

**TẠP CHÍ**

# **KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN**

**Vietnam Journal of Hydro - Meteorology**

**ISSN 2525 - 2208**



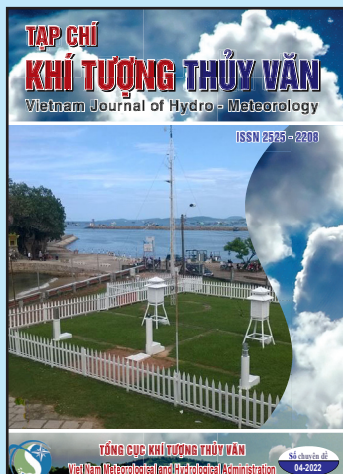
**TỔNG CỤC KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN**  
**Viet Nam Meteorological and Hydrological Administration**

Số chuyên đề

04-2022

## MỤC LỤC

### Bài báo khoa học



### Q. TÔNG BIÊN TẬP TS. Đoàn Quang Trí

### Trị sự và Phát hành Đặng Quốc Khánh

- |                              |                             |
|------------------------------|-----------------------------|
| 1. GS. TS. Trần Hồng Thái    | 14. TS. Đoàn Quang Trí      |
| 2. GS. TS. Trần Thục         | 15. PGS. TS. Mai Văn Khiêm  |
| 3. GS. TS. Mai Trọng Nhuận   | 16. PGS. TS. Nguyễn Bá Thủy |
| 4. GS. TS. Phan Văn Tân      | 17. TS. Tống Ngọc Thanh     |
| 5. GS. TS. Nguyễn Kỳ Phùng   | 18. TS. Đinh Thái Hưng      |
| 6. GS. TS. Phan Đình Tuấn    | 19. TS. Võ Văn Hòa          |
| 7. GS. TS. Nguyễn Kim Lợi    | 20. TS. Nguyễn Đắc Đồng     |
| 8. PGS. TS. Nguyễn Thanh Sơn | 21. GS. TS. Kazuo Saito     |
| 9. PGS. TS. Nguyễn Văn Thắng | 22. GS. TS. Jun Matsumoto   |
| 10. PGS. TS. Dương Văn Khâm  | 23. GS. TS. Jaecheol Nam    |
| 11. PGS. TS. Dương Hồng Sơn  | 24. TS. Keunyong Song       |
| 12. TS. Hoàng Đức Cường      | 25. TS. Lars Robert Hole    |
| 13. TS. Bạch Quang Dũng      | 26. TS. Sooyoul Kim         |

### 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 Đầu Tư Nông Nghiệp  
Việt Nam  
ĐT: 0243.5624399

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

Giá bán: 25.000 đồng

- 1 Dương Thị Huyền Trang, Đỗ Hữu Tuấn:** Đánh giá chất lượng không khí tại Thành phố Hạ Long, Tỉnh Quảng Ninh giai đoạn 2016–2019
- 14 Huynh Phu, Huynh Thi Ngoc Han, Nguyen Ly Ngoc Thao:** Plastic waste, microplastics in the Saigon – Dong Nai river basin, the risk of impacts on the health of people
- 28 Nguyễn Trung Hiếu, Đoàn Thu Hà:** Đánh giá hiệu quả cải thiện chất lượng nước nhờ tầng thấm lọc ven sông
- 41 Quỳnh K.N. Cao, Phạm T.H. Hạnh, Bùi Tá Long:** Đánh giá diễn biến đường bờ và xu thế bồi – xói khu vực bờ biển Cửa Đại – Hội An, tỉnh Quảng Nam
- 54 Nguyễn Thị Ngọc Châu, Đinh Thị Ái Liên, Nguyễn Hoàng Phong, Bùi Tá Long:** Đánh giá hiện trạng phân bố và sự biến động theo mùa mức độ ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> tại vùng Tứ Giác Long Xuyên, Việt Nam
- 75 Lê Ngọc Cầu, Lê Văn Quy, Phạm Thị Quỳnh:** Đánh giá chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên giai đoạn 2019–2020

## Đánh giá chất lượng không khí tại Thành phố Hạ Long, Tỉnh Quảng Ninh giai đoạn 2016–2019

Dương Thị Huyền Trang<sup>1</sup>, Đỗ Hữu Tuấn<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> 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; duongthihuyentrang\_t61@hus.edu.vn; tuandh@vnu.edu.vn

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

Ban Biên tập nhận bài: 12/3/2022; Ngày phản biện xong: 24/3/2022; Ngày đăng bài: 25/4/2022

**Tóm tắt:** Ô nhiễm không khí tại các thành phố lớn là vấn đề đáng báo động, đặc biệt là tại các nước kém phát triển và đang phát triển. Tại Việt Nam chất lượng không khí tại các thành phố lớn cũng đang là vấn đề nổi cộm. Việc đánh giá chất lượng không khí tại các thành phố là vấn đề cấp thiết cần được quan tâm. Nghiên cứu này tiến hành đánh giá chất lượng không khí tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh từ năm 2016–2019 bằng phân tích thống kê, so sánh với quy chuẩn Việt Nam qua các chỉ số riêng lẻ. Kết quả nghiên cứu cho thấy chất lượng không khí tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh về cơ bản có chất lượng tốt. Hầu hết các thông số quan trắc đều dưới mức quy chuẩn. Tuy nhiên Thành phố đang có dấu hiệu ô nhiễm bụi tại một số địa điểm quan trắc. Các nguồn phát thải chính cần được quan tâm kiểm soát như khai thác than, khu công nghiệp, hoạt động du lịch và giao thông vận tải.

**Từ khóa:** Chất lượng không khí; Môi trường không khí; Ô nhiễm không khí; Hạ Long.

### 1. Mở đầu

Ô nhiễm không khí là một trong những vấn đề cấp bách ảnh hưởng tới sức khỏe mà con người đang phải đối mặt. Theo Tổ chức Y tế Thế giới, 92% dân số thế giới sống trong môi trường không khí độc hại, hàng năm ô nhiễm không khí là nguyên nhân gây tử vong cho 7 triệu người [1]. Tại các quốc gia kém phát triển 98% trẻ em dưới 5 tuổi hít thở không khí độc hại, là nguyên nhân tử vong của 600.000 trẻ em dưới 15 tuổi mỗi năm [2]. Ô nhiễm không khí cũng gây thiệt hại 5 nghìn tỉ đô la mỗi năm trên toàn thế giới [3]. Ô nhiễm không khí có thể gây ra các vấn đề nghiêm trọng về sức khỏe [4–8], thu nhập [8–9], phát triển kinh tế [10–11], sự di cư của người dân để tránh ô nhiễm [12–13]. Đối với các vấn đề môi trường khu vực và toàn cầu, ô nhiễm không khí gây tác động đến các hệ sinh thái [14–17], biến đổi khí hậu và nóng lên toàn cầu [18–19].

Tại Châu Á, chất lượng không khí được đánh giá là thấp nhất thế giới. Năm 2019, trong 355 thành phố được đánh giá tại Châu Á chỉ có 6 thành phố đạt yêu cầu về chất lượng không khí theo tiêu chuẩn của WHO. Trong 30 thành phố ô nhiễm nhất thế giới năm 2019, khu vực Nam Á có 27 thành phố. Bangladesh, Pakistan, Mông Cổ, Afghanistan và Ấn Độ được đánh giá là những quốc gia ô nhiễm không khí nghiêm trọng nhất thế giới, Việt Nam đứng thứ 15 trong danh sách các quốc gia ô nhiễm PM 2.5 nhất [20]. Trong các thủ đô trên thế giới, Delhi (Ấn Độ), Dhaka (Bangladesh) là 2 thủ đô ô nhiễm nhất.

Tại Việt Nam, chất lượng không khí tại các đô thị lớn thường xuyên bị ô nhiễm đặc biệt là bụi PM10 và PM 2.5. Mức độ ô nhiễm bụi có xu hướng tăng từ 2017–2019 [21]. Thủ đô

Hà Nội được đánh giá mức độ ô nhiễm đứng thứ 7 thế giới với chỉ số PM 2.5 [20]. Trong năm 2019, số ngày có chỉ số chất lượng không khí (Air Quality Index– AQI) ở mức kém và xấu chiếm 30,5%, một số ngày có chất lượng không khí ở mức xấu và rất xấu [21]. Từ đó cho thấy, ô nhiễm không khí là vấn đề cấp bách tại Việt Nam.

Thành phố Hạ Long, là trung tâm kinh tế, văn hóa của tỉnh Quảng Ninh với tốc độ phát triển cao với nhiều loại hình kinh tế, phương tiện vận chuyển. Việc quan trắc đánh giá chất lượng không khí tại thành phố Hạ Long là việc hết sức quan trọng và cấp thiết. Do đó, bằng việc sử dụng phương pháp đánh giá so sánh, phương pháp thống kê, mục tiêu của nghiên cứu này bao gồm: (1) Đánh giá chất lượng môi trường không khí tại Thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh giai đoạn 2016–2019; (2) Đánh giá diễn biến chất lượng không khí theo mùa và bước đầu xác định các nguồn phát thải chính ra môi trường không khí tại khu vực nghiên cứu.

## 2. Phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Thu thập số liệu nghiên cứu

Dữ liệu quan trắc môi trường không khí giai đoạn 2016–2019 được thu thập từ hệ thống quan trắc môi trường không khí liên tục, tự động 24/24 và quan trắc định kỳ chủ động của Thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh được thu thập với các thông số: Tiếng ồn, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, tổng bụi TSP [22–25]. Điều tra, khảo sát tại các điểm quan trắc môi trường không khí, nghiên cứu địa hình, đặc điểm của thành phố Hạ Long để có những so sánh đánh giá phù hợp.

### 2.2. Phương pháp xử lý số liệu

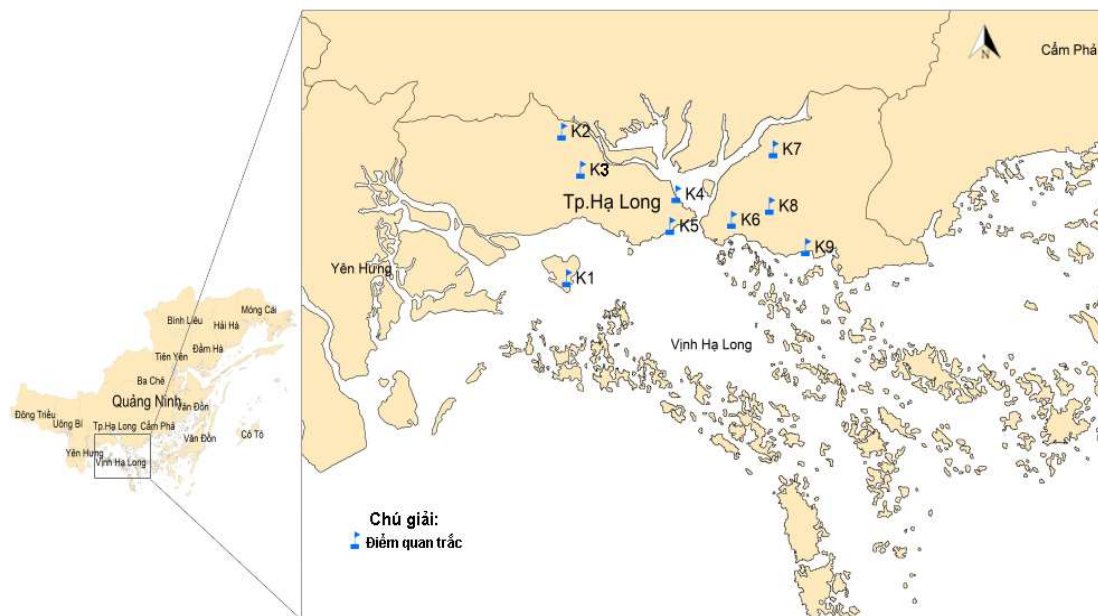
Dữ liệu quan trắc môi trường không khí trong giai đoạn 4 năm (2016–2019) được xử lý thống kê cơ bản bằng phương pháp lập trình thống kê R để loại bỏ sai số, các giá trị ngoại biên. Các kết quả tính toán được so sánh với QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng môi trường không khí xung quanh từ đó đánh giá chất lượng môi trường không khí của khu vực.

### 2.3. Phạm vi nghiên cứu

Các trạm quan trắc chất lượng không khí của các vùng thuộc khu vực thành phố Hạ Long. Vị trí các trạm quan trắc được trình bày tại Bảng 1 và Hình 1.

**Bảng 1.** Vị trí địa lý của các trạm quan trắc khu vực thành phố Hạ Long.

STT	Tên điểm	KH	Vị trí	
			Kinh độ	Vĩ độ
1	Khu du lịch Tuần Châu	K1	20.9264	106.9882
2	Khu dân cư phía Tây Khu Công nghiệp Việt Hưng	K2	21.0078	106.9853
3	Khu dân cư khu 2 phường Hà Khẩu	K3	20.9866	106.9964
4	Khu vực cảng Cái Lân	K4	20.9731	107.0528
5	Khu du lịch Bãi Cháy	K5	20.9554	107.0493
6	Khu vực Ngã tư Loong Toòng	K6	20.9589	107.0856
7	Khu dân cư Đồi Cây Phờng Hà Khánh	K7	20.9980	107.1103
8	Chợ Hà Lâm	K8	20.9666	107.1080
9	Khu dân cư khu 6 – phường Hồng Hà	K9	20.9437	107.1294



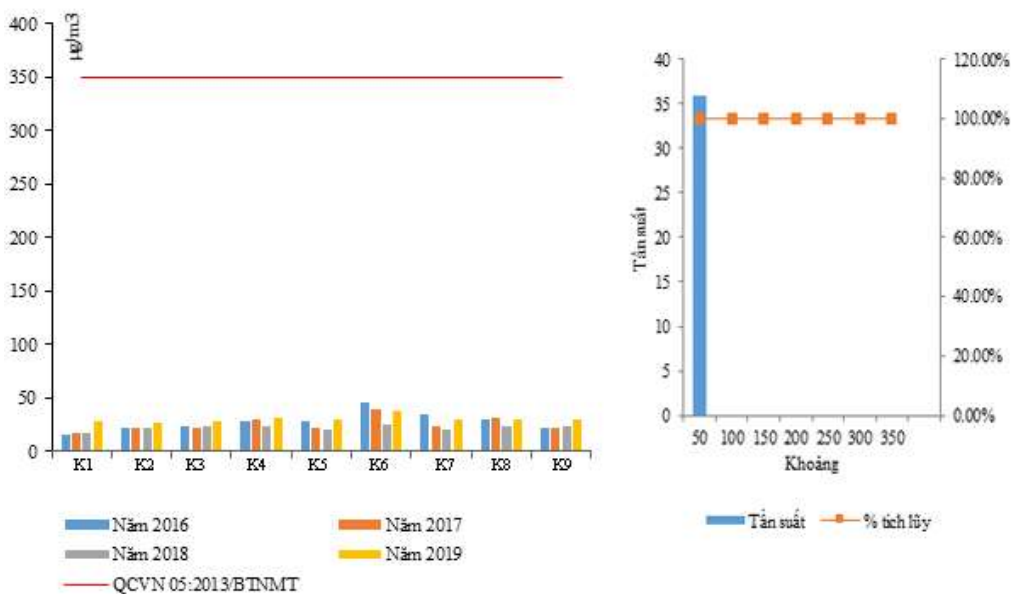
Hình 1. Vị trí các điểm quan trắc môi trường không khí tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

### 3. Kết quả nghiên cứu

#### 3.1. Đánh giá chất lượng không khí thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh

##### 3.1.1. Nồng độ khí SO<sub>2</sub>

Nồng độ SO<sub>2</sub> trung bình 1 giờ trong 4 năm dao động trong khoảng 16–30 μg/m<sup>3</sup> nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng không khí xung quanh (giới hạn 350 μg/m<sup>3</sup>). Năm 2016, năm 2017 nồng độ của SO<sub>2</sub> tăng cao nhưng vẫn nằm trong giới hạn cho phép.

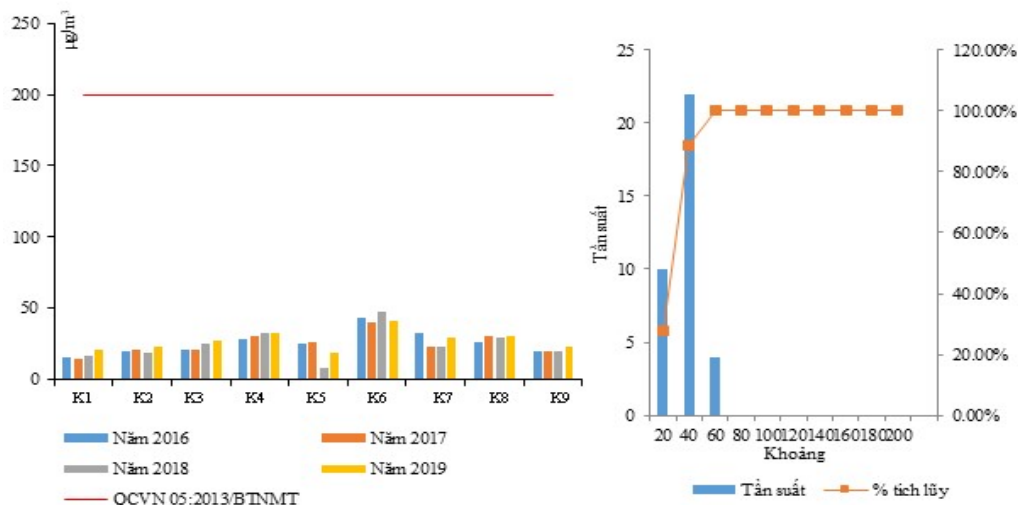


Hình 2. Nồng độ khí SO<sub>2</sub> trung bình năm từ 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ SO<sub>2</sub> trung bình năm trong 4 năm 2016–2019 dao động dưới khoảng 50 µg/m<sup>3</sup>. Có 100% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 50 µg/m<sup>3</sup> tất cả số mẫu đều nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT.

### 3.1.2. Nồng độ NO<sub>2</sub>

Nồng độ khí NO<sub>2</sub> trung bình 1 giờ trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động từ 14,83–30,51 µg/m<sup>3</sup>, nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng không khí xung quanh (giới hạn 200 µg/m<sup>3</sup>). Năm 2018 nồng độ NO<sub>2</sub> cao nhất là 47,45 µg/m<sup>3</sup>.

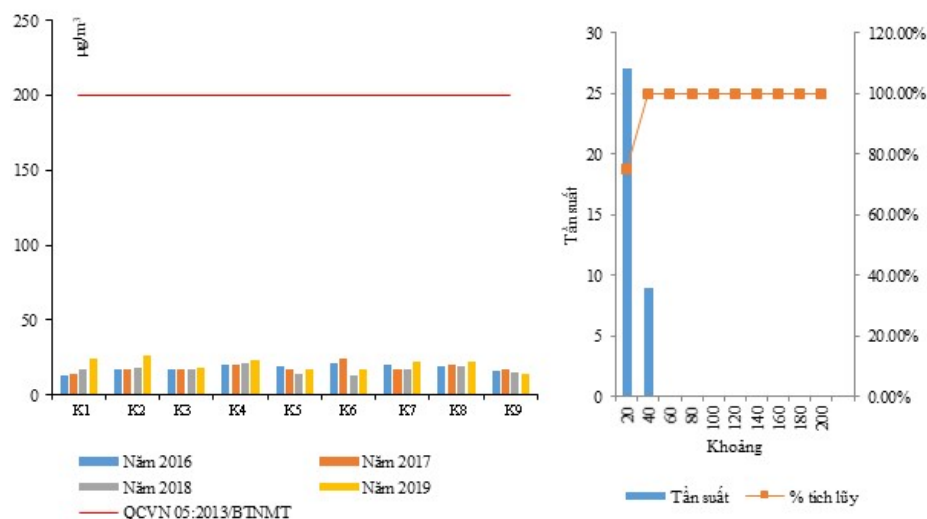


**Hình 3.** Nồng độ khí NO<sub>2</sub> trung bình năm từ 2016–2019 tại thành phố Hà Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ nồng độ NO<sub>2</sub> trung bình năm trong 4 năm 2016–2019 dao động trong khoảng từ 20–60 µg/m<sup>3</sup>. Trong đó có 27,78% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 20 µg/m<sup>3</sup>. Có 88,89% giá trị quan trắc dưới khoảng 40 µg/m<sup>3</sup> và 100% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 60 µg/m. Kết quả trên cho thấy tất cả các mẫu khí NO<sub>2</sub> đều nằm trong GHCP (200 µg/m<sup>3</sup>).

### 3.1.3. Nồng độ O<sub>3</sub>

Nồng độ O<sub>3</sub> trung bình 1 giờ trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động từ 16,7–21,9 µg/m<sup>3</sup>, nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (200 µg/m<sup>3</sup>). Nồng độ O<sub>3</sub> có xu hướng giảm dần theo các năm nhưng riêng năm 2019 tại 2 điểm quan trắc đó là: Khu du lịch Tuần Châu (K1) (Vịnh Hạ Long) và Khu dân cư phía Tây KCN Việt Hưng (K2) nồng độ O<sub>3</sub> lại tăng cao lần lượt là 24,6 µg/m<sup>3</sup> và 26,15µg/m<sup>3</sup> tăng 2,7–4,25 µg/m<sup>3</sup> so với các năm trước đó. Mặc dù, nồng độ O<sub>3</sub> vẫn dưới ngưỡng cho phép nhưng đây là một báo hiệu cảnh báo về ô nhiễm môi trường không khí. Nguyên nhân chủ yếu là do hoạt động du lịch và khí thải của khu công nghiệp trong quá trình hoạt động sản xuất.



**Hình 4.** Nồng độ khí O<sub>3</sub> trung bình năm từ 2016–2019 tại thành phố Hà Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ trung bình năm trong 4 năm 2016–2019 của nồng độ khí O<sub>3</sub> năm dao động từ khoảng 20–40µg/m<sup>3</sup>. Trong đó có 75% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 20 µg/m<sup>3</sup> và 100% giá trị quan trắc ở dưới khoảng 40µg/m<sup>3</sup>. Muốn cải thiện môi trường không khí ta cần tập trung cải thiện khoảng chứa % giá trị quan trắc trên.

### 3.1.4. Nồng độ khí CO

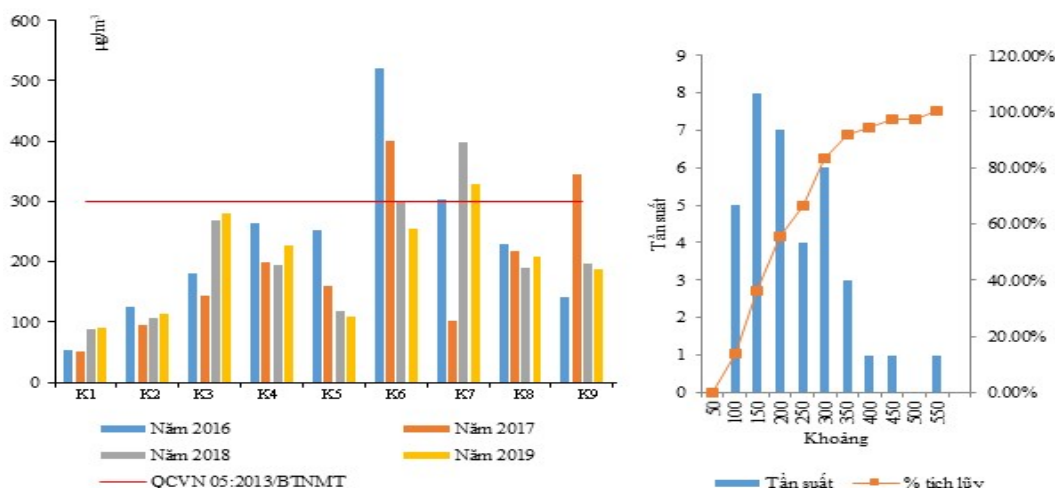
Nồng độ trung bình 1 giờ trong 4 năm của khí CO tại các vị trí quan trắc đều nhỏ hơn GHPH của phương pháp phân tích (< 7000 µg/m<sup>3</sup>) và nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí xung quanh (giới hạn 30.000 µg/m<sup>3</sup>).

### 3.1.5. Diễn biến nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP)

Tổng bụi lơ lửng (TSP) trung bình 1 giờ trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động từ 90–279,75 µg/m<sup>3</sup> đều nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (giới hạn 300 µg/m<sup>3</sup>). Nồng độ TSP đang có xu hướng giảm dần vào những năm gần đây. Trong đó, khu vực Ngã tư Loong Toòng năm 2016 tổng bụi lơ lửng (TSP) là 521 µg/m<sup>3</sup> cao nhất trong 4 năm từ 2016–2019. Kết quả thu được của khu vực này năm 2019 còn 255,25 µg/m<sup>3</sup> giảm gần một nửa so với năm 2016. Nồng độ TSP cao thứ 2 trong những năm gần đây phải kể đến là năm 2018 trạm quan trắc khu dân cư Đồi Cây, phường Hà Khánh đạt tới 398,25 µg/m<sup>3</sup> vượt quá GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (giới hạn 300 µg/m<sup>3</sup>).

Nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP) trung bình năm trong 4 năm 2016–2019 năm dao động từ khoảng 50–550 µg/m<sup>3</sup>. Trong đó có 13,8% giá trị quan trắc dưới khoảng 100 µg/m<sup>3</sup>. Có 36,11% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 200 µg/m<sup>3</sup>. Có 55,56% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 250 µg/m<sup>3</sup>. Dưới khoảng 250 µg/m<sup>3</sup> có 66,67% giá trị quan trắc. Có 83,33% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 300 µg/m<sup>3</sup>. Kết quả trên cho thấy mức độ tập trung của tổng bụi lơ lửng vẫn nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT. Tuy nhiên, vẫn còn 16,67% giá trị quan trắc có nồng độ TSP vượt qua ngưỡng cho phép với các khoảng vượt mức như sau: có 8,34% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 350 µg/m<sup>3</sup>, dưới khoảng 400 µg/m<sup>3</sup> có 2,77%

giá trị quan trắc, dưới khoảng  $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$  có 2,78% giá trị quan trắc và có 2,78% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng  $550 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Các nguồn thải vào môi trường không khí chủ yếu từ các khu công nghiệp, khu dân cư tại thành phố Hạ Long. Theo kết quả quan trắc cho thấy chất lượng không khí tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh còn tốt. Hầu hết các thông số đều thấp hơn ngưỡng cho phép, bước đầu ghi nhận một số điểm có dấu hiệu ô nhiễm bụi tại các vị trí K6, K7 và K9. Đặc biệt khu vực ngã tư Long Toong các thông số độ ồn, độ rung,  $\text{SO}_2$ , CO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ , TSP luôn cao hơn các khu vực khác trong thành phố. Nguyên nhân được xác định là do hoạt động của giao thông đi lại vì ngã tư Long Toong là nút giao thông quan trọng nối liền 4 phường của thành phố: Yết Kiêu, Trần Hưng Đạo, Cao Thắng và Cao Xanh với mật độ phương tiện đi lại rất đông đúc.



**Hình 5.** Nồng độ TSP trung bình năm từ 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

So sánh kết quả quan trắc các thông số  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{SO}_2$  trung bình năm tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh với các đô thị trong cả nước cho thấy các thông số này cùng đều khá thấp tại các thành phố và nằm trong ngưỡng giới hạn cho phép của QCVN05:2013/BTNMT [21]. Đối với thông số TSP giai đoạn 2015–2019 tại các đô thị tình trạng ô nhiễm diễn ra phổ biến, thông số TSP giảm từ 2015–2017 tuy nhiên có xu hướng tăng từ 2018–2019 ở khu vực miền Bắc [21].

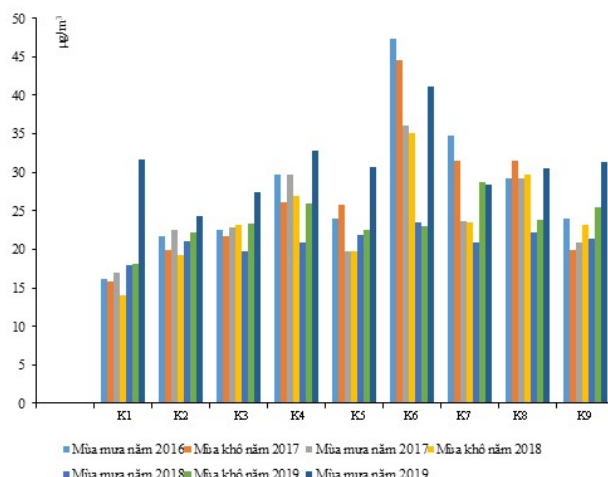
### 3.2. Diễn biến chất lượng môi trường không khí theo mùa của thành phố Hạ Long

Thành phố Hạ Long thuộc khí hậu vùng ven biển, một năm có 2 mùa, mùa khô từ tháng 11 đến tháng 4 năm sau, mùa mưa từ tháng 5 đến tháng 10. Do vậy diễn biến chất lượng không khí theo mùa nơi đây có nhiều thay đổi hơn so với các thành phố khác. Sau đây là diễn biến chất lượng của thành phố Hạ Long trong 4 năm từ 2016 đến năm 2019.

#### 3.2.1. Nồng độ khí $\text{SO}_2$ theo mùa

Nồng độ  $\text{SO}_2$  trung bình 1 giờ theo mùa mưa và mùa khô trong 4 năm của  $\text{SO}_2$  dao động trong khoảng  $16\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng không khí xung quanh ( giới hạn  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Nồng độ  $\text{SO}_2$  mùa mưa năm 2019 tại tất cả các điểm quan trắc tại thành phố Hạ Long đều cao hơn so với cùng kì các năm trước.



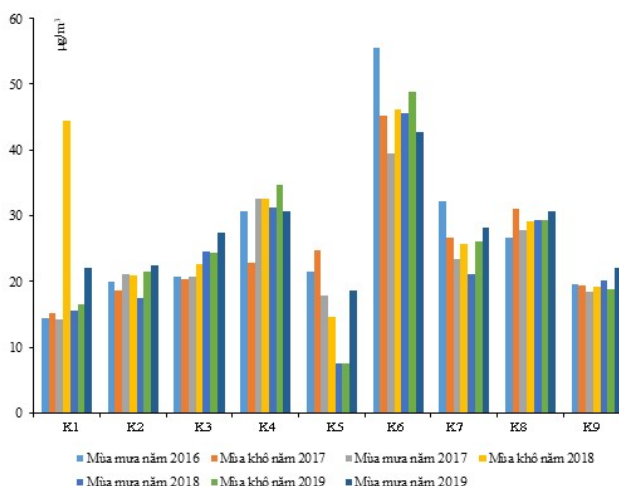


**Hình 6.** Diễn biến nồng độ SO<sub>2</sub> theo mùa từ 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ nồng độ SO<sub>2</sub> trung bình theo mùa mưa và mùa khô từ năm 2016–2019 nằm trong khoảng dưới 50 µg/m<sup>3</sup>. Có 100% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 50 µg/m<sup>3</sup>. Mức độ tập trung nồng độ khí SO<sub>2</sub> vẫn nằm dưới quy chuẩn. So với nồng độ nồng độ SO<sub>2</sub> theo năm thì nồng độ nồng độ SO<sub>2</sub> theo mùa mức độ gây ô nhiễm không thay đổi.

### 3.2.2. Nồng độ NO<sub>2</sub> theo mùa

Nồng độ khí NO<sub>2</sub> trung bình 1 giờ theo mùa mưa và mùa khô trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động khoảng 14,45–34,65 µg/m<sup>3</sup>, nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT về chất lượng không khí xung quanh (giới hạn 200 µg/m<sup>3</sup>). Ngã tư Loong Toong là vị trí có nồng độ NO<sub>2</sub> cao nhất trong các trạm quan trắc và luôn cao nhất trong 4 năm qua. Khí NO<sub>2</sub> cao thứ 2 là khu vực chợ Hà Lầm. Nguyên nhân chủ yếu gây ra khí NO<sub>2</sub> cao ở 2 khu vực này do lượng giao thông đi lại ở khu vực này cao nên lượng khí phát thải ra tương đối lớn.



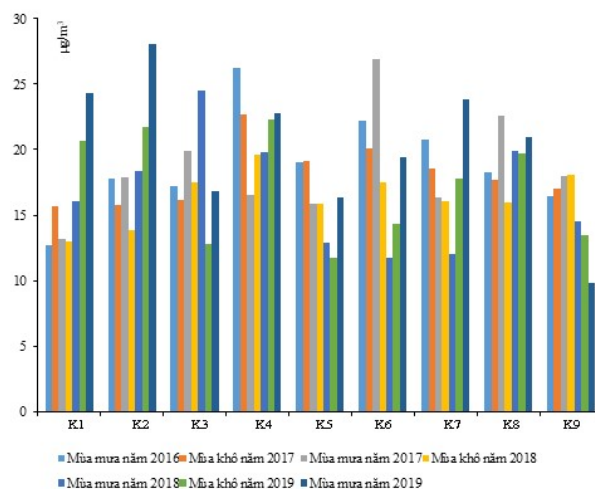
**Hình 7.** Nồng độ NO<sub>2</sub> theo mùa từ năm 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ nồng độ NO<sub>2</sub> trung bình theo mùa mưa và mùa khô từ năm 2016–2019 dao động dưới khoảng 20–60 µg/m<sup>3</sup>. Có 26,96% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 20 µg/m<sup>3</sup>. Dưới khoảng 40 µg/m<sup>3</sup> có 88,89% giá trị quan trắc. Có 11,11% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 60 µg/m<sup>3</sup>. Thông qua các kết quả trên cho thấy nồng độ NO<sub>2</sub> theo mùa đều nằm trong GHCP.

So với nồng độ trung bình nồng độ  $\text{NO}_2$  theo năm thì nồng độ trung bình nồng độ  $\text{NO}_2$  theo mùa mức độ gây ô nhiễm là không biến động.

### 3.2.3. Nồng độ $\text{O}_3$ theo mùa

Nồng độ khí  $\text{O}_3$  trung bình 1 giờ theo mùa mưa và mùa khô trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động từ 12,75–22,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nồng độ  $\text{O}_3$  có xu hướng giảm dần vào mùa khô.



**Hình 8.** Nồng độ  $\text{O}_3$  theo mùa từ 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

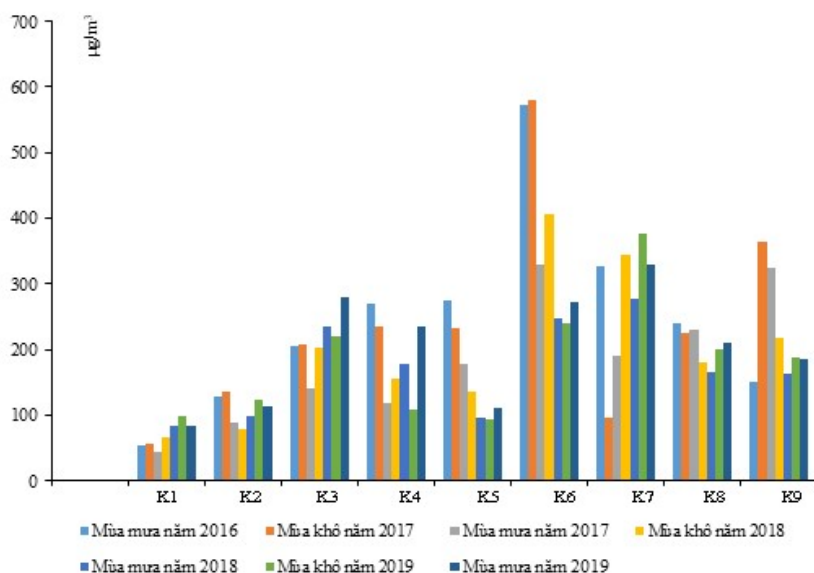
Nồng độ nồng độ  $\text{O}_3$  trung bình theo mùa mưa và mùa khô từ năm 2016–2019 dao động dưới khoảng 20–40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Trong đó có 74,60% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dưới khoảng 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  có 25,4% giá trị quan trắc. Mức độ tập trung nồng độ  $\text{O}_3$  nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT. So với nồng độ nồng độ  $\text{O}_3$  theo năm thì nồng độ nồng độ  $\text{O}_3$  theo mùa mức độ ngang nhau.

### 3.2.5. Diễn biến nồng độ CO theo mùa

Nồng độ CO theo mùa trong 4 năm 2016–2017 tại các vị trí quan trắc đều nhỏ hơn GHPH của phương pháp phân tích ( $< 7000\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) và nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí xung quanh (giới hạn 30.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### 3.2.6. Nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP) theo mùa

Nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP) trung bình 1 giờ theo mùa mưa và mùa khô trong 4 năm 2016–2019 tại các vị trí quan trắc dao động khoảng từ 83–273,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  và nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (giới hạn 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tuy nhiên, mùa mưa năm 2016 và mùa khô năm 2018 nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP) của khu vực ngã tư Loong Toong rất cao vượt mức trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT. Tại khu dân cư Đồi Cây, phường Hà Khánh nồng độ TSP tương đối cao, mùa mưa năm 2016 nồng độ TSP là 327,65  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  đến mùa mưa năm 2019 tăng lên 329,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nguyên nhân chủ yếu gây ô nhiễm không khí là do từ hoạt động sản xuất từ các khu công nghiệp, khu du lịch gây ra.



**Hình 91.** Nồng độ TSP theo mùa từ 2016–2019 tại thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh.

Nồng độ tổng bụi lơ lửng (TSP) trung bình theo mùa mưa và mùa khô từ năm 2016–2019 dao động dưới khoảng 50–550  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Trong đó có 1,59% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dưới khoảng 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  có 20,63% giá trị quan trắc. Có 35,51% giá trị quan trắc ở dưới khoảng 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Có 52,38% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Có 76,19% giá trị quan trắc dưới khoảng 250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dưới khoảng 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  có 92,06% giá trị quan trắc. Mức độ tập trung ở dưới khoảng 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  là mức độ GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT – Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (giới hạn 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tuy nhiên, tổng lượng bụi TSP theo mùa đã vượt quá GHCP đó là có 96,83% giá trị quan trắc nằm dưới khoảng 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cuối cùng, có 100% giá trị quan trắc ở dưới khoảng 600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . So với nồng độ nồng độ TSP theo năm thì nồng độ nồng độ TSP theo mùa mức độ gây ô nhiễm cao hơn nồng độ TSP năm.

### 3.3. Các nguồn phát thải chính ra môi trường không khí tại Thành phố Hạ Long

#### 3.3.1. Nguồn phát thải từ hoạt động khai thác than

Căn cứ kết quả diễn biến chất lượng môi trường không khí trong 4 năm 2016–2019 cho thấy môi trường không khí tại các điểm quan trắc chịu tác động của các hoạt động khai thác vận chuyển than và khoáng sản khác. Bụi TSP tại hầu hết các khu vực quan trắc chịu tác động của hoạt động khai thác vận chuyển than và khoáng sản có xu hướng giảm dần so với những năm trước đây. Tuy nhiên tại điểm quan trắc khu dân cư Đồi Cây phượng Hà Khánh hàm lượng bụi ở mức cao. Hiện nay, các hoạt động sản xuất than tại thành phố Hạ Long chủ yếu nằm ở ngoại vi thành phố vì vậy ít ảnh hưởng trực tiếp đến cảnh quan môi trường khu vực trung tâm, tuy nhiên Hạ Long là vùng có tiềm năng du lịch đặc biệt nên rất nhạy cảm với các yếu tố môi trường. Hoạt động khai thác, chế biến và kinh doanh than cho thấy bụi đất từ các kho than và cảng than rất dễ dàng bị phát tán do gió. Bụi phát tán từ các khu khai thác than lộ thiên và bãi thải mỏ là tác nhân gây ô nhiễm không khí, tác động đến các khu vực dân cư xung quanh, đặc biệt là khu vực dân cư lân cận.

### 3.3.2. Nguồn phát thải từ khu công nghiệp

Khu công nghiệp Cái Lân tập trung nhiều nhà máy, do đó đây cũng là nguồn gây ô nhiễm môi trường nếu không kiểm soát tốt. Khí thải từ nhà máy dầu thực vật Cái Lân và nhà máy nén AIDI hiện tại vẫn chưa có biện pháp xử lý triệt để nên gây mùi khó chịu. Thành phố Hạ Long và vịnh Hạ Long chịu nhiều ảnh hưởng từ cụm công nghiệp xi măng, nhiệt điện: nhà máy xi măng Thăng Long, xi măng Hạ Long, nhiệt điện Quảng Ninh. Hiện nay, thành phố Hạ Long có nhà máy nhiệt điện Quảng Ninh 1 với công suất khoảng 600 MW. Nhà máy này đều là nhiệt điện chạy than và dầu. Hoạt động của nhà máy nhiệt điện Quảng Ninh 1 này sẽ làm phát sinh khí thải chứa khí SO<sub>2</sub> và NO<sub>2</sub> với lưu lượng lớn, tiềm ẩn nguy cơ gây ô nhiễm không khí lớn.

### 3.3.3. Nguồn phát thải từ hoạt động khu du lịch

Các khu du lịch (KDL) trên địa bàn thành phố như: KDL Tuần Châu, KDL Bãi Cháy. Vào mùa du lịch, lưu lượng các phương tiện vận chuyển lưu thông lớn làm tăng phát tán bụi và xả khí thải vào môi trường. Ngoài ra, trong giai đoạn 2016–2019, KDL Bãi Cháy các phương tiện xe vận chuyển vật liệu xây dựng cho dự án một số khách sạn, nên hàm lượng bụi lơ lửng tại tương đối cao hơn so với KDL Tuần Châu. Tuy nhiên, nồng độ các khí SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> tại các KDL theo kết quả quan trắc đều ở mức nhỏ và đều nằm trong GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT.

### 3.3.4. Nguồn phát thải từ hoạt động giao thông, khu dân cư

Khu vực các tuyến giao thông chính trên địa bàn thành phố là khu vực có mật độ giao thông lớn, đồng thời cũng là nơi tập trung đông dân cư sinh sống. Môi trường không khí khu vực tuyến giao thông chính trên địa bàn thành phố chịu tác động trực tiếp từ hoạt động giao thông vận tải hành khách và hàng hoá, chủ yếu là trên tuyến QL18A. Ngoài ra, một số điểm quan trắc còn chịu tác động từ hoạt động khai thác và vận tải than. Trong điều kiện thời tiết khô hanh của mùa khô trong năm thì các tác động tiêu cực của hoạt động giao thông đối với môi trường không khí khu vực lại càng lớn nếu không có các biện pháp giảm thiểu.

## 4. Kết luận

Từ việc phân tích dữ liệu kết quả quan trắc môi trường không khí từ 2016–2019, các kết luận được rút ra như sau:

- Chất lượng môi trường không khí tại Thành phố Hạ Long, tỉnh Quảng Ninh còn tốt, hầu hết các thông số quan trắc đều thấp hơn so với quy chuẩn. Riêng có thông số TSP có dấu hiệu ô nhiễm tại các vị trí K6, K7, K9.

- Phân tích đánh giá chất lượng không khí theo mùa cho thấy các thông số SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> không có sự chênh lệch đáng kể theo mùa. Riêng thông số TSP tại các điểm quan trắc giá trị mùa khô cao hơn mùa mưa. Đối với các điểm K1 và K5 giá trị mùa mưa cao hơn mùa khô do mùa mưa là mùa cao điểm du lịch.

- Cần nâng cao quản lý và giám sát các nguồn gây ô nhiễm không khí chính tại Thành phố Hạ Long, Tỉnh Quảng như hoạt động khai thác than, các khu công nghiệp, hoạt động giao thông, du lịch.

- Số liệu quan trắc còn ngắn do đó kết quả nghiên cứu có mức độ tương đối. Các điểm quan trắc cần đồng bộ về hệ thống quan trắc tự động để có sự so sánh tốt hơn.

**Lời cảm ơn:** Tác giả xin trân trọng cảm ơn Trung tâm Quan trắc Tài nguyên và Môi trường tỉnh Quảng Ninh đã cung cấp tài liệu cho nghiên cứu này.

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

**Lời cam đoan:** Tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu 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. WHO. WHO releases country estimates on air pollution exposure and health impact, 2016 [Truy cập ngày 20/2/2022]; Địa chỉ: <https://www.who.int/news/item/27-09-2016-who-releases-country-estimates-on-air-pollution-exposure-and-health-impact>.
2. WHO. More than 90% of the world's children breathe toxic air every day, 2018. [truy cập ngày 20/2/2022]; Địa chỉ: <https://www.who.int/news/item/29-10-2018-more-than-90-of-the-worlds-children-breathe-toxic-air-every-day>.
3. Worldbank. Air Pollution Deaths Cost Global Economy US\$225 Billion, 2016. [truy cập ngày 20/2/2022]; Địa chỉ: <https://www.worldbank.org/en/news/press-release/2016/09/08/air-pollution-deaths-cost-global-economy-225-billion>.
4. Dominski, F.H.; Lorenzetti Branco, J.H.; Buonanno, G.; Stabile, L.; Gameiro da Silva, M.; Andrade, A. Effects of air pollution on health: A mapping review of systematic reviews and meta-analyses. *Environ. Res.* **2021**, *201*, 111487.
5. Edwards, L.; Wilkinson, P.; Rutter, G.; Milojevic, A. Health effects in people relocating between environments of differing ambient air pollution concentrations: A literature review. *Environ. Pollut.* **2022**, *292*, 118314.
6. Ahmed, M.; Shuai, C.; Abbas, K.; Rehman, F.U.; Khoso, W.M. Investigating health impacts of household air pollution on woman's pregnancy and sterilization: Empirical evidence from Pakistan, India, and Bangladesh. *Energy* **2022**, *247*, 123562.
7. Zhu, J.; Chen, L.; Liao, H. Multi-pollutant air pollution and associated health risks in China from 2014 to 2020. *Atmos. Environ.* **2022**, *268*, 118829.
8. Wu, B.; Li, T.; Baležentis, T.; Štreimikienė, D. Impacts of income growth on air pollution-related health risk: Exploiting objective and subjective measures. *Resour. Conserv. Recycl.* **2019**, *146*, 98–105.
9. Jiang, S.; Tan, X.; Hu, P.; Wang, Y.; Shi, L.; Ma, Z.; Lu, G. Air pollution and economic growth under local government competition: Evidence from China, 2007–2016. *J. Cleaner Prod.* **2022**, *334*, 130231.
10. Gao, X.; Jiang, W.; Liao, J.; Li, J.; Yang, L. Attributable risk and economic cost of hospital admissions for depression due to short-exposure to ambient air pollution: A multi-city time-stratified case-crossover study. *J. Affective Disord.* **2022**, *304*, 150–158.
11. Pandey, A.; Brauer, M.; Cropper, M.L.; Balakrishnan, K.; Mathur, P.; Dey, S.; Turkoglu, B.; Kumar, G.A.; Khare, M.; Beig, G.; Gupta, T.; Krishnankutty, R.P.; Causey, K.; Cohen, A.J.; Bhargava, S.; Aggarwal, A.N.; Agrawal, A.; Awasthi, S.; Bennitt, F.; Bhagwat, S.; Bhanumati, P.; Burkart, K.; Chakma, J.K.; Chiles, T.C.; Chowdhury, S.; Christopher, D.J.; Dey, S.; Fisher, S.; Fraumeni, B.; Fuller, R.; Ghoshal, A.G.; Golechha, M.J.; Gupta, P.C.; Gupta, R.; Gupta, R.; Gupta, S.; Guttikunda, S.; Hanrahan, D.; Harikrishnan, S.; Jeemon, P.; Joshi, T.K.; Kant, R.; Kant, S.; Kaur, T.; Koul, P.A.; Kumar, P.; Kumar, R.; Larson, S.L.; Lodha, R.; Madhipatla, K.K.; Mahesh, P.A.; Malhotra, R.; Managi, S.; Martin, K.; Mathai, M.; Mathew, J.L.; Mehrotra, R.; Mohan, B.V.M.; Mohan, V.; Mukhopadhyay, S.; Mutreja, P.; Naik, N.; Nair, S.; Pandian, J.D.; Pant, P.; Perianayagam, A.; Prabhakaran, D.; Prabhakaran, P.; Rath, G.K.; Ravi, S.; Roy, A.; Sabde, Y.D.; Salvi, S.; Sambandam, S.; Sharma, B.; Sharma, M.; Sharma, S.; Sharma, R.S.; Shrivastava, A.; Singh, S.; Singh, V.; Smith, R.; Stanaway, J.D.; Taghian, G.; Tandon, N.; Thakur, J.S.; Thomas, N.J.; Toteja, G.S.; Varghese, C.M.; Venkataraman, C.; Venugopal,

- K.N.; Walker, K.D.; Watson, A.Y.; Wozniak, S.; Xavier, D.; Yadama, G.N.; Yadav, G.; Shukla, D.K.; Bekedam, H.J.; Reddy, K.S.; Guleria, R.; Vos, T.; Lim, S.S.; Dandona, R.; Kumar, S.; Kumar, P.; Landrigan, P.J.; Dandona, L. Health and economic impact of air pollution in the states of India: the Global Burden of Disease Study 2019. *Lancet Planet. Health* **2021**, *5(1)*, e25–e38.
12. Chen, S.; Oliva, P.; Zhang, P. The effect of air pollution on migration: Evidence from China. *J. Dev. Econ.* **2022**, *156*, 102833.
  13. Xu, F.; Xie, Y.; Zhou, D. Air pollution's impact on the settlement intention of domestic migrants: Evidence from China. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2022**, *95*, 106761.
  14. Ma, X.; Zhang, T.; Ji, C.; Zhai, Y.; Shen, X.; Hong, J. Threats to human health and ecosystem: Looking for air-pollution related damage since 1990. *Renewable Sustainable Energy Rev.* **2021**, *145*, 111146.
  15. Yang, Q.; Liu, G.; Gonella, F.; Chen, Y.; Liu, C.; Zhao, H.; Yang, Z. Assessing the temporal-spatial dynamic reduction in ecosystem services caused by air pollution: A near-real-time data perspective. *Resour. Conserv. Recycl.* **2022**, *180*, 106205.
  16. De Marco, A.; Proietti, C.; Anav, A.; Ciancarella, L.; D'Elia, I.; Fares, S.; Fornasier, M.F.; Fusaro, L.; Gualtieri, M.; Manes, F.; Marchetto, A.; Mircea, M.; Paoletti, E.; Piersanti, A.; Rogora, M.; Salvati, L.; Salvatori, E.; Screpanti, A.; Vialetto, G.; Vitale, M.; Leonardi, C. Impacts of air pollution on human and ecosystem health, and implications for the National Emission Ceilings Directive: Insights from Italy. *Environ. Int.* **2019**, *125*, 320–333.
  17. Paoletti, E.; Schaub, M.; Matyssek, R.; Wieser, G.; Augustaitis, A.; Bastrup-Birk, A.M.; Bytnerowicz, A.; Günthardt-Goerg, M.S.; Müller-Starck, G.; Serengil, Y. Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environ. Pollut.* **2010**, *158(6)*, 1986–1989.
  18. Balogun, A.-L.; Tella, A.; Baloo, L.; Adebisi, N. A review of the inter-correlation of climate change, air pollution and urban sustainability using novel machine learning algorithms and spatial information science. *Urban Clim.* **2021**, *40*, 100989.
  19. Guzmán, P.; Tarín-Carrasco, P.; Morales-Suárez-Varela, M.; Jiménez-Guerrero, P. Effects of air pollution on dementia over Europe for present and future climate change scenarios. *Environ. Res.* **2022**, *204*, 112012.
  20. IQair. World air quality report – Region & City PM2.5 Ranking, 2019, 1–35.
  21. Bộ Tài nguyên và Môi trường. Báo cáo Hiện trạng môi trường Quốc gia giai đoạn năm 2016–2020, 2020.
  22. Trung tâm quan trắc và phân tích môi trường tỉnh Quảng Ninh. Báo cáo tổng hợp kết quả quan trắc hiện trạng môi trường tỉnh Quảng Ninh năm 2016, 2016.
  23. Trung tâm quan trắc và phân tích môi trường tỉnh Quảng Ninh. Báo cáo tổng hợp kết quả quan trắc hiện trạng môi trường tỉnh Quảng Ninh năm 2017. 2017.
  24. Trung tâm quan trắc và phân tích môi trường tỉnh Quảng Ninh. Báo cáo tổng hợp kết quả quan trắc hiện trạng môi trường tỉnh Quảng Ninh năm 2018. 2018.
  25. Trung tâm quan trắc và phân tích môi trường tỉnh Quảng Ninh. Báo cáo tổng hợp kết quả quan trắc hiện trạng môi trường tỉnh Quảng Ninh năm 2019. 2019.

## Evaluation of air quality in HaLong City, Quang Ninh province from 2016–2019

Duong Thi Huyen Trang<sup>1</sup>, Do Huu Tuan<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Faculty of Environmental Sciences, VNU University of Science, Vietnam National University, Hanoi; duongthihuyentrang\_t61@hus.edu.vn; tuandh@vnu.edu.vn

**Abstract:** Air pollution in big city is an alarming problem now, especially in low and developing countries. In Vietnam, air quality in big city is also a critical problem. Assessment of air quality in big city in Vietnam is an emerging need. This research performed the assessment of air quality in Halong, Quang Ninh from 2016–2019 by statistical analysis and regulated standards comparison. The results showed that air quality in Halong City, Quang Ninh was still good. Almost monitored parameters were under the regulated standards. However, there was a signal of dust pollution in some monitoring points. Main air emission sources need to control are coal mining, industrial zones, tourism activities and transportation.

**Keywords:** Air quality; Air environment; Air pollution; Halong.

Research Article

## Plastic waste, microplastics in the Saigon – Dong Nai river basin, the risk of impacts on the health of people

Huynh Phu<sup>1\*</sup>, Huynh Thi Ngoc Han<sup>2</sup>, Nguyen Ly Ngoc Thao<sup>1</sup>

<sup>1</sup> HUTECH University; h.phu@hutech.edu.vn; nln.thao@hutech.edu.vn

<sup>2</sup> Hochiminh City University of Nature Resources & Environment;  
htnhan\_ctn@hcmunre.edu.vn

\*Correspondence: h.phu@hutech.edu.vn; Tel.: +84–966687548

Received: 12 February 2022; Accepted: 19 April 2022; Published: 25 April 2022

**Abstract:** With the increasing demand for plastic, the environment is now suffering from more plastic waste than ever before; especially disposable plastic waste and medical waste plastic in the post–Covid–19 period. Plastics cannot be biodegraded but persist over time, they are broken down into smaller pieces. These pieces are called microplastics. By means of an overview research method to make theoretical arguments about the risks related to human health from microplastics and we have conducted a survey to sample water on the Saigon–Dong Nai river, the purpose of This paper presents a method to identify microplastics in the continental surface water environment under Vietnamese conditions. The research method has been applied on the Saigon river basin from Dau Tieng lake and Dong Nai tributary from Tri An lake to Thanh Da, at the confluence of the Saigon–Dong Nai rivers; and analyzed some of the impacts of microplastics on human health.

**Keyword:** Harm of microplastics; Microplastics; Plastic waste; Saigon–Dong Nai River; Surface water.

---

### 1. Introduction

Since the 1950s, plastic has been produced about 1.5 million tons/year [1]. Every year, 8 million tons of plastic waste is dumped directly into the environment without any waste management agency [2–3]. Land–based plastic waste flows into the ocean and accumulates in large patches of trash, which can be found in the Pacific Ocean [4]. If current plastic production and waste management policies are prolonged, about 12 billion tons of plastic will be generated by 2050. [2]. While the benefits of plastics are undeniable, their ubiquity and convenience in various forms of use and disposal, such as plastic packaging, has rapidly led to their accumulation in the environment [5]. Floating plastic debris that is continuously affected by wind and waves is rapidly distributed across the water over a large area. Plastic is not lost but decomposed into debris. Microplastics are affected by environmental factors for a suitable time. One of the urgent problems caused by plastic waste recently is microplastics [6].

Vietnam is currently one of the countries with the highest amount of plastic consumption in daily life in the world. According to a report by the Vietnam Plastics Association, Vietnam produced and consumed up to 5 million tons of plastic in 2015. According to statistics of the Ministry of Natural Resources and Environment, 1.8 million tons of plastic waste are discharged into the environment each year in Vietnam; of which, 0.28–0.73 million tons are discharged into the sea, that is, about 6% of the total plastic waste in the sea of the world [7–8]. Specifically, in Hanoi and Ho Chi Minh City (HCMC hereafter), there are 80 tons of plastic is released into the environment every day. Of which, from 7 percent to 8 percent is plastic waste for every 4,000–5,000 tons of waste per day. With the current state of plastic waste, Vietnam



will quickly be engulfed in a sea of plastic waste and face the risk of serious “white pollution”. Demand for plastic products from urbanizing cities, especially disposable plastic products and medical plastics during the 4th Covid–19 outbreak in HCMC has made the environment and water resources of the Saigon–Dong Nai river basin seriously polluted with plastic waste. This large volume of plastic waste is generating a large amount of microplastics, which is a potential risk to human health when using water contaminated with microplastics. From such a reality, the problem of plastic waste and microplastics needs to be promptly taken care of by responsible individuals and organizations.

One of the important tasks for the monitoring, control and management of microplastic generation in water sources in the future is to have an effective and accurate method of analyzing and detecting microplastics. In this article, we reviewed the relevant data, argued and discussed the topic to initially come up with a synthesis of theoretical arguments about microplastics and human health risks. Further, the purpose of the paper is to introduce the research team's method to determine the appropriate microplastics in Vietnam's conditions and the initial results obtained when applying this method to the water of the Saigon–Dong Nai river basin. The research results are real evidence that river water has been contaminated with microplastics in many forms and shapes, which are harmful to human health. Therefore, this water resource needs to be taken care of and managed in a timely manner.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study area

The study and application of the method to determine and evaluate the level of microplastic contamination in continental surface water was carried out in the Saigon–Dong Nai river basin, the Saigon river tributary from Dau Tieng lake and Dong Nai tributary from Tri An lake to Saigon–Dong Nai confluence (Figure 1).

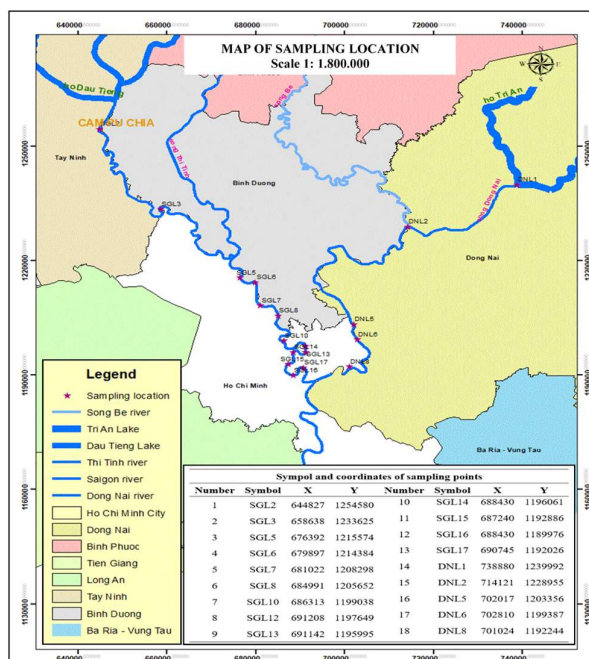


Figure 1. Research area on microplastics Saigon – Dong Nai river basin.

### 2.2. Methods of data collection and document analysis

The method performed a review of the literature used. The data information that is used has been published in the journals, monographs, thematic reports, topics to analyze and evaluate the presence of plastic waste and microplastics in the country. From the results of determining the level of microplastic contamination in the Saigon–Dong Nai river basin and the results

obtained from the research works on microplastics, theoretical perspectives in article was made to outline the aware of the existence and risks related to human health of microplastics in continental surface water and devised an appropriate method of determination in the conditions of Vietnam. The authors performed material selection and extracted data from unambiguous, reliable sources. The arguments for agreement and disagreement were thoroughly discussed and resolved by all members of the research team. After the information and research data was collected, the content was classified and checked for accuracy.

### 2.3. Sampling method

#### 2.3.1. Method of collecting microplastic samples in surface water

Currently, because of the lack of a standard method, the sampling device has been designed by the research team to sample microplastics, and the sampling method is implemented as follows: Surface water and sediment samples in the Saigon–Dong Nai river basin were taken at 18 locations (13 locations on the Saigon river and 5 locations on the Dong Nai river), which are densely populated areas, or main river confluence areas, where canals empty into rivers. All samples were taken in November 2021 and March 2022, this work being done at high tide and low tide.

Surface water samples were collected using a Neuston grid, which is  $1 \times 1 \text{ m}^2$ , 500  $\mu\text{m}$  meshed meshes with a length of 3 meters. Nets were installed on the port side of the research vessel, which were kept 2.5m from the vessel to prevent small waves from interfering with sample collection. The net was dropped into the water to a depth of 0.5 meters; half below and half above the water to reduce the possibility of waves washing past the top of the net. The tugboat was run at a speed of nearly 4 km/h for 10 minutes. The average trawl distance was 0.7 km (range = 0.6–0.8 km).

Water samples were taken at low tide and at high tide. Samples were collected in the area from low tide (lower shoreline) to high tide (upper shoreline), which could represent microplastics dispersed in the river. At each sampling site, two different depths were selected: in the surface layer (2–30 cm top) and in the 50–100 cm layer, 70–100 m from the upper shoreline to the river at high tide and 20–30 m from the lower shoreline at low tide. The purpose of this manipulation is for us to study the relationship between microplastics and water depth. A total of 18 locations were sampled with 4 samples each, according to the wet and dry seasons, that means a total of 144 water samples were collected in this study. All samples were stored at room temperature and transported to the laboratory for analysis.

#### 2.3.2. Method of collecting microplastic samples in the sediment

Sediment sampling was carried out according to the random sampling method. Samples were taken at the featured locations, along with the water sampling sites. Before sampling, it is necessary to remove large impurities first; Samples were taken with a stainless steel spoon with a depth of 2–3cm and the weight of each sample was about 2–4 kg. In order to avoid plastic contamination from other sources, the samples after collection were transferred to 1 liter glass jars with lids and stored at 4°C.

### 2.4. Method to determine microplastics in continental surface water which is suitable for Vietnam conditions

#### 2.4.1. Analysis of microplastics in surface water

The samples were processed in the laboratory, the process of separating the microplastics from the organic debris and other debris in the sample helped us to count and separate the microplastics visually.

- (i) Prepared catalysts

The Iron (II) catalyst used in the wet peroxide oxidation was prepared: 500 mL distilled water +3 mL concentrated  $\text{H}_2\text{SO}_4$  combined with 7.5 g  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . The catalyst was stored in a glass vial.

**Wet sieve:** The sample was poured into a set of two stainless steel sieves stacked on top of each other (0.355–0.999 mm and 4.7 mm), which allowed the removal of large organic debris and plastic from the largest sieve ( $\geq 4.75$  mm) before starting wet peroxide oxidation and accelerating decomposition. The sample bottles were rinsed three times with distilled water to ensure no plastic particles remained in the vials. The material in the two sieves was then washed thoroughly with distilled water. Any large plastic that was found in the top sieve was removed with forceps, washed, and placed separately in a labeled petri dish. Large organics were separated, which were then carefully rinsed with distilled water to collect any microplastics that might still be trapped. After all the microplastics were washed and collected, the largest pieces of organic matter were completely removed. The material remaining in both sieves was rinsed into a labeled 600 mL beaker, using as little deionized water as possible.

#### (ii) Wet Peroxide Oxidation

When the organic matter was coated into the 600 mL beaker, 20 mL of 30% hydrogen peroxide ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) and 20 mL of the Iron(II) catalyst were added afterwards. Depending on the amount of water required to coat the organic material in the beaker, the total volume of the initial liquid ranged between 60 and 100 mL and was dark amber in color. The beaker was placed on the electric stove and stirred at  $75^\circ\text{C}$ . The speed of the stirrer was dependent on the amount of organic material present in the sample and was set high enough to evenly mix the sample without allowing the contents of the beaker to be thrown to the sides; The electric stoves were located inside the fume hood. During treatment, 20 mL of  $\text{H}_2\text{O}_2$  was added as the reaction progressed (indicated by the color change from amber to pale yellow). If  $\text{H}_2\text{O}_2$  had been added but the color of the solution was still dark amber or rusty, we continued to add 20 mL of 6M  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . The amber or rust color then continued to darken, indicating that the iron in the catalyst was removed from the solution. During the process, do not add  $\text{H}_2\text{O}_2$  or  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . If we had added  $\text{H}_2\text{O}_2$  or  $\text{H}_2\text{SO}_4$  but the reaction no longer continued (no change in color was observed), the beaker was again rinsed through the smallest sieve (0.355 mm) and was repeated from the beginning. No color change indicated that the solution had become too dilute for the reaction to continue.

The sample was carefully monitored and heated above  $75^\circ\text{C}$ . If the solution boils vigorously and boils excessively, reduce the heat and add distilled water to slow the reaction. The reaction was complete when the color of the solution changes from yellow–orange to pale yellow and the organic matter had completely decomposed.

In some cases, we needed to process the sample multiple times so that the organic materials were completely decomposed and microplastics could be classified. If a large amount of organic matter remained after the wet peroxide oxidation, the sample was rinsed through the stacking sieves again. The process was repeated. In some cases, we had to repeat the whole process up to four times to completely decompose the organic material in the cup due to the large amount of organic matter. After the wet peroxide oxidation was completed, the sample was ready for us to continue the optical analysis.

#### (iii) Microscopic analysis

After wet peroxide oxidation, the sample was again sieved by us through stainless steel stacked sieves, during this stage, we used three sieves to separate the particles by fractional size (0.355–0.999 mm, 1.00–4.749 mm and  $\geq 4.75$  mm). The largest sieve ( $\geq 4.75$  mm) was still used. Although the large visible resins were removed by us and set aside before the wet peroxide oxidation was complete. Large plastic components may have become entrapped in the organic material and were unable to separate until the wet peroxide oxidation was complete. Therefore, we needed to use all three sieve sizes. After being carefully coated, the contents of each individual sieve were carefully coated into individual petri dishes labeled with sample number and size composition. Then, each petri dish was placed under an analytical microscope at 40X magnification and all the microplastics present were counted and identified by us as: flakes,

pellets, sugars/fibres, films or foams. There have been many guidelines for determining microplastic morphology, but there are no universal standards at this time. The morphological categories used in our study, which are consistent with those used in a number of other surface water studies [9–11]. This information for all size types is recorded on a single data sheet for each model. Microplastics were identified, counted, and placed in a 4 mL screw–cap glass vial and labeled using thin clamps. For each sample, size fractions were separated into individually labeled vials such that each sample was divided into two or three vials (depending on whether microplastics were identified in each size category). The vials were then sealed and stored.

#### (iv) FTIR analysis

To prepare for FTIR analysis, sample vials were washed and poured into a clean, dry, labeled petri dish (separated by size fraction) and placed in an oven at 50°C for until the petri dish and contents are dry. Then, the individual plastic beads were removed from the petri dish using a microscope (Leica EZ4HD, 8–40x zoom, built–in 3Mpixel camera) and were placed on the FTIR (PerkinElmer Spectrum Two ATR; 450/cm to 4000/cm, 64 scans, resolution 4/cm) for analysis. The spectra that we obtained, which are compared with internal spectral libraries to find the closest match and determine the chemical composition. A match of 70% or more is considered sufficient for confirmation.

Not all particles from all samples can be analyzed because of the time–limited nature of the FTIR analysis and the number of particles counted and classified. In an attempt to analyze a representative number of particles, about 10% of the total particles counted were selected for analysis. To achieve a total analysis of 10%, samples with a high microplastic count were selected from all over and from these samples not less than 10 and not more than 30 particles (divided into size and morphological fractions). The remainder was returned to the corresponding 4mL labeled glass vial.

#### 2.4.2. Methods for the analysis of microplastics in sediment samples

The execution procedure was as follows: Weigh 100g of dry sample into a 600 mL beaker, dry at 90°C for 20 to 24 hours. Then the samples were left to dry naturally overnight.

Density separation: Add 73g of 2.5 M NaCl ( $d = 0.073 \text{ g/mL}$ ) to 500 mL of distilled water. The mixture was stirred for several minutes with the stirring rod. After the mixture of distilled water and NaCl solution had been dissolved, continued to add 100g of sample to mix well. Let the mixture settle for 15 to 20 minutes, the solids began to float on the surface and the sample was left to settle overnight for 8 to 12 hours. Then, using a 0.3 mm sieve to filter and transfer the solids to another beaker, we obtained particles with a size less than 0.3mm, having removed particles with a size larger than 0.3mm.

Remove organic matter: The sample was subjected to density separation. Next, they were placed in a 600 mL beaker with 20 mL of 0.5 M Fe(II) and 20 mL of 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. We let the mixture rest for 5 minutes at room temperature before heating. After 5 min, the mixture was stirred with a magnetic stirrer, placed on the electric stove and covered with a glass lid. To avoid spillage, we used a thermometer to control the temperature and let the temperature reach 75°C. Once the mixture had started to boil, the mixture was removed from the heat and allowed to cool. Once we had observed that organic matter remains in the sample cup, continued to add 20 mL of 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> to the beaker. The same process was repeated. After 20mL of 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was added a second time, the reaction was faster. This process was repeated until the organic matter in the sample cup was absent or very little. After this step, we added 6g NaCl to 20 mL of the mixture to increase the density of the solution. We further heated to 75°C to dissolve the salt in solution. Then, the mixture was wrapped in aluminum foil and left in a fume hood overnight. Finally, after the mixture was left overnight in a fume hood, the particles were removed from the bottom.

Vacuum filter: After the filter was completely assembled, slowly poured the solution from the de–organic sample flask until the entire sample had passed through the filter. Distilled water was used to clean the cup and filter wall, which helped to limit the loss of microplastics during the filtration process. The sample after being filtered and liberated by removing the vacuum

tube, we carefully removed the filter paper with forceps and placed it in a pre-labeled petri dish. The operation was repeated with all remaining samples.

**Fluorescent staining – Nile Red dye:** Samples after density separation and organic matter removal, a total of 44 filters were further processed by fluorescence microscopy. Nile Red solution of 5 µg/mL was prepared with 1 mg of Nile Red dye in 1 mL of 99.5% acetone and diluted with 100 mL of distilled water [12]. Filters were stained with diluted Nile Red solution and allowed to dry for 30 min at room temperature.

**Identification of microplastics in sediment samples:** The FTIR method was randomly performed on microplastic samples after density separation, organic matter removal and vacuum filtration. Infrared radiation of 1/600–1/4000cm was used with a resolution of 1/4cm. We performed 4 scans to generate the specific spectrum.

Before microplastic analysis, we cleaned the analysis system with alcohol and a lint-free cloth. The sample was then placed on the auto-scanner filter and the joystick was used to determine the sample's position. Optical images were recorded and marked an area, which microplastics were characteristic. Finally, we recorded the background spectrum and placed the sample on the sample holder and then collected the spectrum at a predefined location.

### 3. Plastic waste and the existence of microplastics in the Saigon – Dong Nai river

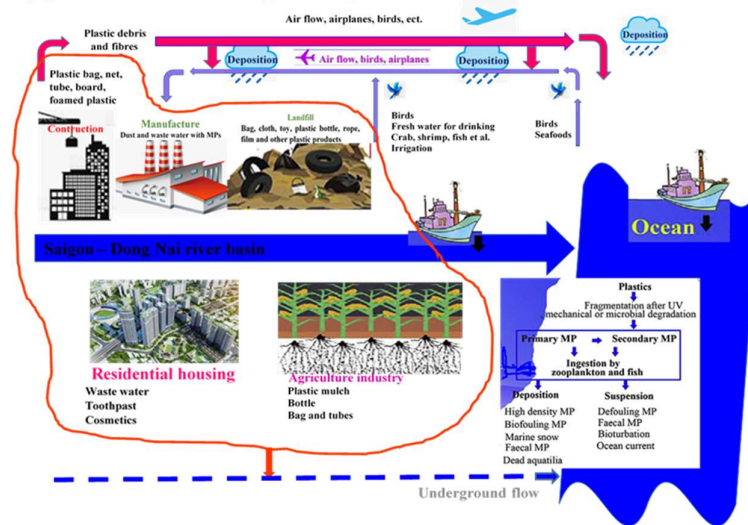
In urban areas of Vietnam, the total volume of plastic bags is 10.48–52.4 tons/day; only about 17% of these bags are reused [13]. Between 2000 and 13000 tons of floating plastic debris is collected annually in the municipality's main canals [14]. The main types of plastic waste are plastic bags, plastic bottles, disposable plastic products, hard-to-recover and difficult to recycle plastic products, etc, arising from (i) Daily activities and consumption; (ii) Socio-economic activities. Similar to the world, nearly 50% of plastic products are designed and manufactured for single use and then discarded in Vietnam. Of the total amount of plastic waste discarded, only a portion is recovered or recycled, and a portion is treated by incineration or landfilling. In 2015, the plastic industry produced and consumed nearly 5 million tons of products; the majority is imported (about 80%), which includes imported plastic scrap [15]. In 2017, Vietnam plastic industry consumed about 5.9 million tons of virgin plastic materials [16]. Currently there are about 2,000 plastic enterprises, of which 450 are manufacturing packaging, generating a large amount of daily plastic waste including hard-to-decompose plastic bags. In 2018, the production output of the plastic industry increased by 7%, reaching 8.3 million tons, of which the production of packaging plastic accounted for the largest proportion in the industry's value structure, reaching about 36%; plastic construction materials, household appliances and other industries such as electronics, electricity, and transportation account for about 16%, 36% and 12% respectively [17].

HCMC has to process about 9000 tons of domestic waste every day; Infrastructure, solid waste management and waste treatment system are mainly landfill. The decomposition time of organic substances in water is from 7–15 days, but plastic products such as plastic water bottles, plastic bags, masks, toothbrushes, and so on have a decomposition time of 50–500 years. The decomposition process does not make the plastic disappear but decomposes into microplastics. When microplastics enter wastewater, rivers, canals, groundwater, etc, shrimp, fish and aquatic animals eat or drink water contaminated with microplastics, they all have microplastics in their bodies. Therefore, humans can also ingest microplastics through food sources such as salt, vegetables, shrimp and fish, drinking water contaminated with microplastics.

There have been many research works that have given a lot of evidence to recognize the existence of microplastics in the environment. The definition or classification of microplastics is based on their size as Macroplastics (5 mm–10 cm), Microplastics (1 µm–5 mm) and Nanoplastics (1 nm–1 µm) [18]. As defined by NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), microplastics are very small plastic samples less than 5 mm in size [19]. The world's rivers and seas and oceans have been shown to be heavily contaminated with microplastics, especially in estuaries. The distribution and abundance of microplastics depends on environmental factors, including wind, tides, currents, tributary inputs, and human factors

including water treatment, factories discharge of wastewater containing microplastics. The causes related to high concentrations of microplastics in surface water are urbanization and high population density in areas such as Thu Dau Mot City and Ho Chi Minh City in Vietnam.

Due to their small size, microplastic particles are easily washed down the drains and ditches by the water flow and passed through the wastewater treatment plant. Wastewater treatment plants are almost “collection points” of microplastic pollution that are released into the receiving water's water environment. Current wastewater treatment systems are not designed to remove or treat these microplastics. Therefore, they are washed into the source water, drifting into the sea every day, where they are also accumulating countless other pieces of microplastic. In particular, in the aquatic environment, microplastic particles over time are surrounded by microorganisms, isolated from destructive factors. At the same time, the temperature in the water and low oxygen concentration prolong the decomposition time of these microplastics.



**Figure 2.** Simulation of microplastic formation in the Saigon – Dong Nai river basin from large plastic waste.

Microplastics are derived from plastic wastes released into the environment by humans. They are classified into 3 groups: primary microplastics (primary), secondary microplastics (secondary), microplastics from other sources. Once microplastics are introduced into the environment, they are very difficult to remove. Plastic undergoes decomposition into microscopic sizes due to physical influences (wind, rain, heat), chemical influences (ultraviolet radiation from sunlight or corrosion) and through mechanical biodegradation (microorganism).

Microplastics are persistent, non-biodegradable and cannot be recovered for recycling like large pieces of plastic, which leads to accumulation in the environment. The half-life of microplastics is almost impossible to determine, their accumulation causing even longer-lasting environmental effects than persistent organic pollutants (POPs).

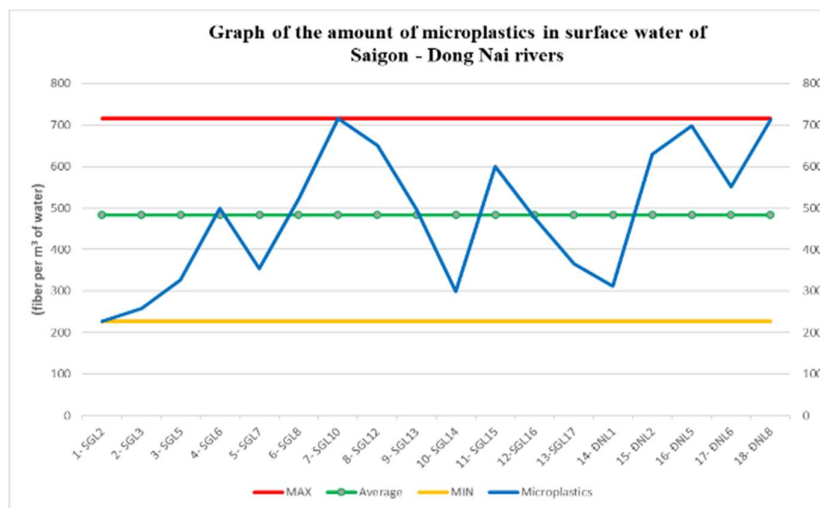
Vietnam does not have many specific statistics on microplastics in continental surface water sources, especially microplastics in the Saigon–Dong Nai rivers. However, recently there have been a number of studies to determine the distribution and content of microplastics in sediment samples and water environment of the river basin. The latest research has shown that the water source is not only contaminated with organic and physico-chemical parameters but also contaminated by microplastic emissions after performing microplastic analysis in surface water, sediment samples at 18 locations (13 locations on the Saigon river and 5 locations on the Dong Nai river) [20].

The results showed the appearance of microplastics in the form of thin, fibrous and microplastic particles from 0.1–5 mm in size. The results of research on microplastics in water and sediments of the Saigon–Dong Nai river at 18 locations are a clear proof that the Saigon–Dong Nai river basin has been contaminated with microplastics at a high level.

- Microplastics have been found in various colors, shapes and very small sizes. They are unevenly distributed in number and volume at sampling points.
- There were 228.120 microfibrers/m<sup>3</sup> of water, at most 715.124 microfibrers/m<sup>3</sup> of water and 11–222 microplastic flakes/m<sup>3</sup> of water.
- The volume of microplastics in the sediments at the sampling points ranged from 6.47 ± 1.45 to 52.32 ± 4.92 mg/kg with an average value of 21.77 ± 6.9 mg/kg.
- Microplastics are unevenly distributed in number and volume at sampling points. Of which PE 51.2%, PP 27.1%, PVC 13.4% and 8.3% are other plastics.

#### 4. Results of applying research methods and discussion

##### 4.1. The results of the application of research methods

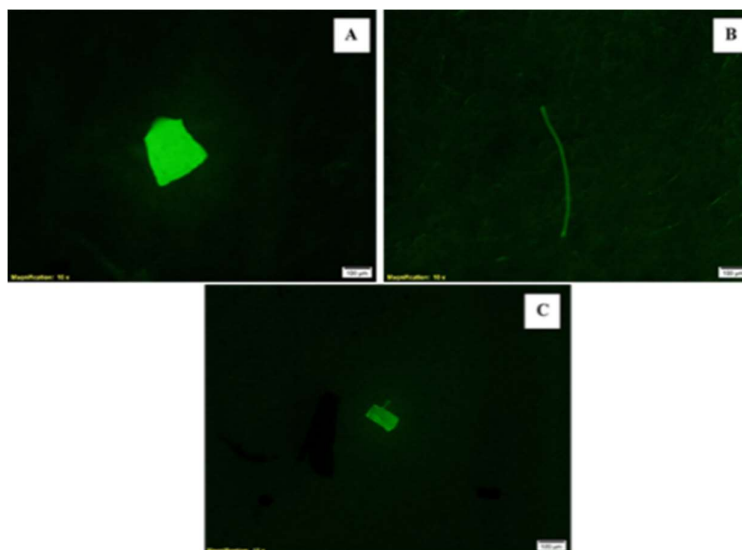


**Figure 3.** Filamentous microplastics at sampling points.

The results of applying the analytical method in Vietnamese conditions have shown that microplastics are found with many different colors, shapes and very small sizes; microplastics in the form of flakes, fibers and microplastics from 0.1–5 mm in size. The results of research on microplastics in water and sediments of the Saigon–Dong Nai river for water and sediment samples at 18 locations are a clear proof that the Saigon–Dong Nai river has been contaminated with microplastics at a high level.



**Figure 4.** Determination of microplastics in sediments under fluorescence microscopy.



**Figure 5.** At 100x magnification, the microplastic (A) has a length of 229.49  $\mu\text{m}$ ; fibrous (B) with a length of 524.68  $\mu\text{m}$  and granular (C) with a length of 113.81  $\mu\text{m}$ .

#### 4.2. Discuss the method of analyzing microplastics in water samples and sediments of continental surface water

The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) method of analyzing microplastics in water and ocean sediment samples is used to analyze plastic debris as suspended solids in water. They are collected by a surface sampling grid, consisting of layers of 5.6 mm and 0.3 mm sizes. This method only stops at the task of detecting and determining the mass and content of microplastics in water samples, sediment samples through density separation and mass analysis. Although the NOAA method uses a 40 $\times$  magnification microscope for confirmation and relies on the density of the resins to determine the composition, it has not yet provided an accurate demonstration for the method. The results of the method should depend on the analyst's intuition. Nanoscale microplastics are almost unidentified by this method.

Vietnam is a country located at the southeastern tip of the Indochinese peninsula. Vietnam's river network has a distinct spatial division. The hydrology of Vietnam's rivers closely follows the rhythms of the wet and dry seasons of the humid monsoon intratropical climate. Most of Vietnam's rivers are the main source of water for communities near the area, in which the typical Saigon–Dong Nai river basin is. When conducting microplastic analysis in this river basin, our authors carefully studied factors such as current water quality, seasonal variation, existence of microplastics, different types of microplastics, types of population and related types of plastic waste, ect, to apply NOAA method appropriately and effectively. The content of the analysis has been more developed, that is, we have applied a combination of modern microplastic identification methods to be able to determine more accurately about microplastic components, more effectively for different types of microplastics. Colorless, transparent, detectable plastics include micro and microplastics. The more developed analysis content is that we have applied a combination of modern microplastic identification methods to be able to more accurately determine the microplastic components. The method is more effective for colorless, transparent and detectable microplastics including macroplastics and microplastics.

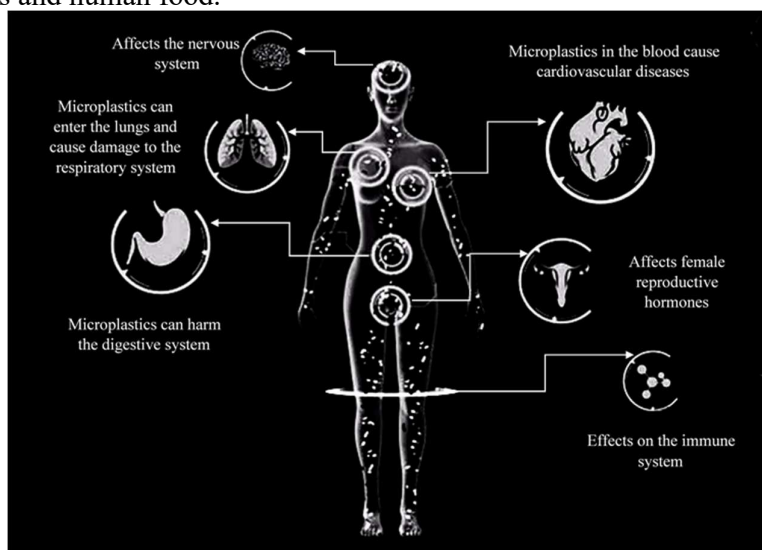
#### 4.3. Discuss the risks related to human health through the water of Saigon – Dong Nai river of microplastics

Currently, 8 out of 10 (80%) items that are discarded floating in the Saigon River are single-use plastic [21]. Research results have proved that the water of the Saigon River is seriously contaminated with microplastics. In one liter of water from the Saigon–Dong Nai river flowing into the sea, it can contain up to 715.124 microplastics/ $\text{m}^3$  of water, which is 1000 times



higher than the microplastics in the Seine river. [22]. With the increasing demand for plastic, the environment is currently suffering from more waste plastic than ever before, especially disposable waste plastic, post-Covid-19 medical waste plastic. Plastics are not biodegradable but persist over time, they break down and break down into smaller pieces, these pieces are called microplastics.

The presence of microplastics in the water environment of the Saigon–Dong Nai river has negative impacts on the health of aquatic organisms, zooplankton or animals at low trophic levels. They may mistake microplastics as food and inadvertently ingest them. The accumulation of microplastics in the body of animals can cause health risks such as suffocation of the trachea, or adverse effects on the digestive system, which is a cause of death for many aquatic species. When aquatic organisms ingest microplastics, which are mediators of the accumulation of dangerous chemicals. This can lead to the spread, accumulation of microplastics and other pollutants from lower to higher organisms; even in the human body through the food chain. Thus, when people consume these species in their daily meals, it also means that they will directly eat microplastics into the body. This reception leads to health risks due to microplastics and other pollutants attached to plastic surfaces. Research results of [23] have found microplastics in familiar seafood such as shrimp, oysters, crabs, fish, ect. In addition, microplastics have also found in drinking water, beer, honey, sugar, and salt [24–26]. All of these are related to water sources (which are habitats for aquatic organisms and are a source of water for production and human activities). When infected with microplastics, the Saigon–Dong Nai river basin is also inevitable as the agent leading microplastics to enter aquatic animals and human food.



**Figure 6.** The effects of microplastics when appearing in the human body [27–31].

The existence of microplastics in the environment raises concerns about the impact on human health. The most recent research results of the Dutch National Organization for Health Research and Development and the Common Seas organization specializing in actions to reduce plastic pollution have found the existence of microplastics in human blood. The results were published in the journal *Environment International* in March 2022. [32]. This finding further supports the hypothesis that exposure to microplastics can cause them to enter the bloodstream and other internal organs of humans. Knowledge about the harmful effects on human health from microplastics is very limited, difficult to clearly assess and still controversial. As a result, human risk assessments are challenging and necessary, especially with regard to the perceptions of exposure pathways and human health risks.

Microplastics can enter the human body through digestion and inhalation, where they can be absorbed in many organs and can affect health. Ingestion is considered the main route of human exposure to microplastics. Microplastics can reach the digestive system through

contaminated drinking water or food, which can lead to inflammatory responses, increased permeability, and changes in the composition and metabolism of gut bacteria [33]. Microplastics can penetrate the intestinal mucus, adhere to the intestinal wall causing pus and internal wounds. Skin contact with microplastics is considered a less important route of exposure, although it has been speculated that nanoplastics (< 100 nm) can penetrate the skin barrier [34].

Plastic products also contain many other ingredients that can be harmful to human health, such as colorants often containing heavy metals and many other toxins that disrupt the endocrine system in the human body. Phthalate ester plasticizers are often added during the production of microplastics for the desired purpose. They are used to increase the anti-cracking effect of nail polish (dibutyl phthalate DBP), skin softener, colorant, fragrance (diethyl phthalate DEP) or anti-foam in some cosmetics. Ester phthalate is a substance that disrupts the endocrine process, affects reproductive health and has a risk of causing breast cancer.

In addition, the Bisphenol A (BPA) ingredient in plastic packaging and containers has the potential to “leak” into food and interfere with human reproduction. Bisphenol A (BPA) is used mainly in the production of polycarbonate (PC) and epoxy resins, among many others. Actual plastic products such as water bottles, sports equipment, CDs and DVDs, plumbing pipes, and even poor quality toys for young children... Plastics contain BPA if released into food. Eating has the ability to destroy the body's hormones, causing many dangerous diseases such as cancer, affecting the nervous system, hypothyroidism, etc... and other dangerous diseases. The diseases that BPA can cause such as behavioral changes, early puberty, down syndrome, reduced sperm count, breast cancer, prostate cancer, etc. directly affect people's quality of life. The most commonly affected internal organs are the liver, kidneys, heart, nervous system (including brain), and reproductive system [35].

Microplastics can almost be considered as a substrate that creates a favorable environment for some types of bacteria that cause human diseases. Microplastics on the coast of Belgium were found to contain bacteria that cause diseases in humans such as *Escherichia coli*, *Bacillus cereus*, *Stenotrophomonas maltophilia*. In addition, microplastics also create a habitat for the larvae of the parasites that cause malaria, Zika virus, and liver fluke in freshwater snails, leading to an increased risk of infection with these diseases.

Small microplastics can penetrate the cell wall or the blood-brain barrier, the placenta, causing oxidative stress, cell damage, inflammation and other dysfunctions. Microplastics with a size of 3–9 micrometers can enter the circulatory system, penetrate blood cells, and affect the cardiovascular system. They also cause oxidative stress, necrosis and inflammation of liver cells, leading to cirrhosis. In addition, microplastic particles are adsorbed with organic pollutants, which causes endocrine disorders and affects reproductive functions. Microplastics can almost be considered as a substrate that creates a favorable environment for some types of bacteria that cause human diseases. Microplastics on the coast of Belgium were found to contain bacteria that cause diseases in humans such as *Escherichia coli*, *Bacillus cereus*, *Stenotrophomonas maltophilia*. In addition, microplastics also create a habitat for the larvae of the parasites that cause malaria, Zika virus, and liver fluke in freshwater snails, leading to an increased risk of infection with these diseases.

## 5. Conclusion

Although the special benefits of plastic for modern life cannot be denied, the negative effects and potential risks to human health are of great concern. Notably, research results have shown the existence of microplastics in the Saigon–Dong Nai river basin, a major source of water for the people of Ho Chi Minh City. It can be seen the fact that the number of studies on microplastics in the continental surface water environment has increased rapidly in recent years, but no standard method of microplastic determination has been given. Most research methods relied on NOAA's method of determining ocean microplastics. The method of analyzing microplastics in water and sediment samples suitable to Vietnamese conditions proposed by the research team has been successfully applied in the identification of microplastics in the Saigon–

Dong Nai river. In addition, the basic data on the risks affecting human health due to the appearance of microplastics have contributed to the confirmation that it is necessary to have solutions to protect river water sources to avoid the harmful effects of microplastics.

**Authors contribution:** Constructing research idea: H.P., H.T.N.H.; Select research methods: H.P., H.T.N.H., N.L.N.T.; Data processing: H.P., H.T.N.H., N.L.N.T.; Sample analysis: H.P., H.T.N.H., N.L.N.T.; Take samples: H.T.N.H., N.L.N.T.; Writing original draft preparation: H.P., H.T.N.H.; N.L.N.T.; Writing review and editing: H.P., H.T.N.H.

**Acknowledgments:** This study was carried out under the sponsorship of the research project Microplastics in surface water and sediments of Saigon - Dong Nai rivers, of Phu My Institute of Technology Development for Environment and Water Resources.

**Conflicts of Interest:** The authors declare that this article was the work of the authors, has not been published elsewhere, has not been copied from previous research; there was no conflict of interest within the author group.

## References

1. PlasticEurope. Plastics The Facts 2020. Available online: [https://www.plasticseurope.org/application/files/5716/0752/4286/AF\\_Plastics\\_the\\_facts-WEB-2020-ING\\_FINAL.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/5716/0752/4286/AF_Plastics_the_facts-WEB-2020-ING_FINAL.pdf) (accessed on 24 May 2021).
2. Geyer, R.; Jambeck, J.R.; Law, K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* **2017**, *3*(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
3. Lebreton, L.C.M.; van der Zwet, J.; Damsteeg, J.W.; Slat, B.; Andrady, A.; Reisser, J. River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* **2017**, *8*, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
4. Lebreton, L.C.M.; Slat, B.; Ferrari, F.; Stainté-Rose, B.; Aitken, J.; Marthouse, R.; Hajbane, S.; Cunsolo, S.; Schwarz, A.; Levivier, A.; Nobble, K.; Debeljak, P.; Maral, H.; Schoeneich-Argent, R.; Brambini, R.; Reisser, J. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.* **2018**, *8*, 4666. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.
5. Crawford, C.B.; Quinn, B. Microplastic Pollutants. *Environ. Sci.* 2016, pp. 336.
6. Sharma, S.; Chatterjee, S. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2017**, *24*, 21530–21547. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9910-8>.
7. Anh, H. Plastic pollution in Vietnam: A problem that needs an urgent solution. The World and Vietnam Newspapers, 2021. <https://baoquocte.vn/o-nhiem-nhua-tai-vietnam-bai-toan-can-timloi-giai-cap-thiet-147962.html>
8. Thao, V.T. Actual situation of collection, reuse, recycling and treatment of generated plastic waste. Thua Thien Hue Province Education Popularity Information 2021. Link: <https://huongtra.thuathienhue.gov.vn/?gd=8&cn=695&tc=30634>
9. Eriksen, M.; Mason, S.; Wilson, S.; Box, C.; Zellers, A.; Edwards, W.; Amato, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* **2013**, *77*(1–2), 177–182.
10. Free, C.M.; Jensen, O.P.; Mason, S.A.; Eriksen, M.; Williamson, N.J.; Boldgiv, B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar. Pollut. Bull.* **2014**, *85*(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
11. Mason, S.A.; Kammin, L.; Eriksen, M.; Aleid, G.; Wilson, S.; Riley, B.C.A. Pelagic plastic pollution within the surface waters of Lake Michigan, USA. *J. Great Lakes Res.* **2016**, *42*(4), 753–759. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.05.009>.
12. Maes, T.; Van der Meulen, M.D.; Devriese, L.I.; Leslie, H.A.; Huvet, A.; Frère, L.; Robbens, J.; Vethaak, A.D. Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface and in Sediments of the North-East Atlantic. *Front. Mar. Sci.* **2017**, *4*, 135. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00135>.
13. Ministry of Natural Resources and Environment. Ocean plastic waste records, 2020.

14. Kieu, L.; Strady, T.C.E.; Perset, M. Life Cycle of Floating Debris in the Canals of Ho Chi Minh City (PADDI), 2016.
15. Vietnam Environment Administration. Management of plastic waste and plastic bags in Vietnam, 2019.
16. FPT Securities. Report on plastic industry in August 2019.
17. Ministry of Natural Resources and Environment. Report No. 97/TTr–BTNMT dated December 25, 2019 on the approval of the Project to strengthen the management of plastic waste in Vietnam, 2019.
18. Gillibert, R.; Balakrishnan, G.; Deshoules, Q.; Morgan Tardivel, Alessandro Magazzù, Maria Grazia Donato.; Onofrio M. Maragò.; Marc Lamy De La Chapelle.; Florent Colas, Fabienne Lagarde.; Pietro G. Gucciardi. Raman Tweezers As A Tool For Small Microplastics And Nanoplastics Identification In Sea Water. *Environ. Sci. Technol.* **2019**, *53*, 9003–9013. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03105>.
19. NOAA. Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment Recommendations for quantifying synthetic particles in water and sediments. Technical Memorandum NOS–OR&R–48, 2015.
20. Phu, H.; Han, H.T.N.; Thao, N.L.; Dong, D.V.; Han, T.G. Study on the level of microplastic pollution in water and sediments of Saigon–Dong Nai River. *VN J. Hydrometeorol.* **2021**, *731*, 69–81.
21. Van Emmerik, T.V.; Kieu, L.T.H.; Loozen, M.; van Oeveren1, K.; Strady, E., Xuan, B.T.; Egger, M.; Gasperi, J.; Lebreton, L.; Dan, N.P.; Schwarz, A.; Slat, B.; Tassin, B. A Methodology to Characterize Riverine Macroplastic Emission Into the Ocean. *Front. Mar. Sci.* **2018**, *5*, 372. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00372>.
22. Strady, E.; Kieu-Le, T.C.; Gasperi, J.; Tassin, B. Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river–estuarine system. *Environ. Pollut.* **2020**, *259*, 113897. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113897>.
23. Collard, F.; Gilbert, B.; Compère, P.; Eppe, G.; Das, K.; Jauniaux, T.; Parmentier, E. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environ. Pollut.* **2017**, *229*, 1000–1005.
24. Oßmann, B.E.; Sarau, G.; Holtmannspötter, H.; Pischetsrieder, M.; Christiansen, S. H.; Dicke, W. Small–sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Res.* **2018**, *141*, 307–316.
25. Kosuth, M.; Mason, S.A.; Wattenberg, E.V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS ONE* **2018**, *13(4)*, e0194970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>.
26. Liebezeit, G.; Liebezeit, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives Contam.: Part A* **2014**, *31(9)*. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>.
27. Azoulay, D.; Villa, P.; Arellano, Y.; Gordon, M.; Moon, D.; Miller, M.; Thompson, K. Plastic & Health: The Hidden Costs of a Plastic Planet, 2019. [www.ciel.org/plasticandhealth](http://www.ciel.org/plasticandhealth).
28. Lu, Y.; Zhang, Y.; Deng, Y.; Jiang, W.; Zhao, Y.; Geng†, J.; Ding, L.; Ren, H. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50(7)*, 4054–4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>
29. Cole, M.; Lindeque, P.K.; Fileman, E.S.; Galloway, T.S.; Goodhead, R.M.; Moge, J.; Halsband, C. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* **2013**, *47*, 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>.
30. Gasperi, J.; Wright, S.L.; Dris, R.; Collard, F.; Mandin, C.; Guerrouache, M.; Langlois, V.; Tassin, B. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* **2018**, *1*, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.
31. Rochester, J.R. Bisphenol A and human health: a review of the literature. *Reprod. Toxicol.* **2013**, *42*, 132–155. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2013.08.008>.

32. Leslie, H.A.; van Velzen, M.J.M.; Brandsma, S.H.; Dick Vethaak, A.; Garcia-Vallejo, J.; Lamoree, M.H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environ. Int.* **2022**, 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.
33. Salim, S.Y.; Kaplan, G.C.; Madsen, K.L. Air pollution effects on the gut microbiota. *Gut. Microbes.* **2013**, 5(2), 215–219. <http://dx.doi.org/10.4161/gmic.27251>.
34. Revel, M.; Châtel, A.; Mouneyrac, C. Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* **2018**, 1, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>
35. Cingotti, N.; Jensen, G.K. Health and environment alliance (HEAL). In Food Contact Materials and Chemical Contamination; Health and Environment Alliance: Brussels, Belgium, 2019.

Bài báo khoa học

## Đánh giá hiệu quả cải thiện chất lượng nước nhờ tầng thấm lọc ven sông

Nguyễn Trung Hiếu<sup>1</sup>, Đoàn Thu Hà<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Trường Đại học Thủy lợi; trunghieu.ma@hotmail.com; thuha\_ctn@tlu.edu.vn

\*Tác giả liên hệ: thuha\_ctn@tlu.edu.vn; Tel.: +84-948172299

Ban Biên tập nhận bài: 13/2/2022; Ngày phản biện xong: 20/4/2022; Ngày đăng bài: 25/4/2022

**Tóm tắt:** Các giếng ven sông tại có vị trí phù hợp có thể thu được lượng nước thấm từ sông và một phần nước dưới đất. Nghiên cứu được thực hiện tại bãi giếng thử nghiệm khai thác nước thấm từ sông tại Tân Trường, Cẩm Giàng, Hải Dương, nhằm đánh giá và chứng minh khả năng cải thiện chất lượng nước nhờ tầng thấm lọc ven sông. Các mẫu nước đã được phân tích chất lượng nước, đánh giá sự thay đổi thành phần các chất giữa nước sông và nước thấm với các khoảng cách từ sông khác nhau. Kết quả nghiên cứu cho thấy hàm lượng COD trong nước thấm tại vị trí khoan nghiên cứu cách bờ sông 11 m giảm tới 86% so với nước sông,  $\text{NH}_4^+$  giảm 81%. Kết quả nghiên cứu đã chứng minh tầng lọc thêm sông giúp làm giảm các ô nhiễm như  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , COD. Nước thấm từ sông hứa hẹn một giải pháp nguồn nước phù hợp trong tình hình nguồn nước mặt ngày càng ô nhiễm và cạn kiệt hiện nay.

**Từ khóa:** Nước thấm từ sông; Lưu lượng nước thấm; Chất lượng nước thấm; Hiệu quả xử lý chất ô nhiễm.

### 1. Đặt vấn đề

Nhiều nguồn nước mặt tại Việt Nam hiện đang bị ô nhiễm bởi nước thải sinh hoạt và sản xuất, chứa chất dinh dưỡng, hữu cơ và vi sinh cao, là nguy cơ gây bệnh ảnh hưởng sức khỏe con người, đòi hỏi phải có các biện pháp xử lý phù hợp đảm bảo chất lượng nước đạt tiêu chuẩn trước khi cấp cho người sử dụng. Nước mặt thường có chất lượng, lưu lượng và mực nước không ổn định và thay đổi theo mùa, khó khăn trong khai thác và xử lý nước. Nước ngầm nhìn chung có chất lượng tốt hơn so với nước mặt, tuy nhiên nước ngầm thường có hàm lượng sắt và mangan cao. Ở một số vùng, nước ngầm có chứa hữu cơ, amoni và thậm chí là asen cao. Trong những năm gần đây, nước ngầm đã bị khai thác quá mức tại một số khu vực, làm sụt giảm tầng chứa nước, giảm chất lượng nước và gây hiện tượng sụt lún, chẳng hạn như ở Hà Nội, TP Hồ Chí Minh, Đồng bằng sông Cửu Long v.v... Hiện nay, rất nhiều địa phương trong cả nước đã ngừng hoặc hạn chế khai thác nước ngầm. Trước vấn đề khan hiếm và ô nhiễm nguồn nước, các nghiên cứu về các giải pháp nguồn nước khác ngoài nguồn nước mặt, nước ngầm thông thường là rất cần thiết.

Nước thấm từ sông (RBF) là công nghệ khai thác nước sử dụng nguồn nước thấm từ nước sông thông qua tầng thấm lọc gồm cát lọc, sỏi lọc sát bờ sông, thêm sông, tạo hiệu quả cho việc khai thác nước với lưu lượng lớn và chất lượng nước cao [1]. Bằng cách sử dụng các giếng ven sông, giếng thấm từ sông kết hợp được hai lợi thế chính là: dễ dàng thu được lượng nước mặt lớn do bổ cập trực tiếp từ sông và có chất lượng nước tốt do được lọc tự nhiên qua các tầng đất đá trong quá trình thấm từ sông vào giếng. Khi khai thác nước từ các giếng, dòng nước mặt thấm lọc chảy xuống dưới mặt đất để bổ cập nước vào các giếng khai thác, trong khi các lớp cát, sỏi trong tầng thấm bờ sông đóng vai trò là bộ lọc tự nhiên loại

bỏ cặn và nhiều chất ô nhiễm, cho chất lượng nước tốt hơn [1–2]. Nồng độ chất ô nhiễm trong nước giảm thông qua các quá trình vật lý, hóa học và sinh học diễn ra giữa nước mặt, nước dưới đất và chất nền [3].

Mức ô nhiễm giảm nhờ vào các quá trình lọc vật lý, phân hủy vi sinh vật, trao đổi ion, kết tủa, hấp thụ và pha loãng [4]. Ngoài ra, còn các yếu tố khác trong công nghệ xử lý này, bao gồm: chất lượng nước sông và nước dưới đất, độ xốp của môi trường, thời gian lưu giữ nước trong tầng chứa nước, nhiệt độ, độ pH của nước và nồng độ oxy hoà tan trong nước [5].

Nhiều nghiên cứu về khai thác nước thấm từ sông đã được thực hiện bởi các chuyên gia, chứng minh hiệu quả của việc khai thác nước sông, sử dụng tầng thấm lọc ven sông, cho phép khai thác một lượng lớn với quy mô tập trung, chất lượng nước tốt, ổn định, chi phí khai thác và xử lý thấp [6–8].

Trong nghiên cứu về “Giảm thiểu ô nhiễm nước ngầm nhờ vào giải pháp nước thấm từ sông” [9], đã chứng minh: Ngoài việc loại bỏ chất ô nhiễm (các hạt, vi sinh vật, các hợp chất hữu cơ và vô cơ, v.v...), công nghệ RBF còn có hai ưu điểm: dòng chảy đi qua tầng chứa nước đóng vai trò như một rào chắn các nồng độ đỉnh mà có thể dẫn đến sự cố tràn các chất ô nhiễm, và điều hòa sự biến đổi nhiệt độ trong nước sông. Sự biến đổi nhiệt độ thấp nhất giúp cải thiện chất lượng nước và tiếp tục xử lý nước thấm.

Các yếu tố như thủy văn sông, điều kiện địa chất thủy văn (ví dụ: độ dày tầng chứa nước và độ dẫn thủy lực) đã được nghiên cứu, xác định khả năng khai thác của giếng và thời gian di chuyển của nước thấm và khoảng cách giữa sông và giếng [10].

Hiện nay ở Việt Nam chưa có các nghiên cứu cụ thể về công nghệ RBF, nhằm đánh giá hiệu quả, tiềm năng và khả năng áp dụng công nghệ RBF phục vụ cấp nước, đặc biệt là các nghiên cứu liên quan đến sự biến đổi chất lượng nước nhờ tầng thấm lọc ven sông.

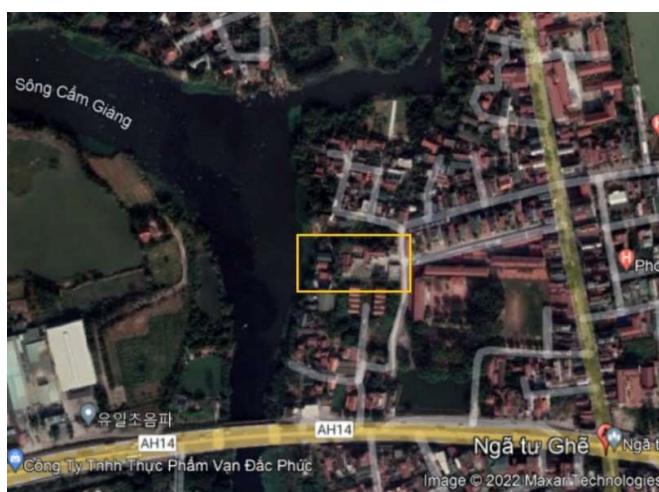
Trong phạm vi bài báo này, tác giả tập trung nghiên cứu đánh giá hiệu quả tự làm sạch nhờ tầng thấm lọc ven sông. Khu vực nghiên cứu thuộc Thôn Trảng Kỹ, Xã Tân Trường, huyện Cẩm Giàng, tỉnh Hải Dương, bên bờ sông Cẩm Giàng. Địa điểm nghiên cứu đáp ứng được các tiêu chí lựa chọn: Có tầng thấm ven sông, mực nước sông thường lớn hơn so với mực nước ngầm, có thể khai thác tốt được nước thấm trực tiếp từ sông; sông Cẩm Giàng bị ô nhiễm với hàm lượng hữu cơ và dinh dưỡng cao hơn tiêu chuẩn cho phép, yêu cầu chi phí xử lý cao nếu khai thác trực tiếp; có đủ diện tích bố trí bãi giếng thí nghiệm; có cơ sở hạ tầng thuận tiện phục vụ cho nghiên cứu.

## 2. Phương pháp nghiên cứu và số liệu

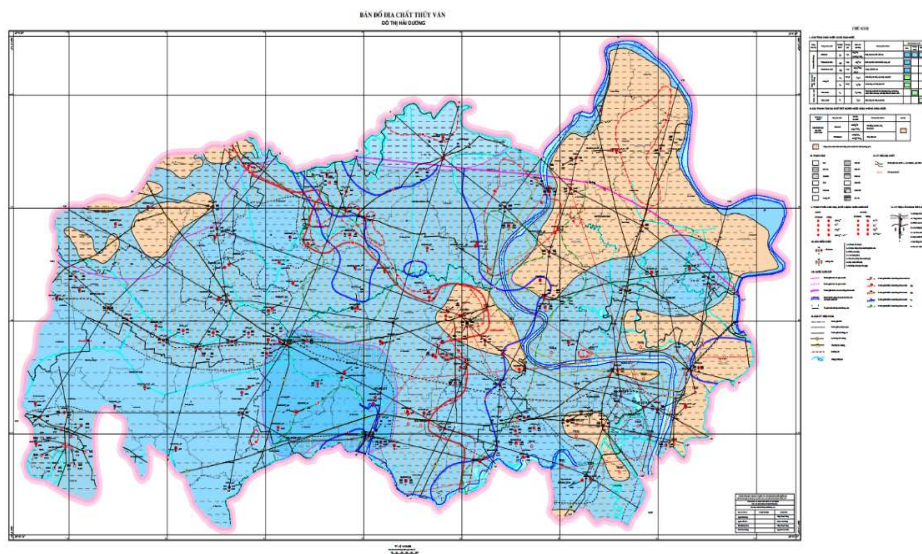
### 2.1. Giới thiệu khu vực nghiên cứu

Sông Cẩm Giàng là một sông trong hệ thống sông nhánh, nối sông Thái Bình với sông Bắc Hưng Hải. Do ảnh hưởng bởi nước thải sinh hoạt và sản xuất không được xử lý triệt để, đổ ra sông tại một số vị trí dọc sông Bắc Hưng Hải. Hệ thống sông Bắc Hưng Hải, bao gồm các sông: Cẩm Giàng, Sắt, Cừ An, Đình Đào, Cầu Xe, Tứ Kỳ có các thông số  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  vượt quy chuẩn cho phép từ 1,06–9,72 lần; COD (1,13–2,43 lần);  $\text{NO}_2^--\text{N}$  (vượt từ 1,04–21,5 lần) [11–12]. Vị trí triển khai công trình nghiên cứu bên bờ sông Cẩm Giàng thuộc khuôn viên của Trạm cấp nước Ghẽ, Thôn Trảng Kỹ, thuộc Công ty CP Cấp nước Hải Dương. Trạm cấp nước Ghẽ được xây dựng với mục tiêu khai thác và xử lý nước mặt sông Cẩm Giàng cấp nước cho dân cư trong vùng, tuy nhiên, do điều kiện chất lượng nước sông Cẩm Giàng kém, trạm xử lý nước đã phải ngừng hoạt động. Nước cung cấp cho dân cư và công nghiệp trong khu vực hiện đang được chuyển từ thành phố Hải Dương về.

Mặt cắt địa chất thủy văn khu vực Cẩm Giàng, tỉnh Hải Dương được phân thành 3 tầng chứa nước lỗ hổng bao gồm tầng chứa nước Holocen (qh) và tầng chứa nước Pleistocen trên (qp2) và tầng chứa nước Pleistocen dưới (qp1) (Hình 4).



**Hình 1.** Vị trí nghiên cứu RBF Thôn Tràng Kỹ, xã Tân Trường, Cẩm Giàng, Hải Dương.



**Hình 2.** Bản đồ địa chất thủy văn đô thị Hải Dương.

Đặc điểm tầng chứa nước qh: Các tầng chứa nước qh tại khu vực ven sông Cẩm Giàng, bao gồm các trầm tích sông hệ tầng Thái Bình (aQ23tb) và trầm tích sông–biển–đầm lầy hệ tầng Hải Hưng (ambQ21–2 hh1), phân bố rộng khắp trên khu vực nghiên cứu. Chiều dày tầng chứa nước lớn nhất gặp tại LK Ford (30 m), LKTD30 (> 17 m); nhỏ nhất tại LK 58–14 (0,5 m); LK CHD4–A gặp mái tầng chứa nước qh ở độ sâu 2,9 m, bề dày 10,6 m cắt trực tiếp vào sông Cẩm Giàng. Chiều dày trung bình toàn vùng là 8,75 m. Thành phần thạch học gồm chủ yếu là cát các loại, cát pha, cát màu xám, xám đen cấu tạo mềm bở.

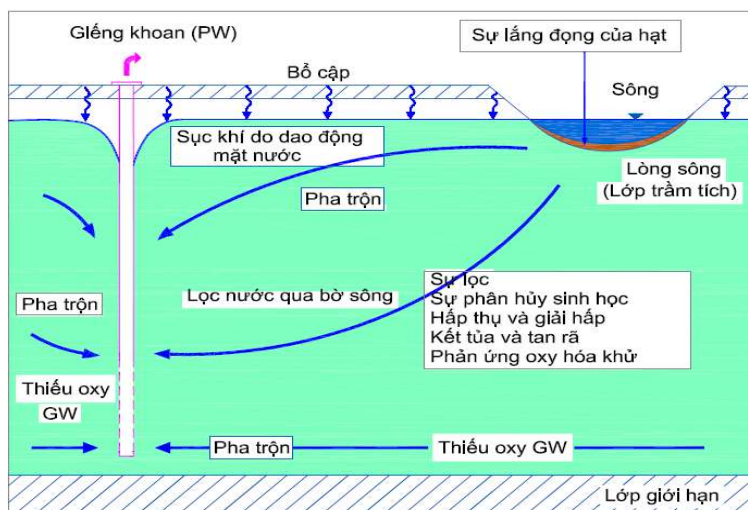
Sông Cẩm Giàng là con sông nhỏ trong hệ thống sông nối giữa sông Thái Bình và sông Bắc Hưng Hải. Mặc dù vẫn duy trì dòng chảy ổn định, nhưng do chảy qua nhiều khu dân cư và các khu vực phát triển công nghiệp, làng nghề nên nước sông Cẩm Giàng bị ô nhiễm nhiều. Nhiễm bẩn nước sông Cẩm Giàng chủ yếu là nhiễm bẩn hữu cơ do chất thải sinh hoạt và làng nghề. Trong đó các chỉ số BOD, COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub>, Ecoli, Coliform cao gấp nhiều lần QCVN 08:2008. Tuy nhiên, hiện tại sông Cẩm Giàng vẫn là nguồn nước quan trọng cung cấp nước cho dân sinh, kinh tế của khu vực.

Kết quả nghiên cứu ban đầu về khả năng khai thác nước ngầm từ sông cho thấy cho thấy tại khu vực nghiên cứu, nước sông Cẩm Giàng có quan hệ trực tiếp với tầng chứa nước qh.

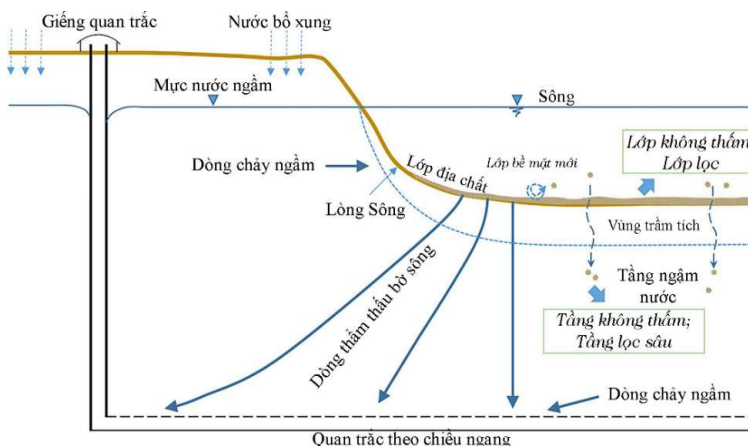


## 2.2. Cơ sở lý thuyết và thực tiễn

Khi bơm nước từ giếng, nước mặt được bổ cập vào tầng chứa nước, chảy về giếng. Trầm tích đáy sông, lớp đất đá thêm sông đóng vai trò là bộ lọc tự nhiên loại bỏ nhiều chất ô nhiễm cho chất lượng nước thô tốt hơn [1, 2, 13]. Quá trình khai thác nước thấm, nước vào giếng sẽ bao gồm nước mặt và nước ngầm tự nhiên sẵn có trong tầng chứa nước. Nước ngầm tự nhiên khai thác từ hệ thống RBF có chất lượng tốt hơn so với nước ngầm tự nhiên khai thác thông thường, do đã có hiện tượng pha trộn nước mặt và nước ngầm, xảy ra các quá trình phản ứng làm suy giảm các chất ô nhiễm như các quá trình oxy hóa khử, ví dụ thông qua quá trình suy giảm [5] và thay đổi các điều kiện oxy hóa khử [9, 14] (Hình 3).



Hình 3. Tổng hợp các quy trình loại bỏ các chất ô nhiễm trong quá trình RBF.



Hình 4. Hệ thống RBF nằm ngang [9].

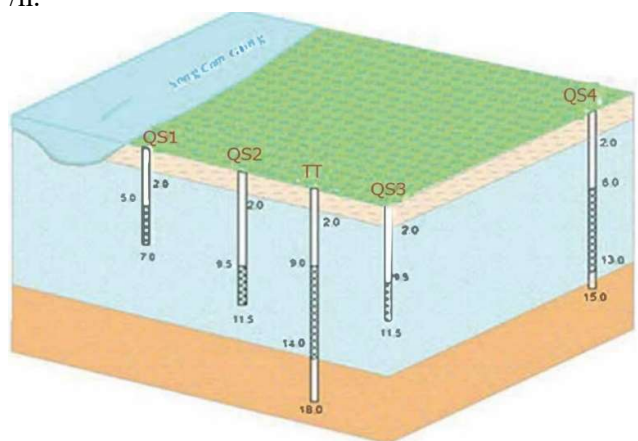
Có 04 quá trình liên quan đến công nghệ RBF, gồm: thủy động lực, hóa học, sinh học, và hóa lý [15]. Quá trình thủy động lực bao gồm vận chuyển đối lưu–phân tán, và pha loãng. Tầng chứa nước hoạt động như bộ lọc các hợp chất ô nhiễm có thể có trên sông. Ngoài những biến đổi về chất lượng nước sông, quá trình pha loãng xảy ra khi nước sông trộn lẫn với nước ngầm, thường có chất lượng tốt hơn, tiếp tục giúp cải thiện chất lượng nước thấm [7]. Các quá trình cơ học quan trọng nhất để cải thiện chất lượng nước bao gồm quá trình lọc tự nhiên các hạt mịn, chất hữu cơ dạng hạt và các mầm bệnh, đặc biệt trong vài mét đầu tiên từ sông đến giếng [7, 9].

Các quá trình sinh học xảy ra trong quá trình RBF phụ thuộc trực tiếp vào loại vi sinh vật sinh sống trong tầng chứa nước [7, 14]. Quá trình trao đổi chất của các vi sinh vật này

chủ yếu xác định chất lượng cuối cùng của nước thấm. Các quá trình lý hóa liên quan đến phản ứng hấp thụ, kết tủa, phản ứng keo tụ, đông tụ và oxy hóa khử [7]. Các quá trình này kiểm soát sự loại bỏ các hạt ra khỏi môi trường xốp, ảnh hưởng đến nồng độ và hoạt động của kim loại và các hợp chất vô cơ, vì vậy, nó đóng vai trò thay đổi hóa học của nước.

### 2.3. Sơ đồ chòm lỗ khoan thí nghiệm

Khu vực xã Tân Trường, huyện Cẩm Giàng, tỉnh Hải Dương được lựa chọn là địa điểm nghiên cứu nước thấm từ sông thuộc dự án. Bố trí lỗ khoan thí nghiệm và các lỗ khoan quan trắc được thể hiện trên sơ đồ Hình 5. Tại lỗ khoan trung tâm, máy bơm chạy liên tục với lưu lượng bơm 8,33 m<sup>3</sup>/h.



Hình 5. Sơ đồ chòm lỗ khoan thí nghiệm tại xã Tân Trường, Cẩm Giàng, Hải Dương.

Bảng 1. Khoảng cách từ lỗ khoan đến sông và độ sâu lỗ khoan.

Tên lỗ khoan	Vị trí	Độ sâu lỗ khoan (m)
LK QS1	LK quan trắc 1 (Cách 1 m từ sông)	7
LK QS2	LK quan trắc 2 (Cách 9 m từ sông)	11,5
LK TT	LK trung tâm (Cách 11 m từ sông)	18
LK QS3	LK quan trắc 3 (Cách 15 m từ sông)	11,5

## 3. Kết quả và thảo luận

### 3.1. Kết quả phân tích mẫu nước

Kết quả phân tích mẫu nước sông Cẩm Giàng và lỗ khoan khai thác (LKTT) của đề tài cho 2 đợt thí nghiệm, đợt 1 vào cuối tháng 5/2020, đợt 2 vào cuối tháng 11/2020, thể hiện trong Bảng 2.

Bảng 2. Kết quả phân tích các chỉ tiêu T°C, EC, COD, NH<sub>4</sub>, Fe mẫu nước sông Cẩm Giàng và nước thấm LKTT đợt tháng 5 tại địa điểm nghiên cứu.

TT	Nguồn nước	T°C	EC (µS/cm)	COD (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)
1	Sông C. Giàng	24,2	430	6,10	3,03	0,32	0,01
	LKTT	25	120	1,04	0,90	4,86	0,17
2	Sông C.Giàng	25,3	316	6,40	2,51	0,34	0,01
	LKTT	25,9	112	0,96	1,30	3,92	0,15
3	Sông C.Giàng	26,1	328	5,80	2,02	0,40	0,01
	LKTT	27,7	137	0,78	1,20	4,87	0,15

TT	Nguồn nước	T <sup>o</sup> C	EC ( $\mu$ S/cm)	COD (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)
4	Sông C.Giàng	28,3	413	5,40	2,10	0,37	0
	LKTT	29,2	124	1,12	0,80	2,91	0,14
5	Sông C.Giàng	29,6	390	4,70	2,42	0,2	0,02
	LKTT	27,4	110	0,86	0,75	3,55	0,12
6	Sông C.Giàng	27,5	325	4,30	2,03	0,27	0,02
	LKTT	27,5	152	1,12	1,05	4,96	0,15
7	Sông C.Giàng	27,4	286	5,20	2,30	0,35	0,03
	LKTT	26,3	133	0,8	0,86	5,30	0,14
8	Sông C.Giàng	26,3	325	5,50	2,67	0,36	0
	LKTT	25,8	121	1,44	1,49	3,96	0,17
9	Sông C.Giàng	25,8	267	6,20	3,09	0,18	0,03
	LKTT	25,2	88	1,03	0,67	2,92	0,17
10	Sông C.Giàng	25,6	318	5,60	2,76	0,35	0,02
	LKTT	25,8	96	1,12	0,54	5,02	0,17

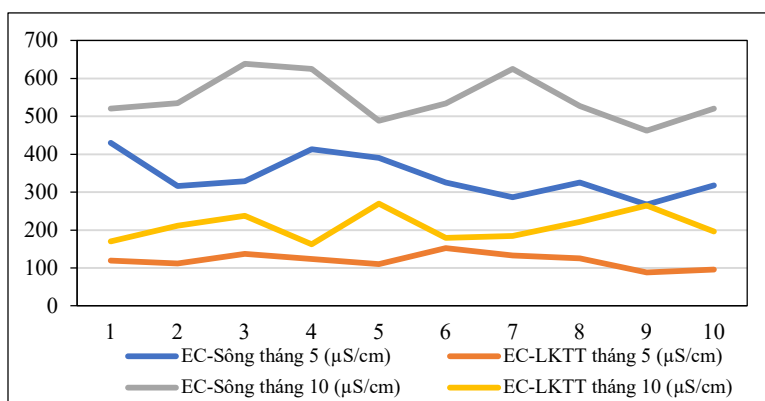
**Bảng 3.** Kết quả phân tích các chỉ tiêu T<sup>o</sup>C, EC, COD, NH<sub>4</sub>, Fe mẫu nước sông Cẩm Giàng và nước thấm LKTT đợt tháng 11 tại địa điểm nghiên cứu.

Ngày lấy mẫu	Nguồn nước	T <sup>o</sup> C	EC ( $\mu$ S/cm)	COD (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)
1	Sông C.Giàng	25,6	520	8,32	3,41	0,35	0,02
	LKTT	25,3	170	1,80	1,58	5,13	0,18
2	Sông C.Giàng	25,6	535	9,88	2,43	0,37	0,03
	LKTT	26,2	212	1,64	0,82	4,70	0,15
3	Sông C.Giàng	25,4	638	10,12	1,86	0,16	0
	LKTT	26,6	237	2,14	0,94	4,39	0,15
4	Sông C.Giàng	24,8	625	11,2	2,42	0,24	0,03
	LKTT	25,2	162	1,28	1,66	5,15	0,17
5	Sông C.Giàng	26,15	488	8,60	3,38	0,26	0,03
	LKTT	26,5	270	1,12	2,18	6,01	0,17
6	Sông C.Giàng	24,5	534	9,80	2,36	0,28	0,02
	LKTT	26,3	179	1,20	1,54	4,68	0,16
7	Sông C.Giàng	25,4	625	10,90	3,40	0,25	0,01
	LKTT	26,1	184	1,51	1,56	4,57	0,17
8	Sông C.Giàng	25,2	527	8,83	3,38	0,15	0
	LKTT	26	221	0,93	1,87	4,01	0,17
9	Sông C.Giàng	25,5	462	7,40	2,32	0,23	0,01
	LKTT	26,6	265	1,05	1,86	5,86	0,15
10	Sông C.Giàng	25,2	520	8,43	1,95	0,27	0,02
	LKTT	25,8	196	1,02	0,82	5,07	0,14

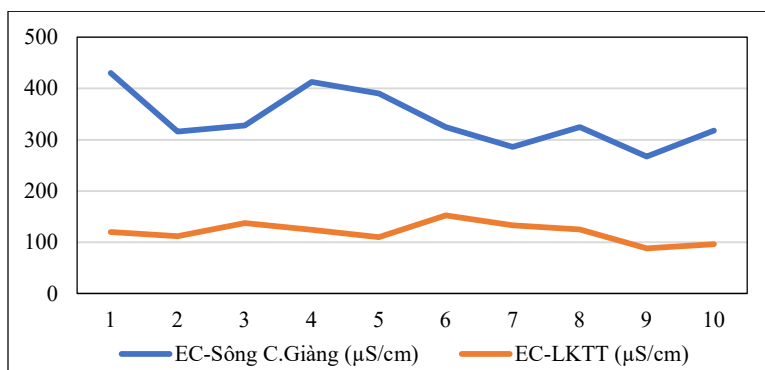
### 3.2. Đánh giá sự thay đổi các chỉ tiêu cơ bản chất lượng nước thấm từ sông

#### a) Nhiệt độ và độ dẫn điện

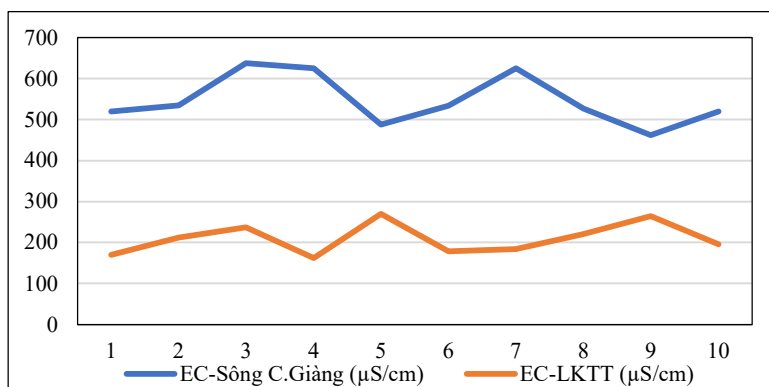
Nước sông Cẩm Giàng có nhiệt độ thay đổi theo mùa. Trong thời gian quan trắc từ tháng 5/2020 đến 11/2020 nhiệt độ nước sông dao động từ 24,2 đến 29,2<sup>o</sup>C. Nhiệt độ nước các giếng khoan ở Tân Trường tương đối ổn định trong năm với mức dao động từ 25,0<sup>o</sup>C đến 29,6<sup>o</sup>C. Sự thay đổi độ dẫn điện của nước sông và nước thấm từ sông (LKTT) qua hai đợt lấy mẫu và phân tích chất lượng nước được thể hiện trên các Hình 6, Hình 7 và Hình 8.



**Hình 6.** Biểu đồ thể hiện độ dẫn điện của nước sông và nước giếng khoan trong hai đợt thí nghiệm.



**Hình 7.** Biểu đồ thể hiện độ dẫn điện của nước sông và nước giếng khoan đợt tháng 5.



**Hình 8.** Biểu đồ thể hiện độ dẫn điện của nước sông và nước giếng khoan đợt tháng 11.

Kết quả phân tích cho thấy độ dẫn điện nước sông Cẩm Giàng dao động từ 267 đến 430mS/cm vào tháng 5 và từ 462 đến 638 mS/cm vào tháng 11. Chỉ tiêu độ dẫn điện nước sông Cẩm Giàng trong 1 năm mặc dù không có đột biến nhưng có khoảng dao động tương đối lớn, chứng tỏ nước sông đang bị ô nhiễm. Độ dẫn điện vào tháng 11 cao hơn so tháng 5, có thể do mức độ ô nhiễm trên sông vào tháng 11 thuộc mùa khô cao hơn so với tháng 5, vào mùa mưa. Độ dẫn điện nước thấm tại giếng khoan trung tâm dao động từ 88 đến 152mS/cm vào tháng 5 và từ 162 đến 265mS/cm vào tháng 11. Độ dẫn điện trong nước thấm có giá trị thấp hơn và mức độ dao động nhỏ hơn thể hiện sự ổn định về chất lượng nước cũng như mức độ ô nhiễm thấp hơn.

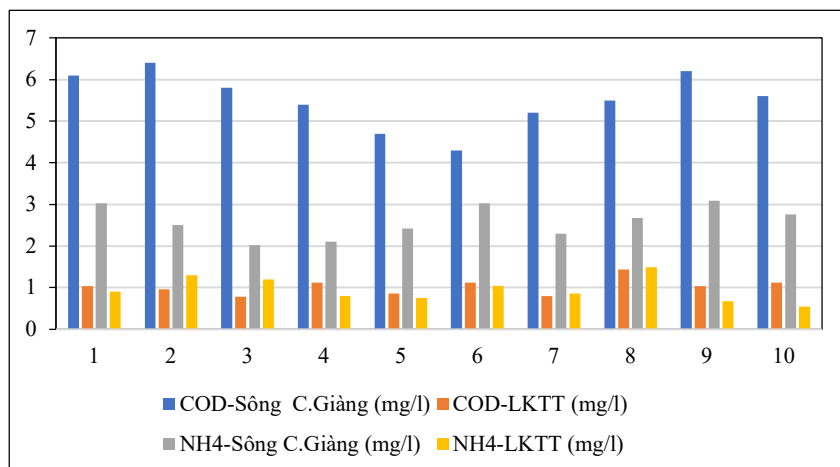
– So sánh dao động độ dẫn điện giữa nước sông và nước thấm từ sông

Theo biểu đồ trong Hình 7, Hình 8, độ dẫn điện của giếng khoan trung tâm tại Tân Trường qua nhiều lần đo, luôn thấp hơn độ dẫn điện của nước sông Cẩm Giàng. Chứng tỏ

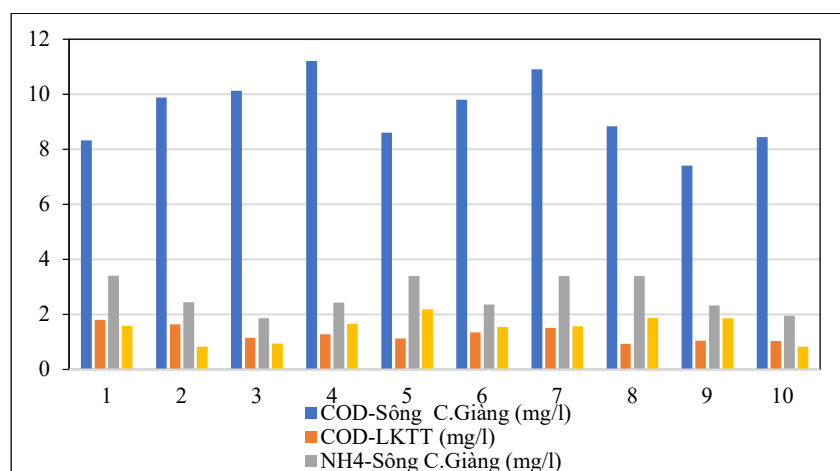
nước thấm từ sông sau khi đi qua tầng lọc, các chất khoáng có trong nước đã giảm đi đáng kể. Điều này có được là do tác dụng giảm shock của các tầng đất đá thấm nước đối với nước thấm từ sông.

b) Chỉ tiêu COD và NH<sub>4</sub>

Sự thay đổi hàm lượng COD và NH<sub>4</sub> của nước sông và nước thấm từ sông (LKTT) qua hai đợt lấy mẫu và phân tích chất lượng nước được thể hiện trên các Hình 9, Hình 10.



Hình 9. Hàm lượng COD và NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của nước sông và nước thấm đợt tháng 5.



Hình 10. Hàm lượng COD và NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của nước sông và nước thấm đợt tháng 11.

– So sánh dao động COD và NH<sub>4</sub> giữa nước sông và nước thấm từ sông

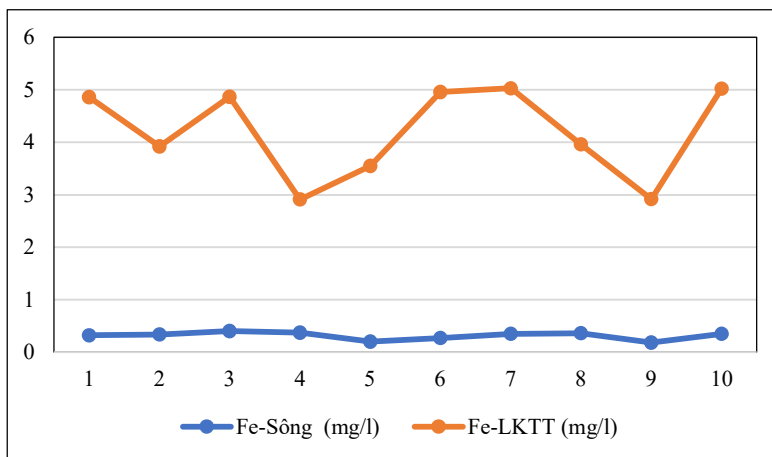
Kết quả phân tích mẫu nước trong hai đợt thí nghiệm, cho thấy trong mẫu nước sông Cẩm Giàng, chỉ tiêu COD có biên độ dao động khá lớn từ 4,3–11,2 mg/l, NH<sub>4</sub> dao động trong khoảng từ 1,86 đến 3,38 mg/l. Trong đó, kết quả phân tích tháng 11 cho giá trị cao hơn, cũng như mức độ thay đổi nhiều hơn.

Trong nước thấm từ sông tại giếng khoan trung tâm, hàm lượng COD dao động trong khoảng 0,8 đến 1,86 mg/l, giảm từ 73 tới 86% so với hàm lượng COD trong nước sông. Như vậy nước thấm trong quá trình vận chuyển từ sông vào giếng, hàm lượng chất hữu cơ giảm, chứng tỏ đã có các quá trình oxy hóa và phân hủy chất hữu cơ, chứng tỏ khả năng loại bỏ hữu cơ nhờ lớp bùn cát đáy và bờ sông. Hàm lượng NH<sub>4</sub> trong nước thấm nằm trong khoảng 0,54 đến 2,18 mg/l, giảm từ 48 đến 81% so với hàm lượng NH<sub>4</sub> trong nước sông, cũng thể hiện khả năng xử lý ammoni của tầng lọc đáy và thềm sông. NH<sub>4</sub> giảm, chứng tỏ đã có quá trình biến đổi NH<sub>4</sub> trong tầng đất cát. Kết quả nghiên cứu cũng phù hợp với các nghiên cứu trước đó, cho thấy COD và NH<sub>4</sub><sup>+</sup> có thể được loại bỏ nhờ tầng thấm lọc thềm sông được giải

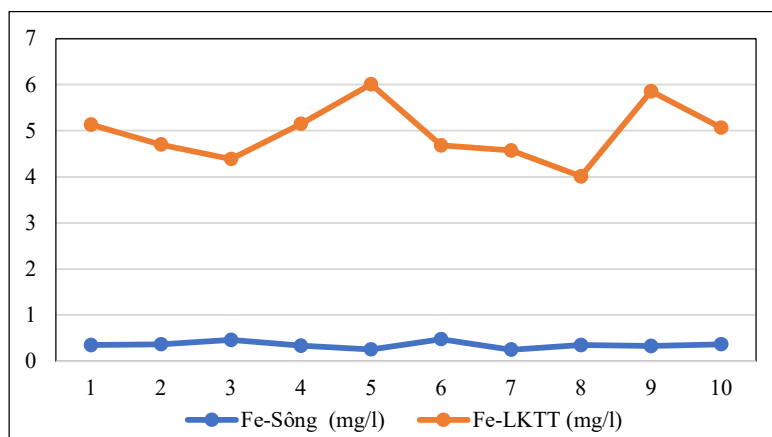
thích là do tỷ lệ thấm của nước sông vào tầng chứa nước, các quá trình oxy hòa tan và quá trình sinh học [7, 18, 19].

c) Chỉ tiêu sắt và mangan

Sự thay đổi hàm lượng Fe và Mn của nước sông và nước thấm từ sông (LKTT) qua hai đợt lấy mẫu và phân tích chất lượng nước được thể hiện trên các Hình 11, Hình 12.

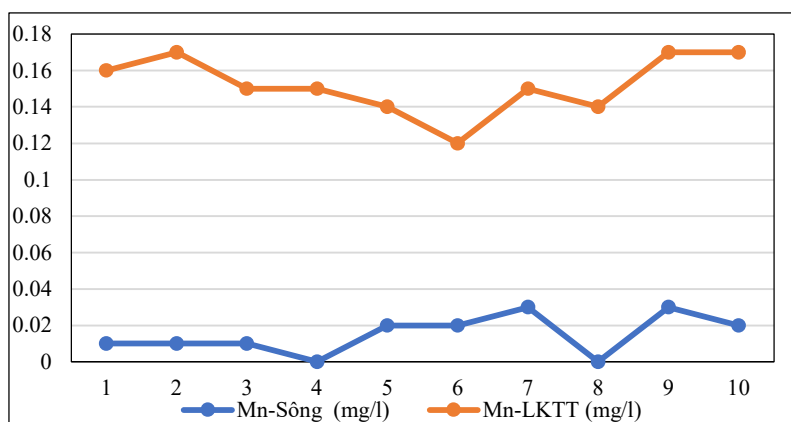


**Hình 11.** Hàm lượng Fe của nước sông và nước thấm theo đợt lấy mẫu tháng 5.

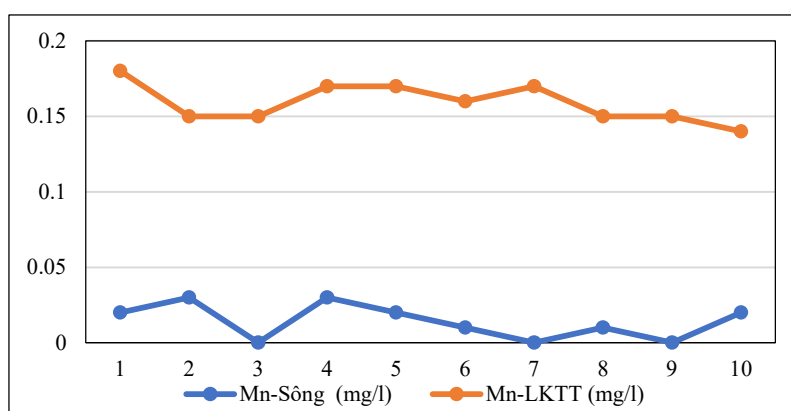


**Hình 12.** Hàm lượng Fe của nước sông và nước thấm theo đợt lấy mẫu tháng 11.

Kết quả phân tích chất lượng nước (Hình 16 và Hình 17) cho thấy: Trong nước sông Cẩm Giàng, hàm lượng Fe thấp hơn trong nước thấm tại các lỗ khoan. Hàm lượng Fe trong nước sông dao động không nhiều và ở mức thấp từ 0,18 đến 0,4 mg/l. Hàm lượng Fe trong nước thấm dao động từ 2,91 đến 6,01 mg/l cao hơn nhiều so với hàm lượng Fe trong nước sông, phù hợp với việc một lượng nước dưới đất đã vào giếng cùng với nước thấm từ sông. Hàm lượng Fe trong nước thấm từ giếng khoan trung tâm cũng cho thấy sự biến động khá lớn theo thời gian lấy mẫu, được giải thích có thể do tỷ lệ hòa trộn giữa nước thấm từ sông và nước dưới đất không giống nhau giữa các lần lấy mẫu. Hàm lượng Fe trong nước thấm của đợt lấy mẫu tháng 11 cao hơn so với đợt tháng 5, phù hợp với kết quả đo tương quan mực nước giữa nước sông và nước dưới đất. Kết quả đo mực nước cho thấy, mực nước sông Cẩm Giàng luôn cao hơn so với mực nước ngầm, độ chênh mực nước đợt đo cuối tháng 5 cao hơn so với độ chênh mực nước cuối tháng 11. Kết quả mô phỏng dòng chảy nước dưới đất với lưu lượng bơm 8m<sup>3</sup>/h cũng cho tỷ lệ hòa trộn giữa nước mặt và nước ngầm tại lỗ khoan trung tâm khoảng 70–30, tương đối phù hợp với sự thành đổi hàm lượng Fe trong nước thấm.



Hình 13. Hàm lượng Mn của nước sông và nước thấm theo đợt lấy mẫu tháng 5.



Hình 14. Hàm lượng Mn của nước sông và nước thấm theo đợt lấy mẫu tháng 11.

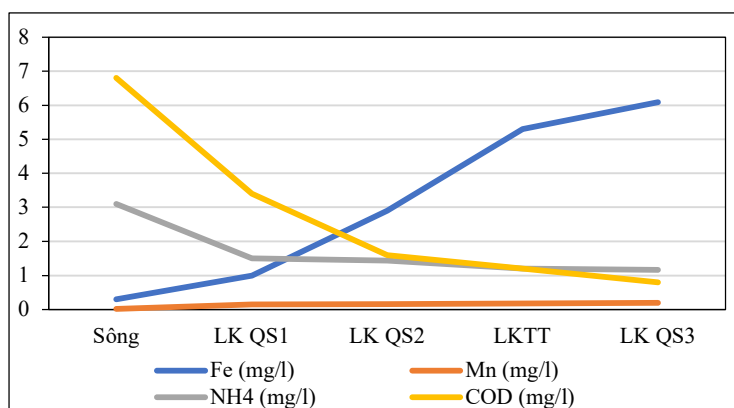
Hàm lượng Mn trong nước sông Cẩm Giàng từ 0 đến 0,03 mg/l, trong khi đó ở trong nước giếng khoan trung tâm có hàm lượng Mn biến động từ 0,12 đến 0,17 mg/l. Hàm lượng Mn trong nước thấm tăng so với nước sông, được giải thích là do Mn trong nước ngấm vào giếng (Hình 13, Hình 14). Xu hướng thay đổi hàm lượng các chất ô nhiễm theo phương vuông góc sông Cẩm Giàng của đợt thí nghiệm tháng 5 và tháng 11/2020 cũng phù hợp với một số đợt phân tích chất lượng nước rời rạc được thực hiện trong năm 2020 và 2021.

### 3.3. Đánh giá khả năng loại bỏ sắt, mangan, amoni và chất hữu cơ nhờ tầng thấm lọc ven sông

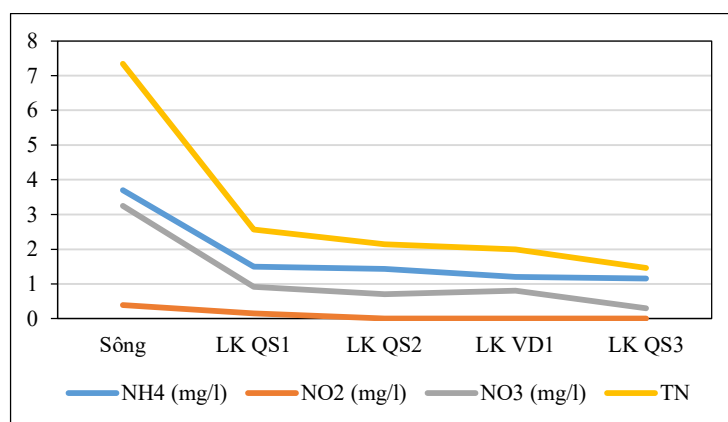
Kết quả phân tích mẫu nước trung bình tại các lỗ khoan tại Tân Trường, Cẩm Giàng, Hải Dương trên mặt cắt vuông góc với sông Cẩm Giàng, các chỉ tiêu  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$  và COD được thể hiện trong Bảng 4.

**Bảng 4.** Hàm lượng  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$  và COD trong nước mặt và các lỗ khoan trên mặt cắt vuông góc với sông Cẩm Giàng.

Tên LK	Vị trí	Fe	Mn	COD	$NH_4$	$NO_2$	$NO_3$
Sông	Sông Cẩm Giàng	0.3	0.02	6.8	3.7	0.39	3.05
LK QS1	LK quan trắc 1 (Cách 1 m từ sông)	1.0	0.15	3.4	1.5	0.15	0.92
LK QS2	LK quan trắc 2 (Cách 9 m từ sông)	2.9	0.16	1.6	1.44	KPH	0.71
LK VD1	LK trung tâm (Cách 11 m từ sông)	5.3	0.18	1.2	1.2	KPH	0.62
LK QS3	LK quan trắc 3 (Cách 15 m từ sông)	6.09	0.19	0.8	1.16	KPH	0.6



**Hình 15.** Hàm lượng  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$  và COD nước sông và nước thấm các lỗ khoan thuộc mặt cắt vuông góc sông.



**Hình 16.** Hàm lượng  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  và TN của nước sông và nước thấm các lỗ khoan thuộc mặt cắt vuông góc sông.

Đồ thị trong Hình 15, Hình 16 biểu thị phân bố hàm lượng  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ , TN và COD trong nước sông và nước thấm ở các lỗ khoan tại địa điểm nghiên cứu theo phương vuông góc với sông Cẩm Giàng. Theo đó, hàm lượng  $Fe^{2+}$  và  $Mn^{2+}$  tăng dần theo khoảng cách từ sông tăng lên, thể hiện lượng thấm từ sông giảm dần và lượng nước ngầm từ tầng chứa nước dưới đất tăng lên, hàm lượng  $Fe^{2+}$  tăng nhiều tại vị trí giếng thấm khai thác (LKTT). Hàm lượng  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ , TN và COD giảm dần ở các lỗ khoan càng xa sông, chứng minh hiệu quả loại  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ , TN và COD của tầng thấm lọc ven sông. Các quá trình sinh hóa có thể đã diễn ra trong tầng lọc thềm sông, đặc biệt trong vùng thấm lọc ban đầu. Kết quả phân tích chất lượng nước và sự biến đổi về thành phần các chất trong vùng thấm tại địa điểm nghiên cứu RBF tại Tân Trường cũng phù hợp với các nghiên cứu có liên quan [7, 18, 19]. Trong vùng thấm ban đầu có thể có các điều kiện thiếu khí hoặc yếm khí tạo điều kiện hoạt động cho các vi sinh vật trong các quá trình phân hủy sinh học. Các quá trình sinh hóa như nitrification, denitrification và quá trình anamox có thể đã xảy ra giải thích cho hiện tượng giảm nồng độ các chất trong nước thấm từ sông tới các lỗ khoan. Sự giảm COD cũng phù hợp với việc giảm  $NO_3^-$  trong quá trình denitrification.

#### 4. Kết luận

Nghiên cứu đã thực hiện đánh giá hiệu quả làm sạch nước nhờ tầng thấm lọc ven sông tại địa điểm nghiên cứu của đề tài là ven sông Cẩm Giàng thuộc xã Tân Trường – Cẩm Giàng, Hải Dương. Kết quả nghiên cứu áp dụng công nghệ RBF, cho thấy, tầng lọc thềm sông giúp làm giảm nồng độ các chất ô nhiễm như  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , COD. Qua quá trình bơm khai thác thí



nghiệm và lấy mẫu phân tích chất lượng nước cho thấy hàm lượng COD trong nước thấm tại vị trí khoan nghiên cứu cách bờ sông 11 m giảm tới 86% so với nước sông,  $\text{NH}_4^+$  giảm 81%. Tuy nhiên, hàm lượng Fe và Mn trong nước thấm cao hơn so với nước sông, do ảnh hưởng của dòng chảy ngầm, nước thấm vẫn cần phải qua xử lý để đảm bảo tiêu chuẩn chất lượng nước cấp cho sinh hoạt. Áp dụng công nghệ RBF, khai thác nước sông qua tầng thấm lọc thêm sông thu được nước có chất lượng tốt, ổn định, hàm lượng cặn nhỏ, giảm các chất hữu cơ, dinh dưỡng và các chất dạng vết. Tùy thuộc vào đặc điểm địa tầng, địa chất thủy văn, chất lượng nước dưới đất và độ chênh mực nước giữa nước sông và nước dưới đất, nước thấm có thể có hàm lượng Fe cao hơn so với nước sông, tuy nhiên chi phí xử lý Fe trong nước dễ dàng và chi phí thấp hơn nhiều so với xử lý chất hữu cơ và dinh dưỡng. Áp dụng công nghệ RBF cũng góp phần đảm bảo an toàn về chất lượng nước, giảm các rủi ro do sự cố môi trường nước mang lại.

Hạn chế của nghiên cứu trong phạm vi bài báo là chưa thực hiện thí nghiệm được theo thời gian dài nhằm đánh giá được sự thay đổi chất lượng nước thấm theo thời gian, cũng như chưa đánh giá được sự thay đổi thành phần các chất trong trường hợp khai thác nước với lưu lượng thay đổi.

Cần tiếp tục nghiên cứu giải pháp khai thác nước thấm trong thời gian dài, lưu lượng thay đổi và cần thử nghiệm nghiên cứu về chất lượng nước tại các địa điểm cho phép khai thác nước thấm không chỉ ở tầng qh mà có thể ở tầng qp tại những điểm tầng qp được nhận dòng thấm trực tiếp và gián tiếp qua các cửa sổ địa chất thủy văn.

**Đóng góp cho nghiên cứu:** Xây dựng ý tưởng nghiên cứu: N.T.H.; Lựa chọn phương pháp nghiên cứu: Đ.T.H., N.T.H.; Thu thập, phân tích, xử lý số liệu: N.T.H.; Viết bản thảo bài báo: N.T.H.; Chỉnh sửa bài báo: Đ.T.H.

**Lời cảm ơn:** Bài báo này được hoàn thành trong khuôn khổ thực hiện Đề tài nghiên cứu theo Nghị định thư giữa Bộ Khoa học Công nghệ Việt Nam và Bộ Nghiên cứu và giáo dục Cộng hòa liên bang Đức, mã số đề tài 60.GER-19: “Nghiên cứu ứng dụng và phát triển công nghệ khai thác nước thấm từ sông ở Việt Nam phục vụ sinh hoạt và sản xuất”.

**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. Hubbs, S.; Hunt, H.; Schubert, J. The costs and benefits of riverbank-filtration systems. The Second International Riverbank Filtration Conference, Riverbank Filtration: The Future is Now, 2003, 3–6.
2. Tyagi, S.; Dobhal, R.; Kimothi, P.; Adlakha, L.; Singh, P.; Uniyal, D. Studies of river water quality using river bank filtration in Uttarakhand, India. *Water Qual. Exposure Health* **2013**, *5*(3), 139–148.
3. Tufenkji, N.; Ryan, J.N.; Elimelech, M. Peer reviewed: the promise of bank filtration. Ed: ACS Publications, 2002.
4. Ray, C.; Grischek, T.; Schubert, J.; Wang, J.Z.; Speth, T.F. A perspective of riverbank filtration. *J. Am. Water Works Assn.* **2002**, *94*(4), 149–160.
5. Kuehn, W.; Mueller, U. Riverbank filtration: an overview. *J. Am. Water Works Assn.* **2000**, *92*(12), 60–69.
6. Sandhu, C.; Grischek, T.; Kumar, P.; Ray, C. Potential for riverbank filtration in India. *Clean Technol. Environ. Policy* **2011**, *13*(2), 295–316.
7. Doussan, C.; Ledoux, E.; Detay, M. River-groundwater exchanges, bank filtration, and groundwater quality: Ammonium behavior. Wiley Online Library, 1998, 0047–2425.
8. Ghodeif, K.; Grischek, T.; Bartak, R.; Wahaab, R.; Herlitzius, J. Potential of river bank filtration (RBF) in Egypt. *Environ. Earth Sci.* **2016**, *75*(8), 671.

9. Hiscock, K.M.; Grischek, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol.* **2002**, *266*(3–4), 139–144.
10. Grischek, T.; Schoenheinz, D.; Ray, C. Siting and design issues for riverbank filtration schemes. *Riverbank filtration: Springer*, 2002, 291–302.
11. Sở TN&MT tỉnh Hải Dương, Báo cáo công tác Bảo vệ môi trường tỉnh Hải Dương năm 2020. 2020.
12. Các chỉ tiêu về môi trường tỉnh Hải Dương năm 2020.
13. Sontheimer, H. Experience with riverbank filtration along the Rhine River. *J. Am. Water Works Assn.* **1980**, *72*(7), 386–390.
14. Bourg, A.C.; Bertin, C. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. *Environ. Sci. Technol.* **1993**, *27*(4), 661–666.
15. Schmidt, C.K.; Lange, F.T.; Brauch, H.J.; Kühn, W. Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. DVGW Water Technology Centre (TZW), Karlsruhe, 2003.
16. Gollnitz, W.D.; Clancy, J.L.; McEwen, J.B.; Garner, S.C. Riverbank filtration for IESWTR compliance. *J. Am. Water Works Assn.* **2005**, *97*(12), 64–76.
17. Huệ, H.V.; Hạ, T.Đ. Thoát nước–Tập 2 Xử lý nước thải. NXB Khoa học kỹ thuật, 2002.
18. Krause, S.; Tecklenburg, C.; Munz, M.; Naden, E. Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: Flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* **2013**, *118*(1), 54–67.
19. Regnery, J.; Barringer, J.; Wing, A.D.; Hoppe–Jones, C.; Teerlink, J.; Drewes, J.E. Start–up performance of a full–scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. *Chemosphere* **2015**, *127*, 36–142.

## Evaluation of the effectiveness of improving water quality by applying riverbank filtration technology

Nguyen Trung Hieu<sup>1</sup>, Doan Thu Ha<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Thuyloi University; trunghieu.ma@hotmail.com; thuha\_ctn@tlu.edu.vn

**Abstract:** Riverbank well can abstract filtration water from river water and some of groundwater. The study was carried out at the well field site to exploit seepage water from the river at Tan Truong, Cam Giang, Hai Duong. The research purposes aim to evaluate and demonstrate the ability to improve water quality of the riverine percolation layer. Infiltration water quality were analyzed to assessing the change of substrate concentrations with different distances from the river. Research results showed that the COD content in the pumped filtrated water at borehole (11m from the riverbank) decreased by 86% compared to river water,  $\text{NH}_4^+$  decreased by 81%. Research results have proved also of the pollutants removal ability from river water during movement throw riverbank filtration. In the current situation of increasingly polluted and depleted surface water. Riverbank filtration technology could be considered as a suitable water source solution.

**Keywords:** Riverbank filtration; Seepage water flow; Filtration water quality; Pollutants removal.

Bài báo khoa học

## Đánh giá diễn biến đường bờ và xu thế bồi – xói khu vực bờ biển Cửa Đại – Hội An, tỉnh Quảng Nam

Quyên K.N. Cao<sup>1,2</sup>, Phạm T.H. Hạnh<sup>1,2</sup>, Bùi Tá Long<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup> Trường Đại học Bách Khoa Tp. HCM; quyen.cao06032000@hcmut.edu.vn;  
hanh.pham.1229221@hcmut.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

<sup>2</sup> Đại học Quốc gia Tp. HCM; quyen.cao06032000@hcmut.edu.vn;  
hanh.pham.1229221@hcmut.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

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

Ban biên tập nhận bài: 12/3/2022; Ngày phản biện xong: 22/4/2022; Ngày đăng bài: 25/4/2022

**Tóm tắt:** Xói lở bờ biển đang diễn ra ở cả ba miền của đất nước, gây thiệt hại lớn về công trình, kinh tế–xã hội và môi trường sinh thái. Trong thời gian qua, tại bờ biển miền Trung hiện tượng xói lở diễn ra thường xuyên với nhiều quy mô khác nhau. Dưới tác động của các yếu tố thủy động lực học cùng với hiện tượng thời tiết cực đoan, tình trạng xói lở tại vùng biển Cửa Đại–Hội An, tỉnh Quảng Nam diễn ra với mức độ báo động. Nghiên cứu này có mục tiêu đánh giá biến động đường bờ biển Cửa Đại giai đoạn 2016–2021, sử dụng phương pháp tích hợp phân tích đường bờ kết hợp (*Digital Shoreline Analysis System–DSAS*) với GIS, viễn thám. Kết quả phân tích cho thấy trong giai đoạn 2016–2017 khoảng 36% chiều dài đường bờ tại khu vực nghiên cứu (KVNC) bị xói lở. Giai đoạn 2017–2018, con số này tăng lên 95%, tức gấp 2,6 lần so với giai đoạn 2016–2017. Tuy nhiên, giai đoạn 2018–2020 đã có sự chuyển hướng sang bồi tụ, qua giai đoạn 2020–2021, đường bờ có xu hướng xói lở trở lại. Tổng diện tích mất đất của cả khu vực lên đến 112 ha sau năm năm. Các kết luận phù hợp hiện trường khảo sát.

**Từ khóa:** Landsat 8; GIS; DSAS; Biến động đường bờ; Sạt lở; Cửa Đại.

### 1. Mở đầu

Vùng ven biển hội tụ nhiều yếu tố thuận lợi cho phát triển kinh tế–xã hội. Trong thập niên qua, vùng ven biển đã liên tục thay đổi, tình trạng xói lở bờ biển diễn ra thường xuyên ở các thành phố ven biển do hoạt động của con người, cũng như tác động tự nhiên của biến đổi khí hậu (BĐKH) [1]. Các quá trình tự nhiên gây ra xói mòn bờ biển bao gồm tác động của gió, sóng, chế độ triều và dòng chảy, trong khi ảnh hưởng của con người bao gồm việc xây dựng tường chắn sóng, nạo vét vùng cửa sông, khai thác cát [2]. Quá trình xói lở diễn ra dẫn tới mất đất và rất khó phục hồi lại được. Sóng gió, các yếu tố BĐKH, trầm tích vùng ven biển... là những tác nhân gây nên những tác động lên xói mòn bờ biển [3–6]. Nghiên cứu hiện trạng sạt lở, thay đổi đường bờ luôn được quan tâm. Những năm gần đây, vấn đề sạt lở bờ biển diễn biến hết sức phức tạp tại tỉnh Quảng Nam, trong đó có khu vực Cửa Đại, gây thiệt hại lớn về tài sản, công trình, kinh tế–xã hội và môi trường sinh thái [7]. Sạt lở vùng biển Cửa Đại trở thành đối tượng nghiên cứu của nhiều đề tài, dự án [8–17]. Để tìm kiếm các giải pháp nhằm giảm thiểu sự tổn thương do sạt lở, việc lượng hóa tốc độ xói lở là cần thiết [18]. Công nghệ viễn thám là công cụ không thể thiếu

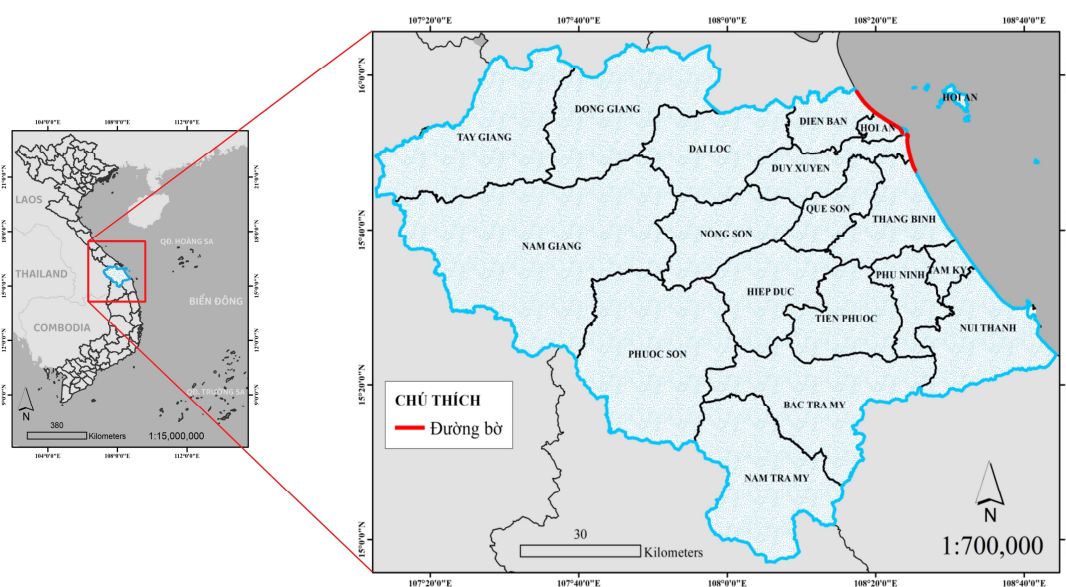
trong đó nghiên cứu xói lở bờ biển [19–21], đã được áp dụng trong một số nghiên cứu điển hình [15–17, 22]. Viễn thám ngày càng được sử dụng nhiều trong giám sát bờ biển. Bờ biển tỉnh Quảng Nam luôn luôn có xu thế biến động xói lở–bồi tụ đan xen, tuy nhiên, quá trình xói lở diễn ra chủ yếu và phần bờ biển xói lở xảy ra mạnh nhất ở đoạn bờ thuộc phường Cửa Đại và xã Tam Hải [22].

Từ năm 1990 đến 2019, khu vực biển Cửa Đại trải qua cả hiện tượng xói lở và bồi tụ, trong đó 8 km bờ biển ở Hội An bị xói lở nghiêm trọng nhất với tốc độ cao nhất lên tới –45 m/năm và khoảng cách rút lui là hơn 1 km. Khu vực phía bắc Cửa Đại bị sạt lở với tốc độ cao đến rất cao, trong khi phía Nam chỉ ghi nhận rất ngắn thời kỳ xói mòn và sau đó được bồi tụ [15, 17]. Kết quả cho thấy từ 1995, gần cửa vào, tốc độ xói mòn lớn hơn, lên đến 19 m/năm [16]. Bờ biển phía Nam của cửa vào được phát hiện đang bồi tụ với tốc độ trung bình là 11 m/năm [16]. Tốc độ vận chuyển bùn cát dọc bờ được tính toán giải thích các mô hình xói mòn và bồi tụ quan sát được. Toàn bộ hệ thống đã mất một lượng trầm tích đáng kể, ước tính lên tới 243.000–310.000 m<sup>3</sup>/năm [16].

Với kỹ thuật chiết xuất đường bờ dựa trên 2 chỉ số: chỉ số AWEI (*Automatic Water Extract Index*) và NDWI (*Normalization Differentiation Water Index*) và kỹ thuật tính toán thay đổi đường bờ DSAS, đã được đánh giá chi tiết biến động đường bờ khu vực cửa sông Đà Rằng từ năm 2004 đến 2019 [23]. Việc xây dựng các đê biển không đồng nhất của các khách sạn và khu nghỉ dưỡng đã làm đường bờ bãi biển Hàm Tiến–Phan Thiết diễn biến phức tạp [24]. Tư liệu ảnh Landsat 8 kết hợp với ảnh Sentinel–2 được phân tích bởi GIS, giúp giám sát và xác định sự thay đổi của đường bờ biển Nha Trang, tỉnh Khánh Hoà từ năm 2013 đến 2018 [25]. Các kết quả đạt được cho thấy áp dụng viễn thám và GIS đánh giá biến động đường bờ là khả thi và hiệu quả. Trong bối cảnh trên, nghiên cứu được thực hiện có mục tiêu làm rõ biến động đường bờ và xu thế bồi–xói tại vùng ven biển Cửa Đại từ 2016–2021, sử dụng phương pháp tích hợp DSAS, viễn thám (GIS).

## 2. Phương pháp và số liệu

### 2.1. Khu vực nghiên cứu



Hình 1. Khu vực được lựa chọn.

Quảng Nam giáp thành phố Đà Nẵng và tỉnh Thừa Thiên Huế về phía Bắc, giáp Tỉnh Quảng Ngãi và Kon Tum về phía Nam, giáp với Lào về phía Tây và giáp Biển Đông về phía Đông (Hình 1) [26]. Quảng Nam có 2 sông chính: sông Thu Bồn và sông Trường Giang, đều đổ ra biển Đông theo 3 cửa sông: sông Hàn, Cửa Đại và Kỳ Hà [27]. Khu vực được chọn thuộc vùng ven biển tỉnh Quảng Nam, được giới hạn từ vị trí 15°57'52.59"N và 108°17'25.43"E, dọc theo đường bờ ven biển thành phố Hội An đến vị trí 15°47'37.34"N và 108°25'23.41"E tại xã Bình Minh–huyện Thăng Bình. Khu vực nghiên cứu mở rộng ra khoảng 20 km về phía Đông tính từ đường bờ các huyện Điện Bàn, thành phố Hội An, huyện Thăng Bình; Theo [7, 12], từ năm 2000 đến nay xói lở đang chiếm dần ưu thế, với mức độ xói lở ở bờ biển phía Bắc gần Cửa Đại.

## 2.2. Viễn thám

### 2.2.1. Dữ liệu

Ảnh Landsat8 OLI/TIRS Collection 1 Level 1 từ vệ tinh Landsat 8 được phóng đi vào ngày 10/04/2013. Ảnh được cung cấp trang web: <https://earthexplorer.usgs.gov> và được chụp ở 11 kênh ảnh với bước sóng và độ phân giải như mô tả ở Bảng 1. Ảnh viễn thám được xử lý theo hệ qui chiếu WGS-84 UTM, áp dụng cho vùng 49. Kết quả giải đoán ảnh giúp đánh giá diễn biến sạt lở theo thời gian, theo thông số diện tích và khoảng cách sạt lở.

**Bảng 1.** Các thông số bộ cảm OLI và TIRs của ảnh vệ tinh Landsat 8.

Kênh	Bước sóng (micrometers)	Độ phân giải (meters)
Band 1 – Coastal aerosol	0,43 – 0,45	30
Band 2 – Blue	0,45 – 0,51	30
Band 3 – Green	0,53 – 0,59	30
Band 4 – Red	0,64 – 0,67	30
Band 5 – Near Infrared (NIR)	0,85 – 0,88	30
Band 6 – SWIR 1	1,57 – 1,65	30
Band 7 – SWIR 2	2,11 – 2,29	30
Band 8 – Panchromatic	0,50 – 0,68	15
Band 9 – Cirrus	1,36 – 1,38	30
Band 10 – Thermal Infrared (TIR) 1	10,60 – 11,19	100
Band 11 – Thermal Infrared (TIR) 2	11,50 – 12,51	100

Ảnh viễn thám Landsat đa thời gian (2016–2021) với độ phân giải 30 m × 30 m được sử dụng để tách chiết đường bờ. Dựa trên dữ liệu thực đo có được, tiến hành lấy ảnh. Khoảng thời gian hợp lý để lựa chọn ảnh là vào các tháng mùa khô, ít mưa, ít bị mây che phủ để lấy ảnh. Thông tin các ảnh viễn thám thu thập, thể hiện trong Bảng 2.

**Bảng 2.** Thông tin ảnh viễn thám đã thu thập.

STT	Tên ảnh	Ngày
1	LC08_L1TP_124049_20160714_20170323_01_T1.tar.gz	2016-07-14
2	LC08_L1TP_124049_20170207_20170216_01_T1.tar.gz	2017-02-07
3	LC08_L1TP_124049_20180210_20180222_01_T1.tar.gz	2018-02-10
4	LC08_L1TP_124049_20190301_20190309_01_T1.tar.gz	2019-03-01
5	LC08_L1TP_124049_20200709_20200721_01_T1.tar.gz	2020-07-09
6	LC08_L1TP_124049_20210306_20210312_01_T1.tar.gz	2021-03-06

### 2.2.2. Phương pháp nghiên cứu

Ảnh sau khi tải về sẽ được giải nén và đưa vào phần mềm ArcMap 10.4.1 để xử lý:

Bước 1: Xử lý ảnh viễn thám và số hóa đường bờ KVNC qua từng năm bằng công cụ Tasseled cap with Landsat trong ArcMap 10.4.1 [28]. Quy trình thực hiện như sau:

- Tính toán các thành phần độ sáng, độ xanh lá và độ ẩm của phân tích Tasseled Cap cho dữ liệu ảnh Landsat 8 OLI.

- Tính toán chỉ số thảm thực vật chênh lệch được chuẩn hóa (*Normalized Difference Vegetation Index*), sử dụng Band 3 và Band 4 (Bảng 1) từ dữ liệu ảnh Landsat 8 OLI.

- Phân loại đất liền và biển (*Category Creation for Land and Sea*): Xác định loại đất che phủ, phân biệt giữa đất liền và biển.

- Chia lớp đất liền và biển (*Classify Land and Sea*): Phân lớp lại dữ liệu raster với 10 trường ký hiệu xuống thành 2 lớp. Lớp biển gán giá trị 0 và lớp đất liền gán giá trị 10.

- Tạo đường bờ (*Create Shore Boundary*): Tải dữ liệu vừa được phân lớp và tiến hành tạo đường đa tuyến giữa hai lớp đất liền và biển bằng công cụ Contour List.

- Tạo lớp shapefile bao quanh khu vực cần trích xuất đường bờ.

- Xuất đường bờ theo từng năm.

Bước 2: Sử dụng công cụ DSAS để phân tích đường bờ.

Bước 3: Tính toán diện tích và khoảng cách sạt lở/bồi tụ qua từng năm.

Sau đó, việc tính toán tốc độ thay đổi đường bờ được thực hiện bằng DSAS, phần mở rộng của ArcView do Thieler và cộng sự viết bằng ngôn ngữ Avenue trên phần mềm ArcView [29]. Công việc tính toán và phân tích đường bờ được tiến hành như sau:

1. Xác định đường chuẩn (*baseline*) và các đường bờ tính toán (*shoreline*);

2. Tạo các tuyến cắt ngang vuông góc bờ (*transect*);

3. Tính toán tốc độ thay đổi đường bờ.

Dựa trên dữ liệu thu thập được, phương pháp tính tốc độ thông qua điểm đầu–điểm cuối (EPR) và tốc độ thay đổi đường bờ (SCE) được chọn để phân tích kết quả. Các công thức (1) và (2) được sử dụng:

$$EPR = \text{khoảng cách biến động} / \text{Tổng thời gian theo dõi biến động} \quad (1)$$

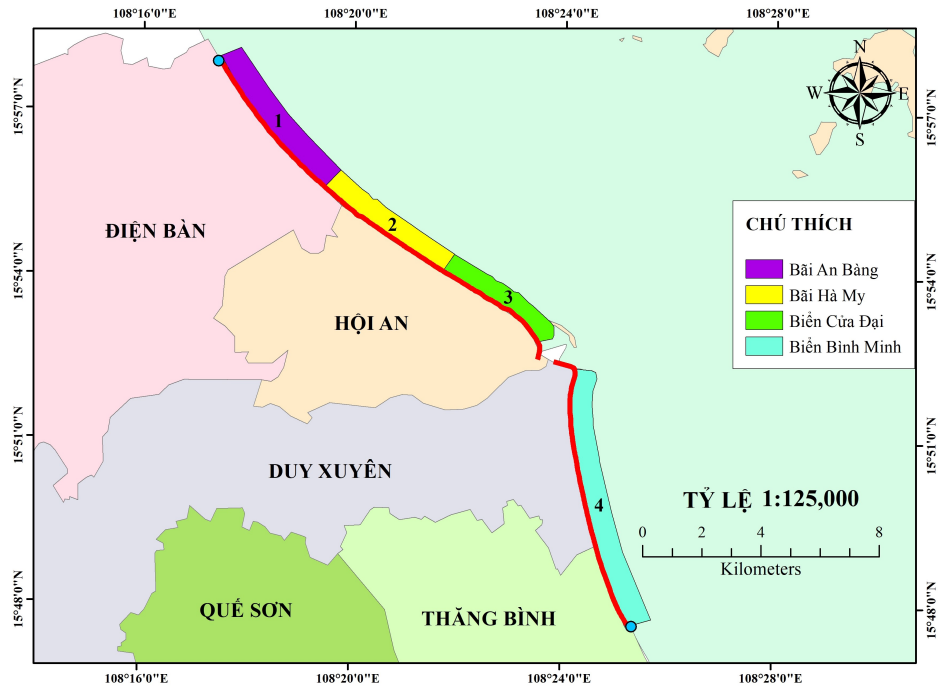
$$SCE = \text{khoảng cách lớn nhất giữa các đường bờ (m)} \quad (2)$$

Trong đó khoảng cách biến động là khoảng cách giữa 2 đường bờ biên, tổng thời gian theo dõi biến động là khoảng thời gian giữa thời điểm có đường bờ cũ nhất và mới nhất.

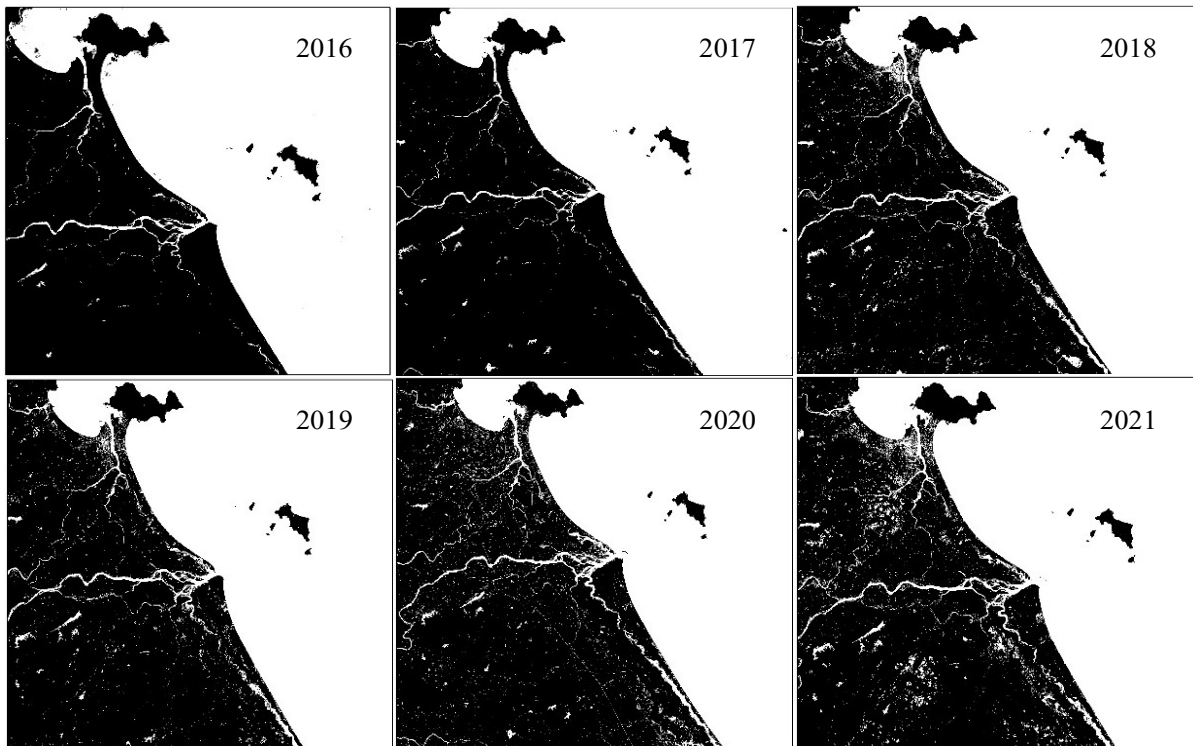
## 3. Kết quả và thảo luận

### 3.1. Kết quả chiết xuất đường bờ

Tiểu vùng nghiên cứu được phân chia thành 4 đoạn như chỉ ra trên Hình 2. Thực hiện xử ảnh vệ tinh Landsat 8 OLI thành các chỉ thị phổ. Sau đó thực hiện phân tích thảm thực vật, xác định giá trị ngưỡng phân biệt giữa nước và đất (Hình 3).



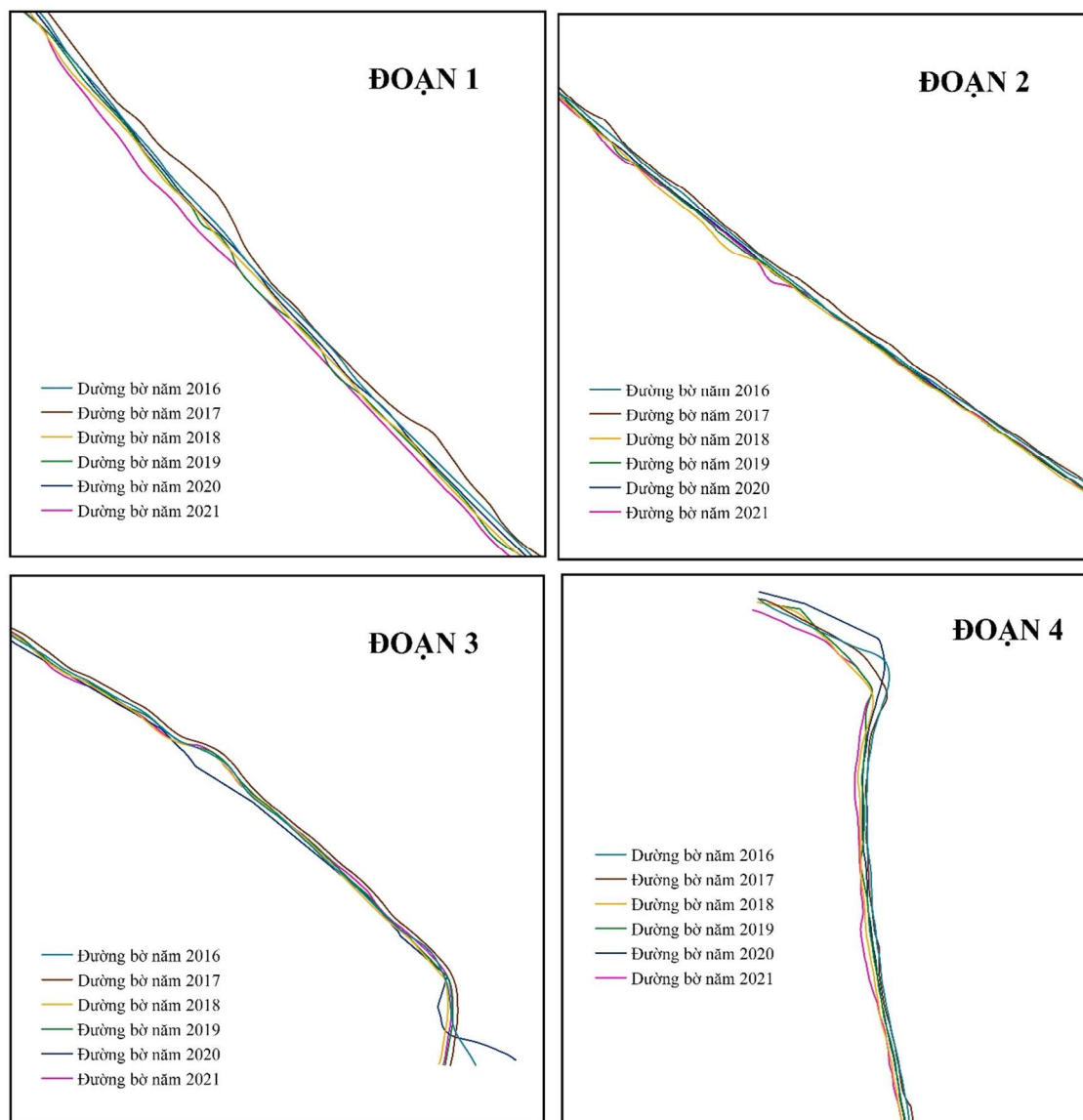
Hình 2. Giới hạn và phân đoạn vùng 24 km ven bờ khu vực nghiên cứu.



Hình 3. Phân tích thảm thực vật phân biệt giữa đất và nước ảnh vệ tinh 2016–2021.

### 3.2. Quá trình biến động bờ biển Cửa Đại giai đoạn 2016–2021

Đường bờ khu vực lựa chọn các năm 2016–2021 được chồng xếp để đánh giá biến động, kết quả được thể hiện ở Hình 4.



**Hình 4.** Sự biến động đường bờ giữa các năm 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 và 2021.

Kết quả được chỉ ra trên (Hình 5) cho thấy, khoảng 36% chiều dài của 24 km đường bờ tại KVNC bị xói lở. Tuy nhiên, đến giai đoạn tiếp theo 2017–2018, con số này tăng lên 95%, tức gấp 2,6 lần (Hình 6). Điều này cho thấy phạm vi xói lở tăng nhanh. Trong 2 giai đoạn ngay sau đó là 2018–2019 và 2019–2020 (Hình 7 và Hình 8), đã có sự thay đổi rõ rệt khi đường bờ tại KVNC có sự chuyển hướng sang bồi tụ và chiếm lần lượt 60% và 77% tổng chiều dài đường bờ. Giai đoạn 2020–2021 (Hình 9), đường bờ có xu hướng xói lở trở lại, khoảng 78% chiều dài đường bờ, tuy không cao như giai đoạn 2017–2018. Sau năm năm, diện tích đất bị thu hẹp khu vực lên đến 112 ha.

Các đoạn 1–4 vẫn tiếp tục xảy ra tình trạng xói lở, tuy nhiên, tốc độ lùi bờ tại đoạn 1 là lớn nhất vào khoảng 120m giai đoạn 2016–2021. Giai đoạn 2016–2017 và 2018–2020 (Hình 5, Hình 7 và Hình 8), trên cả 4 đoạn thuộc KVNC có sự bồi xói xen kẽ nhau. Đoạn bờ phía Bắc có xu hướng tiến biển tuy nhiên với tốc độ khá chậm. Dù vậy, tại một vài vị trí ta có thể thấy có sự xói lở rõ rệt như: xung quanh vị trí bãi tắm An Bàng, khu vực bờ dọc theo bãi tắm Cửa Đại và khu vực lân cận cửa sông Thu Bồn. Trong khi đó, đoạn đường bờ phía Nam Cửa Đại (đoạn 4) ở giai



đoạn 2016–2017 diễn ra xói lở, giai đoạn 2018–2020 diễn ra bồi tụ với diện tích bồi tụ khoảng 28,6 ha (giai đoạn 2019–2020). Đường bờ (chỉ số SCE) giai đoạn 2016–2017, 2018–2019 và 2019–2020 có sự biến động lần lượt từ 0,1–90,85 m, 0,01–96,43 m và 0,05–243,41 m, trung bình dao động lần lượt khoảng 21,85 m, 9,6 m và 18,23 m.

Giai đoạn 2017–2018 (Bảng 3), trên cả 4 đoạn thuộc KVNC đều xảy ra xói lở, với tốc độ lùi bờ lần lượt là 47 m/năm (đoạn 1), 46 m/năm (đoạn 2), 39 m/năm (đoạn 3) và 35 m/năm (đoạn 4). Như vậy, diễn ra xu thế chuyển từ bồi tụ sang xu hướng xói lở. Diện tích bồi tụ của khu vực đã giảm đáng kể, giảm đi 29,5 ha so với giai đoạn 2016–2017. Khu vực có diện tích đất biến mất khoảng 94,5 ha (Bảng 5). Đường bờ (chỉ số SCE) giai đoạn này có sự biến động từ 0,69–153,29 m, trung bình dao động khoảng 41,45 m.

Giai đoạn 2020–2021 (Hình 9 và Bảng 5), tại đoạn đường bờ thuộc khu vực bãi tắm Hà My (đoạn 1) và đoạn phía Nam Cửa Đại (đoạn 4) xu hướng xói lở tăng nhanh, với quy mô và khoảng cách lớn hơn. Tốc độ lùi bờ tại 2 khu vực này lần lượt là 68 m/năm (đoạn 1) và 81 m/năm (đoạn 4). Trong khi đó, tại bãi tắm An Bàng (đoạn 2) và bãi biển Cửa Đại (đoạn 3) kia có sự bồi xói xen kẽ nhau, xu hướng bồi tụ chiếm ưu thế hơn. Tuy nhiên, ta có thể thấy một phần đường bờ xung quanh vị trí bãi tắm An Bàng (đoạn 2) lại có xu hướng xói lở tương tự với đoạn 1 và đoạn 4. Tổng diện tích mất đất của cả khu vực trong giai đoạn này là 84,3 ha. Chỉ số SCE giai đoạn này dao động trong khoảng 0,16–241,69 m, trung bình khoảng 34,33 m.

**Bảng 3.** Tốc độ biến đổi đường bờ EPR (xói lở (-)) giai đoạn 2016–2021.

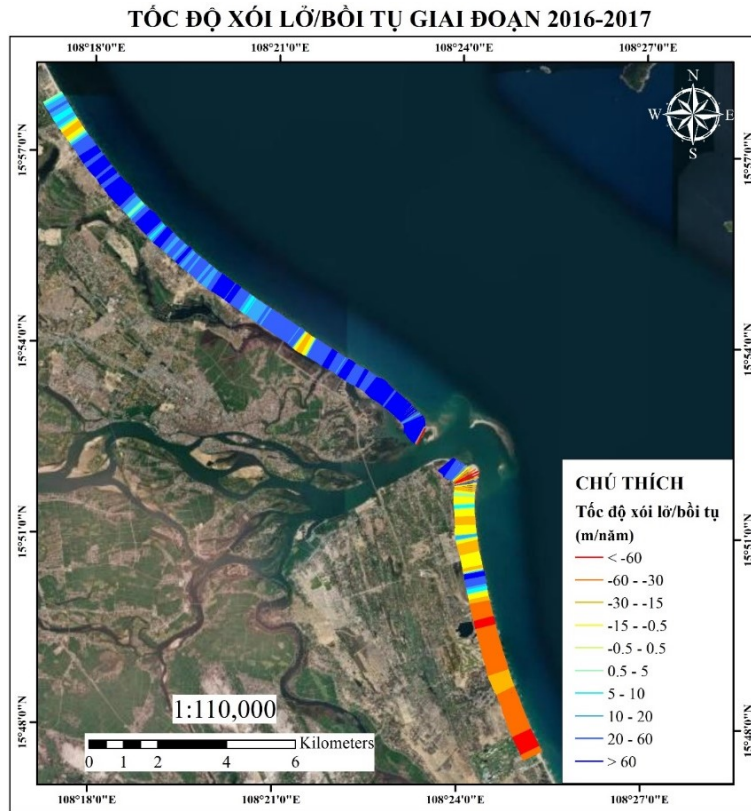
Đoạn	Tốc độ biến đổi đường bờ (m/năm)					Ghi chú
	2016–2017	2017–2018	2018–2019	2019–2020	2020–2021	
1	-12	-47	-5	-2	-68	Sạt
	38	0	10	11	0	Bồi
2	-14	-46	-3	-8	-17	Sạt
	27	0	11	5	21	Bồi
3	-75	-29	-9	-18	-21	Sạt
	47	0	6	18	48	Bồi
4	-49	-35	-15	-0.1	-81	Sạt
	24	11	11	20	0	Bồi

**Bảng 4.** Kết quả chỉ số SCE trung bình giai đoạn 2016–2021.

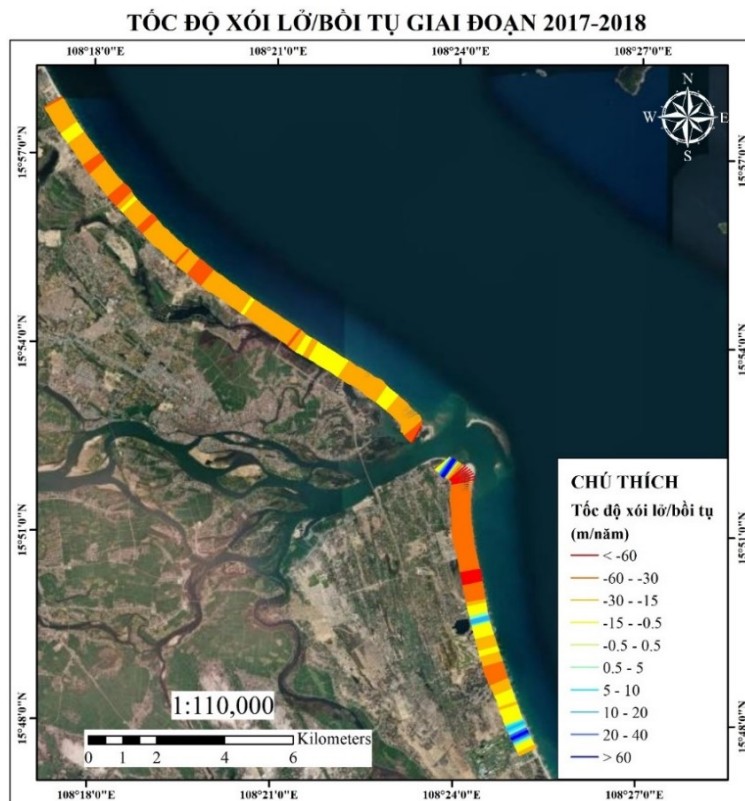
Đoạn	Shoreline change (SCE)				
	2016–2017	2017–2018	2018–2019	2019–2020	2020–2021
1	20,4	47,6	9,3	14,3	44,8
2	14,9	46,7	9,4	8,3	11,9
3	26,8	39,7	7,8	23,9	27,8
4	25,3	31,8	11,8	26,4	52,8

**Bảng 5.** Kết quả diện tích bồi-xói giai đoạn 2016–2021.

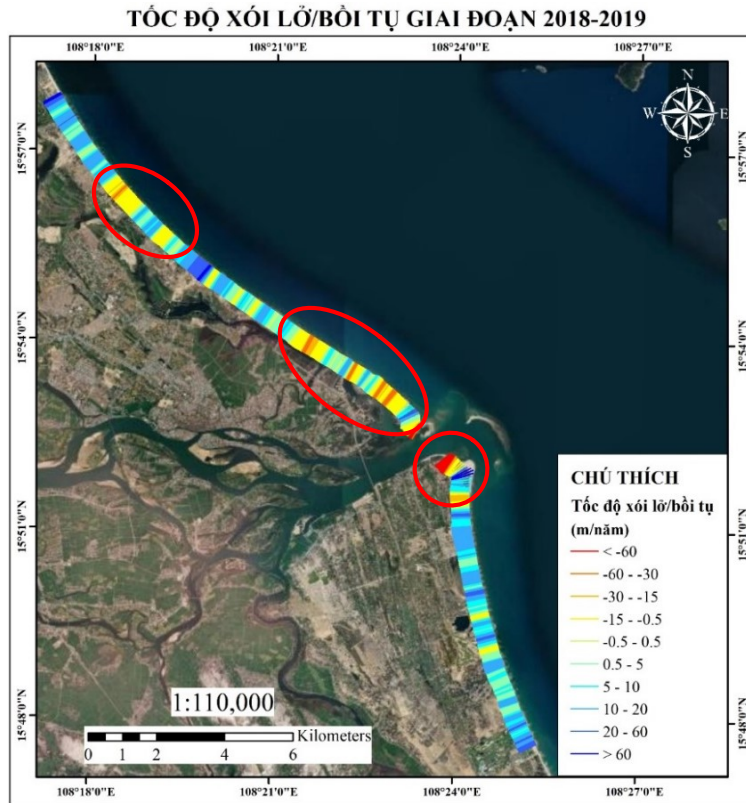
Đoạn	Diện tích xói (ha)					Diện tích bồi (ha)				
	2016–2017	2017–2018	2018–2019	2019–2020	2020–2021	2016–2017	2017–2018	2018–2019	2019–2020	2020–2021
1	0,3	26,4	0,8	0,02	24,7	11	0	4,4	7,9	0
2	0,2	22,9	0,4	1,8	3,6	7,2	0	4,3	2	2
3	1	14,9	1,9	6,9	3,3	10,4	0	1,2	4,1	9,3
4	21,7	30,3	1,7	0,01	52,7	2,2	1,3	9,8	28,6	0
<b>Tổng</b>	<b>23,2</b>	<b>94,5</b>	<b>4,8</b>	<b>8,7</b>	<b>84,3</b>	<b>30,8</b>	<b>1,3</b>	<b>19,7</b>	<b>42,6</b>	<b>11,3</b>



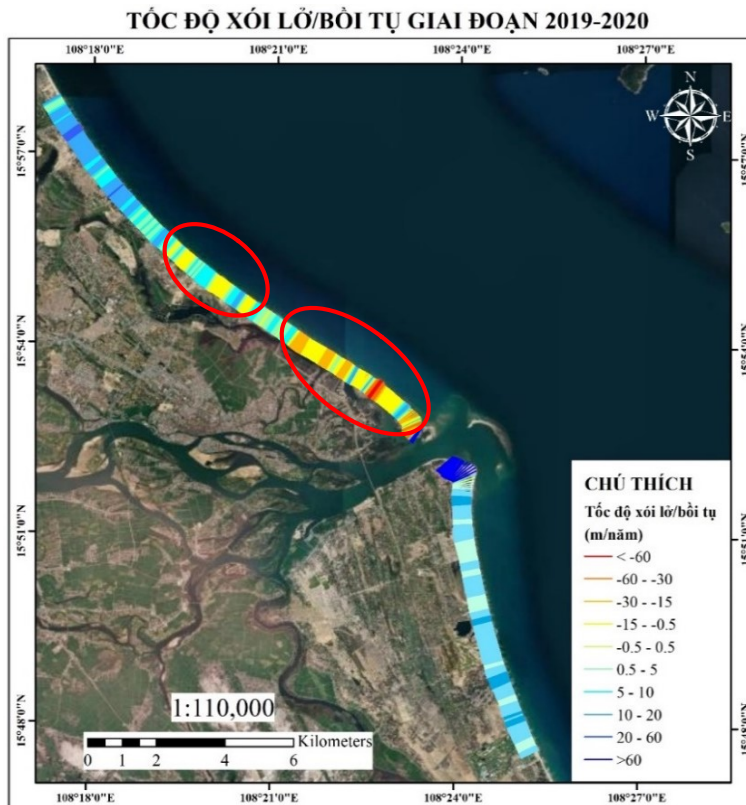
Hình 5. Tốc độ bồi-xói giai đoạn 2016-2017.



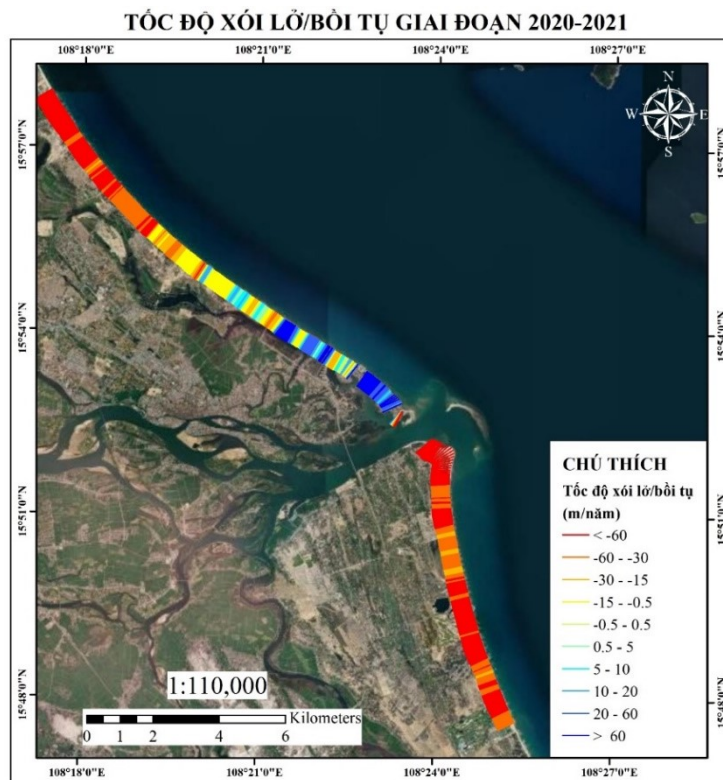
Hình 6. Tốc độ xói lở/bồi tụ giai đoạn 2017-2018.



Hình 7. Tốc độ xói lở/bồi tụ giai đoạn 2018–2019.



Hình 8. Tốc độ xói lở/bồi tụ giai đoạn 2019–2020.



Hình 9. Tốc độ xói lở/bồi tụ giai đoạn 2020–2021.

#### 4. Kết luận

Thứ nhất, tình hình sạt lở và bồi tụ ven bờ biển Cửa Đại giai đoạn 2016–2021 diễn ra phức tạp. Quá trình sạt lở và bồi tụ đan xen với nhau trong từng thời kỳ. Khu vực sạt lở nhiều nhất là tại bãi tắm Hà Mỹ với tốc độ lùi bờ là 119 m sau 5 năm và tổng diện tích mất đất giai đoạn 2016–2021 đạt 65 ha. Tại bãi tắm An Bàng và đường bờ từ cửa sông Thu Bồn đến xã Bình Minh, huyện Thăng Bình, xu thế sạt lở diễn ra nghiêm trọng trong giai đoạn 2016–2021. Cho đến thời điểm hiện nay, phía Bắc Cửa Đại xu hướng sạt lở dần chiếm ưu thế.

Thứ hai, kỹ thuật viễn thám kết hợp kỹ thuật GIS, phương pháp DSAS là phù hợp, kết quả nhận được đáng tin cậy, sau khi đối chiếu với tình hình thực tế. Trong giai đoạn 2016–2017 khoảng 36% chiều dài của 24 km đường bờ tại KVNC bị xói lở. Đến giai đoạn tiếp theo 2017–2018, con số này tăng lên 95%, tức gấp 2,6 lần. Phạm vi xói lở tại KVNC tăng nhanh. Tổng diện tích mất đất của cả khu vực lên đến 112 ha, giai đoạn 2016–2021.

Nghiên cứu gặp phải một vài hạn chế về dữ liệu thực đo. Chính vì vậy cần phải tiến hành khảo sát thêm số liệu thực đo của đường bờ tại khu vực để so sánh với kết quả phân tích từ ảnh viễn thám, từ đó tăng thêm độ tin cậy cho kết quả trích xuất đường bờ. Nhóm tác giả hướng đến việc mô hình hóa các yếu tố gây xói lở tại các đoạn bãi tắm Hà Mỹ, bãi tắm An Bàng và bãi biển Bình Minh nói riêng và khu vực ven biển Cửa Đại nói chung.

**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.; Xử lý số liệu, chạy mô hình, viết bản thảo: Q.N.K.C.; Xử lý số liệu, GIS, viễn thám: P.T.H.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. Tur, R.; Uzunsakal, L.; Mehr, D.A. Coastline change determination using UAV technology: a case study along the Konyaalti coast, Antalya, Turkey. Eds. Drones in Smart-Cities, F.B.T.D. in S.C. Al-Turjman, Elsevier, 2020, 123–141.
2. Islam, T.; Ryan, J. Hazard Identification Natural Hazards. Eds. Hazard Mitigation in Emergency Management, Islam, T.; J.B.T.H.M. in Ryan, E.M. Elsevier, **2016**, 129–170.
3. Li, X.; Leonardi, N.; Plater, A.J. Wave-driven sediment resuspension and salt marsh frontal erosion alter the export of sediments from macro-tidal estuaries. *Geomorphology* **2019**, 325, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.10.004>.
4. Yin, Y.; Karunarathna, H.; Reeve, D.E. Numerical modelling of hydrodynamic and morphodynamic response of a meso-tidal estuary inlet to the impacts of global climate variabilities. *Mar. Geol.* **2019**, 407, 229–247. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.11.005>.
5. Azhikodan, G.; Yokoyama, K. Seasonal morphodynamic evolution in a meandering channel of a macrotidal estuary. *Sci. Total Environ.* **2019**, 684, 281–295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.289>.
6. Karunarathna, H.; Reeve, D.; Spivack, M. Long-term morphodynamic evolution of estuaries: An inverse problem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2008**, 77(3), 385–395. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.09.029>.
7. Thong, N.; Duc, H.T.; Hung, P.Q.; Yen, T.H. Numerical study of sediment transport in Thu-Bon estuary and coastal areas of Hoi-An City. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **2022**, 964(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/964/1/012001>.
8. Viet, N.T.; Hoang, V.C.; Hai, H.D.; Huy, D.V. Analysis on Erosion of Beach Adjacent to Cua Dai River Mouth, Central Vietnam. 2015.
9. Thinh, N.A.; Thanh, N.N.; Tuyen, L.T.; Hens, L. Tourism and beach erosion: valuing the damage of beach erosion for tourism in the Hoi An World Heritage site, Vietnam. *Environ. Dev. Sustain.* **2019**, 21(5), 2113–2124. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0126-y>.
10. Hung, N.T.; Vinh, B.T.; Nam, S.Y.; Lee, J.L. Cause analysis of erosion-induced resort washout on cua dai beach, Vietnam. *J. Coast. Res.* **2017**, 33(79), 214–218.
11. Anh, D.H.; Thao, N.D. Coastal Erosion in Cua Dai Beach: Future Influence of Climate Change and Sea Level Rise on Coastal Protection BT – APAC 2019. Proceeding of International Conference on Asian and Pacific Coasts, **2020**, 521–528. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-0291-0\\_72](https://doi.org/10.1007/978-981-15-0291-0_72).
12. Dinh, L.M.; Pham, B.T.; Binh, T.V. Erosion Features Along Cua Dai Beach, Hoi An City, Quang Nam Province, Vietnam. *J. Mar. Sci. Technol.* **2018**, 18(4), 21–31. <https://doi.org/10.15625/1859-3097/18/4A/13634>.
13. Cham, D.D.; Minh, N.Q.; Lam, N.T.; Son, N.T.; Thanh, N.T. Identification of Erosion–Accretion Causes and Regimes Along the Quang Nam Coast, Vietnam. *APAC 2019*, Apac 2019, Singapore: Springer Singapore, 2020, 809–814.
14. Vũ, M.C.; Đặng, Đ.Đ. Mô phỏng vận chuyển bùn cát và biến đổi địa hình đáy khu vực cửa sông Thu Bồn. *Tap chí Khoa học Kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường* **2013**, 11, 102–110.
15. Ngan, V.H.; Nguyen, L.; Dinh, Q.; Ho, T.S. Approach coastal change analysis at the northern Cua Dai river mouth by adopting digital shoreline analysis system. Proceeding of the 8<sup>th</sup> International Conference on the Application of Physical Modelling in Coastal and Port Engineering and Science, 2020, March 2021.

16. Do, A.T.K.; de Vries, S.; Stive, M.J.F. Beach Evolution Adjacent to a Seasonally Varying Tidal Inlet in Central Vietnam. *J. Coast. Res.* **2018**, *34*(1), 6–25. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00208.1>.
17. Quang, D.N.; Ngan, V.H.; Tam, H.S.; Viet, N.T.; Tinh, N.X.; Tanaka, H. Long-term shoreline evolution using dsas technique: A case study of Quang Nam province, Vietnam. *J. Mar. Sci. Eng.* **2021**, *9*, 10. <https://doi.org/10.3390/jmse9101124>.
18. Liễu, T.M.; Tá, N.V.; Tùng, C.T. Phương pháp đánh giá dự báo khả năng sạt lở bờ sông theo chỉ tiêu tích hợp các yếu tố điều kiện kỹ thuật – tự nhiên vùng ven sông. *Tap chí Khoa học công nghệ Xây dựng* **2007**, *1*, tr. 38.
19. Zakeri, F.; Marietho, G. A review of geostatistical simulation models applied to satellite remote sensing: Methods and application. *Remote Sens. Environ.* **2021**, *259*, 112381. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112381>.
20. Thieler, E.R.; Himmelstoss, E.A.; Zichichi, J.L.; Ergul, A. The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 4.0 – An ArcGIS extension for calculating shoreline change. 2009. <https://doi.org/10.3133/ofr20081278>.
21. Mullick, M.R.A.; Islam, K.M.A.; Tanim, A.H. Shoreline change assessment using geospatial tools: a study on the Ganges deltaic coast of Bangladesh. *Earth Sci. Informatics* **2020**, *13*(2), 299–316. <https://doi.org/10.1007/s12145-019-00423-x>.
22. Đông, N.H.; Thảo, Đ.T.P.; Hòa, D.T.T.; Hiền, T.T. Kết hợp sử dụng ảnh viễn thám Landsat và Sentinel-2 trong giám sát biến động bờ biển khu vực tỉnh Quảng Nam. *Tap chí Khoa học Tài nguyên và Môi trường* **2019**, *28*, 16–26.
23. Huân, N.H.; Sơn, T.P.H. Biến động đường bờ khu vực cửa sông Đà Rằng (Phú Yên) từ nguồn dữ liệu ảnh viễn thám đa thời gian. *J. Sci. Phu Yen Univ.* **2021**, *26*, 74–85.
24. Thảo, P. T.; Duẩn, H. Đ.; Tô, Đ. V. Ứng Dụng Viễn Thám Và Gis Trong Theo Dõi Và Tính Toán Biến Động Đường Bờ Khu Vực Phan Thiết. *Tap chí Khoa học và Công nghệ Biển* **2012**, *11*(3), 1–13. <https://doi.org/10.15625/jmst.v11i3.375>.
25. Trinh, B.T.K.; Cường, N.M. Phân tích biến động của đường bờ biển Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa ứng dụng công nghệ viễn thám và hệ thống thông tin địa lý. *Khoa Khoa học Kỹ thuật Thủy lợi* **2018**, *63*, 120–127.
26. Thịnh, V. Đô thị cổ Hội An. Trung tâm quản lý bảo tồn di sản Hội An, 2020. Viewed: 20/04/2022.
27. Sơn, N.T. Ứng dụng Gis và phần mềm Mike để đánh giá hiện trạng và dự báo chất lượng nước lưu vực sông Đế Võng–Cổ Cò, thuộc thành phố Hội An. Luận văn, Trường Đại học Bách Khoa – Đại học Đà Nẵng, 2014.
28. Huang, C.; Wylie, B.; Yang, L.; Homer, C.; Zylstra, G. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 7 at–satellite reflectance. *Int. J. Remote Sens.* **2020**, *23*(8), 1741–1748. <https://doi.org/10.1080/01431160110106113>.
29. Thieler, E.R.; Martine, D.; Ergul, A. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 2.0 Shoreline Change Measurement Software Extension for ArcView, USGS. 2003.
30. Himmelstoss, E.A.; Henderson, R.E.; Kratzmann, M.G.; Farris, A.S. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 5.0 User Guide. 2018. <https://pubs.usgs.gov/of/2018/1179/ofr20181179.pdf>.

## **Assessment of the shoreline evolution and coastal erosion trends along Cua Dai beach, Hoi An City, Quang Nam**

**Quynh K.N. Cao<sup>1,2</sup>, Pham T.H. Hanh<sup>1,2</sup>, Long T. Bui<sup>1,2\*</sup>**

<sup>1</sup> Ho Chi Minh University of Technology; quynh.cao06032000@hcmut.edu.vn;  
hanh.pham.1229221@hcmut.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

<sup>2</sup> Vietnam National University Ho Chi Minh City; quynh.cao06032000@hcmut.edu.vn;  
hanh.pham.1229221@hcmut.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

**Abstract:** Coastal erosion is occurring in all three regions of the country, causing great damage to structures, socio-economic and ecological environment. In recent years, on the central coast, erosion has occurred frequently with different scales. Under the influence of hydrodynamic factors along with extreme weather, erosion in the coastal area of Cua Dai–Hoi An, Quang Nam province occurred with an alarming level. This study had the purpose of assessing the shoreline evolution of Cua Dai beach in the period 2016–2021 by using method of combined shoreline analysis (Digital Shoreline Analysis System–DSAS) with GIS and remote sensing. The analysis results show that in the period 2016–2017, about 36% the shoreline length in this area was eroded. By the next period 2017–2018, this number increased to 95% that means 2,6 times higher than the period of 2016–2017. In the period of 2018–2020, there has been a change the direction to accretion, but from 2020 to 2021, the shoreline tended to erode again. The total land loss of the whole area is up to 112 ha after five years. The conclusions are consistent with the survey area.

**Keywords:** Landsat 8; GIS; DSAS; Shoreline evolution; Erosion; Cua Dai.

Bài báo khoa học

## Đánh giá hiện trạng phân bố và sự biến động theo mùa mức độ ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> tại vùng Tứ Giác Long Xuyên, Việt Nam

Nguyễn Thị Ngọc Châu<sup>1,2</sup>, Đinh Thị Ái Liên<sup>1,2</sup>, Nguyễn Hoàng Phong<sup>1,2</sup>, Bùi Tá Long<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup> Trường Đại học Bách Khoa Tp. HCM; chau.nguyen2610@hcmut.edu.vn; lien.dinh2520@hcmut.edu.vn; nhphong@dcselab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

<sup>2</sup> Đại học Quốc gia Tp. HCM; chau.nguyen2610@hcmut.edu.vn; lien.dinh2520@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: 7/3/2022; Ngày phản biện xong: 20/4/2022; Ngày đăng bài: 25/4/2022

**Tóm tắt:** Tứ Giác Long Xuyên (TGLX) với diện tích chỉ chiếm 12,5% nhưng đóng góp khoảng 50,0% sản lượng lúa, 90,0% sản lượng gạo xuất khẩu tại Đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL). Trong bối cảnh ô nhiễm không khí hiện nay, đặc biệt là sự gia tăng ô nhiễm bụi mịn (PM<sub>2.5</sub>) đã tạo mối nguy tiềm tàng cho canh tác nông nghiệp của vùng. Với mục tiêu đánh giá sự biến thiên theo không gian–thời gian ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> cho mùa khô (tháng 03/2018) và mùa mưa (tháng 05/2018), nghiên cứu sử dụng các nhóm dữ liệu phát thải kiểm kê và hệ thống các mô hình WRF (*Weather Research and Forecast*)/CMAQ (*Community Multiscale Air Quality Modeling System*) kết hợp để tính toán. Từ kết quả mô hình phản ánh, mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> hàng ngày trong mùa khô là cao hơn hẳn mùa mưa và hầu hết đều vượt ngưỡng quy định, trung bình từ 40,82–114,56  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  so sánh với chỉ 13,35–95,31  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mức nồng độ cực đại trong ngày thường diễn ra tại các huyện ven biển như Hòn Đất và Kiên Lương, tỉnh Kiên Giang. Nghiên cứu được xem là những kết quả sơ bộ bước đầu, đã chứng minh được sự ảnh hưởng của các điều kiện khí tượng khác nhau và ba loại phát thải tiền chất chính NO<sub>x</sub>, cacbon đen BC và NMVOCs đóng góp đáng kể đến sự hình thành PM<sub>2.5</sub> ở vùng TGLX; đồng thời, khung phương pháp nghiên cứu cũng là cơ sở cho việc mở rộng thời gian và quy mô mô phỏng, hướng đến việc lượng hóa chi tiết thiệt hại nông nghiệp do phơi nhiễm PM<sub>2.5</sub> gây ra.

**Từ khóa:** Ô nhiễm PM<sub>2.5</sub>; Phát thải tiền chất; TGLX; WRF/CMAQ.

### 1. Mở đầu

Ô nhiễm không khí, nhất là vấn đề ô nhiễm bụi mịn (PM<sub>2.5</sub>) là một trong những vấn đề ngày càng thu hút được sự chú ý bởi những tác động tiêu cực đến môi trường, tầm nhìn và sức khỏe người dân [1–2]. Mức độ ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> nghiêm trọng là hệ quả đến từ sự kết hợp giữa các phát thải tiền chất ở mức cao và những điều kiện khí tượng không thuận lợi [3–5] đặc biệt như các đợt sóng nhiệt, giá rét cực đoan và những luồng không khí tĩnh, đã tạo điều kiện thuận lợi cho tích lũy chất ô nhiễm trong lớp khí quyển gần bề mặt [6–8]. Những nghiên cứu về sự biến đổi nồng độ PM<sub>2.5</sub> theo không gian và thời gian đóng vai trò quan trọng để kiểm soát và ngăn chặn các đợt ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> [9–10]. Nồng độ PM<sub>2.5</sub> chịu sự tác động bởi rất nhiều yếu tố, gồm các phát thải, điều kiện khí tượng và đặc điểm về vị trí địa lý [11]; trong đó, các điều kiện khí tượng có mối liên hệ mật thiết đến sự khuếch tán, tích lũy và vận chuyển ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> [12–13]. Tại Việt Nam, nghiên cứu đánh giá biến thiên nồng độ PM<sub>2.5</sub> dựa trên nồng độ trung bình quan trắc được tại các trạm ở Hà Nội từ 2010 đến 2018, ở Phú Thọ từ 2013 đến 2019 và ở



Quảng Ninh từ 2014 đến 2019. Kết quả cho thấy, trong mùa đông từ tháng 10 đến tháng 2, nồng độ PM<sub>2.5</sub> cao hơn gấp đôi trong giai đoạn mùa hè từ tháng 5 đến tháng 8; nồng độ PM<sub>2.5</sub> thường đạt đỉnh vào giờ cao điểm giao thông trong buổi sáng từ 7 đến 9 giờ cũng như trong buổi chiều từ 17 đến 19 giờ. Mặt khác, ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> được chứng minh chịu tác động từ phát thải tiền chất địa phương đến ô nhiễm xuyên vùng và xuyên biên giới trong nhiều nghiên cứu gần đây [14–15]. Một kết quả điển hình [16] đã chứng minh được nguyên nhân hình thành PM<sub>2.5</sub> ở thủ đô Hà Nội không chỉ từ nguồn sơ cấp trong vùng mà còn được đóng góp đáng kể từ những nguồn phát thải chuyên vùng từ Trung Quốc và một số vùng khác, cũng như các phân thứ cấp, nhiều đợt ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> được quan sát với mức nồng độ cao trên 100 µg/m<sup>3</sup>.

Thời gian gần đây, mô hình mô phỏng chất lượng không khí được chọn như là một công cụ hiệu quả về mặt kinh tế đánh giá tác động các biến số phát thải, khí hậu, địa hình tới môi trường không khí [17]. Nhóm mô hình Models-3 (CMAQ) [18], *Comprehensive Air Quality Model with Extensions* [19] và WRF kết hợp với tương tác hóa học [20] là ba ví dụ điển hình về những mô hình quang hóa đã được phát triển để đánh giá về các dạng phát thải, quá trình chuyển hóa khí–hạt mịn, các phản ứng quang hóa diễn ra trong khí quyển cũng như sự lan truyền, chuyển đổi khác có liên quan.

Nghiên cứu này đã được triển khai với mục tiêu mô phỏng hiện trạng nồng độ PM<sub>2.5</sub> bằng mô hình WRF/CMAQ kết hợp cho vùng TGLX, cùng với đó đưa ra những phân tích, đánh giá sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> cả không gian và thời gian, cũng như làm rõ được mối liên hệ nồng độ với các yếu tố khí tượng, tiền chất phát thải chính cho giai đoạn hiện trạng tháng 03/2018 (mùa khô) và tháng 05/2018 (mùa mưa). Thứ tự thực hiện gồm: (1) Dữ liệu thực đo nồng độ PM<sub>2.5</sub> được thu thập, thực hiện lựa chọn về thời đoạn mô phỏng và dữ liệu phát thải kiểm kê, đầu vào của các mô phỏng chất lượng không khí bằng mô hình WRF/CMAQ; (2) Làm rõ các đặc điểm kỹ thuật và thông số thiết lập cho các mô hình áp dụng được lựa chọn; (3) Thực hiện mô hình hóa và tạo lập bản đồ thể hiện sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> theo không gian–thời gian cho vùng TGLX; (4) Thảo luận nhận định sơ bộ về mức tác động của ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> đối với canh tác lúa địa phương, đưa ra các kết luận và triển vọng về các nghiên cứu mở rộng cũng được phân tích.

## 2. Phương pháp và số liệu

### 2.1. Mô tả khu vực nghiên cứu

Vùng TGLX nằm ở phía Tây của ĐBSCL có diện tích khoảng 4.984 km<sup>2</sup> [21–22]. Phạm vi hành chính bao gồm địa phận của các tỉnh An Giang có diện tích lớn nhất chiếm 49,2%, tiếp đến là tỉnh Kiên Giang chiếm 47,8% và Thành phố (Tp.) Cần Thơ chỉ chiếm 3,1%. Hình 1 mô tả phạm vi khu vực nghiên cứu. Vùng TGLX được làm nổi bật với sự tiếp giáp từ phía Đông Bắc là sông Hậu, từ phía Đông Nam là kênh Cái Sắn, từ phía Tây Nam là biên Tây và biên giới với Campuchia (đọc kênh Vĩnh Tế) ở phía Bắc và Tây Bắc [21]. Nhìn chung, TGLX có địa hình thấp và tương đối bằng phẳng, chủ yếu ở dạng đồng bằng với diện tích khoảng 4.664,76 km<sup>2</sup>, chiếm 93,7% tổng diện tích toàn vùng [22]; ngoại trừ một số khu vực đồi núi thấp nằm rải rác ở phía Tây và Tây Bắc của TGLX thuộc các huyện Tịnh Biên, Tri Tôn thuộc tỉnh An Giang và huyện Hòn Đất, Tp. Hà Tiên thuộc tỉnh Kiên Giang có diện tích chỉ khoảng 32 ha [22]. Thổ nhưỡng TGLX đặc trưng bởi 7 nhóm đất chính với 19 loại đất khác nhau [22], trong đó nhóm đất phù sa có diện tích lớn nhất (1.369,78 km<sup>2</sup>), tập trung chủ yếu ở các khu vực gần sông Hậu thuộc các huyện Châu Thành, Châu Phú, Tp. Châu Đốc và Long Xuyên của tỉnh An Giang.

Qua một quá trình xây dựng và phát triển hơn 20 năm, TGLX đã trở thành một trung tâm kinh tế trong mục tiêu phát triển khu vực ĐBSCL với 4 góc đô thị chính của vùng gồm các Tp. Châu Đốc và Long Xuyên của tỉnh An Giang, và các Tp. Rạch Giá và Hà Tiên của tỉnh Kiên Giang [23]; trong đó nhóm các ngành nông nghiệp, lâm nghiệp và thủy sản đã được xác định là thế mạnh được đầu tư nhằm phát triển ổn định và toàn diện toàn vùng [21, 24]. Hiện nay, TGLX đóng vai trò chủ đạo trong chính sách an ninh lương thực cả nước (nắm giữ 50% sản lượng lúa) [23], giữ vai trò kinh tế mũi nhọn ở ĐBSCL cũng như trong cả nước; TGLX cũng

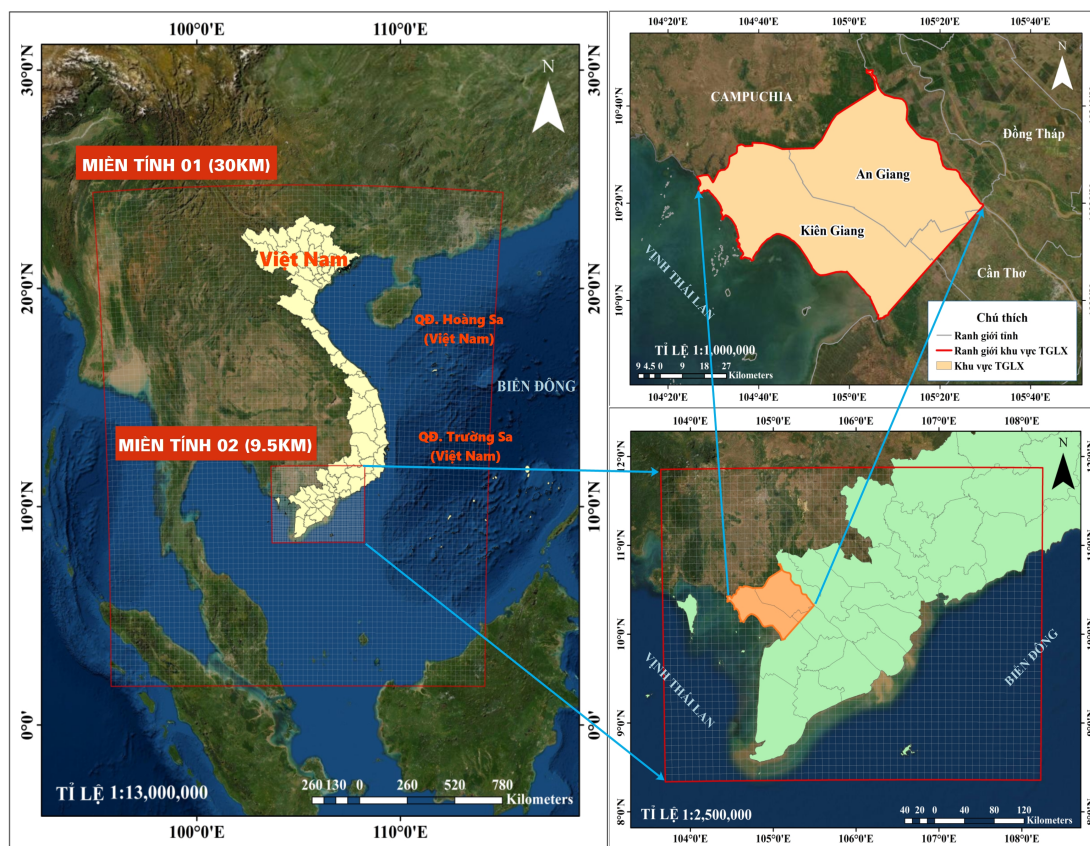
đã góp phần mạnh mẽ vào vai trò xuất khẩu lúa gạo nhất nhì thế giới của nước ta [25–26], xuất khẩu chiếm đến 90% sản lượng gạo của toàn vùng ĐBSCL [23].

Mặt khác, để thuận tiện cho các đánh giá và nhận định, nghiên cứu đã thực hiện phân chia vùng TGLX thành 03 khu vực, gồm khu vực R1 là các huyện của tỉnh An Giang (thuộc vùng TGLX); khu vực R2 là các huyện của Tp. Cần Thơ (thuộc vùng TGLX); và khu vực R3 là các huyện của tỉnh Kiên Giang (thuộc vùng TGLX).

### 2.2. Mô phỏng nồng độ PM<sub>2.5</sub> bằng mô hình WRF/CMAQ kết hợp

Hệ thống gồm có mô hình Dự báo và Nghiên cứu Thời tiết (WRF hay the Weather Research and Forecasting Model) với phiên bản 3.8 và mô hình Chất lượng không khí đa chất, đa cấp độ cộng đồng (CMAQ hay *Community Multiscale Air Quality Mode*) với phiên bản 5.2.1 đã được sử dụng; đây là các mô hình đã được nghiên cứu và phát triển bởi Trung tâm Nghiên cứu Khí quyển quốc gia Hoa Kỳ (*USA NCAR – National Center for Atmospheric Research*) [27–29] và Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (*USA EPA – Environmental Protection Agency*) [18].

Miền tính toán mô phỏng nồng độ PM<sub>2.5</sub> là hai cấp lưới lồng với nhau D01 và D02 được thiết lập để chạy WRF/CMAQ. Miền tính D01 có độ phân giải khoảng 30 km × 30 km, có 76 cột và 94 hàng, và một diện tích miền tính lên đến 5,41 × 10<sup>6</sup> km<sup>2</sup>; miền tính D02 có độ phân giải khoảng 9,5 km × 9,5 km, lồng trong miền D01, với 55 cột và 3 hàng, diện tích miền D02 là 2,11 × 10<sup>5</sup> km<sup>2</sup> (Hình 1). Miền tính D01 được xây dựng cho toàn bộ đất nước Việt Nam; và miền tính D02 được xây dựng phủ hầu hết các tỉnh phía Nam, bao gồm các tỉnh Đồng bằng sông Cửu Long (trong đó có vùng TGLX), Đông Nam Bộ, một phần các tỉnh Nam Trung Bộ và các tỉnh Tây Nguyên. Các điều kiện biên của miền mô phỏng D02 được xác định theo miền không gian D01.



**Hình 1.** Khu vực nghiên cứu tại vùng TGLX và các miền tính (Domains) lồng nhau được thiết lập cho các mô phỏng trong mô hình WRF/CMAQ kết hợp.

## 2.4. Dữ liệu đầu vào cho mô hình

### 2.4.1. Dữ liệu mô phỏng khí tượng

Mô phỏng các trường khí tượng được thực hiện bằng mô hình WRF cho các miền tính khác nhau để làm đầu vào cho mô hình CMAQ. 2 tháng được chọn là tháng 03/2018 và 05/2018. Dữ liệu khí tượng toàn cầu được sử dụng từ nguồn mở của Trung tâm nghiên cứu Khí quyển Quốc gia Hoa Kỳ (*The US National Centre for Atmospheric Research – NCAR*) là kết quả từ mô hình (*Global Forecast System – GFS*) [29, 32–33]. Mô hình GFS chạy nghiệp vụ 04 lần mỗi ngày vào các thời điểm gồm: 0 giờ, 6 giờ, 12 giờ và 18 giờ với độ phân giải theo thời gian là 16 ngày; trong đó 10 ngày đầu, độ phân giải không gian có được là  $0,25^\circ \times 0,25^\circ$  kinh vĩ và 6 ngày sau với độ phân giải không gian có được là  $1,0^\circ \times 1,0^\circ$  kinh vĩ [29].

### 2.4.2. Dữ liệu kiểm kê phát thải

Bộ dữ liệu kiểm kê phát thải nhân tạo và sinh học (tự nhiên) từ nguồn số liệu kiểm kê phát thải toàn cầu ECCAD (<https://eccad3.sedoo.fr/>) trong năm 2018 đã được sử dụng, gồm ba bộ dữ liệu phát thải nhân tạo CAMS-GLOB-AIR, CAMS-GLOB-ANT, GFED4 và bộ dữ liệu phát thải sinh học CAMS-GLOB-BIO [34–37].

Dữ liệu tải lượng phát thải tiền chất được kiểm kê từ các bộ dữ liệu được thu thập, sử dụng ở dạng đơn vị thông lượng trung bình hàng háng ( $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ) với các mức độ phân giải khác nhau trên phạm vi toàn cầu ( $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ ,  $0.25^\circ \times 0.25^\circ$  và  $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ ) [38] được tính toán phân bố không gian về các ô lưới của miền tính (Domain) D02 (đã thiết lập trong mô hình WRF/CMAQ kết hợp) với độ phân giải tăng lên  $\sim 9.5 \text{ km} \times 9.5 \text{ km}$  và phân bố diễn biến theo thời gian (hàng giờ) dựa trên sự phân biệt các dạng nguồn thải điểm, nguồn di động và nguồn diện kết hợp với thông tin theo nhóm hoạt động phát thải, loại nguồn khí thải loại có thể được quy tính cho đóng góp phát thải với phương pháp đã được xây dựng chi tiết trong các nghiên cứu trước đây [39–41]. Đồng thời, các thành phần hóa học đóng góp cho sự hình thành  $\text{PM}_{2.5}$  và sol khí  $\text{PM}_{2.5}$  đã được mã hóa theo cơ chế hóa học Carbon Bond-05 [42] từ 12 nhóm ngành phát thải nhân tạo theo điều kiện thực tế tại khu vực nghiên cứu (đốt chất thải nông nghiệp (awb), đất nông nghiệp (ags), hoạt động chăn nuôi (agl), giao thông vận tải đường bộ (tro), giao thông vận tải đường thủy (shp), giao thông vận tải đường hàng không (air), sản xuất công nghiệp (ind), công nghiệp năng lượng (ene), phát thải từ các hộ gia đình (res), hoạt động xử lý chất thải (swd), fugitives (fef), đốt sinh khối mở (bb)) và nhóm phát thải tự nhiên (bio).

Từ nguồn dữ liệu kết quả kiểm kê phát thải có thể thấy rằng tại các khu vực R1, R2 và R3 của vùng TGLX, trong tháng 03/2018 mức phát thải của các tiền chất lần lượt là 2.137 nghìn tấn NMVOCs, 1.867 nghìn tấn  $\text{NO}_x$ , 64.509 nghìn tấn CO, 3.808 nghìn tấn  $\text{CH}_4$ , 962 nghìn tấn  $\text{NH}_3$ , 199 nghìn tấn BC và 1.724 nghìn tấn OC; trong đó, sự đóng góp phát thải từ CO cao hơn đáng kể so với các tiền chất còn lại. Khu vực R1 là nơi có mức đóng góp tổng phát thải các chất VOCs,  $\text{NO}_x$ , CO,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ , BC và OC cao nhất toàn vùng, gấp khoảng 2,18 lần khu vực R3 và khoảng 59,13 lần khu vực R2. Trong khi đó, tổng tải lượng phát thải của các tiền chất, gồm NMVOCs,  $\text{NO}_x$ , CO,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ , BC và OC trong tháng 05/2018 lần lượt đạt được là 1.987 nghìn tấn, 2.325 nghìn tấn, 85.988 nghìn tấn, 4.304 nghìn tấn, 1.178 nghìn tấn, 95 nghìn tấn và 2.338 nghìn tấn. Tương tự như tháng 03/2018, khu vực R1 có có mức đóng góp tổng phát thải các chất NMVOCs,  $\text{NO}_x$ , CO,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ , BC và OC là cao nhất toàn vùng TGLX, cao hơn 2,14 lần so với khu vực R3 và khoảng 59,33 lần so với khu vực R2. Nhìn chung, tổng tải lượng phát thải các chất VOCs,  $\text{NO}_x$ , CO,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ , BC và OC trong tháng 05/2018 đều có mức phát thải cao hơn so với tháng 03/2018. Tổng tải lượng phát thải các chất tại các khu vực R1, R3 và R2 trong tháng 05/2018 lần lượt có giá trị cao hơn 1,30 lần so với tháng 03/2018. Chi tiết, tổng tải lượng phát thải đối với NMVOCs cao hơn khoảng 1,18 lần; đối với  $\text{NO}_x$  cao hơn khoảng 0,36 lần; đối với CO cao hơn khoảng 0,99 lần; đối với  $\text{CH}_4$  và  $\text{NH}_3$  đều cao hơn khoảng 1,10 lần; đối với BC cao hơn khoảng 0,90 lần; và đối với OC cao

hơn khoảng 0,94 lần. Đồng thời, trong tháng 03/2018 và 05/2018, khu vực R2 có tổng tải lượng phát thải các tiền chất là thấp nhất và khu vực R1 là cao nhất ở vùng TGLX.

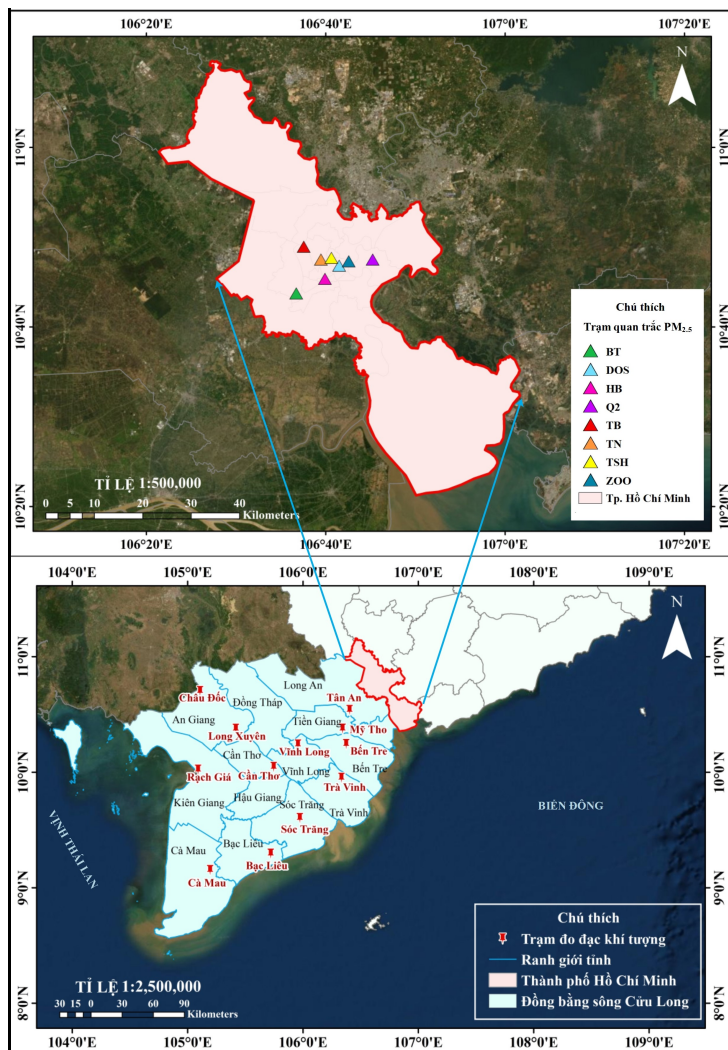
#### 2.4.3. Dữ liệu quan trắc nồng độ PM<sub>2.5</sub>

Dữ liệu nồng độ thực đo của các ngày tháng 03/2018 và tháng 05/2018 đã được thu thập trực tiếp từ Chi cục Bảo vệ Môi trường Tp. HCM [43]. Bộ số liệu này được sử dụng để kiểm định kết quả mô phỏng của mô hình WRF/CMAQ. Đây là 08 trạm quan trắc, bao gồm: DOSTE, TN, HB, BT, ZOO, Q2, TSH và TB đã sử dụng phương pháp đo thủ công, gián đoạn (vào 2 thời điểm lúc 7 giờ 00 và 15 giờ 00) tại Tp. HCM, cũng đều là khu vực thuộc phạm vi miền tính D02 được thiết lập để mô phỏng trong hệ thống WRF/CMAQ. Bảng 1 và Hình 2 bên dưới mô tả chi tiết về vị trí và đặc điểm của 08 trạm quan trắc nêu trên.

**Bảng 1.** Đặc điểm hiện trạng của 08 vị trí quan trắc nồng độ PM<sub>2.5</sub> trong không khí xung quanh tại Tp. HCM được dùng trong nghiên cứu.

Ký hiệu	Tọa độ vị trí quan trắc		Mục tiêu quan trắc	Mô tả địa điểm quan trắc
	Kinh độ (Y [m])	Vĩ độ (X [m])		
BT	1186893.945	675631.937	Quan trắc giao thông ngõ Tây Nam Thành phố	Tuyến đường trước khu vực phòng giáo dục và đào tạo, quận Bình Tân, Tp. HCM
DOSTE	1192664.344	684358.134	Quan trắc giao thông trục Đông Bắc – Tây Nam của Thành phố	Tuyến đường trước khu vực Sở Khoa học và Công nghệ Tp. HCM, quận 3
TN	1193862.616	680562.358	Quan trắc giao thông trục Đông Bắc – Tây Nam của Thành phố	Tuyến đường trước khu vực Bệnh viện Thống Nhất, quận Tân Bình, Tp. HCM
HB	1189887.252	681526.261	Quan trắc giao thông trục Đông Bắc – Tây Nam của Thành phố	Tuyến đường trước khu vực trường THPT Hồng Bàng, quận 5, Tp. HCM
ZOO	1193690.121	686263.055	Quan trắc nền đô thị ở vùng nội thành	Khu vực Thảo Cầm Viên, quận 1, Tp. HCM
Q2	1193939.825	691129.772	Quan trắc nền đô thị ở vùng ngoại thành	Khu vực Hội Liên Hiệp Phụ nữ, quận 2, Tp. HCM
TSH	1194351.256	682756.173	Quan trắc hoạt động dân cư ở vùng nội thành	Tại số 56 Trương Quốc Dung, quận Phú Nhuận
TB	1195831.000	595079.000	Quan trắc ảnh hưởng từ hoạt động công nghiệp ở vùng ngoại thành	Khu vực chung cư thuộc phường Tây Thạnh, quận Tân Bình, Tp. HCM

Trong tháng 03/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> thực đo tại 08 trạm quan trắc thuộc Tp. HCM có khoảng dao động từ 20,90–115,15 µg/m<sup>3</sup> (trung bình là 68,03 µg/m<sup>3</sup>), giá trị nồng độ PM<sub>2.5</sub> cao nhất quan sát được xảy ra tại trạm HB vào ngày 12/03/2018 lúc 7 giờ 00 và thấp nhất quan sát xảy ra tại trạm TSH vào ngày 14/03/2018 cũng lúc 7 giờ 00. Nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình quan trắc lúc 7 giờ 30 của các ngày trong tháng 03/2018 tại 08 trạm đo đặc dao động từ 34,78–80,14 µg/m<sup>3</sup>, trong khi đó mức giá trị này đối với lúc 15 giờ 00 dao động từ 31,24–85,31 µg/m<sup>3</sup>. Đối với các ngày quan trắc trong tháng 05/2018, mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> thực đo tại 08 trạm quan trắc trên dao động trong khoảng từ 20,90–82,25 µg/m<sup>3</sup> (trung bình là 51,58 µg/m<sup>3</sup>), giá trị nồng độ cao nhất đo đặc được xảy ra tại trạm HB của ngày 09/05/2018 vào lúc 7 giờ 00 và giá trị nồng độ thấp nhất đo đặc được xảy ra tại vị trí trạm TB của ngày 29/05/2018 vào lúc 15 giờ 00. Mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình quan trắc được tại tất cả các trạm lúc 7 giờ 00 dao động từ 32,87–69,92 µg/m<sup>3</sup> và mức nồng độ trung bình lúc 15 giờ 00 tại tất cả các trạm dao động từ 31,54–66,50 µg/m<sup>3</sup>.



**Hình 2.** Mô tả vị trí 08 trạm quan trắc PM<sub>2.5</sub> trong không khí xung quanh ở Tp. HCM đã được dùng trong nghiên cứu.

### 2.5. Tiêu chí kiểm định hiệu quả mô hình

Nghiên cứu cũng đã đánh giá được hiệu quả mô phỏng nồng độ PM<sub>2.5</sub> tại vùng TGLX của mô hình WRF/CMAQ kết hợp bằng sự so sánh những kết quả được tính toán với kết quả thực đo nồng độ PM<sub>2.5</sub> tại 8 trạm quan trắc khác nhau trong khoảng thời gian mô phỏng (Bảng 1 và Hình 2). Nồng độ PM<sub>2.5</sub> từ mô hình WRF/CMAQ kết hợp được xuất ra ở vị trí ô lưới tính tương ứng và đối chứng với kết quả đo tại từng trạm quan trắc dựa vào tiêu chí đánh giá của nhiều chỉ số thống kê khác nhau để kiểm định các kết quả, bao gồm hệ số hiệu quả mô hình Nash–Sutcliffe (NSE) ở công thức (2); độ lệch trung bình (*MB* – Mean Bias) ở công thức (3); sai số bình phương trung bình (*RMSE* – root mean-squared error) ở công thức (4); độ lệch trung bình chuẩn hóa (*NMB* – Normalized Mean Bias) ở công thức (5); sai số gộp trung bình chuẩn hóa (*NME* – Normalized Mean Gross Errors) ở công thức (6) và hệ số tương quan *R* (Correlation coefficient) ở công thức (7) [44] trên cơ sở các đề xuất kiểm chứng mô phỏng chất lượng không khí [45–46] để kiểm định mô hình.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O}_i)^2} \quad (2)$$

$$MB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i) \tag{3}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2} \tag{4}$$

$$NMB = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)}{\sum_{i=1}^N (O_i)} \times 100 \tag{5}$$

$$NME = \frac{\sum_{i=1}^N |M_i - O_i|}{\sum_{i=1}^N (O_i)} \times 100 \tag{6}$$

$$R = \frac{\sum_{i=1}^N [(M_i - \bar{M}_i) \times (O_i - \bar{O}_i)]}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M}_i)^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O}_i)^2}} \tag{7}$$

Trong đó, các tham số được giải thích như sau  $M_i$  là giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  mô phỏng tại thời điểm quan trắc thứ  $i$  (với  $i = 1, 2, \dots, N$  với  $N$  là tổng số thời điểm có đo  $PM_{2.5}$ );  $O_i$  là giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  đo đạc tại thời điểm quan trắc thứ  $i$ ;  $\bar{M}_i$  là giá trị trung bình nồng độ  $PM_{2.5}$  mô phỏng ở các thời điểm  $i$  có đo đạc và  $\bar{O}_i$  là giá trị trung bình nồng độ  $PM_{2.5}$  đo đạc ở tất cả các thời điểm  $i$ .

### 3. Kết quả và thảo luận

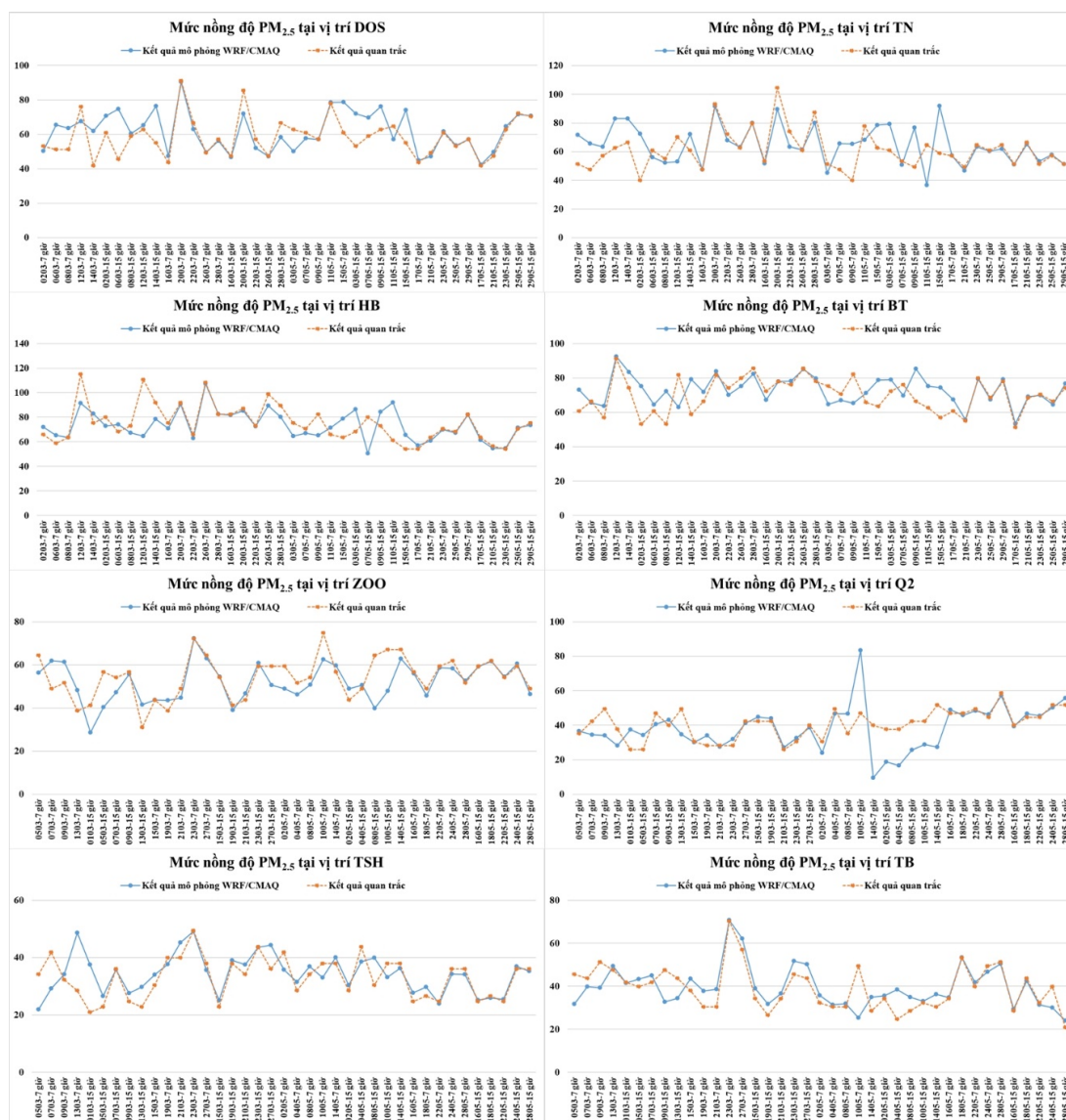
#### 3.1. Đánh giá hiệu quả mô hình

Hiệu quả mô phỏng nồng độ  $PM_{2.5}$  cho miền tính D02 cho toàn bộ tháng 03/2018 và tháng 05/2018 đã được thực hiện dựa trên kết quả nồng độ  $PM_{2.5}$  đo đạc và nồng độ mô phỏng (Hình 3) tại 08 vị trí quan trắc (gồm DOSTE, TN, HB, BT, ZOO, Q2, TSH và TB) ở Tp. HCM như ở Bảng 1. Các chỉ số thống kê NSE, RMSE, MB, NMB, NME, và hệ số tương quan  $R$  đã được xác định dựa trên các công thức từ (2) đến (7) đã được mô tả ở mục 2.5 để phân tích, đánh giá hiệu quả của hệ thống WRF/CMAQ. Tiêu chuẩn tương ứng của các chỉ số thống kê được đề xuất bởi [45–46] cũng đã được thống kê và áp dụng so sánh như trong Bảng 2.

Kết quả tính toán cho thấy chỉ số hiệu quả mô phỏng NSE tại 08 vị trí trong khoảng từ 0,87 đến 0,98, đều ở mức khá tốt (tiêu chuẩn  $NSE > 0,75$ ). Đối với các chỉ số thống kê RMSE và MB, kết quả đạt được lần lượt trong khoảng từ 2,28 đến 4,67 và -2,21 đến 2,16. Trong khi đó, kết quả tính trong khoảng từ -3,38% đến 5,37% đối với chỉ số thống kê NMB, tất cả đều đảm bảo tiêu chuẩn cho phép  $NMB < \pm 30\%$ ; điều này hoàn toàn tương tự đối với chỉ số thống kê NME đạt được trong khoảng từ 2,94% đến 9,19% so với tiêu chuẩn của  $NME < 50\%$ . Mặt khác, kết quả tính hệ số tương quan  $R$  cũng cho thấy sự tương quan cao giữa giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  mô phỏng và giá trị đo được tại từng vị trí với hệ số tương quan  $R > 0,90$ ; trong đó, tương quan cao nhất là tại vị trí HB với  $R = 0,97$  và thấp nhất là ở vị trí TB với  $R = 0,92$ .

**Bảng 2.** Kết quả ước tính các chỉ số thống kê cho kiểm định mô hình.

Chỉ số thống kê	Trạm quan trắc								Tiêu chuẩn
	DOS	TN	HB	BT	ZOO	Q2	TSH	TB	
NSE	0,984	0,976	0,984	0,940	0,872	0,952	0,932	0,878	$NSE > 0,7$
RMSE	3,985	4,663	3,375	2,953	2,910	2,277	2,881	4,674	-
MB	-1,173	-2,213	-1,717	0,238	-0,734	0,955	1,064	2,159	-
NMB (%)	-2,004	-3,382	-2,273	0,329	-1,348	2,335	3,183	5,373	$-30\% < NMB < 30\%$
NME (%)	3,998	4,093	2,944	3,150	3,689	4,547	6,414	9,189	$NME < 50\%$
Hệ số $R$	0,957	0,958	0,972	0,945	0,939	0,969	0,922	0,918	$R > 0,5$



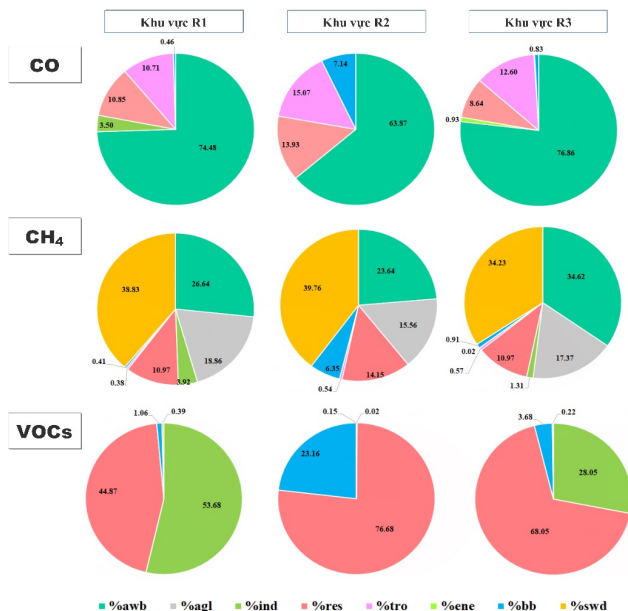
**Hình 3.** So sánh giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  giữa kết quả mô phỏng và kết quả đo đạc tại 08 trạm quan trắc của các ngày trong tháng 03/2018 và 05/2018.

### 3.2. Đánh giá nguồn phát sinh và sự đóng góp các phát thải tiền chất

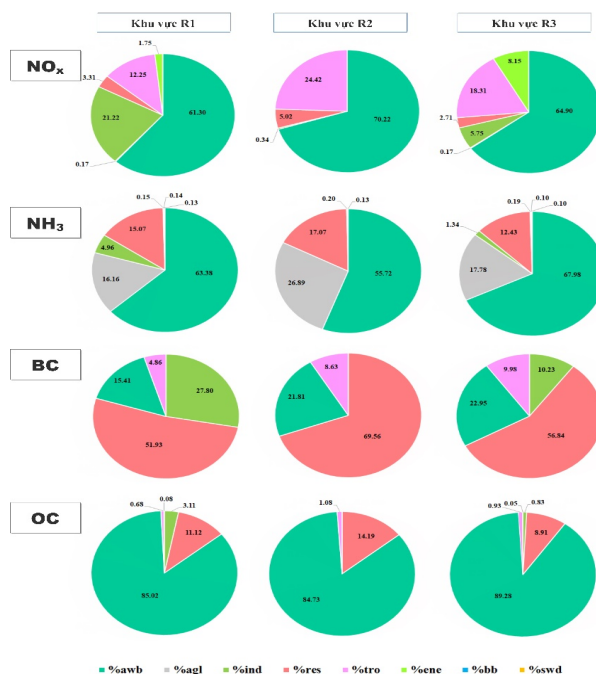
Từ các kết quả kiểm kê phát thải tiền chất tại vùng TGLX ở tháng 03/2018 và 05/2018 có thể nhận thấy rằng đối với NMVOCs chủ yếu phát sinh từ sản xuất công nghiệp (ind) chiếm 0,00–54,77%, sinh hoạt dân sinh (res) chiếm 44,49–99,98%; đối với  $NO_x$  và CO chủ yếu từ đốt chất thải nông nghiệp (awb) lần lượt chiếm 52,88–70,22%, chiếm 77,65–82,90% và giao thông đường bộ (tro) lần lượt chiếm 12,25–29,37%, chiếm 8,30–15,07%. Trong khi đó, đối với  $CH_4$  chủ yếu từ đốt chất thải nông nghiệp (awb) chiếm 34,13–43,48% và hoạt động xử lý chất thải rắn (swd) chiếm 29,66–39,76%; đối với  $NH_3$  chủ yếu từ nhóm các hoạt động đốt chất thải nông nghiệp (awb) chiếm 39,36–67,98%, chăn nuôi (agl) chiếm 16,16–32,68% và từ sinh hoạt dân sinh (res) chiếm 12,43–19,48%. Đối với các chất BC và OC chủ yếu từ đốt chất thải nông nghiệp (awb) lần lượt chiếm 15,41–52,31% và chiếm 72,57–89,28%; và từ sinh hoạt dân sinh (res) lần lượt chiếm 28,53–69,56% và chiếm 8,91–19,64%. Nhìn chung, tải lượng phát thải của những tiền chất NMVOCs,  $NO_x$ , CO,  $CH_4$ ,  $NH_3$ , BC và OC là có sự diễn biến khác nhau giữa các khu vực R1, R2 và R3 trong vùng TGLX. Hình 4 và Hình 5 bên dưới thể hiện tỉ

lệ đóng góp từ các hoạt động đối với các tiền chất CO, CH<sub>4</sub>, NMVOCs trong tháng 03/2018 và các tiền chất NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, BC, OC trong tháng 05/2018.

Mặt khác, đối với phát thải của các tiền chất NMVOCs, NO<sub>x</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, BC, OC trong các tháng 03/2018 và 05/2018 tại khu vực nghiên cứu thì sự phân bố về không gian phát thải các chất như trên ở mức trung bình và mức cao tập trung chủ yếu ở khu vực phía Đông và Đông Bắc của vùng TGLX. Bên cạnh đó, các huyện ven biển của khu vực R3 thuộc tỉnh Kiên Giang cũng có mức đóng góp phát thải đáng kể so với những khu vực khác trong vùng TGLX. Hình 6 và Hình 7 bên dưới minh họa sự phân bố không gian phát thải của các tiền chất CO, NO, BC, OC từ hoạt động giao thông đường bộ (tro) trong tháng 03/2018 và của các tiền chất CO, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, OC từ sinh hoạt dân sinh (res) trong tháng 05/2018.

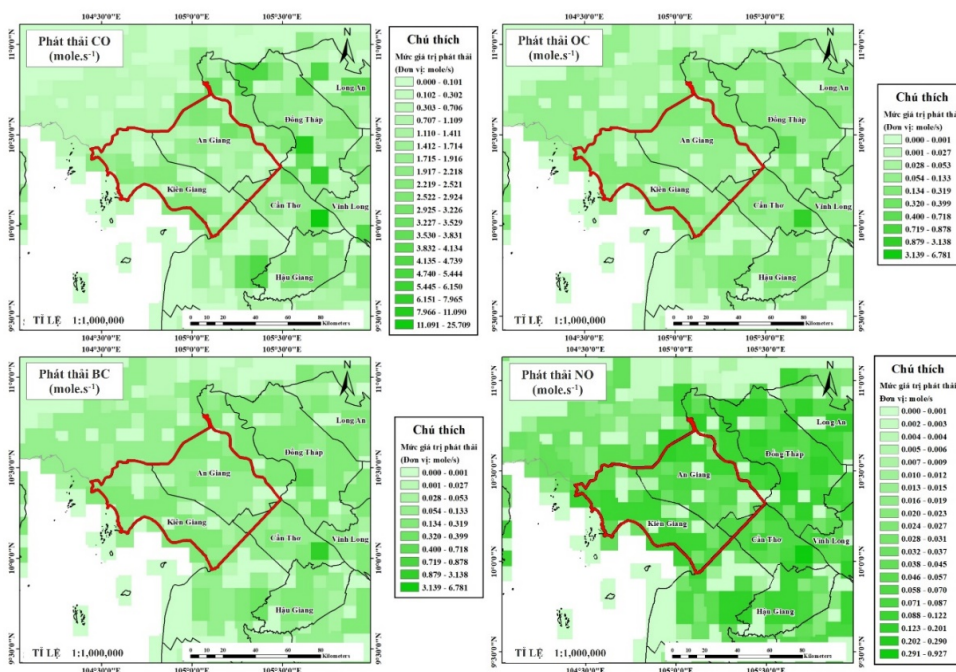


Hình 4. Mức đóng góp phát thải các tiền chất CO, CH<sub>4</sub> và NMVOCs trong tháng 03/2018.

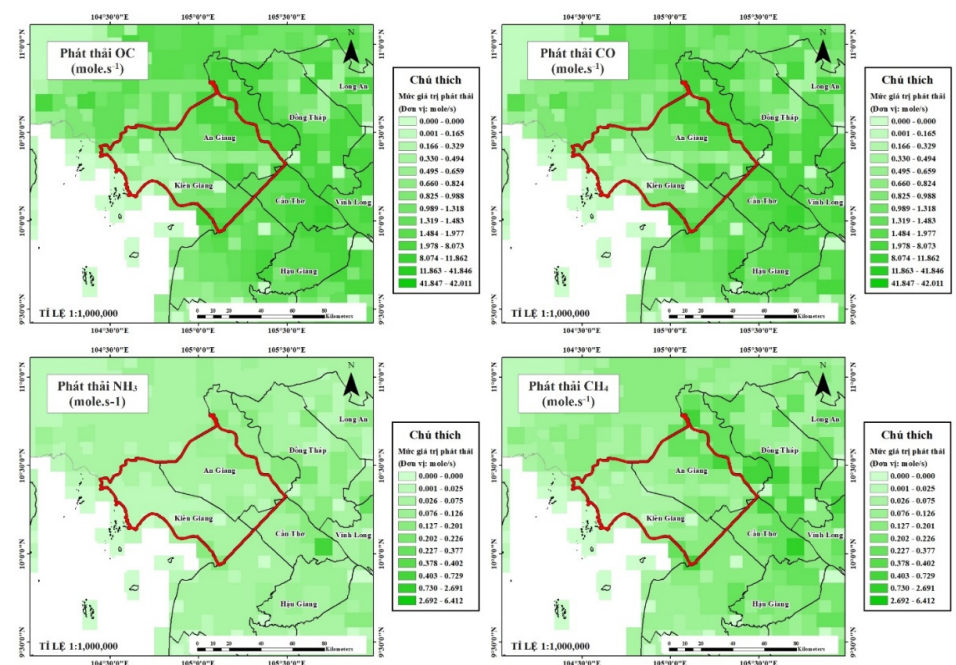


Hình 5. Mức đóng góp phát thải các tiền chất NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, BC và OC trong tháng 05/2018.





**Hình 6.** Sự phân bố không gian phát thải các tiền chất CO, NO, BC và OC từ hoạt động giao thông đường bộ (tro) trong tháng 03/2018.



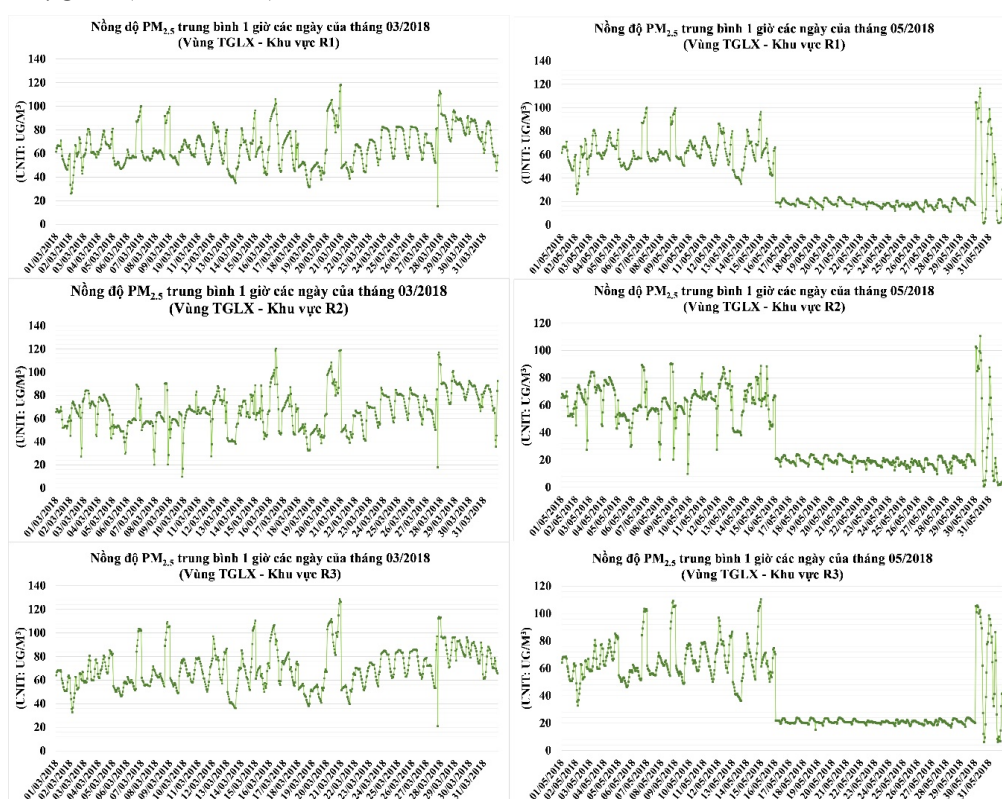
**Hình 7.** Sự phân bố không gian phát thải các tiền chất CO, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub> và OC từ sinh hoạt dân sinh (res) trong tháng 05/2018.

### 3.3. Phân tích sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> hiện trạng tại vùng TGLX

#### 3.3.1. Xu hướng phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình hàng giờ

Từ các kết quả đầu ra của mô hình WRF/CMAQ kết hợp cho thấy mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 1 giờ từ 01/03/2018 đến 15/03/2018 (Hình 8) dao động từ 9,85–110,36 μg/m<sup>3</sup>; giá trị thấp nhất xảy ra tại khu vực R2 và cao nhất xảy ra tại khu vực R3. Trên toàn bộ khu vực R1

và R3, từ 01/03/2018 đến 05/03/2018 nồng độ  $PM_{2.5}$  tương đối thấp và có xu hướng thay đổi không đều với mức dao động từ 26,06–85,41  $\mu g/m^3$ ; trong khi giai đoạn từ 06/03/2018 đến 15/03/2018, nồng độ có xu hướng tăng cao vào các ngày 07/03/2018 với giá trị đỉnh là 100,01  $\mu g/m^3$ , ngày 09/03/2018 với giá trị đỉnh là 109,41  $\mu g/m^3$  và ngày 15/03/2018 với giá trị đỉnh là 110,36  $\mu g/m^3$ . Riêng tại khu vực R2, từ 01/03/2018 đến 15/03/2018 nồng độ  $PM_{2.5}$  có xu hướng biên động khác so với khu vực R1 và R3, với mức dao động từ 9,85–90,45  $\mu g/m^3$ . Tiếp theo từ 16/03/2018 đến 31/03/2018, mức nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 1 giờ có giá trị cao hơn với mức dao động từ 15,39–128,58  $\mu g/m^3$  (Hình 8); cụ thể từ ngày 16/03/2018 đến 19/03/2018 nhìn chung có xu hướng giảm với mức dao động từ 31,51–106,66  $\mu g/m^3$ , sau đó có xu hướng tăng mạnh từ 20/03/2018 đến 22/03/2018 đến giá trị cực đại (128,58  $\mu g/m^3$ ), nồng độ  $PM_{2.5}$  sau đó bắt đầu giảm mạnh về cực tiểu (15,39  $\mu g/m^3$ ) vào ngày 28/03/2018. Như vậy, trong nửa đầu tháng 03/2018, nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 1 giờ thường cao trong các ngày từ 06/03/2018 đến 15/03/2018, với khu vực R1 là từ 26,06–100,01  $\mu g/m^3$ ; khu vực R3 là từ 32,76–110,36  $\mu g/m^3$  và khu vực R2 là từ 9,85–90,45  $\mu g/m^3$ . Trong khi đó, ở giai đoạn nửa sau của tháng 03/2018, mức giá trị cao thường xảy ra vào các ngày 19/03/2018 đến 22/03/2018 với mức nồng độ từ 15,39–118,02  $\mu g/m^3$  (khu vực R1); 17,98–120,41  $\mu g/m^3$  (khu vực R2) và 21,01–128,58  $\mu g/m^3$  (khu vực R3).



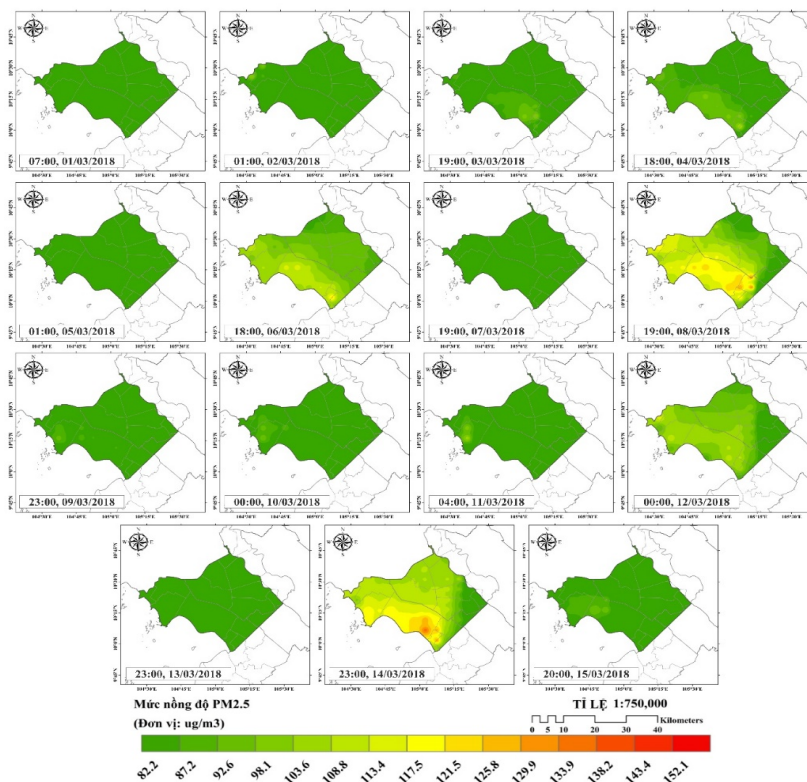
**Hình 8.** Diễn biến giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 1 giờ tại các khu vực nghiên cứu R1, R2 và R3 của vùng TGLX trong tháng 03 và 05/2018.

Trường hợp từ ngày 01/05/2018 đến 15/05/2018, mức nồng độ dao động từ 9,85–110,36  $\mu g/m^3$  (Hình 8), nồng độ thấp nhất xảy ra tại khu vực R2 và cao nhất tại khu vực R3; cụ thể tại các khu vực R1 và R3, nồng độ  $PM_{2.5}$  biến thiên từ 26,06–85,41  $\mu g/m^3$  (từ 01/05/2018 đến 05/05/2018) và có xu hướng tăng trong giai đoạn từ 06/05/2018 đến 15/05/2018 với giá trị đỉnh đạt được là 88,46  $\mu g/m^3$  vào ngày 15/05/2018. Riêng tại khu vực R2, trong giai đoạn này xu hướng biến thiên nồng độ  $PM_{2.5}$  có sự khác biệt so với các khu vực R1 và R3 với mức dao động từ 9,85–90,45  $\mu g/m^3$ . Trong khoảng thời gian tiếp theo từ 16/05/2018 đến 31/05/2018, mức nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 1 giờ ở vùng TGLX từ 0,75–110,47  $\mu g/m^3$  (Hình 8) với mức

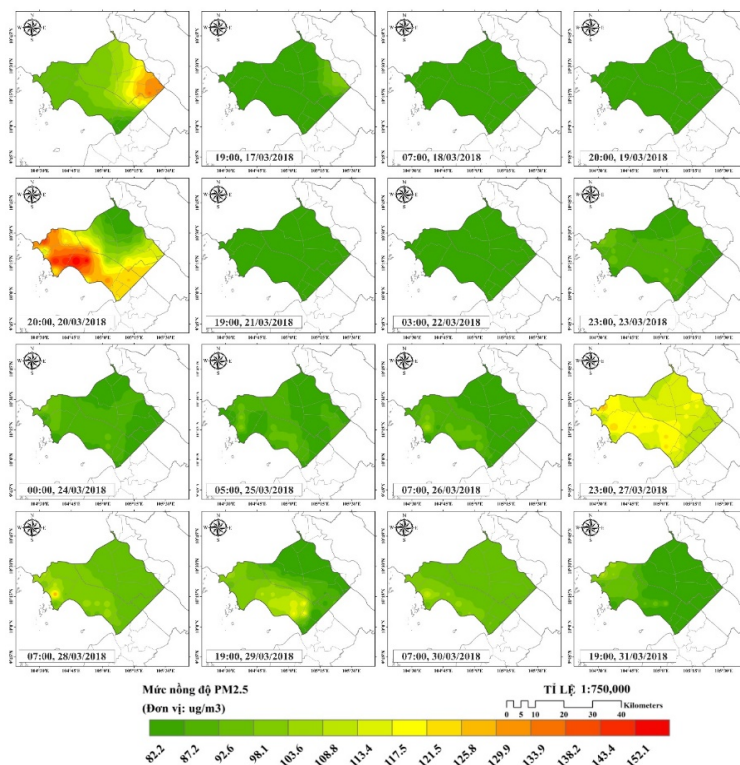
nồng độ thấp nhất xảy ra tại khu vực R1 và nồng độ cao nhất xác định được tại khu vực R3. Từ 16/05/2018 đến 29/05/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> biến thiên khá ổn định ở mức 11,04–24,02 µg/m<sup>3</sup>; tuy nhiên, nồng độ có xu hướng tăng mạnh trong ngày 30/05/2018 đạt đỉnh với mức 110,47 µg/m<sup>3</sup> và sau đó có sự suy giảm mạnh trong ngày 31/05/2018. Cũng theo các kết quả phân tích cho thấy, trong khoảng thời gian nửa đầu tháng 05/2018 mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 1 giờ thường cao vào các ngày từ 06/05/2018 đến 15/05/2018, cụ thể mức biến thiên của khu vực R1 là từ 32,76–100,01 µg/m<sup>3</sup>; của khu vực R2 là từ 9,85–90,45 µg/m<sup>3</sup> và của khu vực R3 là từ 32,76–110,36 µg/m<sup>3</sup>. Trong khi đó đối với thời đoạn nửa sau của tháng 05/2018, mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> cao thường tập trung vào các ngày từ 29/05/2018 đến 31/05/2018 với sự phân bố giá trị nồng độ tại các khu vực như sau: từ 15,39–118,02 µg/m<sup>3</sup> tại khu vực R1, từ 17,98–120,41 µg/m<sup>3</sup> tại khu vực R2 và từ 6,16–105,81 µg/m<sup>3</sup> tại khu vực R3.

Mặt khác, nhận thấy rằng ở các thời điểm từ 0–4 giờ, 18–19 giờ và 23 giờ của thời đoạn từ 01/03/2018 đến 15/03/2018 nồng độ PM<sub>2.5</sub> tại khu vực nghiên cứu có xu hướng tăng cao và xảy ra cao nhất lúc 19 giờ ngày 08/03/2018 ở mức từ 35,0–126,6 µg/m<sup>3</sup>. Xu hướng này thường xảy ra tại các huyện Hòn Đất, Kiên Lương, Giang Thành, TX. Hà Tiên, Tp. Rạch Giá của khu vực R3; và huyện Tri Tôn của khu vực R1. Trong khi đó, ở giai đoạn nửa sau từ 16/03/2018 đến 31/03/2018 nồng độ PM<sub>2.5</sub> có xu hướng tăng cao vào các thời điểm sáng sớm lúc 0 giờ, 3 giờ, 5 giờ, 7 giờ và 9 giờ; và buổi chiều tối lúc 19 giờ, 20 giờ và 23 giờ. Các khu vực thường xuyên có sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> ở mức cao là các huyện Hòn Đất, Kiên Lương, Giang Thành, TX. Hà Tiên, Tp. Rạch Giá (của khu vực R3) và huyện Tri Tôn (của khu vực R1) và mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 1 giờ cao nhất xảy ra vào lúc 20 giờ của ngày 20/03/2018 có mức dao động từ 78,5–152,1 µg/m<sup>3</sup>. Hình 9 và Hình 10 bên dưới thể hiện sự phân bố không gian nồng độ PM<sub>2.5</sub> (trung bình 1 giờ) cao nhất trong tháng 03/2018.

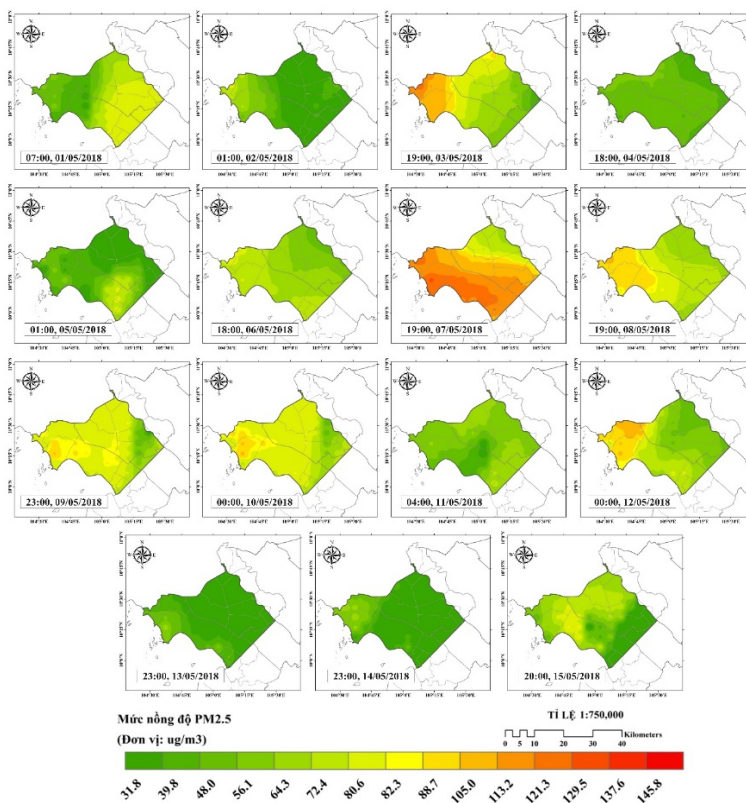
Với trường hợp tháng 05/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> (trung bình 1 giờ) cao nhất có lại xu hướng tăng cao vào buổi sáng sớm lúc 4 giờ, buổi trưa từ 7 giờ đến 11 giờ, buổi chiều tối từ 18 giờ đến 19 giờ và lúc 23 giờ trong các ngày từ 01/05/2018 đến 15/05/2018 (Hình 11).



**Hình 9.** Sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> (trung bình 1 giờ) cao nhất của các ngày ở giai đoạn từ 01/03/2018 đến 15/03/2018.

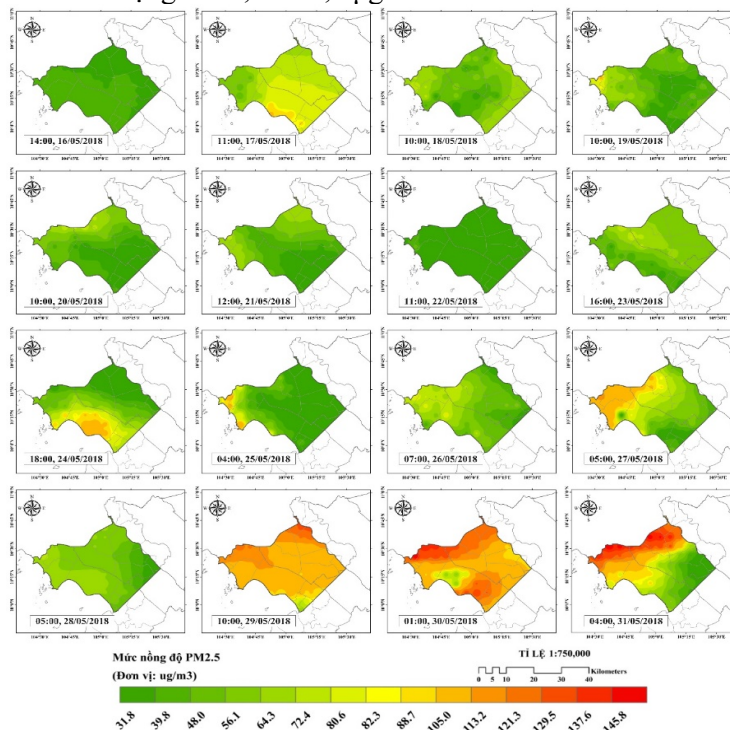


Hình 10. Sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> (trung bình 1 giờ) cao nhất của các ngày ở giai đoạn từ 16/03/2018 đến 31/03/2018.



Hình 11. Sự phân bố nồng độ PM<sub>2.5</sub> (trung bình 1 giờ) cao nhất của các ngày ở giai đoạn từ 01/05/2018 đến 15/05/2018.

Cũng tương tự như tháng 03/2018, một số khu vực thường xuyên có sự phân bố nồng độ  $PM_{2.5}$  ở mức cao là tại các huyện Kiên Lương, Giang Thành, Hòn Đất, TX. Hà Tiên, Tp. Rạch Giá (thuộc khu vực R3) và các huyện Tri Tôn, Thoại Sơn (thuộc khu vực R1) với mức nồng độ  $PM_{2.5}$  cực đại mô phỏng xảy ra vào lúc 23 giờ của ngày 14/05/2018 ở mức dao động từ 44,1–131,3  $\mu g/m^3$ . Trong khi đó ở giai đoạn nửa sau từ 16/05/2018 đến 31/05/2018, nồng độ  $PM_{2.5}$  (trung bình 1 giờ) cao nhất tại vùng TGLX có xu hướng tăng cao vào những thời điểm của buổi sáng lúc 4 giờ đến 5 giờ và buổi trưa từ 10 giờ đến 11 giờ (Hình 12). Các khu vực huyện Hòn Đất, Kiên Lương, Giang Thành, TX. Hà Tiên, Tp. Rạch Giá (thuộc khu vực R3) và huyện Tri Tôn (thuộc khu vực R1) tiếp tục là nơi thường xuyên có sự phân bố nồng độ  $PM_{2.5}$  ở mức cao và mức nồng độ  $PM_{2.5}$  cực đại theo giờ mô phỏng xảy ra vào lúc 4 giờ sáng ngày 31/05/2018 với mức dao động từ 44,5–145,8  $\mu g/m^3$ .



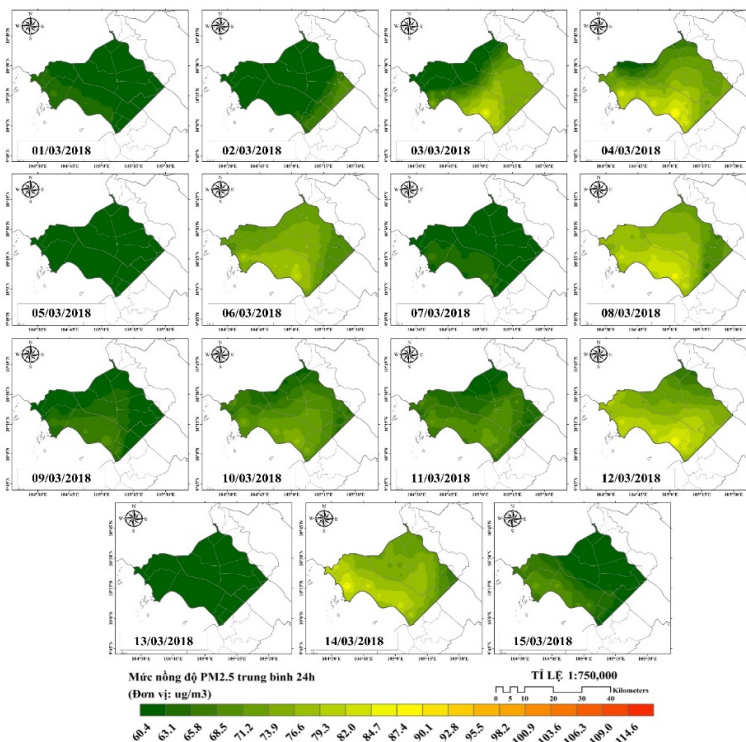
Hình 12. Sự phân bố nồng độ  $PM_{2.5}$  (trung bình 1 giờ) cao nhất của các ngày ở giai đoạn từ 16/05/2018 đến 31/05/2018.

### 3.3.2. Xu hướng phân bố nồng độ $PM_{2.5}$ trung bình 24 giờ

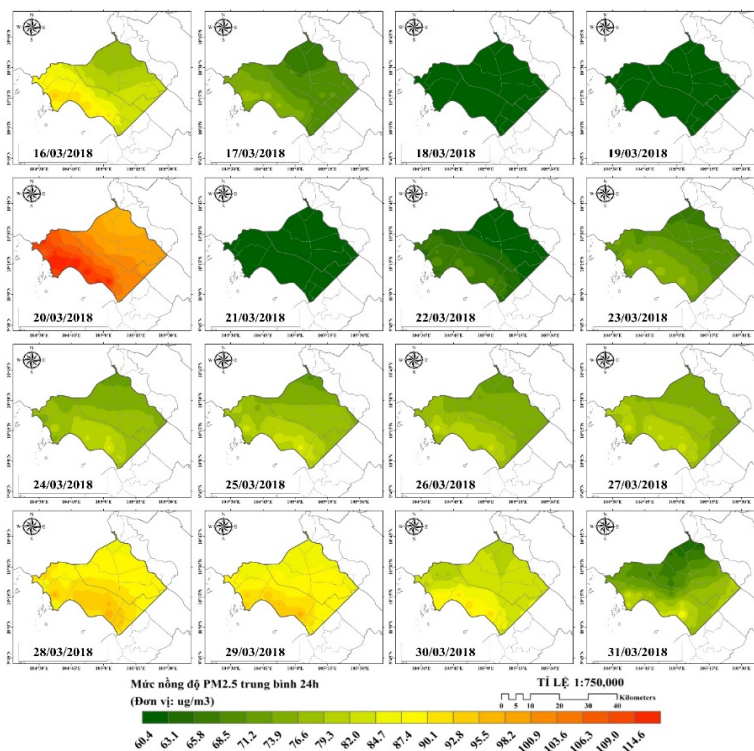
Kết quả ước tính từ mô hình WRF/CMAQ kết hợp cho thấy rằng trong tháng 03/2018 nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 24 giờ tại vùng TGLX dao động từ 40,819–114,564  $\mu g/m^3$  cao hơn so với các ngày trong tháng 05/2018 với mức biến thiên chỉ từ 13,345–95,314  $\mu g/m^3$ . Nhìn chung, giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 24 giờ của các ngày trong tháng 03 và tháng 05 đa số đều vượt quá giới hạn cho phép (GHCP) của QCVN 05:2013/BTNMT (ngưỡng 50  $\mu g/m^3$ ); tuy nhiên, mức độ vượt ngưỡng của các ngày trong tháng 03 thường cao hơn hẳn. Trong tháng 03, chỉ có 07 ngày gồm 02/03, 03/03/ 05/03, 13/03, 18/03, 19/03, và 21/03 mà mức nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình 24 giờ đảm bảo GHCP; trong khi đó đối với tháng 05 có tới 12 ngày gồm 16/05, 17/05, 18/05, 19/05, 20/05, 21/05, 22/05, 23/05, 26/05, 27/05, 28/05, và 29/05.

Giai đoạn từ ngày 01/03–12/03/2018, giá trị nồng độ  $PM_{2.5}$  trung bình ngày biến động phức tạp trong khoảng từ 42,903–86,541  $\mu g/m^3$ ; từ ngày 13/03/2018 nồng độ  $PM_{2.5}$  giảm mạnh đạt mức thấp nhất là 40,810  $\mu g/m^3$ . Từ ngày 14/03–21/03/2018, nồng độ tiếp tục tăng giảm không đều với mức dao động từ 42,807–114,564  $\mu g/m^3$ ; đáng chú ý tại ngày 20/03/2018, giá trị nồng độ trung bình 24 giờ là cao nhất với 114,564  $\mu g/m^3$  (vượt 2,29 lần so với ngưỡng quy định). Từ ngày 20/03/2018 đến cuối tháng 03, giá trị nồng độ tiếp tục có sự biến thiên rõ

rệt với mức dao động từ 56,572–95,159  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (vượt GHCP từ 1,13–1,91 lần). Hình 13 và Hình 14 bên dưới thể hiện sự phân bố không gian nồng độ  $\text{PM}_{2.5}$  trung bình 24 giờ của các ngày trong tháng 03/2018.



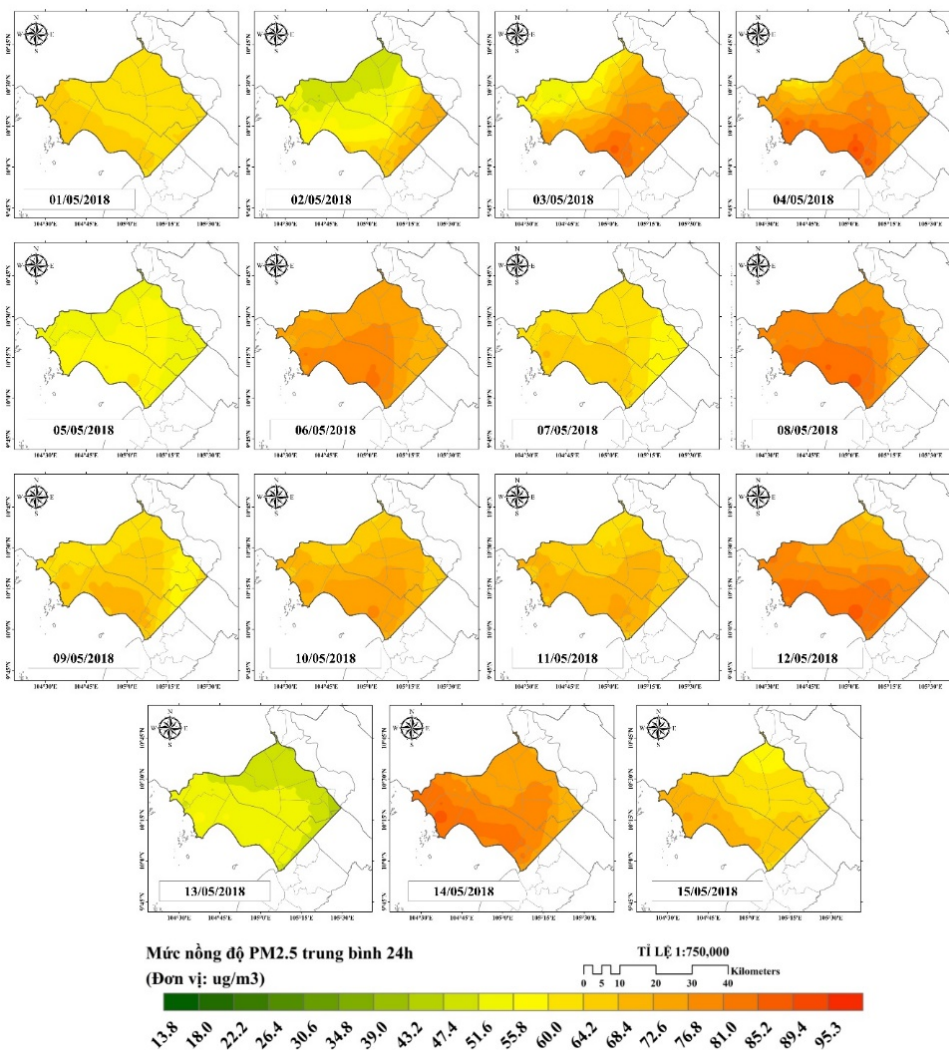
**Hình 13.** Sự phân bố không gian nồng độ  $\text{PM}_{2.5}$  trung bình 24 giờ của các ngày ở giai đoạn từ 01/03/2018 đến 15/03/2018.



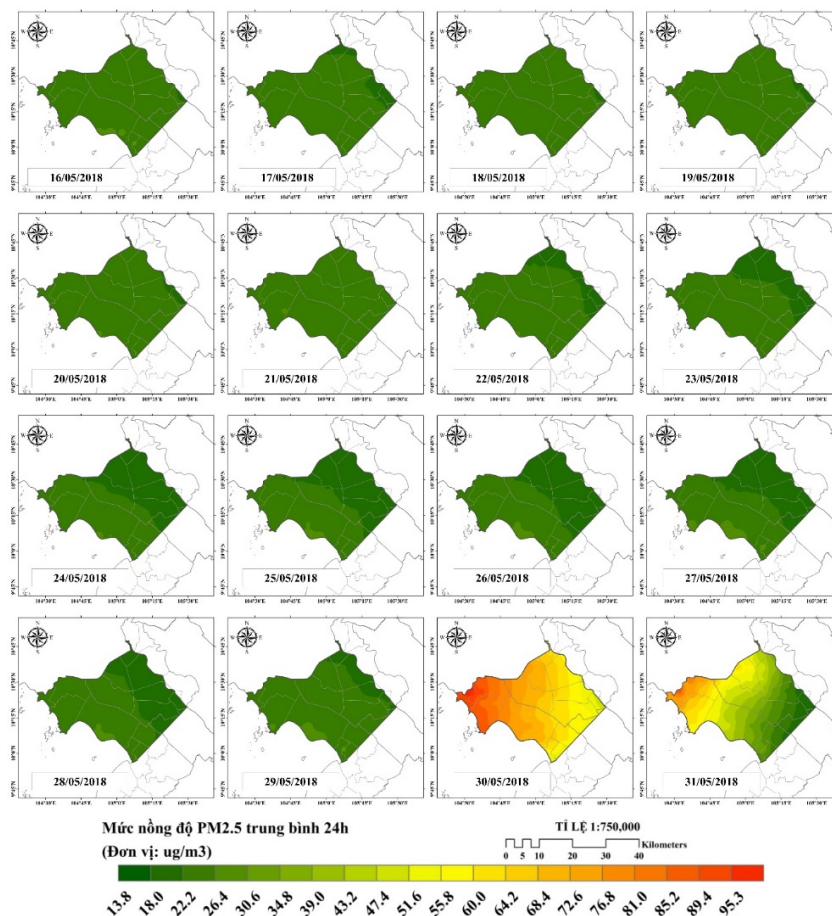
**Hình 14.** Sự phân bố không gian nồng độ  $\text{PM}_{2.5}$  trung bình 24 giờ của các ngày ở giai đoạn từ 16/03/2018 đến 31/03/2018.

Trong khi đó, với trường hợp tháng 05/2018, mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ có sự khác biệt giữa các ngày trong tháng khá rõ rệt, nồng độ thường cao ở nửa đầu tháng (trừ ngày 02/05/2018, 03/05/2018, 05/05/2018 và 13/05/2018) và những ngày cuối tháng (trừ ngày 31/05/2018), những ngày còn lại từ 16/05/2018 đến ngày 29/05/2018 hầu hết đều có mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ đạt GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT (ngưỡng 50 µg/m<sup>3</sup>). Riêng vào ngày 30/05/2018, mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ đạt cao nhất trong tháng lên tới 95,31 µg/m<sup>3</sup>, đã vượt GHCP khoảng 1,91 lần. Nhìn chung, trong tháng 05/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ ở mức cao thường phân bố tập trung tại khu vực R1 và chủ yếu nhất là tại khu vực R3 ở vùng TGLX thuộc các huyện ven biển như huyện Kiên Lương và huyện Hòn Đất (của tỉnh Kiên Giang).

Chi tiết như sau, ở giai đoạn từ ngày 01/05/2018 đến ngày 15/05/2018 mức nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ tăng giảm không đều với mức dao động từ 40,82–86,54 µg/m<sup>3</sup>; từ sau ngày 15/05/2018 nồng độ có xu hướng giảm mạnh với mức nồng độ thấp nhất ước tính đạt được là 17,63 µg/m<sup>3</sup> (Hình 15). Giai đoạn từ ngày 16/05/2018 đến 29/05/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ tại khu vực nghiên cứu có xu hướng ổn định hơn với mức giá trị dao động từ 16,07–17,46 µg/m<sup>3</sup>, tuy nhiên kể từ ngày 29/05/2018, nồng độ PM<sub>2.5</sub> bắt đầu tăng mạnh với mức giá trị đạt được là 95,31 µg/m<sup>3</sup> và sau đó giảm mạnh trong thời đoạn từ ngày 30/05/2018 đến 31/05/2018 với mức giá trị nồng độ thấp nhất mô phỏng được là 14,66 µg/m<sup>3</sup> (Hình 16).



**Hình 15.** Sự phân bố không gian nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ của các ngày ở giai đoạn từ 01/05/2018 đến 15/05/2018.



Hình 16. Sự phân bố không gian nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ của các ngày ở giai đoạn từ 16/05/2018 đến 31/05/2018.

#### 4. Kết luận

Nghiên cứu này đã mô phỏng và phân tích được mức độ ô nhiễm, phân bố theo không gian – thời gian sự phân tán nồng độ PM<sub>2.5</sub> dựa trên kết quả hệ thống mô hình WRF/CMAQ cho vùng TGLX, cùng với đó đã đưa ra được những đánh giá, nhận định về diễn biến sự thay đổi mức độ ô nhiễm PM<sub>2.5</sub> trong suốt tháng 03/2018 (điển hình mùa khô) và tháng 05/2018 (điển hình mùa mưa) tại 03 khu vực R1, R2 và R3 của vùng TGLX. Kết quả mô phỏng với độ tin cậy đã được đánh giá dựa trên các chỉ số thống kê đạt mức tốt với NSE > 0,70 và NMB, NME, hệ số tương quan R cũng thỏa điều kiện cho phép. Kết quả cho thấy, đa số các ngày trong tháng 03/2018 và tháng 05/2018 hầu hết đều có nồng độ PM<sub>2.5</sub> trung bình 24 giờ vượt quá GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT (ngưỡng 50 µg/m<sup>3</sup>) và các khu vực thường xuyên có mức nồng độ cao là huyện Hòn Đất, Kiên Lương (thuộc khu vực R3). Bên cạnh đó, nghiên cứu cũng đã phân tích chi tiết tổng tải lượng các tiền chất phát thải ở mức phát thải cao, góp phần hình thành PM<sub>2.5</sub> tại khu vực nghiên cứu với các tiền chất điển hình là CO, CH<sub>4</sub>, NMVOCs có đóng góp cao nhất và kết quả kiểm kê phát thải cũng được phân tích, đánh giá cụ thể cho 08 lĩnh vực/nhóm hoạt động phát sinh khác nhau, trong đó phát sinh chủ yếu là từ 04 nhóm gồm sản xuất công nghiệp (ind), giao thông vận tải (tro), sinh hoạt dân sinh (res) và đốt chất thải nông nghiệp (awb).

Tuy nhiên, trong nghiên cứu này vẫn tồn tại một số hạn chế nhất định có thể dẫn đến sự không chắc chắn trong kết quả đạt được và tạo ra sai số cho các phân tích, đánh giá mô phỏng sự phân bố PM<sub>2.5</sub> theo không gian – thời gian tại vùng TGLX. Điều này có thể được phân tích như sau, thứ nhất sự hạn chế về dữ liệu nồng độ PM<sub>2.5</sub> thực đo. Trong năm 2018, các trạm quan



trắc tại vùng TGLX không có đo đạc chỉ tiêu PM<sub>2.5</sub> tại các tháng mô phỏng, do đó mà bộ số liệu thực đo được sử dụng để kiểm định mô hình là từ các trạm quan trắc tại Tp. HCM (trong miền mô phỏng D02). Bộ dữ liệu này được đo đạc theo phương pháp thủ công gián đoạn vào 02 thời điểm trong ngày lúc 7 giờ 30 và 15 giờ 00 của một số ngày trong tháng 03/2018 và tháng 05/2018. Thứ hai, kết quả các bộ dữ liệu kiểm kê phát thải hiện có được xây dựng cho toàn bộ phạm vi miền tính D02 có độ phân giải đạt được chưa cao, với kích thước ô lưới của miền tính tương đối lớn (xấp xỉ 9,5 km × 9,5 km). Thứ ba, bởi vì sự hạn chế về nguồn dữ liệu đầu vào hiện có, nhất là dữ liệu nồng độ PM<sub>2.5</sub> đo đạc để phục vụ cho hiệu chỉnh và kiểm định mô hình nên chưa thể mô phỏng được toàn diện các tháng của năm 2018.

Trong tương lai, nghiên cứu sẽ tiếp tục được phát triển để phân tích, chứng minh làm rõ mối tương quan giữa nồng độ PM<sub>2.5</sub> với tổ hợp các biến thông số khí tượng và các biến tải lượng phát thải tiền chất góp phần hình thành PM<sub>2.5</sub> ở vùng TGLX. Về cơ bản, nghiên cứu đã được thực hiện và hoàn thành với các mục tiêu đặt ra; kết quả đạt được cũng sẽ là cơ sở để phát triển tiếp theo hơn nữa những ứng dụng từ mô hình WRF/CMAQ kết hợp, đặc biệt là việc lượng hóa chi tiết mức thiệt hại nông nghiệp do phơi nhiễm PM<sub>2.5</sub> trong tương lai quy đổi thành các định mức giá trị kinh tế. Từ đó, góp phần xây dựng bộ dữ liệu phục vụ công tác quản lý môi trường không khí, cũng như các giải pháp canh tác nông nghiệp đạt hiệu quả cho vùng TGLX.

**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, viết bản thảo: N.T.N.C.; Xử lý GIS, viết bản thảo: Đ.T.A.L.

**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. Nguyen, T.N.T.; Le, H.A.; Mac, T.M.T.; Nguyen, T.T.N.; Pham, V.H.; Bui, Q.H. Current Status of PM<sub>2.5</sub> Pollution and its Mitigation in Vietnam. *Glob. Environ. Res.* **2018**, *22*, 73–83.
2. 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. doi:10.3390/atmos11070750.
3. Jin, J.Q. et al. Using Bayesian spatio-temporal model to determine the socio-economic and meteorological factors influencing ambient PM<sub>2.5</sub> levels in 109 Chinese cities. *Environ. Pollut.* **2019**, *254*, 113023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113023>.
4. Xie, Y.; Zhao, B.; Zhang, L.; Luo, R. Spatiotemporal variations of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> concentrations between 31 Chinese cities and their relationships with SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO and O<sub>3</sub>. *Particuology* **2015**, *20*, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2015.01.003>.
5. Wang, P.; Guo, H.; Hu, J.; Kota, S.H.; Ying, Q.; Zhang, H. Responses of PM<sub>2.5</sub> and O<sub>3</sub> concentrations to changes of meteorology and emissions in China. *Sci. Total Environ.* **2019**, *662*, 297–306. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.227.
6. Jacob, D.J.; Winner, D.A. Effect of climate change on air quality. *Atmos. Environ.* **2009**, *43*(1), 51–63. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.051.
7. Otero, N.; Sillmann, J.; Schnell, J.L.; Rust, H.W.; Butler, T. Synoptic and meteorological drivers of extreme ozone concentrations over Europe. *Environ. Res. Lett.* **2016**, *11*(2), 24005. doi:10.1088/1748-9326/11/2/024005.
8. Jordan, L.S.; Michael, J.P. Co-occurrence of extremes in surface ozone, particulate matter, and temperature over eastern North America. *Proc. Nat. Acad. Sci.* **2017**, *114*(11), 2854–2859. doi:10.1073/pnas.1614453114.

9. Maji, K.J.; Sarkar, C. Spatio-temporal variations and trends of major air pollutants in China during 2015–2018. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, 27(27), 33792–33808. doi:10.1007/s11356-020-09646-8.
10. Wang, J.; Lu, X.; Yan, Y.; Zhou, L.; Ma, W. Spatio-temporal characteristics of PM<sub>2.5</sub> concentration in the Yangtze River Delta urban agglomeration, China on the application of big data and wavelet analysis. *Sci. Total Environ.* **2020**, 724, 138134.
11. Zhang, X.; Xu, H.; Liang, D. Spatio-temporal variations and connections of single and multiple meteorological factors on PM<sub>2.5</sub> concentrations in Xi'an, China. *Atmos. Environ.* **2022**, 275, 119015. doi:10.1016/j.atmosenv.2022.119015.
12. He, J. et al. Influences of meteorological conditions on interannual variations of particulate matter pollution during winter in the Beijing–Tianjin–Hebei area. *J. Meteorol. Res.* **2017**, 31(6), 1062–1069. doi:10.1007/s13351-017-7039-9.
13. Hu, M.; Wang, Y.; Wang, S.; Jiao, M.; Huang, G.; Xia, B. Spatial-temporal heterogeneity of air pollution and its relationship with meteorological factors in the Pearl River Delta, China. *Atmos. Environ.* **2021**, 254, 118415. doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118415.
14. Li, R. et al. Spatial and temporal variation of particulate matter and gaseous pollutants in China during 2014–2016. *Atmos. Environ.* **2017**, 161, 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.008>.
15. Lu, D.; Xu, J.; Yang, D.; Zhao, J. Spatio-temporal variation and influence factors of PM<sub>2.5</sub> concentrations in China from 1998 to 2014. *Atmos. Pollut. Res.* **2017**, 8(6), 1151–1159. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.05.005>.
16. Thủy, L.B.; Anh, V.D. Hiện trạng, nguồn và các yếu tố ảnh hưởng đến nồng độ PM<sub>2.5</sub> tại Hà Nội: Tổng quan các nghiên cứu. *Tap chí Môi trường* **2021**, 132.
17. Andreão, W.L.; Pinto, J.A.; Pedruzzi, R.; Kumar, P.; de Albuquerque, T.T.A. Quantifying the impact of particle matter on mortality and hospitalizations in four Brazilian metropolitan areas. *J. Environ. Manage.* **2020**, 270. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110840.
18. Byun, D.; Schere, K.L. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.* **2006**, 59(1–6), 51–76. doi:10.1115/1.2128636.
19. Pepe, N. et al. Development and application of a high resolution hybrid modelling system for the evaluation of urban air quality. *Atmos. Environ.* **2016**, 141, 297–311. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.071>.
20. Grell, G.A. et al. Fully coupled ‘online’ chemistry within the WRF model. *Atmos. Environ.* **2005**, 39(37), 6957–6975. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027>.
21. Phú, H.; Thảo, N.L.N.; Hân, H.T.N. Nghiên cứu đánh giá chất lượng nước vùng tứ giác Long Xuyên và đề xuất các giải pháp quản lý bảo vệ nguồn nước. *VN J. Hydrometeorol.* **2021**, 723(3), 13–22. doi:10.36335/vnjhm.2021(723).13-22.
22. Định, T.T. Đánh giá cảnh quan phục vụ mục đích tổ chức lãnh thổ sản xuất nông nghiệp vùng Tứ Giác Long Xuyên trong bối cảnh biến đổi khí hậu. Đại học Sư phạm Hà Nội, 2021.
23. Chánh, Đ.T. Tứ giác Long Xuyên đánh thức Đồng bằng Sông Cửu Long. Viện Khoa học Kỹ thuật Nông nghiệp miền Nam, 2012.
24. Tổng cục Thống kê Tỉnh An Giang. Báo cáo Tình hình kinh tế - xã hội Tỉnh An Giang giai đoạn 2019 – 2021. Cổng thông tin điện tử Tỉnh An Giang, 2022.
25. Vũ, N.T.L.H. Tưới nước không lồ ở Tứ giác Long Xuyên. Báo nông nghiệp Việt Nam, 2021.
26. Hải, L.H. Liên kết hợp tác sản xuất nông sản chủ lực tiểu vùng Tứ giác Long Xuyên. Báo điện tử Đảng Cộng Sản Việt Nam, 2016.
27. Viện vật lý địa cầu. Hệ thống mô hình nghiên cứu và dự báo thời tiết WRF. Trung tâm ứng dụng vật lý địa cầu (AGPC).
28. Hạnh, N.T. Dự báo mưa hạn mưa bằng mô hình WRF: độ nhạy cảm của tham số

- hóa đối lưu. Đại học Quốc gia Hà Nội - Trường Đại học Khoa học tự nhiên, 2016.
29. NCAR. WRF 3.9 User's Guide. 2017, 443. doi:10.5065/D68S4MVH.
  30. Tai, A.P.K.; Mickley, L.J.; Jacob, D.J. Correlations between fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM<sub>2.5</sub> to climate change. *Atmos. Environ.* **2010**, *44*(32), 3976–3984. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.06.060.
  31. Tai, A.P.K. et al. Meteorological modes of variability for fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) air quality in the United States: Implications for PM<sub>2.5</sub> sensitivity to climate change. *Atmos. Chem. Phys.* **2012**, *12*(6), 3131–3145. doi:10.5194/acp-12-3131-2012.
  32. Adams, J.D. Reinterpreting evaluation classics in the modern age. *J. Contin. High. Educ.* **2001**, *49*(2), 14–22. doi:10.1080/07377366.2001.10400427.
  33. Powers, J.G. et al. The weather research and forecasting model: Overview, system efforts, and future directions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **2017**, *98*(8), 1717–1737. doi:10.1175/BAMS-D-15-00308.1.
  34. Granier, C. et al. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service global and regional emissions (April 2019 version). Data from ECCAD. 2019, doi: 10.24380/d0bn-kx16.
  35. Janssens-Maenhout, G. et al. HTAP-v2.2: A mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution. *Atmos. Chem. Phys.* **2015**, *15*(19), 11411–11432. doi:10.5194/acp-15-11411-2015.
  36. Sindelarova, K. et al. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. *Atmos. Chem. Phys.* **2014**, *14*(17), 9317–9341. doi:10.5194/acp-14-9317-2014.
  37. Giglio, L.; Randerson, J.T.; Van Der Werf, G.R. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *J. Geophys. Res. Biogeosciences* **2013**, *118*(1), 317–328. doi:10.1002/jgrg.20042.
  38. Atmosphere, C.; Service, M. Copernicus Atmosphere Monitoring Service CAMS\_81–Global and Regional emissions D81.5.4.1: Report providing details on the standard, 2018.
  39. Friedrich, R. et al. Temporal and Spatial Resolution of Greenhouse Gas Emissions in Europe. *Work. Temporal Spat. Resolut. Greenh. Gas Emiss. Eur.* **2006**, *49*, 6119.
  40. 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. doi:10.1016/j.apr.2021.101118.
  41. Nguyen, D.C.M.; Nguyen, P.H.; Bui, L.T. Application of WRF/CMAQ for PM<sub>10</sub> simulation from road traffic in Ho Chi Minh city. *VN J. Hydrometeorol.* **2021**, *724*(4), 30–45. doi:10.36335/vnjhm.2021(724).30-45.
  42. Sarwar, G.; Luecken, D.; Yarwood, G.; Whitten, G.Z.; Carter, W.P.L. Impact of an updated carbon bond mechanism on predictions from the CMAQ modeling system: Preliminary assessment. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* **2008**, *47*(1), 3–14. doi: 10.1175/2007JAMC1393.1.
  43. HEPA. Kết quả quan trắc chất lượng môi trường không khí Tp. HCM năm 2018. Tp. HCM, 2019.
  44. Emery, C.; Liu, Z.; Russell, A.G.; Odman, M.T.; Yarwood, G.; Kumar, N. Recommendations on statistics and benchmarks to assess photochemical model performance. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **2017**, *67*(5), 582–598. doi: 10.1080/10962247.2016.1265027.
  45. 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. doi:10.1080/10473289.2005.10464765.
  46. Eder, B.; Yu, S. A performance evaluation of the 2004 release of Models-3 CMAQ. *Atmos. Environ.* **2006**, *40*(26), 4811–4824. doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.08.045.

## Assessing spatio-temporal distributions and seasonal variations of PM<sub>2.5</sub> pollution level status in the Long Xuyen Quadrangle, Vietnam

Ngoc Chau Nguyen Thi<sup>1,2</sup>, Ai Lien Dinh Thi<sup>1,2</sup>, Phong Hoang Nguyen<sup>1,2</sup>, Long Ta Bui<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratory for Environmental Modelling, Faculty of Environment and Natural Resources, Ho Chi Minh City University of Technology (HCMUT), 268 Ly Thuong Kiet Street, District 10, Ho Chi Minh City, Viet Nam; chau.nguyen2610@hcmut.edu.vn;

lien.dinh2520@hcmut.edu.vn; nhphong@dcelab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

<sup>2</sup> Vietnam National University Ho Chi Minh City (VNU–HCM), Linh Trung Ward, Thu Duc District, Ho Chi Minh City, Viet Nam; chau.nguyen2610@hcmut.edu.vn; lien.dinh2520@hcmut.edu.vn; nhphong@dcelab.edu.vn; longbt62@hcmut.edu.vn

**Abstract:** The Long Xuyen Quadrangle (LXQ) with an area of only 12.5% contributes about 50% of rice production, and 90% of export rice production in the Mekong Delta Region (MDR). However, in the current context of air pollution, especially the increase in pollution of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) has been affecting agricultural production in the region. With the target of assessing the spatial-temporal variation of PM<sub>2.5</sub> pollution for the dry season (March 2018) and the rainy season (May 2018), the study applied emission inventory data sets and a model system coupled WRF (Weather Research and Forecast)/CMAQ (Community Multiscale Air Quality Modeling System) for PM<sub>2.5</sub> simulation. The outcomes presented that the 24-hour average PM<sub>2.5</sub> concentration in the dry season is much higher than in the rainy season and most of them exceed the prescribed threshold, averaging from 40.82 to 114.56 µg/m<sup>3</sup> with merely from 13.35 to 95.31 µg/m<sup>3</sup>. The maximum concentration levels during the day commonly occurred in coastal districts such as Hon Dat and Kien Luong in Kien Giang province. This study, which has been considered preliminary results, has demonstrated the influence of different meteorological conditions and the three main precursor emissions NO<sub>x</sub>, black carbon BC and NMVOCs that contribute significantly to the formation of PM<sub>2.5</sub> in the LXQ; at the same time, the research methodology framework is also the basis for extending the simulation time and scale, aiming to quantify in detail the agricultural damage caused by PM<sub>2.5</sub> exposure.

**Keywords:** PM<sub>2.5</sub> pollution; Precursor emissions; TGLX; WRF/CMAQ.

*Bài báo khoa học*

## **Đánh giá chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên giai đoạn 2019–2020**

**Lê Ngọc Cầu<sup>1\*</sup>, Lê Văn Quy<sup>1</sup>, Phạm Thị Quỳnh<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Viện Khoa học Khí tượng Thủy văn và Biến đổi khí hậu; caukttv@gmail.com;  
vanquymt@gmail.com; quynhpt0310@gmail.com

\*Tác giả liên hệ: caukttv@gmail.com; Tel.: +84–912598027

Ban Biên tập nhận bài: 12/3/2022; Ngày phản biện xong: 20/4/2022; Ngày đăng bài: 25/4/2022

**Tóm tắt:** Sông Cầu là con sông quan trọng cung cấp tổng lượng nước hằng năm khoảng 4,5 tỷ m<sup>3</sup> và đóng vai trò huyết mạch giao thông đường thủy hỗ trợ gắn kết kinh tế – văn hóa giữa các địa phương. Số liệu quan trắc cho thấy, chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên đang bị ô nhiễm bởi các hoạt động sinh hoạt, sản xuất tại làng nghề và khu công nghiệp. Căn cứ các nguồn số liệu quan trắc nước mặt thu được tại 24 điểm quan trắc chất lượng nước mặt và Hướng dẫn kỹ thuật tính toán chỉ số chất lượng nước được ban hành tại Quyết định số 1460/QĐ–TCMT của Tổng cục Môi trường, nghiên cứu đã thực hiện tính toán chỉ số chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên. Bài báo lựa chọn đánh giá trong hai mùa mưa và mùa khô của các năm 2019 và 2020. Kết quả tính toán 11 thông số tương ứng với ba nhóm cho thấy vào mùa khô năm 2019–2020, chỉ số chất lượng nước (WQI) dao động từ 28–97; trong khi đó, kết quả chỉ số vào mùa mưa dao động từ 28–100 trong hai năm nghiên cứu. Nhìn chung, chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh đã có sự suy giảm trong giai đoạn từ năm 2019 đến năm 2020. Vào mùa khô năm 2020, số lượng điểm quan trắc đạt chất lượng nước rất tốt và tốt giảm còn 9/24 điểm và 4/24 điểm tương ứng; và mức chất lượng trung bình tăng từ 3/24 lên 9/24 điểm so với 2019. Đến mùa mưa, mặc dù số điểm quan trắc ghi nhận chất lượng nước rất tốt tăng từ 9/24 điểm năm 2019 lên 11/24 điểm năm 2020; tuy nhiên chất lượng nước đạt mức trung bình tăng từ 4/24 điểm năm 2019 lên 7/24 điểm năm 2020.

**Từ khóa:** Sông Cầu; Chỉ số chất lượng nước; Tỉnh Thái Nguyên.

### **1. Mở đầu**

Thái Nguyên là tỉnh nằm ở lưu vực sông Cầu có mạng lưới sông, suối tương đối dày, mật độ sông suối bình quân 1,2 km/m<sup>2</sup>. Nguồn nước mặt đóng vai trò quan trọng trong phát triển kinh tế–xã hội của tỉnh Thái Nguyên. Tuy nhiên, do ảnh hưởng của các hiện tượng lũ lụt, xói mòn đất và các nguồn thải từ hoạt động đô thị, công nghiệp, nông nghiệp, chăn nuôi trên địa bàn tỉnh, dẫn đến chất lượng nước mặt có dấu hiệu ô nhiễm [1]. Phần lớn nước thải sinh hoạt chưa được thu gom, xử lý trước khi thải ra sông, suối; chưa có biện pháp kiểm soát việc đổ thải chất thải rắn xây dựng; và các cơ sở sản xuất nhỏ lẻ xen kẽ trong khu dân cư gây ô nhiễm môi trường. Tỉnh còn tiềm ẩn nhiều nguy cơ ô nhiễm môi trường từ các bãi thải, hồ chứa bùn thải, bùn thải từ các hệ thống xử lý nước thải tập trung, xỉ luyện kim, nhiệt điện [2].

Trên thế giới, có rất nhiều nghiên cứu đã ứng dụng chỉ số WQI để xác định hiện trạng chất lượng nước tại các khu vực khác nhau, trong đó phải kể đến nghiên cứu đánh giá chất

lượng nước khu vực hồ Balikhlou (Iran) [3], suối Qalyasan ở thành phố Sulaimani (Iraq) [4], lưu vực sông Kelani (Sri Lanka) [5], lưu vực sông Meenachil và Pamba (Nam Ấn Độ) [6], sông Otamiri và Oramiriukwa (Nigeria) [7], lưu vực sông Mackenzie (Canada) [8]. Tại Việt Nam, các nghiên cứu gồm có phân vùng chất lượng nước các sông trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên [1], đánh giá chất lượng nước tại huyện Gia Lâm (Hà Nội) [9], chất lượng nước lưu vực sông Đồng Nai [10], chất lượng nước sông Ray [11] và nước mặt khu công nghiệp Phước Đông (Tây Ninh) [12] cũng đều ứng dụng chỉ số WQI để đánh giá hiện trạng chất lượng nước khu vực.

Để có cái nhìn tổng quát về chất lượng nước mặt sông Cầu trên phạm vi tỉnh Thái Nguyên, nghiên cứu thực hiện đánh giá diễn biến chất lượng nước trong hai mùa mưa và khô của năm quan trắc gần nhất là 2019 và 2020. Nghiên cứu được thực hiện với các mục tiêu: (i) thu thập số liệu quan trắc và đánh giá một số thông số chất lượng nước mặt; (ii) tính toán và phân tích chỉ số chất lượng nước.

## 2. Phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Phương pháp tính toán

Cơ sở khoa học để đánh giá chất lượng nước căn cứ theo hướng dẫn kỹ thuật tính toán chỉ số chất lượng nước Việt Nam theo Quyết định số 1460/QĐ-TCMT ngày 12 tháng 11 năm 2019 của Tổng cục trưởng Tổng cục Môi trường [13]. Kết quả đánh giá chất lượng nước được trình bày dưới dạng biểu đồ và đồ thị.

\* Phương pháp xác định chỉ số chất lượng nước (WQI):

Theo đó, công thức tính toán chất lượng nước quy định như sau:

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

Trong đó WQI là chỉ số chất lượng nước; WQI<sub>I</sub>, WQI<sub>II</sub>, WQI<sub>III</sub>, WQI<sub>IV</sub>, WQI<sub>V</sub> là kết quả tính toán đối với thông số nhóm I, II, III, IV, V tương ứng.

Trong trường hợp không có số liệu của nhóm V thì công thức tính toán như sau:

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

Số liệu để tính toán yêu cầu tối thiểu ba trên năm nhóm thông số, trong đó nhóm IV là bắt buộc với ít nhất ba thông số được tính toán.

\* Phương pháp xác định chỉ số chất lượng nước của các thông số thành phần (WQI<sub>SI</sub>):

Công thức tính toán WQI thông số đối với nhóm I, III, IV và V như sau:

$$WQI_{SI} = \frac{q_i - q_{i+1}}{BP_{i+1} - BP_i} (BP_{i+1} - C_p) + q_{i+1} \quad (3)$$

Trong đó WQI<sub>SI</sub> là chỉ số chất lượng nước của thông số; BP<sub>i</sub> là nồng độ giới hạn dưới của giá trị thông số quan trắc; BP<sub>i+1</sub> là nồng độ giới hạn trên của giá trị thông số quan trắc; q<sub>i</sub> là giá trị WQI ở mức i đã cho trong bảng tương ứng với giá trị BP<sub>i</sub>; q<sub>i+1</sub> là giá trị WQI ở mức i+1 cho trong bảng tương ứng với giá trị BP<sub>i+1</sub>; C<sub>p</sub> là giá trị của thông số quan trắc được đưa vào tính toán.

Kết quả tính toán chất lượng nước được đánh giá theo thang điểm và màu sắc quy định tương ứng như sau:

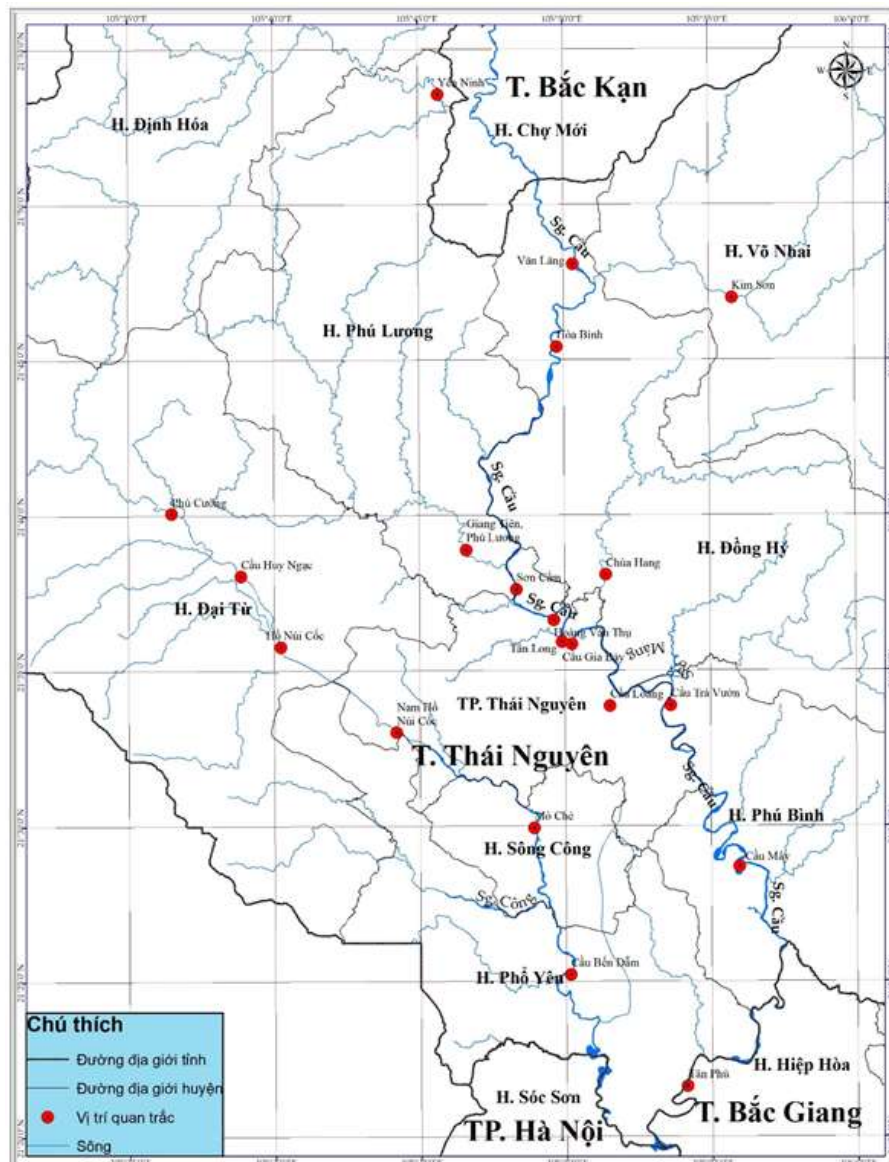
**Bảng 1.** Xếp hạng chỉ số chất lượng nước [13].

Điểm	Xếp hạng đánh giá	Màu sắc
91–100	Rất tốt	Xanh nước biển

Điểm	Xếp hạng đánh giá	Màu sắc
76–90	Tốt	Xanh lá cây
51–75	Trung bình	Vàng
26–50	Kém	Da cam
10–25	Ô nhiễm nặng	Đỏ
< 10	Ô nhiễm rất nặng	Nâu

2.2. Khu vực nghiên cứu và số liệu tính toán

Mùa mưa trên lưu vực sông Cầu được xác định từ tháng 5 đến tháng 10; và mùa khô từ tháng 11 đến tháng 4 năm sau [14]. Theo Tổng cục Môi trường, có tổng cộng 24 điểm quan trắc nước mặt trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên bao gồm Hòa Bình, Sơn Cẩm, Hoàng Văn Thụ, Cầu Gia Bảy, Đập Thác Huồng, Cầu Trà Vườn, Cầu Mây, Tân Phú, Phú Cường, Cầu Huy Ngạc, Hồ Núi Cốc, Nam Hồ Núi Cốc, Cầu Bình Sơn, Mỏ Chè, Cầu Bến Đầm, Cầu Đa Phúc, Kim Sơn, Phấn Mễ, Giang Tiên, Chùa Hang, Tân Long, Cầu Loàng, Cầu Bóng Tối và Suối Cam Giá [15]. Thời gian lựa chọn đánh giá là mùa khô và mùa mưa của các năm 2019 và 2020.



Hình 1. Vị trí quan trắc chất lượng nước mặt [15].

Số liệu phục vụ tính toán chỉ số chất lượng nước được chia theo các nhóm thông số như sau: Nhóm I: thông số pH; Nhóm III: thông số As, Cd, Pb, Hg; Nhóm IV: thông số DO, BOD<sub>5</sub>, COD, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.

Sau đó, nghiên cứu đã tiến hành xử lý số liệu và tính toán giá trị trung bình tại từng điểm quan trắc theo hai mùa khô và mưa của các năm nghiên cứu và trình bày ở các Bảng 2 đến 5.

**Bảng 2.** Kết quả quan trắc trung bình mùa mưa năm 2019.

Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	27,8	7,5	5,3	10,7	4,0	0,1	0,8	0,01	0,007	0,002		
Sơn Cầm	27,6	7,5	4,3	8,3	4,0	0,1	1,0	0,01	0,003	0,002		
Hoàng Văn Thụ	27,6	7,1	4,6	22,7	8,7	0,1	1,0	0,02	0,005	0,002	0,005	0,0003
Cầu Gia Bầy	25,7	7,6	5,9	9,0	4,3	0,2	1,2	0,04	0,002	0,002	0,005	0,0004
Đập Thác Huống	26,5	7,2	6,1	16,3	6,3	0,2	0,5	0,02	0,002	0,002		
Cầu Trà Vườn	28,6	7,3	5,7	24,3	8,7	0,1	0,9	0,05	0,009	0,002		
Cầu Mây	28,6	7,1	5,5	10,3	3,7	0,1	0,9	0,04	0,005	0,002		
Tân Phú	29,4	6,9	5,6	14,7	6,3	0,1	1,2	0,05	0,004	0,002		
Phú Cường	26,5	6,9	4,4	7,0	3,0	0,1	0,9	0,06	0,003	0,002		
Cầu Huy Ngạc	29,5	7,0	6,0	7,7	3,3	0,2	1,4	0,04	0,003	0,002		
Hồ Núi Cốc	29,6	7,2	5,4	16,3	7,0	0,1	0,7	0,02	0,004	0,002		
Nam Hồ Núi Cốc	27,6	6,6	5,5	8,3	3,7	0,1	0,8	0,01	0,003	0,002		
Cầu Bình Sơn	28,5	6,6	6,4	21,7	8,7	0,2	0,9	0,02	0,003	0,002		
Mỏ Chè	28,6	6,6	6,7	6,3	2,0	0,1	1,1	0,04	0,003	0,002	0,005	0,0002
Cầu Bến Đầm	29,4	6,9	5,7	10,0	4,0	0,2	1,4	0,03	0,004	0,002		
Cầu Đa Phúc	30,3	7,0	6,3	15,7	6,3	0,5	1,9	0,16	0,006	0,002	0,007	
Kim Sơn	27,9	7,5	6,3	7,0	2,3	0,1	0,8	0,01	0,004	0,002		
Phấn Mễ	26,7	7,2	6,0	11,0	3,7	0,1	1,3	0,07	0,007	0,002		
Giang Tiên	26,6	6,3	5,5	16,3	7,3	0,1	1,2	0,05	0,006	0,002		
Chùa Hang	27,7	7,1	5,5	17,3	7,3	0,1	1,5	0,15	0,005	0,002		
Tân Long	26,6	6,8	3,4	25,7	9,7	0,3	0,9	0,08	0,004	0,002		
Cầu Loàng	26,3	6,8	3,6	32,3	13,3	3,5	0,2	0,08	0,012	0,002		
Cầu Bóng Tỏi	27,3	6,9	1,2	146,7	91,3	26,0	0,2	0,02	0,003	0,002		
Suối Cam Giá	30,7	7,2	4,1	24,7	8,7	0,1	1,6	0,15	0,080	0,002		

**Bảng 3.** Kết quả quan trắc trung bình mùa khô năm 2019.

Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	25,0	7,5	5,5	7,3	3,0	0,1	0,7	0,01	0,002	0,002		
Sơn Cầm	25,6	7,4	6,0	7,0	2,3	0,1	0,7	0,02	0,003	0,002		
Hoàng Văn Thụ	25,2	7,1	5,0	8,3	3,3	0,2	0,8	0,03	0,002	0,002	0,005	0,0003
Cầu Gia Bầy	25,6	7,5	5,9	7,0	2,3	0,2	1,0	0,03	0,003	0,002	0,005	0,0003
Đập Thác Huống	25,4	7,2	6,6	7,0	3,0	0,4	0,8	0,03	0,002	0,002		



Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Cầu Trà Vườn	27,0	7,1	6,0	6,7	2,3	0,2	0,8	0,06	0,008	0,002		
Cầu Mây	25,5	7,1	6,1	7,3	3,0	0,2	1,1	0,06	0,002	0,002		
Tân Phú	26,0	7,5	6,2	10,0	5,0	0,3	0,9	0,07	0,003	0,002		
Phú Cường	25,4	7,1	5,9	7,3	3,0	0,1	1,3	0,14	0,002	0,002		
Cầu Huy Ngạc	25,6	7,3	6,0	6,3	2,7	0,2	1,4	0,08	0,002	0,002		
Hồ Núi Cốc	25,5	7,2	6,4	6,7	3,0	0,1	0,7	0,01	0,002	0,002		
Nam Hồ Núi Cốc	24,1	7,2	6,6	6,0	2,0	0,1	0,8	0,01	0,002	0,002		
Cầu Bình Sơn	23,2	7,3	6,1	6,7	3,0	0,1	0,7	0,03	0,003	0,002		
Mỏ Chè	23,4	7,1	5,8	8,7	4,0	0,1	0,4	0,01	0,002	0,002	0,005	0,0002
Cầu Bến Đầm	24,0	7,2	5,6	11,0	5,7	0,2	1,2	0,04	0,006	0,002		
Cầu Đa Phúc	25,8	7,2	5,1	10,3	4,3	0,4	0,8	0,25	0,007	0,002		
Kim Sơn	24,5	7,4	6,4	10,7	3,7	0,1	0,7	0,01	0,002	0,002		
Phán Mễ	25,0	7,0	5,4	7,3	2,7	0,1	1,3	0,05	0,002	0,002		
Giang Tiên	24,9	7,2	6,0	10,0	3,3	0,1	1,5	0,12	0,010	0,002		
Chùa Hang	24,7	7,0	5,1	11,0	6,0	1,0	1,7	0,49	0,002	0,002		
Tân Long	24,7	7,3	4,8	14,7	6,7	0,2	1,3	0,09	0,003	0,002	0,005	
Cầu Loàng	23,4	7,1	2,7	23,3	11,0	8,9	0,4	0,07	0,019	0,002	0,022	0,001
Cầu Bóng Tỏi	25,5	7,4	1,7	147,7	97,3	29,7	0,4	0,06	0,002	0,002		
Suối Cam Giá	27,6	7,3	4,5	12,3	4,7	0,7	1,2	0,12	0,075	0,002		

**Bảng 4.** Kết quả quan trắc trung bình mùa mưa năm 2020.

Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	29,1	7,6	5,3	9,3	4,3	0,1	0,7	0,05	0,01	0,002	0,003	
Sơn Cẩm	28,9	7,5	5,5	6,3	2,3	0,2	1,1	0,02	0,004	0,002	0,002	
Hoàng Văn Thụ	29,4	7,2	5,1	8,0	3,0	0,2	1,1	0,05	0,003	0,002	0,004	0,002
Cầu Gia Bầy	29,3	7,2	5,0	6,0	2,0	0,2	1,1	0,02	0,004	0,002	0,003	0,002
Đập Thác Huông	29,2	7,6	5,7	7,7	4,0	0,4	1,2	0,04	0,005	0,002	0,002	
Cầu Trà Vườn	30,2	7,4	5,4	8,0	3,3	0,4	1,3	0,06	0,018	0,002	0,002	
Cầu Mây	30,0	7,3	5,1	7,3	2,7	0,2	1,4	0,11	0,004	0,002	0,002	
Tân Phú	30,4	7,2	4,7	8,7	3,3	0,2	1,1	0,11	0,005	0,002	0,002	
Phú Cường	28,8	7,5	5,3	14,7	6,7	0,2	1,4	0,05	0,005	0,002	0,002	
Cầu Huy Ngạc	28,6	7,2	5,2	9,0	4,7	0,2	0,7	0,03	0,002	0,002	0,002	
Hồ Núi Cốc	30,7	7,5	5,9	7,0	3,0	0,2	0,6	0,02	0,002	0,002	0,002	
Nam Hồ Núi Cốc	28,6	7,2	5,2	9,0	4,7	0,2	0,7	0,03	0,002	0,002	0,002	
Cầu Bình Sơn	29,3	7,1	5,3	6,3	2,3	0,2	1,2	0,03	0,002	0,002	0,002	
Mỏ Chè	29,6	6,9	5,0	6,0	2,0	0,1	1,2	0,03	0,002	0,002	0,004	0,003
Cầu Bến Đầm	29,8	7,0	5,3	6,3	2,3	0,2	1,4	0,04	0,003	0,002	0,002	
Cầu Đa Phúc	29,7	7,0	4,3	13,0	6,3	1,6	1,5	0,29	0,008	0,002	0,002	
Kim Sơn	27,8	7,3	5,1	10,0	5,0	0,1	1,1	0,02	0,007	0,002	0,002	
Phán Mễ	29,8	7,4	5,1	6,0	2,0	0,1	1,3	0,04	0,003	0,002	0,002	
Giang Tiên	28,5	7,4	5,0	6,0	2,0	0,1	1,5	0,05	0,003	0,002	0,002	
Chùa Hang	29,3	6,8	4,6	14,0	5,3	0,2	2,2	0,16	0,005	0,002	0,002	
Tân Long	28,8	7,0	3,2	7,7	3,0	0,1	1,6	0,15	0,004	0,002	0,002	
Cầu Loàng	28,3	7,5	3,1	10,7	5,0	5,2	0,4	0,11	0,010	0,002	0,002	

Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Cầu Bồng Tới Suối Cam Giá	29,1	7,5	2,5	74,7	41,3	13,2	0,8	0,09	0,027	0,002	0,002	
	30,9	7,5	4,6	23,0	12,0	0,6	1,3	0,11	0,087	0,002	0,002	

**Bảng 5.** Kết quả quan trắc trung bình mùa khô năm 2020.

Điểm quan trắc	Nhiệt độ (°C)	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	22,6	7,5	6,1	9,4	3,4	0,1	0,9	0,01	0,002	0,002		
Sơn Cẩm	22,1	7,5	6,6	8,9	3,6	0,1	1,1	0,02	0,002	0,002		
Hoàng Văn Thụ	22,1	7,7	6,0	10,4	4,4	0,2	1,1	0,05	0,002	0,002	0,003	0,0002
Cầu Gia Báy	22,3	7,6	6,0	8,4	3,3	0,2	1,0	0,02	0,002	0,002	0,002	0,001
Đập Thác Huống	22,2	7,5	6,1	8,4	3,8	0,4	1,0	0,05	0,003	0,002		
Cầu Trà Vườn	23,0	7,5	6,2	7,2	3,0	0,3	1,3	0,08	0,009	0,002		
Cầu Mây	22,8	7,1	6,3	13,5	7,6	0,2	1,4	0,06	0,003	0,002		
Tân Phú	22,9	7,1	6,3	10,6	5,1	0,7	1,6	0,16	0,004	0,002		
Phú Cường	21,4	7,2	5,8	6,2	2,4	0,3	1,4	0,11	0,002	0,002		
Cầu Huy Ngạc	21,9	7,0	5,7	7,6	3,0	0,4	1,3	0,11	0,002	0,002	0,003	0,0002
Hồ Núi Cốc	23,7	7,1	6,0	6,0	2,0	0,1	0,8	0,01	0,003	0,002		
Nam Hồ Núi Cốc	23,1	7,1	6,0	6,1	2,4	0,1	0,7	0,01	0,002	0,002		
Cầu Bình Sơn	23,1	7,2	6,3	10,1	4,5	0,2	1,1	0,04	0,002	0,002		
Mỏ Chè	23,3	7,2	6,1	7,8	3,0	0,2	1,4	0,04	0,002	0,002	0,003	0,0002
Cầu Bến Đầm	23,3	7,1	6,4	9,2	4,1	0,2	1,9	0,05	0,002	0,002		
Cầu Đa Phúc	23,4	7,2	5,8	6,8	2,6	1,4	1,7	0,14	0,005	0,002		
Kim Sơn	22,3	7,3	5,6	10,5	4,1	0,1	1,1	0,01	0,002	0,002		
Phấn Mễ	22,7	7,3	6,0	11,0	4,0	0,1	1,7	0,06	0,003	0,002		
Giang Tiên	21,9	7,4	6,2	7,6	2,6	0,1	1,5	0,04	0,002	0,002		
Chùa Hang	21,7	7,4	5,9	11,2	4,1	0,6	2,1	0,27	0,002	0,002		
Tân Long	21,8	7,7	5,2	44,2	26,2	0,2	1,4	0,11	0,004	0,002		
Cầu Loàng	22,7	7,4	4,3	10,5	4,5	11,5	0,3	0,04	0,005	0,002		
Cầu Bồng Tới Suối Cam Giá	22,5	7,3	3,1	94,8	56,3	25,6	0,1	0,02	0,006	0,002		
	24,3	7,5	5,4	13,2	5,7	0,3	1,8	0,10	0,059	0,002		

Kết quả tính toán cho thấy, mùa khô năm 2019 có hàm lượng COD, BOD<sub>5</sub>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> giảm lần lượt 1,06; 1,13 và 1,14 lần so với năm 2020. Còn lại, chỉ số Pb năm 2019 giảm 1,4 lần và As giảm 2,67 lần so với mùa khô năm 2020. Trong khi đó, DO tăng 1,05 lần; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> và Hg đều tăng 1,33 lần. Đến mùa mưa, chỉ số N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> quan trắc cho thấy tăng 1,16 lần so với mùa mưa năm 2020; Pb tăng 1,13 lần và Hg tăng 6,6 lần; giá trị Cd không có sự thay đổi lớn. Ngược lại, hàm lượng DO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> và N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> giảm tương ứng 1,06; 1,37 và 1,43 lần. Riêng nồng độ COD và BOD<sub>5</sub> đều giảm 1,7 lần và As giảm tới 3 lần so với năm 2020.



Điểm quan trắc	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Mô Chè	100	68	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Cầu Bến Đầm	100	67	95	79	100	100	100	100	100		
Cầu Đa Phúc	100	63	98	96	65	100	10	100	100		
Kim Sơn	100	81	97	100	100	100	100	100	100		
Phấn Mễ	100	66	100	100	100	100	10	100	100		
Giang Tiên	100	73	100	100	100	100	10	100	100		
Chùa Hang	100	62	95	75	25	100	10	100	100		
Tân Long	100	58	69	73	100	100	10	100	100	100	
Cầu Loàng	100	35	61	61	10	100	10	100	100	73	75
Cầu Bóng Tối	100	26	10	10	10	100	10	100	100		
Suối Cam Giá	100	57	88	92	39	100	10	24	100		

**Bảng 8.** Kết quả chất lượng nước của các thông số vào mùa mưa năm 2020.

Điểm quan trắc	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	100	70	100	96	100	100	100	100	100	100	
Sơn Cầm	100	72	100	100	100	100	100	100	100	100	
Hoàng Văn Thụ	100	68	100	100	100	100	100	100	100	100	25
Cầu Gia Bảy	100	67	100	100	100	100	100	100	100	100	25
Đập Thác Huống	100	75	100	100	70	100	100	100	100	100	
Cầu Trà Vườn	100	73	100	100	66	100	10	100	100	100	
Cầu Mây	100	68	100	100	100	100	10	100	100	100	
Tân Phú	100	63	100	100	100	100	10	100	100	100	
Phú Cường	100	70	77	73	100	100	100	100	100	100	
Cầu Huy	100	69	100	92	100	100	100	100	100	100	
Ngạc											
Hồ Núi Cốc	100	84	100	100	100	100	100	100	100	100	
Nam Hồ Núi Cốc	100	69	100	92	100	100	100	100	100	100	
Cầu Bình Sơn	100	70	100	100	100	100	100	100	100	100	
Mô Chè	100	67	100	100	100	100	100	100	100	100	23
Cầu Bến Đầm	100	71	100	100	100	100	100	100	100	100	
Cầu Đa Phúc	100	57	85	74	22	100	10	100	100	100	
Kim Sơn	100	66	100	88	100	100	100	100	100	100	
Phấn Mễ	100	68	100	100	100	100	100	100	100	100	
Giang Tiên	100	65	100	100	100	100	100	100	100	100	
Chùa Hang	100	61	80	83	100	73	10	100	100	100	
Tân Long	100	44	100	100	100	100	10	100	100	100	
Cầu Loàng	100	42	97	88	10	100	10	100	100	100	
Cầu Bóng Tối	100	35	21	15	10	100	10	67	100	100	
Suối Cam Giá	100	62	62	58	0	100	10	24	100	100	

**Bảng 9.** Kết quả chất lượng nước của các thông số vào mùa khô năm 2020.

Điểm quan trắc	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Hòa Bình	100	71	100	100	100	100	100	100	100		
Sơn Cầm	100	78	100	100	100	100	100	100	100		
Hoàng Văn Thụ	100	69	98	95	100	100	100	100	100	100	100
Cầu Gia Bảy	100	70	100	100	100	100	100	100	100	100	75
Đập Thác Huống	100	71	100	100	66	100	10	100	100		
Cầu Trà	100	73	100	100	75	100	10	100	100		

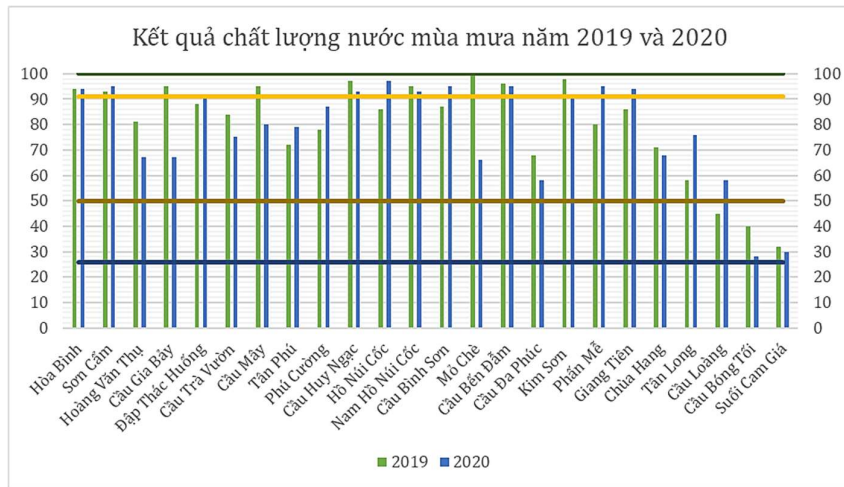
Điểm quan trắc	pH	DO (mg/L)	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	As (mg/L)	Hg (mg/L)
Vườn											
Cầu Mây	100	74	83	71	100	100	10	100	100		
Tân Phú	100	74	97	87	41	100	10	100	100		
Phú Cường	100	66	100	100	75	100	10	100	100		
Cầu Huy	100	65	100	100	67	100	10	100	100	100	100
Ngạc											
Hồ Núi Cốc	100	72	100	100	100	100	100	100	100		
Nam Hồ Núi Cốc	100	70	100	100	100	100	100	100	100		
Cốc											
Cầu Bình Sơn	100	74	100	94	100	100	100	100	100		
Mỏ Chè	100	72	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Cầu Bến Đầm	100	77	100	99	100	100	10	100	100		
Cầu Đa Phúc	100	69	100	100	23	100	10	100	100		
Kim Sơn	100	65	97	99	100	100	100	100	100		
Phấn Mễ	100	70	95	100	100	100	10	100	100		
Giang Tiên	100	71	100	100	100	100	100	100	100		
Chùa Hang	100	67	94	99	50	74	10	100	100		
Tân Long	100	60	32	56	100	100	10	100	100		
Cầu Loàng	100	51	97	93	10	100	100	100	100		
Cầu Bóng Tối	100	38	18	10	10	100	100	100	100		
Suối Cam Giá	100	65	84	79	75	100	10	25	100		

Tiếp theo đó, căn cứ công thức tính toán chỉ số chất lượng nước trong trường hợp không có số liệu của nhóm thông số V theo hướng dẫn kỹ thuật tính toán chỉ số chất lượng nước ban hành tại Quyết định số 1460/QĐ-TCMT, kết quả cho thấy, chỉ số chất lượng nước vào mùa mưa dao động từ 28–100 trong hai năm 2019 và 2020; trong khi đó, chỉ số vào mùa khô dao động từ 28–97.

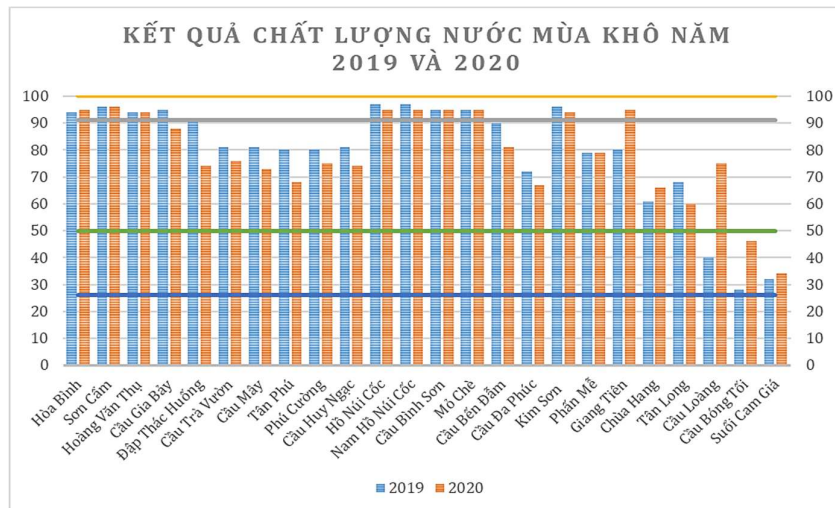
**Bảng 10.** Kết quả chỉ số WQI tại các vị trí quan trắc.

Điểm quan trắc	Mùa mưa 2019	Mùa khô 2019	Mùa mưa 2020	Mùa khô 2020
Hòa Bình	94	94	94	95
Sơn Cẩm	93	96	95	96
Hoàng Văn Thụ	81	94	67	94
Cầu Gia Báy	95	95	67	88
Đập Thác Huống	88	92	91	74
Cầu Trà Vườn	84	81	75	76
Cầu Mây	95	81	80	73
Tân Phú	72	80	79	68
Phú Cường	78	80	87	75
Cầu Huy Ngạc	97	81	93	74
Hồ Núi Cốc	86	97	97	95
Nam Hồ Núi Cốc	95	97	93	95
Cầu Bình Sơn	87	95	95	95
Mỏ Chè	100	95	66	95
Cầu Bến Đầm	96	90	95	81
Cầu Đa Phúc	68	72	58	67
Kim Sơn	98	96	92	94
Phấn Mễ	80	79	95	79
Giang Tiên	86	80	94	95
Chùa Hang	71	61	68	66
Tân Long	58	68	76	60
Cầu Loàng	45	40	58	75
Cầu Bóng Tối	40	28	28	46
Suối Cam Giá	32	32	30	34

Khi so sánh chất lượng nước sông Cầu vào mùa mưa trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên, kết quả cho thấy, có 9/24 và 8/24 điểm quan trắc ghi nhận chất lượng nước rất tốt và tốt vào năm 2019, và tương tự năm 2020 có 11/24 và 4/24 điểm đạt chất lượng nước rất tốt và tốt tương ứng. Trong khi đó, chất lượng nước đạt mức trung bình có xu hướng tăng từ 4/24 điểm vào năm 2019 lên 7/24 điểm vào năm 2020, mặc dù có sự giảm nhẹ từ 3 điểm quan trắc đạt chất lượng kém vào năm 2019 xuống còn 2/24 điểm trong năm 2020. Cụ thể, các điểm Hoàng Văn Thụ, Cầu Gia Bảy, Cầu Trà Vườn, Mỏ Chè chất lượng nước từ rất tốt/tốt giảm xuống chỉ số trung bình vào mùa mưa năm 2020. Vào mùa khô trong giai đoạn 2019–2020, kết quả đánh giá chất lượng nước chỉ ra rằng số lượng điểm quan trắc đạt chất lượng nước rất tốt (10/24 điểm), tốt (8/24 điểm) năm 2019 có xu hướng giảm đi trong năm 2020 còn lại 9/24 và 4/24 điểm tương ứng. Trong khi đó, số điểm ghi nhận chất lượng trung bình lại tăng lên từ 3/24 điểm (2019) lên 9/24 điểm vào năm 2020. Một số điểm tại Đập Thác Huống, Cầu Mây, Tân Phú, Phú Cường và Cầu Huy Ngạc chất lượng nước đã giảm từ tốt xuống còn trung bình trong năm 2020. Tương tự mùa mưa, điểm ghi nhận chất lượng nước kém giảm tại một điểm quan trắc (Cầu Loàng) và còn ghi nhận tại hai điểm là Cầu Bóng Tối và Suối Tam Giá vào mùa khô năm 2020. Nhìn chung, chất lượng nước vào mùa khô và mùa mưa của năm 2020 có xu hướng giảm so với năm 2019.



**Hình 2.** Kết quả chất lượng nước mùa mưa năm 2019 và 2020 (giới hạn trên dưới của mức độ rất tốt màu xanh nước biển, giới hạn trên dưới của mức độ kém màu da cam).



**Hình 3.** Kết quả chất lượng nước mùa khô năm 2019 và 2020 (giới hạn trên dưới của mức độ rất tốt màu xanh nước biển, giới hạn trên dưới của mức độ kém màu da cam).

#### 4. Kết luận

Kết quả tính toán chỉ số chất lượng nước sông Cầu đoạn chảy qua tỉnh Thái Nguyên vào mùa mưa cho thấy có 38% các điểm quan trắc đạt chất lượng nước rất tốt trong năm 2019 và giá trị này đã tăng lên 46% vào năm 2020. Tuy nhiên, giá trị chất lượng tốt lại giảm từ 33% năm 2019 xuống còn 17%; và giá trị trung bình tăng đáng kể từ 17% lên 29% vào năm 2020. Đối với mùa khô, các điểm quan trắc có chất lượng nước đạt mức rất tốt và tốt chiếm lần lượt 42% và 33%; sau đó sang năm 2020, tỷ lệ này giảm tương ứng còn 38% mức rất tốt và 17% mức tốt. Đối với cả hai mùa mưa và khô, chỉ số chất lượng nước được cải thiện nên mức chất lượng kém đã giảm từ 13% (2019) xuống còn 8% (2020). Ô nhiễm nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh chủ yếu xuất phát từ ô nhiễm các chất hữu cơ, thông số này có ảnh hưởng lớn đến kết quả WQI. Nguyên nhân chủ yếu gây ô nhiễm là do nước thải từ các hoạt động sản xuất công nghiệp, nông nghiệp, hoạt động sinh hoạt tại các vùng đô thị chưa được xử lý triệt để. Trong đó, nước thải sinh hoạt đô thị từ thành phố Thái Nguyên là nguồn gây ô nhiễm chính [16].

Trong giai đoạn 2021–2023, theo Luật Bảo vệ môi trường sửa đổi năm 2020, Tổng cục Môi trường sẽ xây dựng Kế hoạch quản lý chất lượng nước đối với các sông liên tỉnh có bao gồm lưu vực sông Cầu [17–18]. Đồng thời, tỉnh Thái Nguyên cũng đang thực hiện lộ trình hạn chế, di dời các cơ sở gây ô nhiễm môi trường, bao gồm môi trường nước và không khí. Những hoạt động này khi triển khai đạt mục tiêu sẽ giải quyết được các vấn đề ô nhiễm tồn đọng trên phạm vi tỉnh. Từ đó, cải thiện chất lượng môi trường theo hướng phát triển hài hòa và bền vững hơn.

Trong nghiên cứu này, số liệu thu thập còn hạn chế như mật độ vị trí và tần suất quan trắc còn thấp, chưa có số liệu quan trắc theo tầng độ sâu. Để đánh giá một cách toàn diện chất lượng nước sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên, cần thu thập bổ sung thêm vị trí và thời gian quan trắc, đặc biệt là số liệu quan trắc theo ôp hoặc giờ. Tổ chức thực hiện định kỳ hoạt động điều tra khảo sát các nguồn thải gây ô nhiễm nước mặt, nhằm đề xuất các giải pháp khai thác, sử dụng hiệu quả nguồn nước mặt trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên nói riêng và lưu vực sông Cầu nói chung.

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

**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. Quỳnh, N.L.T. Nghiên cứu xây dựng chỉ số chất lượng nước trong phân vùng chất lượng nước các sông trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên. Luận án Tiến sỹ Khoa học Môi trường, Đại học Quốc gia, 2016.
2. Báo Tài nguyên và Môi trường. Tìm giải pháp tổng thể bảo vệ môi trường lưu vực sông Cầu: Quyết liệt hơn để chặn nguồn ô nhiễm, 2020, <<https://baotainguyenmoitruong.vn/tim-giai-phap-tong-the-bao-ve-moi-truong-luu-vuc-song-cau-quyet-liet-hon-de-chan-nguon-o-nhiem-317896.html>>
3. Fataei, E.; Seyyedsharifi, S.A.; Seiiedsafaviyan, S.T.; Nasrollahzadeh, S. Water Quality Assessment Based on WQI and CWQI Indexes in Balikhlou River, Iran. *J. Basic. Appl. Sci. Res.* **2013**, *3*, 263–269.
4. Khwakaram, A.I.; Majid, S.N.; Hama, N.Y. Determination of Water Quality Index (WQI) for Qalyasan Stream in Sulaimani City/ Kurdistan region of Iraq. *IJPAES* **2012**, *2*, 148–157.

5. Mahagamagea, M.G.Y.L.; Managea, P.M. Water Quality Index (CCME–WQI) Based Assessment Study of Water Quality in Kelani River Basin, Sri Lanka. *Environ. Nat. Resour. J.* **2014**, 12, 199–204.
6. Manju, E.K.; George, A.V.; Rekha, V.B. A Comparative Study of Water Quality Index (WQI) of Vagamon and Peermade Sub–Watersheds of Meenachil and Pamba River Basins of Western Ghats, Kerala, South India. *J. Environ. Sci. Toxicology Food Technol.* **2014**, 8(1), 53–58.
7. Amadi, A.N.; Olasehinde, P.I.; Okosun, E.A.; Yisa, J. Assessment of the Water Quality Index of Otamiri and Oramiriukwa Rivers. *Phys. Int.* **2010**, 1(2), 116–123.
8. Lumb, A.; Halliwell, D.; Sharma, T. Application of CCME Water Quality Index to Monitor Water Quality – A case of Mackenzie River Basin, Canada. *Environ. Monit. Assess.* **2016**, 113, 411–429.
9. Sơn, C.T.; Đức, P.; Anh, N.; Huyền, N.; Thiện, Đ. Đánh giá chất lượng nước một số sông trên địa bàn huyện Gia Lâm sử dụng chỉ số chất lượng nước. *Tạp chí Khoa học & Công nghệ ĐHTN* **2020**, 200(07), 133–140.
10. Pham, H.; Rahman, M.; Nguyen, N.; Vo, P.L.; Van, T.L.; Ngo, H. Assessment of Surface Water Quality Using the Water Quality Index and Multivariate Statistical Techniques – a Case Study: The Upper Part of Dong Nai River Basin, Vietnam. *J. Water Sustainability* **2017**, 7, 225–245.
11. Thuy, P.T.T.; Viet, N.V.; Phuong, N.L.K.; Chun–Hung, L. Water quality assessment using water quality index: a case of the Ray river, Vietnam. *TNU J. Sci. Technol.* **2021**, 226(06), 38–47.
12. Tú, T.T.; Phương, N.V.H.; Khoa, H.Đ.; Thành, L.M. Ứng dụng chỉ số WQI để đánh giá chất lượng nước mặt tại khu công nghiệp Phước Đông – Bời Lời, huyện Gò Dầu, tỉnh Tây Ninh. *Tạp chí Khoa học Tài nguyên và Môi trường* **2021**, 37, 107–119.
13. Tổng cục Môi trường. Hướng dẫn kỹ thuật tính toán chỉ số chất lượng nước Việt Nam ban hành theo Quyết định số 1460/QĐ–TCMT, 2019.
14. Viện Khoa học Khí tượng thủy văn và Biến đổi khí hậu. Điều tra, khảo sát xác định nguồn gốc và đặc tính ô nhiễm nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) và phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) phục vụ kiểm soát nguồn ô nhiễm nước mặt hạ lưu sông Cầu, 2018.
15. Tổng cục Môi trường. Kết quả quan trắc môi trường nước lưu vực sông Cầu năm 2019 và 2020 tại tỉnh Thái Nguyên, 2022.
16. Nghĩa, V.T.H. Nghiên cứu quản lý chất lượng nước Sông Cầu trên địa bàn tỉnh Thái Nguyên. Luận án Thạc sỹ Khoa học Môi trường, Đại học Khoa học tự nhiên, 2011.
17. Bộ Tài nguyên và Môi trường. Cải thiện môi trường nước lưu vực sông: Quản lý dựa trên tư duy mới, 2021, <<https://baotainguyenmoitruong.vn/cai-thien-moi-truong-nuoc-luu-vuc-song-quan-ly-dua-tren-tu-duy-moi-320800.html>>
18. Cục Quản lý tài nguyên nước. Tìm giải pháp tổng thể bảo vệ môi trường lưu vực sông Cầu: Chất lượng nước – cải thiện chưa nhiều, 2021.



## **Research and assessment on water quality index of Cau river in Thai Nguyen province for the period of 2019–2020**

**Le Ngoc Cau<sup>1\*</sup>, Le Van Quy, Pham Thi Quynh<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Vietnam Institute of Meteorology, Hydrology and Climate change; cauktvt@gmail.com; vanquymt@gmail.com; quynhpt0310@gmail.com

**Abstract:** The Cau River is an important river that provides a total annual water volume of about 4.5 billion m<sup>3</sup> and plays the role of a lifeline of waterway transportation linking the economy and culture between localities. In Thai Nguyen province, the surface water quality is being increasingly polluted in the process of exploiting resources for economic development by human activities, production activities in craft villages and industrial zones. Based upon the systematic approach to surface water monitoring statistics and the technical guidance enacted under the Decision No. 1460/QĐ-TCMT of the Vietnam Environment Administration, this study has collected, analyzed monitoring parameters and calculated the water quality index of Cau River in Thai Nguyen province, specifically at 24 monitoring points. The research has assessed the water quality in the rainy and dry seasons of 2019 and 2020. The calculation results of 11 parameters corresponding to three groups have indicated that in the dry season of 2019–2020, the water quality index ranges from 28–97; meanwhile, the results in the rainy season are recorded from 28–100 during the study duration. In general, the water quality of Cau River in Thai Nguyen province has recorded a decrease in the period of 2019–2020. In the dry season of 2020, the number of monitoring points at very good and good level have decreased to 9/24 points and 4/24 points respectively; and the average water quality level has increased from 3/24 to 9/24 points in comparison with the year of 2019. In the rainy season, although the monitoring points having very good water quality increased from 9/24 points in 2019 to 11/24 points in 2020; however, the average water quality has increased from 4/24 points in 2019 to 7/24 points in 2020.

**Keywords:** Cau river; Water quality index; Thai Nguyen province.

# Table of content

- 1** Trang, D.T.H.; Tuan, D.H. Evaluation of air quality in Ha Long City, Quang Ninh Province from 2016–2019. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)*, 1–13.
- 14** Phu, H.; Han, H.T.N.; Thao, N.L.N. Plastic waste, microplastics in the Saigon – Dong Nai River basin, the risk of impacts on the health of people. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)*, 14–27.
- 28** Hieu, N.T.; Ha, D.T. Evaluation of the effectiveness of improving water quality by applying riverbank filtration technology. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)* 28–40.
- 41** Quynh, N.C.K.; Hanh, P.T.H.; Long, B.T. Assessment of the shoreline evolution and coastal erosion trends along Cua Dai beach, Hoi An City, Quang Nam. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)*, 41–53.
- 54** Chau, N.T.N.; Lien, D.T.A.; Hoang, N.P.; Long, B.T. Assessing spatio-temporal distributions and seasonal variations of PM<sub>2.5</sub> pollution level status in the Long Xuyen Quadrangle, Vietnam. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)*, 54–74.
- 75** Cau, L.N.; Quy, L.V.; Quynh, P.T. Research and assessment on water quality index of Cau River in Thai Nguyen Province for the period of 2019–2020. *VN J. Hydrometeorol.* **2022**, *736(1)*, 75–87.