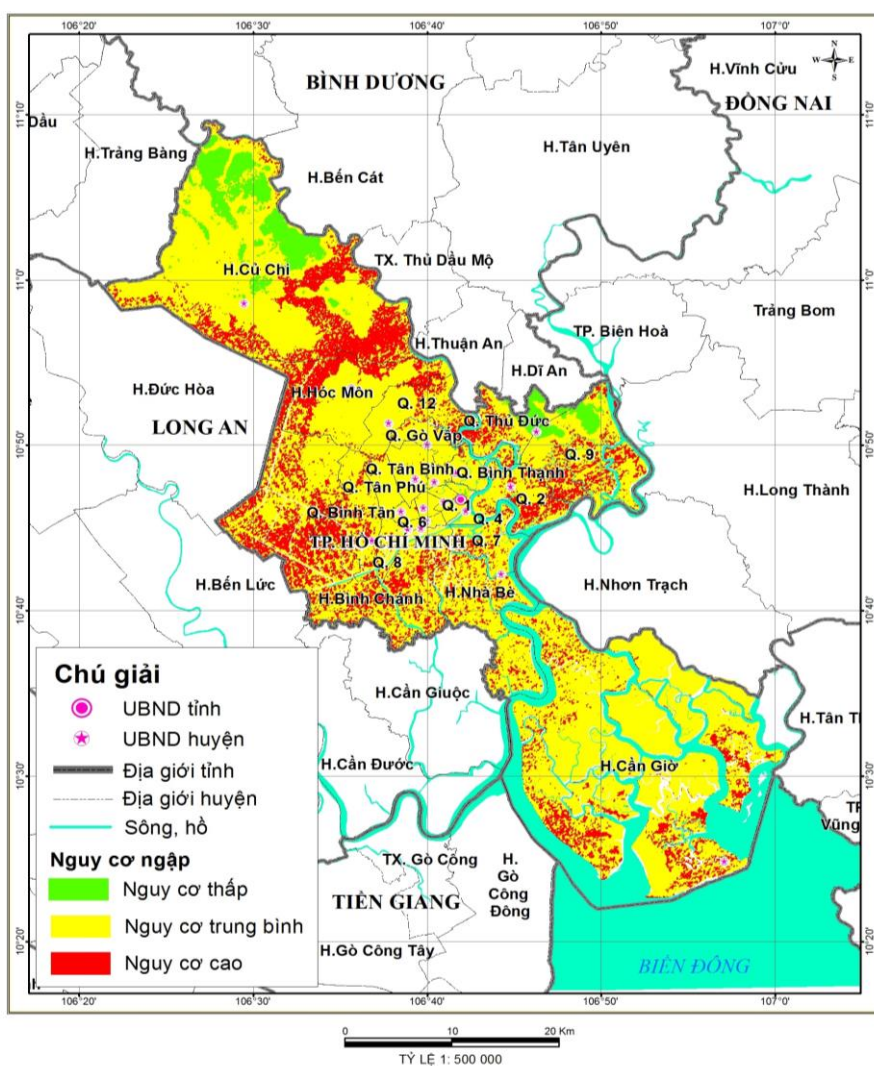
Kết quả tính toán cho thấy khu vực HCM có nguy cơ ngập tương đối cao, khu vực có nguy cơ ngập cao nhất nằm ở trung tâm thành phố tập trung ở các quận Bình Tân, Bình Chánh, quận Thủ Đức, quận 9 và quận 12. Khu vực huyện Củ Chi là có nguy cơ ngập thấp nhất (Hình 9). Điều này khá phù hợp với tình hình, hiện trạng ngập lụt do triều cường ở TP HCM hiện nay.

4. Kết luận và kiến nghị

Kết quả tính toán của bài báo được dựa trên các nguồn số liệu chi tiết, chính xác và cập nhật mới nhất nên có mức độ cảnh báo ít trầm trọng hơn. Tuy nhiên, cũng cần lưu ý rằng trong tất cả các dự tính đều có sự chưa chắc chắn do các mô hình chưa thể mô phỏng đầy đủ và chính xác các quá trình nhiệt động lực học băng và nhiều nguyên nhân khác.

Các bản đồ nguy cơ ngập đã được xây dựng dựa trên số liệu mô hình số độ cao tỉ lệ 1:2.000 chi tiết, dữ liệu viễn thám và GIS cập nhật đến năm 2022. Theo các dữ liệu dự tính thì khu vực ĐBSCL và TP. Hồ Chí Minh vẫn là khu vực có nguy cơ cao chịu tác động của nước biển dâng do BĐKH, nhất là tại trung tâm thành phố tập trung ở huyện Bình Chánh và quận Bình Tân, đây cũng là một thông điệp cần quan tâm để có chiến lược, phương án quy hoạch hợp lý phòng chống tác động của nước biển dâng đang hiện hữu và có thể nghiêm trọng hơn trong tương lai.

Trong nghiên cứu mới chỉ sử dụng các dữ liệu từ 2015 đến 2022 là chưa đủ tốt đối với một mô hình trí tuệ nhân tạo, vậy nên cần thiết xây dựng những bộ dữ liệu với chuỗi thời gian dài hơn để nâng cao hơn nữa độ chính xác của nghiên cứu này.



Hình 9. Kết quả bản đồ nguy cơ ngập cho thành phố HCM.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: D.H.P., T.H.T.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: D.H.P., T.H.T.; Xử lý số liệu: D.H.P.; Phân tích mẫu: D.H.P.; Lấy mẫu: D.H.P.; Viết bản thảo bài báo: D.H.P.; Chỉnh sửa bài báo: D.H.P., T.H.T.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Pinos, J.; Quesada–Román, A. Flood Risk–Related Research Trends in Latin America and the Caribbean. *Water* **2022**, *14*, 10.
2. Van Loenhout, J.; McClean, D. Human Cost of Disasters. An Overview of the Last 20 Years 2000–2019. UN Office for Disaster Risk Reduction (UNDRR) and Centre for Research on the Epidemiology of Disasters (CRED): Brussels, Belgium, 2020.
3. Quesada–Román, A.; Ballesteros–Cánovas, J.A.; Granados–Bolaños, S.; Birkel, C.; Stoffel, M. Dendrogeomorphic reconstruction of floods in a dynamic tropical river. *Geomorphology* **2020**, *359*, 107133.
4. Quesada–Román, A.; Ballesteros–Cánovas, J.A.; Granados–Bolaños, S.; Birkel, C.; Stoffel, M. Improving regional flood risk assessment using flood frequency and

- dendrogeomorphic analyses in mountain catchments impacted by tropical cyclones. *Geomorphology* **2022**, 396, 108000.
5. Said, N.; Ahmad, K.; Riegler, M.; Pogorelov, K.; Hassan, L.; Ahmad, N.; Conci, N. Natural disasters detection in social media and satellite imagery: A survey. *Multimed. Tools Appl.* **2019**, 78, 31267–31302.
 6. Yu, M.; Yang, C.; Li, Y. Big Data in Natural Disaster Management: A Review. *Geosciences* **2018**, 8, 165.
 7. Arshad, B.; Ogie, R.; Barthélemy, J.; Pradhan, B.; Verstaevel, N.; Perez, P. Computer Vision and IoT-Based Sensors in Flood Monitoring and Mapping: A Systematic Review. *Sensors* **2019**, 19, 5012.
 8. Dottori, F.; Kalas, M.; Salamon, P.; Bianchi, A.; Thielen Del Pozo, J.; Feyen, L. A near real-time procedure for flood hazard mapping and risk assessment in Europe. In Proceedings of the 36th IAHR World Congress, The Hague, The Netherlands, 28 June–3 July 2015. International Association for Hydro-Environment Engineering and Research (IAHR): Thessaloniki, Greece, 2015, pp. 4968–4975.
 9. Constantinescu, G.; Garcia, M.; Hanes, D. River Flow 2016: Iowa City. CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2016.
 10. EXCIMAP. Handbook on Good Practices for Flood Mapping in Europe. European Commission: Den Haag, The Netherlands, 2007.
 11. Ekeu-wei, I.; Blackburn, G. Applications of Open-Access Remotely Sensed Data for Flood Modelling and Mapping in Developing Regions. *Hydrology* **2018**, 5, 39.
 12. Díez-Herrero, A.; Lain-Huerta, L.; Llorente, M. A Handbook on Flood Hazard Mapping Methodologies. Geological Survey of Spain: Madrid, Spain, 2009.
 13. Spachinger, K.; Dorner, W.; Metzka, R.; Serrhini, K.; Fuchs, S. Flood Risk and Flood hazard maps—Visualisation of hydrological risks. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **2008**, 4, 012043.
 14. Wagenaar, D.; Curran, A.; Balbi, M.; Bhardwaj, A.; Soden, R.; Hartato, E.; Mestav Sarica, G.; Ruangpan, L.; Molinario, G.; Lallemand, D. Invited perspectives: How machine learning will change flood risk and impact assessment. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **2020**, 20, 1149–1161.
 15. Global Facility for Disaster Reduction and Recovery (GFDRR). Machine Learning for Disaster Risk Management. 2018. Available online: https://www.gfdrr.org/sites/default/files/publication/181222_WorldBank_DisasterRiskManagement_Ebook_D6.pdf (accessed on 17 January 2020).
 16. Klemas, V. Remote Sensing of Floods and Flood-Prone Areas: An Overview. *J. Coast. Res.* **2015**, 31, 1005–1013.
 17. Kuenzer, C.; Guo, H.; Huth, J.; Leinenkugel, P.; Li, X.; Dech, S. Flood Mapping and Flood Dynamics of the Mekong Delta: ENVISAT-ASAR-WSM Based Time Series Analyses. *Remote Sens.* **2013**, 5, 687–715.
 18. Van Ackere, S.; Verbeurgt, J.; De Sloover, L.; Gautama, S.; Wulf, A.; De Maeyer, P. A Review of the Internet of Floods: Near Real-Time Detection of a Flood Event and Its Impact. *Water* **2019**, 11, 2275.
 19. Bộ tài nguyên và môi trường. Kịch bản biến đổi khí hậu, 2020.
 20. Opella, J.M.A.; Hernandez, A.A. Developing a Flood Risk Assessment Using Support Vector Machine and Convolutional Neural Network: A Conceptual Framework. Proceedings of the 2019 IEEE 15th International Colloquium on Signal Processing Its Applications (CSPA), Penang, Malaysia, 8–9 March 2019, pp. 260–265.
 21. Mpakratsas, M.; Moumtzidou, A.; Gialampoukidis, I.; Vrochidis, S.; Kompatsiaris, I. A Deep Neural Network Slope Reduction Model on Sentinel-1 Images for Water

- Mask Extraction. Proceedings of the 40th Asian Conference on Remote Sensing (ACRS 2019), Daejeon, Korea, 14–18 October 2019.
22. Friuli Venezia Giulia Region. Piano Stralcio per l’assetto Piano Stralcio per l’assetto Idrogeologico dei Bacini di Interesse Regionale (Bacini Idrografici dei Tributari della Laguna di Marano–Grado, ivi Compresa la Laguna Medesima, del Torrente Slizza e del Levante). 2016.
 23. Eastern Alps River Basin District Authority–AAWA. Flood Risk Management Plan of the Eastern Alps Hydrographic District. Decree of the President of the Italian Council of Ministers of 27 October 2016, 2017.
 24. Rahmati, O.; Yousefi, S.; Kalantari, Z.; Uemaa, E.; Teimurian, T.; Keesstra, S.; Pham, T.D.; Tien Bui, D. Multi–Hazard Exposure Mapping Using Machine Learning Techniques: A Case Study from Iran. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 1943.
 25. Cortes, C.; Vapnik, V. Support–vector networks. *Mach. Learn.* **1995**, *20*, 273–297.
 26. Tin Kam, H. Random decision forests. Proceedings of the 3rd International Conference on Document Analysis and Recognition, Montreal, QC, Canada, 14–16 August 1995, 1, pp. 278–282.

Applying artificial intelligence in building a flood risk map due to sea level rise for Ho Chi Minh city

Doan Ha Phong^{1*}, Tran Huu The²

¹ Viet Nam Institute of Meteorology, Hydrology & Climate Change; dhphong@gmail.com

² Phu Yen Provincial Party Committee; thetranpy@gmail.com

Abstract: According to the Climate Change scenario of 2020 of the MONRE, Ho Chi Minh City is an area at high risk of flooding with 17.15% of the area at risk of Sea Level Rise. The increase in the intensity and number of flooding events due to a combination of climate change, sea level rise and human factors drives the need for real–time solutions for hazard mapping flood due to Selevel rise and flood risk. In this study, a methodological framework is proposed that allows a flexible assessment of flood and risk severity by combining remote sensing (Sentinel–1) and data–based GIS from 2015–2022 for Ho Chi Minh City area. Various machine learning techniques were used, to assess flood risk. The results show that the Random Forest model achieves the highest F1 score (about 0.99), among the models used to create the flood risk map due to sea level rise. The flood risk map using artificial intelligence shows that the Ho Chi Minh City area is still a high risk area for flooding, with Binh Tan and Binh Chanh districts being the areas with the highest risk of flooding.

Keywords: Risk of flooding; Remote sensing data; GIS; Machine learning; Random Forest.

Table of content

- 1** Tung, T.T.; Hung, T.D. A study on using Sentinel 2 imagery to analyse shoreline change and nearshore topography evolution in the Nhat Le estuary, Quang Binh Province. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 1–11.
- 12** Hung, N.V.; Quyen, L.N.; Truc, L.T.P.; Thao, N.T.T.; Trang, H.T.P.; Thao, P.T.V.; Trang, T.T.T.; Tham, P.T.H.; Lan, T.T.; Trang, T.T.M.; Dao, T.T. Building a map of water quality zoning in the canal system in the inner city of Ho Chi Minh City based on monitoring results. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 12–26.
- 27** Son, N.D.; Tuan, D.H. Assessment of PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) concentration in surface water of Hotay Lake, Hanoi City. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 27–35.
- 36** Tuoi, H.T.N.; Thien, N.D.; Dung, T.D.; Duong, V.H.T. Assessing the impact of land use change on rice farmers' livelihood vulnerability in An Giang Province. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 36–55.
- 56** Viet, P.H.; Hoan, D.N.; Hoa, L.T.T.; Thao, L.Q. Assessment of socio-economic environmental impacts, due to stone mining activities for building materials in Binh Duong Province. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 56–69.
- 70** Ngoc, L.T.; Duyen, N.C.M.; Phong, N.H.; Long, B.T. Assessment of public health impacts associated with short-term PM_{2.5} pollution exposure: A case study in Binh Duong Province, Vietnam. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 70–86.
- 87** Nam, N.T.T.; Trinh, N.N.; Thu, N.T.M.; Bao, P.T. Characteristics and effect of the temperature inversion on concentrations of fine particulate matter (PM_{2.5}) in Ho Chi Minh City. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 87–95.
- 96** Phong, D.H.; The, T.H. Applying artificial intelligence in building a flood risk map due to sea level rise for Ho Chi Minh City. *VN J. Hydrometeorol.* **2023**, *746*, 96–107.