

**BỘ TÀI NGUYÊN VÀ MÔI TRƯỜNG
VIỆN KHOA HỌC
KHÍ TƯỢNG THỦY VĂN VÀ BIẾN ĐỔI KHÍ HẬU**

NGUYỄN ANH DŨNG

**NGHIÊN CỨU XÂY DỰNG BẢN ĐỒ
PHÂN BỐ Ô NHIỄM BỤI HỖ TRỢ QUY HOẠCH ĐÔ THỊ
THÀNH PHỐ HÀ NỘI**

Ngành: Quản lý tài nguyên và môi trường

Mã số: 9850101

**LUẬN ÁN TIẾN SĨ
QUẢN LÝ TÀI NGUYÊN VÀ MÔI TRƯỜNG**

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC:

1. PGS. TS. Dương Hồng Sơn

2. TS. Nguyễn Đắc Đồng

Hà Nội - 2021

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đây là công trình nghiên cứu của riêng tôi, được hoàn thành dưới sự hướng dẫn của PGS.TS. Dương Hồng Sơn và TS. Nguyễn Đắc Đồng. Các số liệu, kết quả nêu trong luận án này là trung thực và chưa từng được ai công bố trong bất kỳ công trình nào khác. Việc tham khảo các nguồn tài liệu đã được thực hiện trích dẫn và ghi nguồn tài liệu tham khảo đúng quy định.

Hà Nội, ngày tháng năm 2021

Tác giả

Nguyễn Anh Dũng

LỜI CẢM ƠN

Trước tiên tác giả xin gửi lời cảm ơn đến Viện Khoa học Khí tượng Thủy văn và Biến đổi khí hậu, Vụ Khoa học và Công nghệ - Bộ Tài nguyên và Môi trường đã tạo mọi điều kiện thuận lợi cho tác giả trong suốt quá trình nghiên cứu và hoàn thành Luận án.

Với lòng biết ơn sâu sắc, tác giả xin gửi lời cảm ơn đặc biệt tới hai thầy PGS.TS. Dương Hồng Sơn và TS. Nguyễn Đắc Đồng đã tận tình hướng dẫn, giúp đỡ tác giả trong suốt quá trình nghiên cứu. Hai thầy luôn ủng hộ, động viên và hỗ trợ những điều kiện tốt nhất để tác giả hoàn thành Luận án.

Tác giả xin gửi lời cảm ơn sâu sắc tới GS.TS. Trần Hồng Thái. Thầy đã tận tình giúp đỡ tác giả từ những ngày đầu tiên xây dựng định hướng nghiên cứu và trong suốt quá trình nghiên cứu, Thầy luôn hỗ trợ và tạo mọi điều kiện thuận lợi nhất, đặc biệt về nguồn tài liệu, số liệu tính toán phục vụ Luận án.

Tác giả trân trọng cảm ơn GS.TS. Trần Thục đã có những ý kiến đóng góp quý báu giúp tác giả hoàn thành Luận án.

Tác giả chân thành cảm ơn các chuyên gia, các nhà khoa học, các đồng nghiệp tại Vụ Khoa học và Công nghệ, Viện Khoa học Khí tượng Thủy văn và Biến đổi khí hậu, Viện Khoa học Tài nguyên nước, Tổng cục Môi trường, Chi cục Bảo vệ môi trường Hà Nội, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường TP. Hồ Chí Minh và các cơ quan hữu quan đã có những góp ý về khoa học cũng như hỗ trợ về thông tin, số liệu cho tác giả trong suốt quá trình thực hiện Luận án.

Cuối cùng, tác giả xin gửi lời cảm ơn đến Bố, Mẹ và những người thân yêu trong gia đình, đặc biệt là Vợ và các con Ellie, Benny, Abby đã luôn ở bên cạnh, động viên cả về vật chất và tinh thần, tạo mọi điều kiện tốt nhất để tác giả hoàn thành tốt Luận án của mình.

MỤC LỤC

Lời cam đoan.....	I
Lời cảm ơn	II
Mục lục.....	III
Danh mục các từ viết tắt.....	V
Danh mục hình	VI
Danh mục bảng	IX
MỞ ĐẦU.....	1
CHƯƠNG 1 - TỔNG QUAN CÁC NGHIÊN CỨU VỀ XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI.....	5
1.1. Ô nhiễm bụi và ảnh hưởng của ô nhiễm bụi.....	5
1.2. Các nghiên cứu trên thế giới.....	13
1.2.1. Xây dựng bản đồ phân bố bụi	13
1.2.2. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi.....	26
1.2.3. Mô hình hồi quy giữa hàm lượng bụi và các yếu tố ảnh hưởng.....	34
1.3. Các nghiên cứu trong nước.....	37
1.3.1. Xây dựng bản đồ phân bố bụi	37
1.3.2. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi.....	43
1.4. Tổng quan quy hoạch Thủ đô Hà Nội	49
1.4.1. Quy hoạch Thủ đô Hà Nội qua các thời kỳ.....	49
1.4.2. Quy hoạch thủ đô Hà Nội đến năm 2020 tầm nhìn đến 2050.....	51
1.5. Kết luận của Chương 1	59
CHƯƠNG 2 - PHƯƠNG PHÁP XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI.....	61
2.1. Phương pháp tiếp cận và phạm vi nghiên cứu.....	61
2.1.1. Phương pháp tiếp cận.....	61
2.1.2. Phạm vi nghiên cứu.....	62
2.2. Số liệu nghiên cứu	62
2.2.1. Phương pháp nghiên cứu.....	63

2.2.2. Phương pháp phân tích thống kê mối quan hệ giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng.....	63
2.2.3. Phương pháp mô hình hồi quy đa biến giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi.....	63
2.2.4. Mô hình hồi quy tuyến tính đa biến	64
2.2.5. Mô hình mạng thần kinh nhân tạo.....	65
2.2.6. Xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10}	70
2.3. Kết luận của Chương 2	71
CHƯƠNG 3 - KẾT QUẢ XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI PM_{10} HỖ TRỢ QUY HOẠCH ĐÔ THỊ	72
3.1. Khu vực nghiên cứu và số liệu phục vụ nghiên cứu.....	72
3.1.1. Khu vực nghiên cứu	72
3.1.2. Số liệu phục vụ nghiên cứu	73
3.2. Biến trình theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi PM_{10}	79
3.3. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10}	82
3.4. Xây dựng quan hệ hồi quy sử dụng phương pháp hồi quy tuyến tính đa biến và mô hình mạng thần kinh nhân tạo	88
3.4.1. Chuẩn bị số liệu đầu vào	89
3.4.2. Xây dựng quan hệ giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi PM_{10} ..	92
3.5. Lập bản đồ phân bố hàm lượng bụi cho các quận nội đô thành phố Hà Nội	103
3.5.1. Số liệu đầu vào	104
3.5.2. Xây dựng bản đồ phân phối hàm lượng bụi PM_{10}	106
3.6. Ứng dụng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} phục vụ quy hoạch đô thị thành phố Hà Nội.....	109
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ.....	121
DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ.....	123
LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN.....	123
TÀI LIỆU THAM KHẢO.....	124

DANH MỤC CÁC TỪ VIẾT TẮT

ANN	Artificial Neuron Network	Mạng thần kinh nhân tạo
CART	Classification And Regression Trees	Cây phân loại và hồi quy
CMAQ	Community Multi-scale Air Quality Model	Mô hình chất lượng không khí đa chất
GBD	Global Burden of Disease	Gánh nặng bệnh tật toàn cầu
GDP	Gross Domestic Product	Tổng sản phẩm quốc nội
GIS	Geographical Information System	Hệ thống thông tin địa lý
IDW	Inverse Distance Weighting	Nội suy khoảng cách nghịch đảo có trọng số
ISC3	Industrial Source Complex Model 3	Mô hình tổ hợp nguồn công nghiệp
MLP	Multi-layer Perceptron	Mạng Perceptron tuyến tính đa biến
MLR	Multiple Linear Regression	Hồi quy tuyến tính đa biến
MM5	Mesoscale Meteorological Model, Version 5	Mô hình khí tượng tầm trung phiên bản 5
NASA	National Aeronautics and Space Administration	Cơ quan Hàng không và Vũ trụ Hoa Kỳ
OK	Ordinary Kriging	Nội suy Kriging thông thường
PCRA	Principal Component Regression Analysis	Phân tích thành phần chính
QRM	Quantile Regression Model	Mô hình hồi quy lượng tử
RBF	Radial Basis Function	Hàm cơ sở bán kính
SVM	Support Vector Machine	Máy vectơ hỗ trợ
TS	Trend Surface	Phương pháp xu thế bề mặt
WHO	World Health Organisation	Tổ chức Y tế thế giới

DANH MỤC HÌNH

Hình 1.1. Bản đồ tỉ lệ tử vong sớm do ô nhiễm không khí từ 1850 đến 2000.....	11
Hình 1.2. Tuyến đường quan trắc tại Zurich và Winterthur	16
Hình 1.3. Phân bố hàm lượng bụi trên tuyến đường quan trắc từ Amsterdam đến khu vực ven biển Petten	17
Hình 1.4. Phân bố hàm lượng bụi trên tuyến đường quan trắc ở Helsinki	18
Hình 1.5. Phân bố hàm lượng trung bình bụi siêu mịn và bụi PM ₁₀ dọc tuyến đường quan trắc ở Antwerp.....	19
Hình 1.6. Tuyến đường quan trắc tại Mol, Bỉ.....	19
Hình 1.7. Bản đồ phân bố bụi ngày 6/1/2010 tại Somerville, Massachusetts.....	21
Hình 1.8. Phân bố hàm lượng bụi PM ₁₀ trên đường ở Las Vegas	22
Hình 1.9. Tuyến đường quan trắc tại quận Gangnam, Seoul.....	23
Hình 1.10. Độ dày quang học của khí ở 555 nm khu vực Châu Âu tháng 8/1997 ...	24
Hình 1.11. Hàm lượng bụi PM _{2,5} trung bình theo hướng gió khu vực nông thôn ...	28
Hình 1.12. Hệ số tương quan Spearman giữa các chất gây ô nhiễm không khí và các yếu tố khí tượng	29
Hình 1.13. Hệ số tương quan Pearson giữa hàm lượng bụi PM ₁₀ , PM _{2,5} và các yếu tố khí tượng.....	30
Hình 1.14. Hệ số tương quan Pearson giữa bụi PM ₁₀ và các yếu tố khí tượng	32
Hình 1.15: Bản đồ phân bố hàm lượng bụi TSP mùa đông 2016-2017.....	38
Hình 1.16: Bản đồ phân bố bụi TSP mùa đông 2018-2019	39
Hình 1.17. Hàm lượng bụi trung bình trong mùa đông 1998 - 1999. Cột dài và cột ngắn tương ứng với sự xuất hiện của hiện tượng đảo bức xạ về đêm và đảo nhiệt độ.....	44
Hình 1.18. Hàm lượng bụi trung bình 24h và tốc độ gió trung bình ngày giai đoạn 2006-2007.....	45
Hình 1.19. Hàm lượng PM _{2,5} và các yếu tố khí tượng trong giai đoạn 1.....	46
Hình 1.20. Hàm lượng PM _{2,5} và các yếu tố khí tượng trong giai đoạn 2.....	47
Hình 1.21. Tương quan giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng	48
Hình 1.22. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất khu dân cư Thủ đô Hà Nội	53
Hình 1.23. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất giao thông Thủ đô Hà Nội	54
Hình 1.24. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất công cộng Thủ đô Hà Nội	55

Hình 1.25. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất cơ sở giáo dục Thủ đô Hà Nội.....	56
Hình 1.26. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất khu công nghiệp/cụm công nghiệp Thủ đô Hà Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050.....	57
Hình 1.27. Bản đồ Quy hoạch sử dụng đất không gian xanh Thủ đô Hà Nội	58
Hình 2.1. Sơ đồ các bước thực hiện luận án	61
Hình 2.2. Sơ đồ vị trí các trạm quan trắc và trạm khí tượng tại Hà Nội.....	62
Hình 2.3. Mô hình của một neuron nhân tạo với đầu ra k	66
Hình 2.4. Sơ đồ mạng ANN hai lớp ẩn.....	67
Hình 3.1. Vị trí khu vực nghiên cứu trên địa bàn thành phố Hà Nội.....	73
Hình 3.2. Phân phối nhiệt độ, độ ẩm, áp suất khí quyển và tốc độ gió khu vực nghiên cứu trong tháng 1(a) và tháng 7(b) từ số liệu khí tượng toàn cầu WorldClim 2.0	78
Hình 3.3. Biến trình hàm lượng PM_{10} theo giờ ở trạm Minh Khai và lưu lượng ô tô, xe máy từ 6 đến 19 giờ.....	80
Hình 3.4. Biến trình hàm lượng PM_{10} tại các trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ.....	80
Hình 3.5. Biến trình hàm lượng PM_{10} theo ngày ở trạm Trung Yên 3	82
Hình 3.6. Hệ số tương quan giữa hàm lượng PM_{10} theo giờ và các yếu tố khí tượng (áp suất khí quyển, nhiệt độ, độ ẩm và tốc độ gió) tại các trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ	84
Hình 3.7. Tương quan giữa các đặc trưng khí tượng ngày với PM_{10} tại các trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ	86
Hình 3.8: Hoa gió tại trạm Hà Đông.....	87
Hình 3.9. Hoa ô nhiễm thể hiện mối quan hệ giữa hàm lượng PM_{10} và hướng gió tại các trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ	88
Hình 3.10. Các bước xây dựng quan hệ hồi quy giữa các yếu tố khí tượng và PM_{10} sử dụng phương pháp MLR và ANN.....	89
Hình 3.11. Ma trận tương quan giữa các biến được xem xét với nhau và với hàm lượng PM_{10} cho trạm Trung Yên 3.....	91
Hình 3.12. Các biến phục vụ xây dựng mô hình MLR sau khi được chuẩn hoá tại trạm Trung Yên 3	92

Hình 3.13. So sánh hàm lượng PM_{10} giữa thực đo và tính toán từ các quan hệ hồi quy đa biến tại các trạm quan trắc chất lượng không khí.....	94
Hình 3.14. Sơ đồ mô phỏng mạng thần kinh nhân tạo sử dụng trong luận án.....	95
Hình 3.15. So sánh kết quả hiệu chỉnh kiểm định tại 11 trạm khu vực nội đô thành phố Hà Nội của mô hình mạng thần kinh nhân tạo	102
Hình 3.16. Bản đồ các nhiệt độ, độ ẩm, áp suất và tốc độ gió trong tháng 1 và tháng 7	105
Hình 3.17. Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} của một số quận trên địa bàn thành phố Hà Nội theo tháng (từ tháng I đến XII)	107
Hình 3.18. Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} trung bình theo mùa	108
Hình 3.19. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch khu dân cư	111
Hình 3.20. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch giao thông	112
Hình 3.21. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch cơ sở giáo dục	114
Hình 3.22. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch đất công cộng.....	114
Hình 3.23. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch khu công nghiệp/cụm công nghiệp.....	115
Hình 3.24. Bản đồ lồng ghép bản đồ phân bố hàm lượng bụi và bản đồ quy hoạch không gian xanh, không gian mặt nước	117

DANH MỤC BẢNG

Bảng 3.1. Bảng thống kê diện tích và dân số các quận của Hà Nội trong khu vực nghiên cứu.....	72
Bảng 3.2. Thông tin về các trạm quan trắc không khí tự động tại Hà Nội	74
Bảng 3.3. Các phương trình hồi quy liên hệ hàm lượng bụi PM_{10} với các biến.....	93
Bảng 3.4. Các chỉ số thống kê so sánh độ chính xác của phương pháp MLR và ANN ...	103

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của nghiên cứu

Ô nhiễm không khí và những ảnh hưởng của ô nhiễm không khí đang là thách thức lớn của nhân loại. Quá trình đô thị hóa và sự gia tăng dòng người nhập cư tại các thành phố lớn đã gây ra những tác động mạnh mẽ đến môi trường. Song song với sự phát triển của cơ sở hạ tầng thành phố là sự mở rộng các tuyến đường giao thông đô thị, điều này đã kéo theo sự gia tăng mức độ ô nhiễm môi trường không khí trên những tuyến đường đô thị có mật độ xe cộ lớn. Theo Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia, từ năm 2016 hầu hết các đô thị lớn của nước ta đang phải đối mặt với tình trạng ô nhiễm không khí ngày càng gia tăng, trong đó vấn đề ô nhiễm không khí do bụi vẫn là vấn đề nổi cộm nhất. Như đã chỉ ra trong những báo cáo cập nhật gần đây về chất lượng không khí toàn cầu, chất lượng không khí ở Việt Nam được dự đoán là sẽ ngày một xấu đi.

Bên cạnh các giải pháp đồng bộ nhằm quản lý chất lượng môi trường không khí như hoàn thiện các cơ chế, chính sách và pháp luật, đầu tư mạng lưới các trạm quan trắc môi trường không khí đô thị theo hướng tiên tiến, hiện đại, ứng dụng các giải pháp sản xuất sạch hơn thì giải pháp thực hiện quy hoạch đô thị tổng thể cần được quan tâm hơn nữa. Ngoài việc quy hoạch sử dụng đất và phân khu chức năng, các vấn đề cơ sở hạ tầng kỹ thuật đô thị như hệ thống thoát nước, thu gom và xử lý rác, xử lý nước thải, giảm ô nhiễm không khí và tiếng ồn chưa được chú ý đúng mức.

Trong bối cảnh đó, việc nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi, từ đó xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi có thể giúp đưa ra các đánh giá hiện trạng và dự báo chính xác hơn về ô nhiễm không khí, hỗ trợ quy hoạch đô thị và góp phần xây dựng các phương án giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ môi trường và sức khỏe cộng đồng.

2. Mục tiêu nghiên cứu

- Đánh giá được ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} ; - Xây dựng được bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} theo không gian và thời gian cho các quận nội đô thành phố Hà Nội từ số liệu khí tượng toàn cầu độ phân giải cao (1 km^2) hỗ trợ công tác quy hoạch đô thị.

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

- Đối tượng nghiên cứu của Luận án là sự ảnh hưởng của một số yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} theo không gian và thời gian trong phạm vi các quận nội đô thành phố Hà Nội bao gồm: Ba Đình, Hoàn Kiếm, Đống Đa, Hai Bà Trưng, Thanh Xuân, Tây Hồ, Cầu Giấy, Hoàng Mai, Long Biên, Nam Từ Liêm, Bắc Từ Liêm.

- Các tính toán trong Luận án dựa trên chuỗi số liệu chính thống của hàm lượng bụi PM_{10} và số liệu khí tượng từ 6/2017 đến 12/2018 cung cấp bởi các cơ quan quản lý Nhà nước chuyên ngành.

4. Đóng góp mới của Luận án

- Luận án đã đánh giá được biên động theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi PM_{10} và tác động của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} tại khu vực Hà Nội dựa trên chuỗi số liệu tự động, liên tục của 11 trạm quan trắc của các cơ quan quản lý Nhà nước chuyên ngành;

- Luận án đã xây dựng được mô hình hồi quy tuyến tính đa biến và mô hình mạng thần kinh nhân tạo cho bụi PM_{10} từ số liệu của các yếu tố khí tượng;

- Luận án đã xây dựng được một phương pháp kết hợp thuật toán nội suy và phương pháp mô hình mạng thần kinh nhân tạo để xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi theo không gian và thời gian dựa trên số liệu khí tượng toàn cầu độ phân giải cao;

- Luận án đã sử dụng các kết quả về phân phối hàm lượng bụi theo không gian để đề xuất các giải pháp quản lý, quy hoạch không gian nhằm giảm thiểu ô nhiễm bụi cho các quận nội đô thành phố Hà Nội.

5. Luận điểm bảo vệ của Luận án

Luận điểm 1: Khí tượng là một trong những nhân tố quan trọng ảnh hưởng đến chất lượng môi trường không khí nói chung và ô nhiễm bụi nói riêng. Mối quan hệ giữa các yếu tố khí tượng với hàm lượng bụi PM_{10} ở Hà Nội là tương đối khác nhau tùy theo từng điều kiện thời tiết cụ thể.

Luận điểm 2: Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} được xây dựng dựa trên mô hình mạng thần kinh nhân tạo có xem xét đến sự ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đặc thù có thể phục vụ dự báo ô nhiễm và quy hoạch đô thị.

6. Phương pháp nghiên cứu

Các phương pháp nghiên cứu được sử dụng trong Luận án gồm:

- Phương pháp thu thập, phân tích tổng hợp số liệu nhằm đánh giá hiện trạng ô nhiễm bụi;
- Phương pháp phân tích thống kê theo không gian và thời gian được áp dụng để phân tích biến thiên theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi và đánh giá mức độ ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi;
- Phương pháp mô hình hồi quy tuyến tính đa biến và mô hình mạng thần kinh nhân tạo để xây dựng quan hệ hồi quy giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi;
- Phương pháp nội suy và phương pháp ứng dụng hệ thống thông tin địa lý GIS dùng để xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi.

7. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của Luận án

7.1. Ý nghĩa khoa học

- Luận án đã đánh giá được ảnh hưởng của một số yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi tại khu vực Hà Nội;
- Luận án đã xây dựng được hai mô hình quan hệ hồi quy giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi, đó là mô hình hồi quy tuyến tính đa biến và mô hình mạng thần kinh nhân tạo phục vụ dự báo hàm lượng bụi từ các yếu tố khí tượng cho thành phố Hà Nội;
- Luận án cũng xây dựng được các bản đồ phân bố hàm lượng bụi theo không gian và thời gian từ số liệu khí tượng toàn cầu độ phân giải cao (1 km) và từ các phương trình hồi quy đa biến;
- Luận án đã đề xuất được các giải pháp quy hoạch và quản lý đô thị, góp phần làm giảm nguy cơ ô nhiễm bụi cho thành phố Hà Nội.

7.2. Ý nghĩa thực tiễn

Kết quả của luận án có thể hỗ trợ các nhà quản lý trong việc đưa ra các đánh giá, dự báo chính xác hơn về ô nhiễm không khí với độ phân giải cao, từ đó xây dựng phương án giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ môi trường.

8. Cấu trúc Luận án

Ngoài phần mở đầu, kết luận và kiến nghị, nội dung của Luận án gồm ba chương sau:

Chương 1: Tổng quan các nghiên cứu về xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi.

Chương 2: Phương pháp xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi.

Chương 3: Kết quả xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} hỗ trợ quy hoạch đô thị.

CHƯƠNG 1 - TỔNG QUAN CÁC NGHIÊN CỨU VỀ XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI

1.1. Ô nhiễm bụi và ảnh hưởng của ô nhiễm bụi

Theo Tổ chức y tế thế giới WHO [112] bụi là vật chất dạng hạt lơ lửng trong không khí gồm một hỗn hợp phức tạp của các chất hữu cơ và vô cơ. Khối lượng và thành phần bụi trong môi trường đô thị có xu hướng được chia thành hai nhóm chính: hạt thô và hạt mịn. Các hạt nhỏ hơn chứa các sol khí (được hình thành từ quá trình thứ cấp do sự chuyển đổi từ khí thành hạt), các hạt từ quá trình đốt cháy, từ hơi hữu cơ và kim loại ngưng tụ. Các hạt lớn hơn thường chứa các nguyên tố vô tri đất và nguồn chính chủ yếu là bụi từ đường giao thông, công nghiệp. Hạt bụi siêu mịn chứa hầu hết các ion hydro, những hạt này thường chỉ đóng góp một vài % cho khối lượng hạt, nhưng đóng góp tới hơn 90% số lượng.

Các hạt lớn nhất, được gọi là phần thô được tạo ra một cách cơ học do sự phá vỡ của các hạt rắn lớn hơn. Những hạt này có thể bao gồm bụi do gió thổi từ các quá trình nông nghiệp, từ đất không được che chắn, đường không trải nhựa hoặc hoạt động khai thác khoáng sản. Giao thông tạo ra bụi đường và nhiễu loạn không khí có thể khuấy động bụi đường. Ở gần bờ biển, sự bốc hơi nước biển có thể tạo ra các hạt lớn hơn. Các hạt phấn hoa, bào tử nấm mốc, và các bộ phận của thực vật và côn trùng đều nằm trong phạm vi kích thước lớn hơn này.

Các hạt nhỏ hơn, được gọi là phần mịn, phần lớn được hình thành từ các chất khí. Các hạt nhỏ nhất, nhỏ hơn 0,1 μm được hình thành bởi quá trình tạo mầm, nghĩa là ngưng tụ các chất có áp suất hơi thấp do hóa hơi ở nhiệt độ cao hoặc do các phản ứng hóa học trong khí quyển tạo thành các hạt mới (hạt nhân). Bốn loại nguồn chính có áp suất cân bằng đủ thấp để tạo thành các hạt ở chế độ hạt nhân có khả năng tạo ra các hạt vật chất: kim loại nặng (bốc hơi trong quá trình đốt cháy), carbon nguyên tố (từ các phân tử carbon ngắn tạo ra bởi quá trình đốt cháy), carbon hữu cơ và sunfat, nitrat. Các hạt trong chế độ tạo mầm phát triển bằng quá trình kết hợp của hai hoặc nhiều hạt để tạo thành hạt lớn hơn, hoặc bằng sự ngưng tụ các phân tử khí hoặc hơi trên bề mặt của các hạt hiện có. Sự đông tụ là hiệu quả nhất

đối với số lượng lớn các hạt và ngưng tụ là hiệu quả nhất đối với các diện tích bề mặt lớn. Do đó, hiệu quả của cả quá trình đông tụ và ngưng tụ đều giảm khi kích thước hạt tăng lên.

Các hạt có kích thước nhỏ hơn $0,1 \mu\text{m}$ có thể được tạo ra bởi sự ngưng tụ của kim loại hoặc các hợp chất hữu cơ hóa hơi trong các quá trình đốt cháy ở nhiệt độ cao. Chúng cũng có thể được tạo ra bằng cách ngưng tụ các khí đã được chuyển đổi trong các phản ứng khí quyển thành các chất có áp suất thấp. Các hạt được tạo ra bởi các phản ứng trung gian của khí trong khí quyển được gọi là các hạt thứ cấp. Các hạt sunfat và nitrat thứ cấp thường là thành phần chủ yếu của các hạt mịn. Đốt cháy nhiên liệu hóa thạch như than, dầu và xăng có thể tạo ra các hạt thô từ việc giải phóng các vật liệu không cháy, như tro bay, các hạt mịn từ sự ngưng tụ của các vật liệu bốc hơi trong quá trình đốt cháy và các hạt thứ cấp thông qua các phản ứng của khí quyển.

Ô nhiễm bụi là vấn đề môi trường hàng đầu ở hầu hết các nước đang phát triển. Bụi đặc biệt là những loại có kích thước nhỏ, gây ra nhiều ảnh hưởng đến sức khỏe con người và môi trường [88], đến tầm nhìn và biến đổi khí hậu [20]. Bụi tồn tại trong khí quyển có vòng đời tương đối ngắn, từ vài giờ đến vài tuần, do đó mức độ và thành phần hóa học của chúng thay đổi nhiều theo thời gian và không gian tùy thuộc vào nguồn phát thải và các điều kiện khí tượng [53]. Ảnh hưởng của bụi phụ thuộc vào kích thước và thành phần của chúng do liên quan đến nguồn phát thải và con đường hình thành.

Bụi $\text{PM}_{2,5}$ (hạt có đường kính khí động học nhỏ hơn $2,5\mu\text{m}$) có ảnh hưởng lớn hơn đến sức khỏe [41] do khả năng tích tụ và đi sâu vào cơ thể [39]. Carbon đen (BC), một sản phẩm của quá trình đốt cháy không hoàn toàn là thành phần chính của bụi $\text{PM}_{2,5}$. BC có thể hấp thụ hiệu quả bức xạ mặt trời và được xem là chỉ đứng sau CO_2 làm trái đất nóng lên [26]. Theo Cao Dung Hai and Nguyen Thi Kim Oanh (2013 [30], bụi $\text{PM}_{2,5}$ đóng góp phần lớn trong bụi PM_{10} (hạt có đường kính khí động học nhỏ hơn $10 \mu\text{m}$)) với tỷ lệ là $\text{PM}_{2,5} / \text{PM}_{10} \sim 0,76/0,8$ cho thấy tầm quan trọng của phát thải do đốt cháy và sự hình thành các hạt bụi thứ cấp. Bên cạnh đó

bụi $PM_{2,5}$ và bụi PM_{10} thể hiện mối tương quan mạnh mẽ ($R^2= 0,92$), do đó sự thay đổi của bụi PM_{10} chủ yếu được thúc đẩy bởi sự thay đổi của bụi $PM_{2,5}$.

Tại Việt Nam, theo Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia năm 2016, chất lượng môi trường không khí trên toàn lãnh thổ đang bị suy giảm, đặc biệt là tại các đô thị lớn như Hà Nội và Thành phố Hồ Chí Minh, vấn đề ô nhiễm bụi đang có chiều hướng gia tăng và là vấn đề nổi cộm của chất lượng không khí đô thị hiện nay. Theo nghiên cứu của Hopke và cộng sự (2008) [55], Hà Nội là một trong những thành phố có tình trạng ô nhiễm không khí tồi tệ nhất ở khu vực Châu Á. Một nghiên cứu thử nghiệm về phơi nhiễm với ô nhiễm không khí do giao thông ở Hà Nội đã chỉ ra rằng hàm lượng bụi PM_{10} trung bình lên tới $455 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [92]. Hàm lượng bụi PM_{10} trung bình theo năm ở các vùng đô thị là $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$ năm 2003, vượt xa mức $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mức giới hạn nhằm bảo vệ sức khỏe con người do Tổ chức Y tế thế giới quy định [49].

Nguồn gây ô nhiễm môi trường không khí rất đa dạng. Hoạt động giao thông vận tải, các ngành công nghiệp, tiểu thủ công nghiệp, hoạt động xây dựng và dân sinh là những nguồn chính gây ô nhiễm không khí ở các khu đô thị [7]. *Đối với nguồn ô nhiễm bụi từ hoạt động giao thông*, số liệu từ Cục Đăng kiểm Việt Nam cho thấy, trước năm 2010 cả nước có khoảng 20 triệu mô-tô và xe máy, đến năm 2010 số lượng tăng lên 24 triệu và đến năm 2015 lượng xe máy lưu hành trong cả nước khoảng trên 42 triệu xe. Với tốc độ gia tăng hàng năm của các phương tiện đạt trung bình 12% đối với ô tô các loại và 15% đối với xe gắn máy, đặc biệt ô tô, xe máy ở Việt Nam gồm nhiều chủng loại, phần lớn cũ và đã qua sử dụng nên có mức tiêu thụ nhiên liệu cao, hàm lượng chất độc hại trong khí xả lớn. Với mật độ các loại phương tiện giao thông lớn, chất lượng chưa tốt và hệ thống đường giao thông còn chật chội và chưa đồng bộ, lượng khí thải, bụi giao thông có xu hướng ngày càng gia tăng. Nghiên cứu của Phạm Ngọc Đăng và cộng sự [17] cho rằng ô nhiễm không khí ở đô thị Việt Nam do hoạt động giao thông gây ra chiếm tỷ lệ khoảng 70%. Trong một nghiên cứu nhằm đánh giá khả năng sử dụng mô hình phân tán để xây dựng bản đồ hàm lượng các chất gây ô nhiễm không khí tại Hà Nội, lượng khí thải xe máy đã được chứng minh là nguồn phát thải chủ yếu của các phương tiện

giao thông, chiếm 92- 95 % các khí thải xe cộ và đóng góp 56 % lượng khí thải NO_x , 65 % lượng khí thải SO_2 , 94 % CO và 86 % PM_{10} [81]. Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia năm 2016 cũng chỉ ra rằng hàm lượng bụi PM_{10} trong không khí (giá trị trung bình năm) ở các thành phố Hà Nội, Thành phố Hồ Chí Minh, Hải Phòng, Đà Nẵng nhìn chung đều vượt ngưỡng trung bình năm theo khuyến nghị của Tổ chức Y tế thế giới WHO ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). So sánh với quy định, tại hầu hết các nút giao thông ở các đô thị lớn của Việt Nam, hàm lượng bụi TSP các năm gần đây đều vượt quy chuẩn cho phép từ 2 đến 3 lần [2].

Theo Phạm Ngọc Đăng và cộng sự [17], *đối với nguồn ô nhiễm bụi từ hoạt động công nghiệp*, Hà Nội không có nguồn công nghiệp phát sinh bụi lớn như nhà máy nhiệt điện chạy than hay nhà máy xi măng. Tuy nhiên mật độ các xí nghiệp, nhà máy quy mô vừa và nhỏ lại khá lớn, bên cạnh đó các nhà máy này đều sử dụng than hoặc dầu là nhiên liệu chính. Hiện tại có một số khu công nghiệp đã và đang tồn tại với nhiều loại hình ngành nghề khác nhau như: dệt, hóa chất, cao su, cơ khí. Hiện tại có 8 khu công nghiệp ở Hà Nội. Các khu công nghiệp lâu đời nhất gồm Mai Động, Điện và Thượng Đình hiện đang trong giai đoạn điều chỉnh sử dụng đất để di dời cách xa thành phố, tuy nhiên cho đến năm 2019, các khu công nghiệp này vẫn chưa di dời xong và vẫn đang hoạt động. Những nhà máy lớn này thải bụi qua các ống khói, trong đó phần lớn các ống khói dưới 35m vì vậy, nguồn công nghiệp vẫn được coi là nguồn phát thải đáng kể trên địa bàn Hà Nội.

Đối với nguồn ô nhiễm bụi từ hoạt động xây dựng, đây là nguồn phát thải khá lớn do Hà Nội đang phát triển với tốc độ đô thị hóa rất cao, hoạt động xây dựng diễn ra khắp nơi. Hiện nay và trong nhiều năm tới, phát thải bụi do hoạt động xây dựng vẫn sẽ là nguồn chính trên địa bàn Hà Nội.

Đối với nguồn ô nhiễm bụi từ dân sinh, chủ yếu là kết quả của hoạt động nấu nướng, với quy mô số dân hơn 8 triệu người năm 2019, trong đó một nửa sống trong nội thành chật chội, người dân vẫn sử dụng than để đun nấu. Ước tính lượng than tổ ong tiêu thụ ở Hà Nội khá lớn, không chỉ phát thải nhiều loại khí độc mà còn phát sinh nhiều bụi vào khí quyển.

Nhiều bằng chứng khoa học đã chỉ ra rằng ô nhiễm không khí, đặc biệt là các hạt bụi lơ lửng từ các quá trình đốt cháy ở các dạng khác nhau có thể gây ra những tác động lớn đến sức khỏe con người. Kết quả nghiên cứu thực hiện ở Thụy Sĩ, Pháp và Áo [69] cho thấy ô nhiễm không khí chiếm 6% tổng tỷ lệ tử vong, trong đó 50% liên quan đến giao thông. Ô nhiễm không khí liên quan đến giao thông ước tính gây ra hơn 25.000 ca viêm phế quản mãn tính mới ở người lớn, hơn 290.000 ca viêm phế quản (ở trẻ em), hơn nửa triệu cơn hen suyễn và hơn 16 triệu người bị giới hạn hoạt động trong ngày (tổng số lượng trong năm). Hơn nữa, nhiều nghiên cứu ở Thụy Sĩ và các nước khác đã cho thấy việc sinh sống gần các trục đường giao thông lớn sẽ làm tăng nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe [51]. Các nghiên cứu thực hiện gần đây đã xây dựng phương pháp nhằm đưa những bằng chứng mới nhất để đánh giá gánh nặng bệnh tật do ô nhiễm không khí gây ra [68]. Những nghiên cứu này cho thấy tác động sức khỏe của khí thải giao thông là rất lớn [86].

Ở Mỹ, một trong những nghiên cứu dịch tễ học nổi tiếng “Nghiên cứu về mối liên hệ giữa ô nhiễm không khí và tỷ lệ tử vong ở sáu thành phố” của Dockery và cộng sự [40] đã điều tra các giá trị bụi PM_{10} và bụi $PM_{2,5}$ tại sáu thành phố lớn, so sánh các giá trị đo được với tỷ lệ tử vong vượt mức ở các khu vực tương ứng, kết quả chỉ ra rằng bụi $PM_{2,5}$ có mối tương quan tốt hơn bụi PM_{10} và các chất gây ô nhiễm khí quyển khác (bao gồm cả các hợp chất khí). Cụ thể kết quả định lượng cho thấy với mức tăng $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong bụi $PM_{2,5}$ tương ứng với mức tăng 1,5% tỷ lệ tử vong hàng ngày ở các khu vực được chọn. Tuy nhiên nghiên cứu của Dockery và cộng sự chưa chỉ ra được các đặc tính vật lý và hóa học của bụi mà mọi người tiếp xúc. Tương tự nghiên cứu của Dockery và cộng sự, Samet và cộng sự [93], [94] thực hiện nghiên cứu về ảnh hưởng của bụi PM_{10} , tập trung vào sự gia tăng tỷ lệ tử vong do bụi PM_{10} thay vì bụi $PM_{2,5}$. Nghiên cứu chỉ ra rằng với mức tăng $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong bụi PM_{10} tương ứng với mức tăng 0,5% tỷ lệ tử vong hàng ngày do mọi nguyên nhân ở các khu vực được chọn (gồm 20 khu vực đô thị lớn với tổng số 50 triệu dân). Bên cạnh đó, nghiên cứu của Laden và cộng sự [71] cung cấp mối liên quan của bụi $PM_{2,5}$ từ các nguồn đốt than và nguồn di động với tỷ lệ tử vong hàng

ngày. Trong nghiên cứu này, việc xem xét thành phần của các giá trị bụi $PM_{2,5}$ được thực hiện bằng cách phân tích xoay vòng 15 nguyên tố hóa học cụ thể. Kết quả xác định nguồn cho thấy với mức tăng $10 \mu g/m^3$ bụi $PM_{2,5}$ từ các nguồn di động tương ứng với mức tăng 3,4% trong tỷ lệ tử vong hàng ngày ở các khu vực được lựa chọn, trong khi bụi $PM_{2,5}$ từ nguồn đốt than chiếm tỷ lệ tăng 1,1%. Bụi $PM_{2,5}$ từ nguồn tự nhiên không cho thấy sự gia tăng tỷ lệ tử vong hàng ngày. Một nghiên cứu khác về tỷ lệ tử vong hàng ngày do bụi $PM_{2,5}$ của Hiệp hội Ung thư Mỹ được thực hiện bởi Pope và cộng sự [88] cho thấy mối liên hệ mạnh mẽ giữa bụi $PM_{2,5}$ với tỷ lệ tử vong do ung thư phổi và bệnh tim - phổi (tỷ lệ tử vong chỉ sau hút thuốc lá). Đây là nguyên nhân gây tử vong trong số rất nhiều người trưởng thành ở Mỹ.

Ở Châu Âu, nghiên cứu về “Ô nhiễm không khí và sức khỏe: Phương pháp tiếp cận Châu Âu” do Katsouyanni và cộng sự [59] thực hiện tại 29 thành phố cho thấy mức tăng 0,6% tỷ lệ tử vong hàng ngày do mọi nguyên nhân được tìm thấy tương ứng với mức tăng $10 \mu g/m^3$ trong bụi PM_{10} .

Đánh giá về tác động đến kinh tế-xã hội của ô nhiễm không khí, Nam và cộng sự [79] chứng minh ngay cả ở nơi mà chất lượng không khí tương đối tốt so với các bộ phận khác trên thế giới, thiệt hại do ô nhiễm không khí là đáng kể. Ước tính đến năm 2005, Châu Âu đã mất mát sức tiêu thụ hàng năm khoảng 220 tỷ Euro với thời giá năm 2000 (khoảng 3% tổng mức tiêu thụ) và tổng thiệt hại phúc lợi khoảng 370 tỷ Euro bao gồm cả tiêu dùng và thiệt hại phúc lợi xã hội khác (khoảng 2% mức phúc lợi) do ảnh hưởng tích lũy của ba thập kỷ ô nhiễm không khí. Nhóm tác giả cũng ước tính rằng một bộ chính sách cải thiện chất lượng không khí như đề xuất trong chương trình 2005 CAFE sẽ giúp 18 quốc gia châu Âu tăng phúc lợi thêm từ 37-49 Euro (giá của năm 2000) vào năm 2020. Một nghiên cứu ở Thụy Sĩ năm 1996 cho thấy ô nhiễm không khí do bụi gây thiệt hại 4,1 tỷ Euro, trong đó 2,2 tỷ Euro liên quan đến ô nhiễm không khí do giao thông [98]. Tại Mỹ, theo Trung tâm thống kê y tế quốc gia năm 2001, chi phí y tế do ô nhiễm không khí ngoài trời gây ra được ước tính khoảng 40 - 50 tỷ USD mỗi năm [45].

Theo số liệu của Báo cáo môi trường Quốc gia 2010 [1], thiệt hại kinh tế do gia tăng bệnh tật đường hô hấp ở Hà Nội tính trung bình là 1.538 đồng/người/ngày, ở Thành phố Hồ Chí Minh là 729 đồng/người/ngày (ở Hà Nội có tỷ lệ bị bệnh đường hô hấp lớn hơn vì ô nhiễm không khí lớn hơn kết hợp với sự thay đổi thời tiết mạnh hơn, đặc biệt là mùa đông và các tháng đổi mùa). Nếu tính chung cho 3 triệu dân nội thành Hà Nội thì mỗi ngày Hà Nội bị thiệt hại kinh tế do ô nhiễm không khí là 4 tỷ 614 triệu đồng. Đến năm 2013, tổng cộng mỗi năm thiệt hại về kinh tế khoảng 10 tỷ USD, tương đương 5-7% GDP [113].

Ở Hà Nội, phương tiện giao thông chủ yếu là xe máy và sử dụng nhiên liệu chất lượng không cao. Khí thải từ phương tiện này kết hợp với nguồn thải công nghiệp và các nguồn khí thải từ các khu dân cư có thể gây nên một loại ô nhiễm không khí tổng hợp mà người dân địa phương có thể bị phơi nhiễm và hệ quả là ảnh hưởng đến sức khỏe. Trong khi các cấp độ ô nhiễm không khí ở Hà Nội đang chỉ ở mức trung bình thì phơi nhiễm với ô nhiễm do giao thông lại cao hơn so với các đô thị ở Châu Âu. Một nghiên cứu thử nghiệm đưa ra được những ước lượng ban đầu về phơi nhiễm cá nhân với bụi PM_{10} và CO khi tham gia giao thông ở bốn con đường chính ở Hà Nội đã cho thấy giá trị trung bình của hàm lượng bụi PM_{10} đạt tới $455\mu\text{g}/\text{m}^3$ đến $580\mu\text{g}/\text{m}^3$ khi đi xe máy, và $495\mu\text{g}/\text{m}^3$ khi đi bộ, $408\mu\text{g}/\text{m}^3$ khi di chuyển bằng ô tô, và $6\mu\text{g}/\text{m}^3$ khi đi xe buýt [27]. Một nghiên cứu gần đây đã chỉ ra rằng tỉ lệ viêm mũi dị ứng ở người lớn cũng như một số kết quả liên quan đến bệnh hen ở các vùng thành thị ở Hà Nội là 30%, cao hơn so với những vùng nông thôn là 10% [73]. Ô nhiễm không khí ở trong nhà và ngoài trời từ lâu đã là nguy cơ làm gia tăng bệnh hen suyễn trong khi đó ô nhiễm do khí thải giao thông là nguyên nhân gây nên bệnh hen ở trẻ em [14].

Bên cạnh những ảnh hưởng đến sức khỏe, bụi còn gây ra những ảnh hưởng khác đến môi trường và hệ sinh thái [17]:

Đối với ảnh hưởng đến cơ sở hạ tầng thiết bị, đây là một dạng thiệt hại ít được quan tâm tuy vậy những tác động này thường không nhỏ và gây ra những thiệt hại rất to lớn về tài sản. Điển hình là các thiết bị sản xuất, nghiên cứu mang tính

chính xác cao như thiết bị phòng thí nghiệm, thiết bị linh kiện điện tử, thiết bị sử dụng trong bệnh viện... Những loại thiết bị này nếu bị bụi bám thì tùy mức độ có thể gây ra những sai lệch trong quá trình sử dụng hoặc có thể gây hỏng máy móc, thiết bị. Ô nhiễm bụi gây ra cho cơ sở hạ tầng, thiết bị còn làm giảm tuổi thọ công trình do gây ra hiện tượng ăn mòn bởi trong bụi có chứa nhiều hợp chất có thể hòa tan với nước tạo thành dạng acid.

Đối với ảnh hưởng đến cảnh quan môi trường, đây là một trong những loại hình thiệt hại đáng quan tâm trong thời gian gần đây, đặc biệt khi mà ngành công nghiệp du lịch đang ngày càng phát triển và mang lại những nguồn lợi rất đáng kể cho nền kinh tế quốc dân. Ô nhiễm do bụi là sự giảm vẻ đẹp cảnh quan, lớp bụi này ở một chừng mực nào đó có thể phá huỷ các hợp phần của cảnh quan, làm biến dạng cảnh quan. Tuy nhiên, những thiệt hại do ô nhiễm bụi gây ra cho cảnh quan môi trường chưa được quan tâm nghiên cứu đúng mức.

Đối với ảnh hưởng đến sinh vật và hệ sinh thái, ô nhiễm bụi tác động đến hệ sinh thái dưới các góc độ làm mất cân bằng cấu trúc của một hệ sinh thái hoàn chỉnh. Khi hệ sinh thái bị tác động, đặc biệt là khi vượt qua ngưỡng chịu đựng, khả năng phục hồi thì hệ sinh thái có thể bị suy giảm chức năng thậm chí bị phá huỷ, diệt vong.

Ảnh hưởng rõ rệt nhất có thể thấy là ảnh hưởng đến hệ sinh thái nông nghiệp. Bụi có thể làm giảm khả năng quang hợp của lá cây, có thể làm giảm khả năng thụ phấn của hoa làm giảm năng suất, sản lượng cây trồng. Một số chất độc hại có trong bụi có thể gây rụng lá của một số loại cây dẫn đến khô héo và chết.

1.2. Các nghiên cứu trên thế giới

1.2.1. Xây dựng bản đồ phân bố bụi

Các phương pháp đo đạc khác nhau sẽ dẫn đến các bản đồ phân bố bụi khác nhau. Trong nội dung này, 3 phương pháp lập bản đồ phân bố hàm lượng bụi sử dụng số liệu quan trắc bụi từ 1) các trạm đo cố định, 2) thiết bị đo bụi di động và 3) ảnh viễn thám sẽ được xem xét.

1.2.1.1. Xây dựng bản đồ phân bố bụi sử dụng các trạm đo cố định

Do các mật độ các trạm đo bụi cố định tương đối thưa thớt, để lập được bản đồ phân bố hàm lượng bụi phải áp dụng các phương pháp nội suy số liệu từ các trạm đo. Ba phương pháp nội suy phổ biến nhất hiện nay bao gồm: Phương pháp bình phương nghịch đảo khoảng cách, phương pháp Kriging và phương pháp xu thế bề mặt.

Phương pháp bình phương nghịch đảo khoảng cách (Inverse Distance Weigh, IDW): Theo phương pháp này, nếu cho trước một vị trí cần tính hàm lượng PM_{10} từ các trạm đo, trọng số đóng góp của trạm đo gần vị trí đó hơn sẽ cao hơn trọng số đóng góp của trạm ở xa. Do vậy, hàm lượng bụi được tính từ các trạm sẽ như sau:

$$PM = \sum_{i=1}^N w_i PM_i \quad (1.1)$$

Trong đó PM_i là hàm lượng bụi tại trạm đo thứ i ; w_i là trọng số trạm đo thứ i , được tính theo công thức sau:

$$w_i = \frac{1/d_i^2}{\sum_{k=1}^N 1/d_k^2} \quad (1.2)$$

Trong đó d_i là khoảng cách từ vị trí cần xác định hàm lượng bụi đến trạm đo thứ i . Phương pháp này đã được sử dụng bởi Keler và Krisp [62] để xây dựng bản đồ bụi cho thành phố Bắc Kinh, Trung Quốc.

Phương pháp Kriging thông thường (Ordinary Kriging, OK): Giống như phương pháp bình phương nghịch đảo khoảng cách, hàm lượng bụi tại 1 vị trí bất kỳ được xác định từ tổ hợp có trọng số của các trạm đo bụi cố định. Tuy nhiên, khác với phương pháp bình phương nghịch đảo khoảng cách, ở phương pháp OK các trọng số w_i ngoài phụ thuộc vào khoảng cách giữa vị trí cần tính với các trạm đo còn phụ thuộc vào tương quan giữa các trạm đo với nhau. Để xác định trọng số w_i , một hàm semivariogram được xây dựng và hiệu chỉnh sử dụng chuỗi số liệu thực đo. Đây là phương pháp tương đối phổ biến trong lập bản đồ bụi, đã được áp dụng thành công trong nhiều nghiên cứu (ví dụ, Bayraktar và Turalioglu [24]; Maji và

cộng sự [76]). Tuy nhiên phương pháp OK mới chỉ quan tâm đến tương quan hàm lượng bụi giữa các trạm đo mà chưa quan tâm đến các yếu tố ảnh hưởng đến phân phối theo không gian của hàm lượng bụi trong nội suy. Để giải quyết hạn chế này, một số biến thể của phương pháp OK đã được phát triển để xem xét ảnh hưởng của các yếu tố này đến phân bố theo không gian của hàm lượng bụi như phương pháp đồng Kriging (*co-kriging*) (Singh và cộng sự [101]) hoặc Kriging với ngoại lực (*Kriging with external drift*) (Ignaccolo và cộng sự [56]).

Phương pháp xu thế bề mặt (Trend Surface, TS): Đây là phương pháp tính hàm lượng bụi từ quan hệ hồi quy giữa hàm lượng PM_{10} và hàm lượng PM tại các trạm:

$$PM = b_1 + b_2x + b_3y + b_4x^2 + b_5xy + b_6y^2 + \dots$$

Trong đó x, y là hàm lượng PM tại các trạm đo. β_i là các hệ số của phương trình hồi quy, được xác định bằng các phương pháp tối ưu hoá từ số liệu bụi tại các trạm. Phương pháp này đã được sử dụng bởi Ahmed và cộng sự [19] để lập bản đồ bụi cho thành phố Cairo, Ai Cập.

1.2.1.2. Xây dựng bản đồ phân bố bụi sử dụng quan trắc bụi di động

Hướng nghiên cứu sử dụng quan trắc di động đã được thực hiện rất nhiều ở Châu Âu và Mỹ trong khoảng 20 năm qua, tuy nhiên mới chỉ được thực hiện tại Châu Á trong 5-6 năm gần đây, chủ yếu là tại Hàn Quốc và Trung Quốc. Quan trắc di động là việc quan trắc được thực hiện tại chỗ, ở khoảng cách ngắn, dữ liệu quan trắc thu được theo thời gian thực, biến đổi liên tục theo lượng phát thải của các phương tiện giao thông trên đường [47], [64]. Quan trắc di động đang ngày càng được sử dụng nhiều để thu thập dữ liệu về chất lượng không khí độ phân giải không gian và thời gian cao trong môi trường đô thị phức tạp. Quan trắc di động cung cấp một giải pháp để có thể thu được một tập hợp dữ liệu phân bố rộng về không gian, mà thông thường sẽ không khả thi nếu sử dụng phép đo tĩnh [87]. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng quan trắc di động sử dụng kỹ thuật đo quang là phương pháp hữu ích để đánh giá sự biến đổi theo không gian và thời gian ở hàm lượng chất ô nhiễm không khí [60].

biệt lớn của bụi siêu mịn và bụi than đen ở khu vực đô thị đặc trưng bởi sự phơi nhiễm đối với giao thông khác nhau (cao hơn từ 2-3 lần so với khu vực nền).

Việc sử dụng khu vực nền trong nghiên cứu để hiệu chỉnh số liệu cho thấy sự hội tụ nhanh hơn đến hàm lượng đại diện, giúp làm giảm số lần chạy xe để thu được kết quả đại diện nhất, đặc biệt đối với bụi $PM_{2.5}$ và bụi siêu mịn. Như vậy quan trắc di động ở khu vực nền với mật độ giao thông thấp là rất quan trọng để đánh giá hàm lượng ô nhiễm tại khu vực đó, mà không cần thêm một thiết bị quan trắc nào khác. Nghiên cứu điển hình này là bước đầu tiên để xem xét khả năng sử dụng quan trắc di động để đánh giá sự biến đổi theo không gian của chất ô nhiễm, cũng như đánh giá việc sử dụng khu vực nền để hiệu chỉnh. Quá trình thử nghiệm được thực hiện vào mùa xuân nhưng không khả thi để thực hiện ngoại suy đối với các mùa khác trong năm. Mặt khác cần xem xét sự thay đổi theo không gian đối với các mùa khác nhau một cách riêng rẽ. Nghiên cứu khuyến cáo cũng cần có thêm các nghiên cứu khác về sử dụng khu vực nền để hiệu chỉnh, cũng như sự tích hợp các phương pháp quan trắc đối với từng mùa khác nhau.

Tại Mỹ, Sanders và Addo [95] thử nghiệm sử dụng các thiết bị di động kết nối với các thiết bị văn phòng để quan trắc bụi theo thời gian thực. Nguyên lý hoạt động của thiết bị dựa trên kỹ thuật quan trắc quang học và định lượng bụi theo thời gian thực đo mà không cần phân tích trong phòng thí nghiệm. Nghiên cứu sử dụng phương tiện là xe tải nhỏ và gắn thiết bị đo ở phía sau và ở trước xe. Năm 2001, nghiên cứu về sự phát thải bụi của các phương tiện giao thông do Kuhns và cộng sự [67] thực hiện cũng tại Mỹ đã thử nghiệm hệ thống TRAKER có gắn thiết bị đo bụi ở phía trước và phía sau để đánh giá sự thay đổi hàm lượng bụi trên đường trải nhựa và đường không trải nhựa. Nghiên cứu chỉ ra rằng, hệ thống quan trắc bụi TRAKER có thể được sử dụng để đánh giá sự thay đổi theo không gian và thời gian của lượng bụi phát thải trên các tuyến đường giao thông. Nghiên cứu cũng chỉ ra rằng lượng bụi phát thải trên đường nhựa giảm đến 50% vào mùa đông (thực hiện nghiên cứu trong 3 tuần). Đây là những kết quả nghiên cứu có ý nghĩa quan trọng để kiểm định tính chính xác cho các mô hình phát thải bụi giao thông.

Sử dụng phương pháp xác định bụi trong không khí bằng cách xây dựng hàm tương quan giữa độ dày sol khí AOD (Aerosol Optical Depth) với hàm lượng bụi thu được bằng việc đo trực tiếp tại bề mặt, Sifakis và Deschamps [100] và Retalis và cộng sự [90] sử dụng dữ liệu ảnh vệ tinh SPOT và LANDSAT-5/TM để xác định AOD và thành lập bản đồ phân tán ngang của các hạt trong không khí ở khu vực đô thị. Tiếp tục phát triển phương pháp này, Grosso và cộng sự [48], Retalis và Sifakis [90] đã kết hợp với thuật toán DTA (Differential Textural Analysis) để thành lập bản đồ sol khí tại Lisbon và Athens bằng dữ liệu ảnh viễn thám MODIS và MERIS-ENVISAT, sau đó kết hợp với giá trị đo bụi PM_{10} mặt đất để xây dựng hàm tương quan với giá trị AOT (Aerosol Optical Thickness). Kết quả cho hệ số tương quan $R^2 = 0,77$ và $R^2 = 0,83$ với ảnh MERIS-ENVISAT.

Vidot và cộng sự [108] đã sử dụng dữ liệu ảnh SeaWiFS đã được xử lý trên cả đất liền và đại dương để xác định AOT kết hợp với dữ liệu bụi đo hàng ngày và bổ sung. Một phần dữ liệu đo được sử dụng để xây dựng mô hình bằng phương pháp thống kê; phần còn lại được sử dụng để kiểm tra mô hình. Kết quả phương pháp này cho phép xác định PM_{10} với hệ số tương quan $R^2 = 0,42$ và $PM_{2,5}$ với hệ số tương quan $R^2 = 0,48$.

Tương tự, Zhu và cộng sự [121] đã xác định hệ số tương quan giữa AOT (Aerosol Optical Thickness) thu được từ hệ thống ảnh MODIS và hàm lượng bụi PM_{10} đo đạc tại mặt đất trong khoảng $0,52 \leq R^2 \leq 0,66$. Dinoi và cộng sự (2010) [37] thử nghiệm xác định hàm lượng PM_{10} tại Lombardy, Italy nơi có độ cao khác nhau và thường xuyên xuất hiện hiện tượng đảo nhiệt. Kết quả cho thấy tương quan giữa hàm lượng bụi PM_{10} và AOT trong khoảng $R^2 = 0,74 - 0,84$. Tại Athens, Hy Lạp, Benas và cộng sự [25] sử dụng ảnh MODIS và ảnh MERIS (MEdium Resolution Imaging Spectrometer) có độ phân giải cao kết hợp với dữ liệu bụi PM_{10} đo được và cảm biến quét dọc AATSR (Advanced Along-Track Scanning Radiometer) để thu thập các dữ liệu khí tượng, từ đó xây dựng hàm hồi quy tuyến tính và không tuyến tính phục vụ xây dựng mô hình xác định bụi PM_{10} . Kết quả cho thấy hệ số tương quan tương đối tốt ($R^2=0,7$).

Sử dụng phương pháp phân tích mối quan hệ giữa dữ liệu ảnh vệ tinh trong vùng sóng hồng ngoại nhiệt với một số thông số liên quan đến chất lượng không khí, Wald và Baleynaud [153] sử dụng kênh hồng ngoại nhiệt của vệ tinh LANDSAT TM và số liệu các trạm đo mặt đất để lập bản đồ chất lượng không khí cho các thông số bụi than đen, SO₂ và các chất gây ô nhiễm khác tại Nantes, Pháp. Năm 2002, nghiên cứu của Ung và cộng sự [106] ở Strasbourg, Pháp cho thấy mối tương quan giữa hàm lượng bụi PM₁₀ trong không khí và ảnh vệ tinh trong phạm vi hồng ngoại có mức tin cậy lên đến 95%.

Như vậy, công nghệ viễn thám với ưu điểm là khả năng quan trắc đồng thời nhiều chất ô nhiễm trong thời gian gần thực, cung cấp nhanh chóng các theo dõi một cách liên tục, một trong những hạn chế là vệ tinh giám sát được giới hạn trong phạm vi bước sóng của khí quyển và các kết quả quan sát phải tuân theo các điều kiện khí quyển. Do đó với bất kỳ chất gây ô nhiễm nào có hàm lượng thấp sẽ có khả năng không được phát hiện.

1.2.2. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi

Điều kiện khí tượng là một yếu tố không thể kiểm soát được nhưng vô cùng quan trọng trong việc làm biến đổi ô nhiễm không khí. Nghiên cứu của Yang và cộng sự [115] cho thấy các yếu tố khí tượng có thể làm giảm ít nhất 16% hàm lượng bụi PM_{2,5} ở các thành phố lớn ở Trung Quốc. Trong bối cảnh biến đổi khí hậu, các tương tác giữa các yếu tố khí tượng và các chất ô nhiễm không khí càng được quan tâm [44]. Những hiểu biết về điều kiện thời tiết và sự ảnh hưởng của nó đến ô nhiễm không khí có thể giúp hoạch định các chiến lược cụ thể để giảm thiểu ô nhiễm tại các thành phố [58].

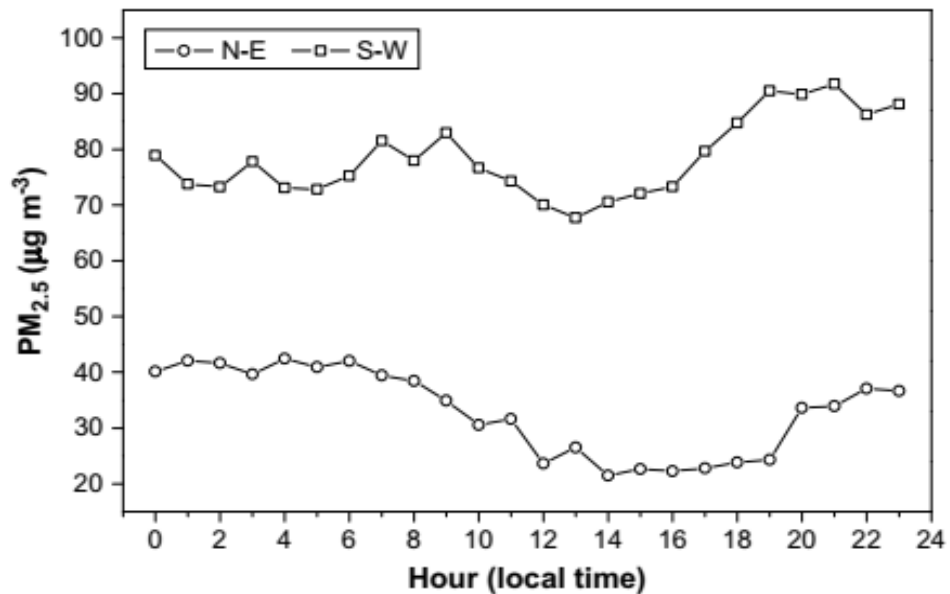
Trên thế giới đã có rất nhiều nghiên cứu về ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến sự biến đổi hàm lượng bụi trong không khí. Padro-Martinez và cộng sự [84] đã chứng minh hàm lượng các chất ô nhiễm liên quan đến giao thông vào mùa đông cao hơn các mùa khác trong nghiên cứu tại Somerville, Massachusetts, Mỹ. Hàm lượng bụi cao nhất trong mùa đông, sau đó đến mùa xuân và thấp nhất trong mùa hè và mùa thu. Nghiên cứu chỉ ra rằng xu hướng này liên quan đến mức phát

thải cao và bầu khí quyển ổn định hơn trong những tháng lạnh. Trong nghiên cứu về hàm lượng bụi than đen tại Bắc Kinh, Trung Quốc, Schleicher và cộng sự [97] chứng minh hàm lượng bụi vào mùa đông cao hơn so với mùa hè. Nguyên nhân là do vào mùa đông, nhiệt độ thấp, điều kiện khí quyển ổn định và độ cao lớp biên thấp dẫn đến lượng phát thải tăng cao hơn do hiện tượng đốt than. Ngoài ra, nhóm nghiên cứu quan sát thấy hàm lượng bụi than đen cao hơn trong đêm. Điều này có thể được giải thích là do lớp biên ranh giới thấp hơn và hoạt động của xe hạng nặng trong đêm cao hơn.

Ở Trung Quốc, Zhao và cộng sự [119] lựa chọn môi trường đô thị và nông thôn ở Bắc Kinh trong nghiên cứu về sự biến đổi theo mùa của bụi $PM_{2,5}$ từ năm 2005 đến năm 2007. Sự thay đổi theo mùa một lần nữa được thể hiện rõ, ở thành thị hàm lượng cao nhất thường được quan sát vào mùa đông và hàm lượng thấp nhất thường thấy trong mùa hè, ở nông thôn, hàm lượng $PM_{2,5}$ tối đa thường xuất hiện trong mùa xuân, tiếp theo là mùa hè, trong khi hàm lượng thấp nhất lại xảy ra vào mùa đông. Xét về thời gian trong ngày thì ở khu vực thành thị, hàm lượng $PM_{2,5}$ cao nhất trong khoảng từ 7:00 đến 8:00 sáng và từ 7:00 đến 11:00 tối. Hàm lượng nhỏ nhất xuất hiện vào khoảng giữa trưa. Hàm lượng $PM_{2,5}$ cao vào buổi sáng là do hoạt động nhân sinh gia tăng trong giờ cao điểm, trong khi việc giảm chiều cao lớp biên và tốc độ gió vào buổi chiều kết hợp với hoạt động của các nguồn thải tăng trong giờ cao điểm buổi chiều dẫn đến sự gia tăng hàm lượng $PM_{2,5}$ trong giờ buổi tối.

Ở khu vực nông thôn, hàm lượng $PM_{2,5}$ thể hiện một xu hướng đặc trưng với cực đại xảy ra trong khoảng thời gian từ 5:00 đến 11:00 tối. Nhóm tác giả nhận định sự thay đổi hàm lượng $PM_{2,5}$ ở khu vực thành thị chủ yếu do sự biến đổi theo mùa và sự thay đổi lớp biên ranh giới cũng như sự phát thải của các nguồn. Bên cạnh đó sự thay đổi lượng mưa hàng năm cũng có ảnh hưởng quan trọng đến sự thay đổi hàm lượng $PM_{2,5}$ theo mùa ở khu vực thành thị. Trong khi đó ở khu vực nông thôn, gió mùa là yếu tố quan trọng hơn đối với sự thay đổi hàm lượng $PM_{2,5}$. Gió từ hướng Nam mang theo các chất ô nhiễm từ các nguồn ở các khu vực đô thị phía

Nam làm tăng cường đáng kể hàm lượng $PM_{2.5}$ ở khu vực nông thôn. Hướng gió S-W có tương quan với hàm lượng $PM_{2.5}$ cao nhất càng làm nổi bật ảnh hưởng của việc vận chuyển các chất ô nhiễm từ các khu vực đô thị phía Nam, trong khi đó hàm lượng $PM_{2.5}$ thấp nhất tương ứng với hướng gió N-E.



Hình 1.11. Hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ trung bình theo hướng gió khu vực nông thôn

Nguồn: [119]

Zhang và cộng sự [117] nghiên cứu mối quan hệ của sáu chất gây ô nhiễm không khí (bụi $PM_{2.5}$, bụi PM_{10} , CO, SO_2 , NO_2 và O_3) với các thông số khí tượng (tốc độ gió, hướng gió, nhiệt độ, độ ẩm tương đối) tại ba thành phố lớn là Bắc Kinh, Thượng Hải và Quảng Châu trong 12 tháng từ năm 2013-2014 nhằm làm rõ các cơ chế tạo ra ô nhiễm không khí. Kết quả xu hướng biến đổi theo mùa được thể hiện rõ, hàm lượng bụi $PM_{2.5}$, bụi PM_{10} , CO, SO_2 , NO_2 lớn nhất vào mùa đông và thấp nhất vào mùa hè, trong khi đối với O_3 xu hướng biến đổi là ngược lại. Sự thay đổi theo mùa một phần là do sự biến đổi của lớp biên ranh giới (thấp hơn vào mùa đông và cao hơn vào mùa hè).

Ngoài ra, các chất gây ô nhiễm không khí có tương quan nghịch với tốc độ gió, trong khi nhiệt độ có tương quan thuận với O_3 . Ở Bắc Kinh, gió đông đã dẫn đến hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ cao nhất. Ở Thượng Hải, hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ cao nhất có liên quan đến gió tây, sau đó là gió bắc, thể hiện sự vận chuyển các chất ô nhiễm từ

phía bắc và phía tây đến Thượng Hải. Trong khi đó gió bắc dẫn đến hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ cao nhất ở Quảng Châu. Nhóm nghiên cứu kết luận vai trò quan trọng của yếu tố khí tượng trong việc hình thành ô nhiễm không khí với sự biến đổi rõ rệt theo mùa và theo khu vực địa lý.

Beijing			$PM_{2.5}$	PM_{10}	CO	SO_2	NO_2	1-h O_3	8-h O_3
WS	Spring		-0.24	-0.16	-0.35	-0.33	-0.38	0.02	0.00
	Summer		0.16	0.16	0.18	0.23	-0.05	-0.17	-0.08
	Fall		-0.37	-0.30	-0.42	-0.22	-0.43	-0.16	-0.15
Temp	Spring		-0.25	-0.25	-0.33	-0.35	-0.40	0.37	0.41
	Summer		-0.03	0.21	-0.27	-0.11	-0.12	0.72	0.71
	Fall		-0.26	-0.06	-0.39	-0.06	-0.34	0.54	0.42
RH	Spring		0.01	0.01	-0.04	-0.37	-0.19	0.66	0.74
	Summer		0.12	0.15	0.09	-0.03	-0.01	0.16	0.08
	Fall		0.65	0.41	0.55	0.34	0.36	-0.18	-0.13
WS	Spring		0.52	0.09	0.59	-0.09	0.18	-0.43	-0.33
	Summer		0.66	0.47	0.59	0.14	0.46	0.25	0.23
	Fall		0.86	0.77	0.75	0.68	0.68	-0.54	-0.58
Shanghai	Spring		-0.45	-0.39	-0.50	-0.47	-0.53	-0.13	-0.13
	Summer		-0.68	-0.58	-0.54	-0.46	-0.65	-0.53	-0.46
	Fall		-0.29	-0.17	-0.26	-0.32	-0.55	-0.23	-0.01
Temp	Spring		-0.38	-0.28	-0.40	-0.31	-0.62	0.09	0.24
	Summer		-0.03	-0.16	-0.15	-0.21	-0.22	0.13	0.01
	Fall		0.10	0.39	-0.19	0.45	0.03	0.60	0.61
RH	Spring		-0.54	-0.64	-0.57	-0.70	-0.58	0.13	0.22
	Summer		0.18	0.12	0.04	-0.21	0.14	0.44	0.29
	Fall		-0.26	-0.33	-0.04	-0.47	-0.25	-0.69	-0.66
WS	Spring		-0.09	-0.34	0.22	-0.47	-0.02	-0.56	-0.60
	Summer		0.06	-0.09	-0.01	-0.25	-0.03	-0.11	-0.22
	Fall		-0.14	-0.21	-0.19	-0.57	-0.23	0.33	0.36
Guangzhou	Spring		-0.02	0.00	-0.18	-0.07	-0.04	-0.03	0.06
	Summer		-0.44	-0.42	-0.35	-0.59	-0.50	-0.44	-0.36
	Fall		-0.14	-0.23	-0.24	-0.53	-0.46	-0.45	-0.37
Temp	Spring		-0.27	-0.18	-0.09	-0.15	-0.50	-0.41	-0.26
	Summer		-0.48	-0.49	-0.12	-0.02	-0.51	0.19	-0.02
	Fall		0.37	0.48	-0.03	0.34	-0.01	0.67	0.72
RH	Spring		-0.38	-0.33	-0.39	-0.02	-0.40	0.14	0.10
	Summer		0.32	0.24	0.33	0.19	0.32	0.36	0.26
	Fall		-0.38	-0.46	-0.14	-0.16	-0.26	-0.12	-0.32
WS	Spring		-0.35	-0.37	0.03	-0.18	0.17	-0.66	-0.75
	Summer		-0.43	-0.53	0.12	-0.10	-0.18	-0.23	-0.36
	Fall		-0.25	-0.32	0.00	-0.56	-0.07	-0.37	-0.49

Hình 1.12. Hệ số tương quan Spearman giữa các chất gây ô nhiễm không khí và các yếu tố khí tượng

Nguồn: [117]

Tương tự nghiên cứu của Zhang và cộng sự, Duo và cộng sự [42] nghiên cứu sự ảnh hưởng của nhiệt độ, độ ẩm, tốc độ gió và áp suất khí quyển đến các chất gây ô nhiễm không khí bao gồm SO_2 , NO_2 , CO, O_3 , bụi $PM_{2.5}$ và bụi PM_{10} tại Lhasa, Tây Tạng. Vào mùa xuân, nhiệt độ là yếu tố khí tượng nổi bật đối với hầu hết các chất gây ô nhiễm không khí. Độ ẩm tương đối và áp suất khí quyển là các yếu tố khí tượng chính trong mùa hè. Tốc độ gió là yếu tố khí tượng chiếm ưu thế trong mùa thu, mối tương quan âm giữa tốc độ gió và các chất gây ô nhiễm không khí cho thấy sự khuếch tán của gió. Trong mùa đông, các chất gây ô nhiễm không khí

cho thấy mối tương quan không đáng kể với các yếu tố khí tượng, thể hiện sự phụ thuộc của chất ô nhiễm vào phát thải nguồn thay vì giới hạn bởi khí tượng học. Đặc điểm thời tiết ô nhiễm tại khu vực cho thấy khí thải có nguồn gốc từ đốt sinh khối và bụi lơ lửng, và các yếu tố khí tượng cũng đóng một vai trò quan trọng.

Year	Season	U	P_a	T_a	RH
2014	Spring	-0.03 (-0.18)	-0.02 (0.04)	0.16 (0.00)	-0.08 (0.15)
	Summer	-0.15 (-0.13)	0.29 (0.26)	0.24 (0.10)	0.03 (0.18)
	Autumn	-0.16 (-0.22)	0.33 (0.25)	-0.44 (-0.28)	-0.04 (0.12)
	Winter	-0.19 (-0.47)	-0.03 (0.11)	0.24 (0.20)	0.37 (0.55)
2015	Spring	0.21 (-0.20)	0.09 (0.23)	0.09 (-0.09)	-0.32 (0.12)
	Summer	0.04 (0.06)	0.07 (-0.03)	0.52 (0.40)	-0.32 (-0.08)
	Autumn	-0.11 (-0.09)	0.42 (0.45)	-0.36 (-0.41)	0.28 (0.27)
	Winter	-0.47 (-0.44)	0.18 (0.15)	-0.09 (-0.04)	0.51 (0.58)

Hình 1.13. Hệ số tương quan Pearson giữa hàm lượng bụi PM_{10} , $PM_{2,5}$ và các yếu tố khí tượng

Nguồn: [74]

Nghiên cứu của Li và cộng sự [74] về đặc trưng của bụi PM_{10} , $PM_{2,5}$ và mối tương quan với các yếu tố khí tượng tại Thẩm Dương, Trung Quốc cũng khẳng định hàm lượng bụi vào mùa đông và mùa xuân cao hơn so với mùa hè và mùa thu. Tỷ lệ $PM_{2,5}/PM_{10}$ hàng tháng lớn hơn vào mùa thu và mùa đông, nhưng thấp nhất vào mùa xuân. Ô nhiễm bụi chủ yếu ở khu vực trung tâm, phía bắc và phía tây của thành phố trong hầu hết các mùa chủ yếu là do các hoạt động giao thông, xây dựng, phát thải bụi tự nhiên và phát thải của dân cư. Mối tương quan giữa hàm lượng bụi hàng ngày và các thông số khí tượng cho thấy cả sự thay đổi theo mùa và theo năm. Trong hầu hết các mùa, hàm lượng bụi thể hiện mối tương quan nghịch với tốc độ gió, nhưng cho thấy mối tương quan thuận với áp suất, nhiệt độ và độ ẩm. Luận giải nguyên nhân, nhóm tác giả cho rằng vào mùa xuân, tốc độ gió cao đã đẩy nhanh sự lan truyền ô nhiễm bụi nhưng giúp giải phóng các hạt bụi thô. Trong khi đó, áp suất không khí cao và luồng không khí đi xuống đã kìm hãm sự chuyển động đi lên của bụi, dẫn đến sự tích tụ của bụi trong lớp biên. Vào mùa hè, nhiệt độ không khí cao làm gia tăng sự biến đổi của các hạt thứ cấp thông qua các quá trình quang hóa, đồng thời cũng giúp phân tán chất ô nhiễm hiệu quả theo chiều dọc trong mùa thu và mùa đông (thể hiện mối tương quan nghịch giữa nhiệt độ và hàm lượng bụi). Bên

cạnh đó, độ ẩm tương đối lớn thường gây ra sự gia tăng hàm lượng bụi do tác dụng hút ẩm của sol khí, tuy điều này không đúng đối với bụi PM_{10} vào mùa xuân và mùa hè, chủ yếu là do quá trình khử bụi trong điều kiện không khí ẩm ướt vào mùa xuân và ảnh hưởng của mưa vào mùa hè.

Chi tiết hơn về ảnh hưởng của các đặc trưng khí tượng đến ô nhiễm không khí nói chung và ô nhiễm bụi nói riêng, Miao và cộng sự [78] tập trung nghiên cứu sự biến đổi của lớp biên ranh giới trong khu vực Bắc Kinh - Thiên Tân - Hà Bắc, nơi thường xuyên bị ô nhiễm không khí rất nặng vào mùa thu và mùa đông. Kết quả cho thấy sự thay đổi theo mùa ảnh hưởng đáng kể đến sự biến đổi của lớp biên ranh giới. Cụ thể do độ ổn định bề mặt cao vào mùa đông nên độ cao lớp biên ranh giới thấp, trong khi vào mùa xuân độ cao lớp biên ranh giới cao là do lực cơ học mạnh. Như vậy, nguyên nhân do độ cao lớp biên tương đối thấp vào mùa thu và mùa đông có thể đã làm cho tình trạng ô nhiễm không khí càng thêm trầm trọng.

Tại Chi lê, Yanez và cộng sự [114] nghiên cứu đánh giá ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng (nhiệt độ, độ ẩm, tốc độ gió) đến bụi $PM_{2,5}$ tại tám thành phố chính ở thung lũng trung nam của Chile từ Santiago đến Osorno trong mùa lạnh (từ tháng 5 đến tháng 8) giữa năm 2014 và 2016. Nhìn chung, các thành phố phía bắc có xu hướng ít bị ô nhiễm bụi $PM_{2,5}$, tuy nhiên bị ô nhiễm bụi thô nhiều hơn so với các thành phố phía nam và ngược lại. Đối với các thành phố ở phía Nam gần nhau về mặt không gian, các yếu tố khí tượng và bụi thể hiện xu hướng ảnh hưởng giống nhau. Kết quả cho thấy mối tương quan nghịch giữa bụi $PM_{2,5}$ với tốc độ gió trung bình và nhiệt độ tối thiểu, trong khi đó bụi thô có tương quan thuận với nhiệt độ và tương quan nghịch với tốc độ gió. Độ ẩm có ảnh hưởng lớn hơn đến bụi thô so với bụi $PM_{2,5}$, thể hiện ở cả mối tương quan thuận và nghịch.

Hartog và cộng sự [50] nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến bụi ở các kích thước khác nhau tại 3 thành phố Amsterdam, Helsinki và Erfurt ở Châu Âu. Sự khác biệt về hàm lượng $PM_{2,5}$ trung bình trong mùa đông và mùa xuân ở cả 3 thành phố lớn hơn đáng kể so với sự khác biệt về hàm lượng của bụi siêu mịn. Ở cả 3 thành phố, hàm lượng $PM_{2,5}$ và hàm lượng bụi siêu mịn có tương quan

không thống nhất, hàm lượng của cả hai đều giảm khi tốc độ gió tăng, nhưng hàm lượng bụi siêu mịn giảm đều đặn khi độ ẩm tương đối tăng, nguyên nhân có thể do sự ngưng tụ để tạo thành sự phân bố của các hạt có kích thước lớn hơn. Trong khi đó hàm lượng $PM_{2,5}$ tăng khi áp suất khí quyển tăng.

			Max. Temp	Precipitation	Humidity	Atmospheric Pressure	Wind Speed
Pre-monsoon	PM ₁₀	Correlation	0.296	-0.446	-0.605	0.077	0.252
		Sig. (2-tailed)	0.001	0	0	0.397	0.005
		N	124	124	124	124	124
Monsoon	PM ₁₀	Correlation	0.287	-0.238	-0.52	-0.045	0.080
		Sig. (2-tailed)	0	0	0	0.476	0.202
		N	258	258	258	258	258
Post-monsoon	PM ₁₀	Correlation	-0.563	-0.294	-0.001	0.161	-0.158
		Sig. (2-tailed)	0	0	0.993	0.055	0.06
		N	143	143	143	143	143
Winter	PM ₁₀	Correlation	-0.036	-0.252	-0.046	0.021	-0.124
		Sig. (2-tailed)	0.642	0.001	0.556	0.785	0.111
		N	165	165	165	165	165

Hình 1.14. Hệ số tương quan Pearson giữa bụi PM_{10} và các yếu tố khí tượng

Nguồn: [46]

Tại Nepal, Giri và cộng sự [46] nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng gồm nhiệt độ, lượng mưa, độ ẩm, áp suất khí quyển, hướng gió và tốc độ gió đến hàm lượng PM_{10} ở ở thung lũng Kathmandu. Kết quả nghiên cứu cho thấy lượng mưa, vận tốc gió và độ ẩm là các yếu tố quan trọng so với các yếu tố khác có ảnh hưởng đến hàm lượng PM_{10} . Hệ số tương quan Pearson giữa hàm lượng PM_{10} với độ ẩm tương đối và lượng mưa là âm, và cao hơn so với các thông số khí tượng khác cho thấy sự xuất hiện của hiệu ứng rửa trôi tại khu vực (với lượng mưa và độ ẩm tăng, hàm lượng PM_{10} giảm). Ngoại trừ thời kỳ gió mùa, áp suất khí quyển có mối tương quan thuận với hàm lượng PM_{10} . Trong thời kỳ tiền gió mùa và gió mùa, tương quan giữa hàm lượng PM_{10} và tốc độ gió cũng là tương quan thuận. Như vậy tốc độ gió và áp suất khí quyển tạo ra sự gia tăng hàm lượng PM_{10} trung bình ở thung lũng Kathmandu. Qua phân tích mối tương quan tuyến tính nhóm tác giả

nhận định hầu hết bụi PM_{10} tại khu vực có nguồn gốc nhân sinh và chủ yếu do phát thải từ nguồn giao thông.

Tại Chennai, Ấn Độ, Srimuruganandam và Shiva Nagendra [103] nghiên cứu tác động của các yếu tố khí tượng như vận tốc gió, nhiệt độ, độ ẩm, áp suất và lượng mưa đối với hàm lượng bụi PM_{10} , $PM_{2,5}$ và PM_1 tại khu vực gần đường đô thị đông đúc từ tháng 11 năm 2007 đến tháng 5 năm 2009. Dữ liệu cho thấy hàm lượng PM_{10} , $PM_{2,5}$ và PM_1 liên quan chặt chẽ với tốc độ gió thấp (<1 m/s theo hướng đông đông bắc), nhiệt độ không khí thấp ($20-25^\circ\text{C}$), độ ẩm cao (80-90 %), áp suất cao (1011-1015 hPa) và điều kiện khí quyển ổn định (buổi sáng từ 7:00-10:00 giờ và tối từ 19:00-21:00 giờ). Lượng bụi rất cao xuất hiện trong tháng gió mùa (tháng 10-12) và vào mùa đông (tháng 1-tháng 2), ngược lại trong mùa hè (tháng 3-tháng 5). Ngoài ra đặc điểm phân tán khí quyển có ảnh hưởng mạnh đến hàm lượng bụi hàng ngày trong mùa đông. Độ cao xáo trộn cao ($MH = 600-1700$ m) và hệ số tuần hoàn gió (ventilation coefficient) cao (lên tới 7900 m²/giờ) cùng với sự lưu thông gió biển làm giảm khả năng ô nhiễm bụi trong mùa hè. Kết quả phân tích hồi quy tuyến tính đa biến cũng cho thấy sự tác động phức tạp giữa phát thải nguồn bụi và quá trình khí tượng tại khu vực.

Wang và Ogawa [109] nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi $PM_{2,5}$ ở Nagasaki, Nhật Bản từ tháng 1 đến tháng 12 năm 2013. Kết quả cho thấy ở khu vực phía tây ô nhiễm $PM_{2,5}$ là nghiêm trọng nhất. Các kết quả phân tích tương quan tuyến tính và tương quan Spearman giữa hàm lượng $PM_{2,5}$ và các yếu tố khí tượng thể hiện nhiệt độ có tương quan nghịch và lượng mưa có tương quan thuận với $PM_{2,5}$. Với độ ẩm, $PM_{2,5}$ thể hiện tương quan nghịch mạnh mẽ, đặc biệt vào mùa hè khi độ ẩm tăng hàm lượng bụi giảm rất nhanh. Với tốc độ gió, $PM_{2,5}$ thể hiện tương quan thuận khi tốc độ gió lớn hơn 3m/s và tương quan nghịch khi tốc độ gió nhỏ hơn 3m/s. Sử dụng mô hình truy xuất nguồn gốc Hysplit, tác giả nhận định gió hướng tây vận chuyển nhiều chất gây ô nhiễm nhất đến Nagasaki trong cả bốn mùa, và nguồn gốc ô nhiễm bụi $PM_{2,5}$ do sự vận chuyển từ khu vực Đông Á.

Nhìn chung, các yếu tố khí tượng (hướng gió, tốc độ gió, nhiệt độ, độ ẩm tương đối, lượng mưa) có liên quan mật thiết đến hình thành, tích tụ và phân tán các chất ô nhiễm không khí và bụi vào môi trường xung quanh [33]. Theo Zheng và cộng sự [120] chất lượng không khí tốt có thể xảy ra khi nhiệt độ cao và độ ẩm thấp, trong khi hàm lượng bụi cao xuất hiện ở tốc độ gió thấp hoặc tốc độ gió cao thay vì tốc độ gió vừa phải. Tốc độ gió là một trong những thông số quan trọng nhất ảnh hưởng đến hàm lượng bụi. Tốc độ gió có tương quan nghịch đến bụi trong mùa đông do ảnh hưởng chủ yếu liên quan đến sự phân tán và pha loãng của các hạt mịn [35]. Tuy nhiên, trong điều kiện khô hơn, tốc độ gió có thể có tương quan thuận do sự hình thành và vận chuyển của các hạt bụi thô gia tăng ở tốc độ gió cao hơn [22]. Độ ẩm tương đối có thể có tương quan thuận với các hạt bụi mịn hơn do làm tăng tính hút ẩm và độ hòa tan của hạt mịn trong khí quyển, và tương quan nghịch với các hạt bụi thô vì nó làm giảm sự hình thành hạt [35]. Lượng mưa có thể làm giảm ô nhiễm do lắng đọng ướt [22] và gián tiếp ảnh hưởng đến độ ẩm tương đối và độ ẩm của đất, làm giảm sự hình thành của các hạt thô. Nhiệt độ thay đổi trong những ngày mùa đông có thể liên quan đến hiện tượng nghịch nhiệt, làm giảm chiều cao lớp biên xáo trộn và sự khuếch tán bụi [47]. Hàm lượng bụi nhỏ trong mùa hè có liên quan nhiều đến nhiệt độ cao và sự xáo trộn tốt [70]. Ngoài ra, sự thay đổi của điều kiện giao thông và khuếch tán giữa các mùa là một yếu tố rất quan trọng [23].

1.2.3. Mô hình hồi quy giữa hàm lượng bụi và các yếu tố ảnh hưởng

Đối với hướng nghiên cứu sử dụng mô hình, đây là hướng nghiên cứu rất phổ biến. Các mô hình lan truyền chất ô nhiễm là công cụ rất quan trọng được sử dụng để xác định quá trình vận chuyển và đánh giá tác động của ô nhiễm không khí trên quy mô lớn. Mô hình lan truyền chất ô nhiễm là các mô hình toán tích hợp với các quá trình khí tượng học, hóa học, vật lý để kiểm soát thành phần và sự vận chuyển ô nhiễm không khí trong bầu khí quyển. Hiện nay, việc nghiên cứu, xác định các yếu tố có ảnh hưởng và nguyên nhân gây ô nhiễm bụi, cũng như dự báo ô nhiễm bụi sử dụng các mô hình thống kê cho thấy tiềm năng trong việc đưa ra dự

báo có độ chính xác cao [99]. Có thể thấy rằng, mô hình hồi quy đa biến (MLR) được các nghiên cứu sử dụng khá phổ biến trong các nghiên cứu dự báo PM_{10} ở khu vực đô thị với thời đoạn dự báo theo ngày hoặc theo giờ ở một hoặc nhiều trạm đo khác nhau. Số liệu đầu vào hay nói một cách khác là các yếu tố ảnh hưởng đến hàm lượng PM_{10} trong không khí được xác định chủ yếu là các yếu tố khí tượng như nhiệt độ, độ ẩm tương đối, tốc độ gió, hướng gió,..., ngoài ra hàm lượng PM_{10} ở các khoảng thời gian trước đó (ví dụ 1 ngày trước, hoặc nhiều giờ trước) cũng đóng vai trò quan trọng trong việc xác định/dự báo hàm lượng PM_{10} [61] [65]. Điển hình một số nghiên cứu có kết quả dự báo có độ chính xác cao như của Stadlober và cộng sự [104] khi dự báo PM_{10} trung bình ngày ở hai trạm đo Graz và Klagefurt tại Áo với chỉ số R^2 đạt 0,7 hay của Cai và cộng sự [29] đối với dự báo PM_{10} theo giờ tại ba trạm kiểm soát giao thông ở thành phố Quảng Châu cũng thể hiện hệ số tương quan cao ($R = 0,894 - 0,971$) cho các trường hợp tính toán khác nhau. Nhiều nghiên cứu khác áp dụng mô hình MLR tổng hợp bởi Shahraiyni và cộng sự [99] thể hiện rằng mặc dù được sử dụng tương đối phổ biến, tuy nhiên kết quả dự báo của mô hình MLR nhìn chung có độ chính xác chưa cao (R^2 trung bình nhỏ hơn 0,5). Một điểm đáng lưu ý đó là các nghiên cứu này đều sử dụng cách tiếp cận theo từng bước (step wise) để xác định các biến độc lập trong mô hình hồi quy.

Bên cạnh mô hình MLR, các mô hình trí tuệ nhân tạo như mô hình mạng thần kinh nhân tạo ANN, mô hình máy véc-tơ hỗ trợ SVM hay một số dạng mô hình kết hợp (hybrid) cũng được áp dụng và cho kết quả rất tốt. Trong số các mô hình này, ANN với các điểm mạnh bao gồm: khả năng tích hợp một số lượng lớn các biến không đồng nhất (heterogeneous variables), tốc độ triển khai nhanh và khả năng mô phỏng các vấn đề phức tạp phi tuyến tính đã được nhiều tác giả sử dụng. Một số nghiên cứu điển hình như Raimodo và cộng sự [89] sử dụng mô hình ANN để dự báo hàm lượng PM_{10} ở thành phố Goteborg, Thụy Điển. Nghiên cứu đã phân tích và xác định các nguyên nhân của ô nhiễm không khí trong thành phố bao gồm các chất gây ô nhiễm (SO_2 , NO, NO_2 , NO_x , CO, O_3 , PM_{10}) và các thông

số khí tượng bao gồm: nhiệt độ không khí, độ ẩm tương đối, tốc độ và hướng gió, áp suất khí quyển, bức xạ mặt trời và lượng mưa. Các yếu tố này được sử dụng làm đầu vào cho mô hình ANN lan truyền tiến để xác định thời điểm hàm lượng PM_{10} vượt chuẩn - gây ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Số lượng lớp ẩn (hidden layer) của mô hình ANN sử dụng trong nghiên cứu là từ 3 đến 20, và hàm hyperbolic tangent được sử dụng làm hàm kích hoạt. Mạng ANN với 18 lớp ẩn và 8 biến đầu vào (hàm lượng PM_{10} của ngày trước đó, hàm lượng ozon lớn nhất theo giờ của một, hai và ba ngày trước đó, và nhiệt độ lớn nhất theo giờ của ngày trước đó) cho kết quả dự báo thời điểm PM_{10} vượt chuẩn với độ chính xác trên 80% và tỷ lệ báo động giả chỉ là 0,82%. Chaloulakou và cộng sự [32] đã so sánh hai mô hình MLR và ANN trong dự báo PM_{10} trung bình ngày tại thủ đô Athen, Hy Lạp trong khoảng thời gian 2 năm và sử dụng các biến khí tượng làm đầu vào cho mô hình. Theo các tác giả, ANN cho kết quả dự báo có độ chính xác cao hơn đáng kể so với mô hình MLR, và nếu ANN được huấn luyện và được thiết lập một cách hợp lý, nó sẽ là một giải pháp tiềm năng cho nhu cầu dự báo sớm hàm lượng PM_{10} . Một kết luận khác của nghiên cứu cũng cho thấy hàm lượng PM_{10} ở các khoảng thời gian trước đó là một biến quan trọng, góp phần nâng cao đáng kể độ chính xác của kết quả dự báo.

Chen và cộng sự [34] sử dụng mô hình ANN hay MLP (Multi Layer Perceptron models) để kiểm tra mối quan hệ giữa hàm lượng $PM_{2.5}$ và PM_{10} với các bệnh nhiễm trùng đường hô hấp trên (URI) ở Đài Loan. Nghiên cứu đã thu thập số liệu hàm lượng PM_{10} và $PM_{2.5}$ trên phạm vi cả nước trong vòng 30 ngày liên tục để làm đầu vào cho mô hình MLP trong việc xác định mối quan hệ giữa các yếu tố này với số lượng bệnh nhân đến kiểm tra các bệnh URI trong một tuần sau đó. Dữ liệu URI được thu thập từ năm 2009 đến 2016. Kết quả nghiên cứu cho thấy trên phạm vi cả nước, mô hình MLP đưa ra mối liên hệ giữa hàm lượng PM_{10} và $PM_{2.5}$ với số lượng bệnh nhân URI lớn tuổi với độ chính xác gần 90%. Con số này đối với tổng dân số là khoảng hơn 80%. Paschalidou và cộng sự [85] áp dụng hai mô hình mạng thần kinh nhân tạo là MLP và Radial Basis Function (RBF) kết hợp với kỹ thuật

phân tích thành phần chính (Principal Component Regression Analysis - PCRA), để dự báo hàm lượng PM_{10} theo giờ ở 4 khu đô thị ở Cyprus. Các mô hình sử dụng các biến khí tượng và các biến chất gây ô nhiễm trong khoảng thời gian 2 năm từ 07/2006 đến 06/2008. Kết quả cho thấy, MLP đưa ra dự báo có độ chính xác cao hơn RBF với chỉ số R^2 trung bình từ 0,65-0,75 trong khi đó mô hình RBF chỉ đạt 0,37 - 0,43.

Một nghiên cứu khác của Hooybrghs và cộng sự [54] xây dựng mô hình thần kinh nhân tạo để dự báo hàm lượng PM_{10} trước một ngày. Nghiên cứu được thực hiện trên 10 trạm đo với số liệu từ 1997 - 2001. Kết quả cho thấy sự thay đổi hàm lượng PM_{10} theo ngày ở khu vực thành thị ở Bỉ có sự đóng góp đáng kể của các điều kiện khí tượng và ít có tác động của yếu tố con người. Tuy nhiên, một số nghiên cứu khác áp dụng ANN/MLP cho rằng mô hình này chưa phù hợp để dự báo hàm lượng PM_{10} cực trị theo ngày, thay vào đó nên áp dụng các mô hình lai như fuzzy hay neuro - fuzzy ANN [77], hay việc sử dụng mô hình ANN chỉ mang tính cục bộ và cho bộ dữ liệu được sử dụng để huấn luyện, chứ chưa thể áp dụng rộng rãi, và việc sử dụng số lượng dữ liệu đầu vào ít có ảnh hưởng đáng kể đến kết quả dự báo của mô hình.

Một số các các tiếp cận khác được sử dụng như QRM (Quantile Regression Model), CART (Classification And Regression Trees), hay mô hình hybrid cũng cho thấy kết quả dự báo PM_{10} khả quan và ở một số trường hợp còn có kết quả tốt hơn ANN [96] [102]. Tuy nhiên, nhìn chung, ngoài ANN, chỉ có SVM và mô hình hybrid là những mô hình AI có tiềm năng cao trong dự báo PM_{10} ở khu vực đô thị. Mặt khác, do việc xây dựng [và lựa chọn biến đầu vào là bước cực kỳ quan trọng đối với các mô hình AI, do đó khi sử dụng các mô hình AI, chúng ta cũng có thể đánh giá được mức độ ảnh hưởng của các biến đầu vào này đối với kết quả dự báo cuối cùng.

1.3. Các nghiên cứu trong nước

1.3.1. Xây dựng bản đồ phân bố bụi

Ở Việt Nam, hướng nghiên cứu sử dụng dữ liệu từ quan trắc di động để xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng một số chất ô nhiễm không khí trên đường giao thông

sử dụng ảnh SPOT 5 vào hai thời kỳ 2003 và 2011 tại Thành phố Hồ Chí Minh để xác định hàm lượng bụi PM_{10} . Phương pháp xử lý ảnh vệ tinh, tính toán giá trị độ dày quang học sol khí (AOT) trên ảnh và thực hiện phân tích tương quan, hồi quy giữa giá trị AOT trên ảnh và hàm lượng bụi PM_{10} tại các trạm quan trắc mặt đất để tìm hàm hồi quy tốt nhất đã được sử dụng. Tuy nhiên, do số lượng trạm quan trắc ít nên kết quả chưa thể kiểm tra một cách độc lập.

Bên cạnh đó, Nguyễn Thị Nhật Thanh và cộng sự [105] sử dụng dữ liệu ảnh MODIS và phát triển các mô hình hồi quy để tính toán hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ trên mặt đất bằng cách tích hợp các dữ liệu đo trên mặt đất, dữ liệu khí tượng và dữ liệu vệ tinh theo lưới ($10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$) đối với toàn bộ Việt Nam. Kết quả nghiên cứu cho thấy tiềm năng sử dụng dữ liệu ảnh MODIS để ước tính hàm lượng bụi ở một quy mô nhất định.

Hướng nghiên cứu sử dụng các mô hình toán học để mô tả quá trình khuếch tán chất ô nhiễm cũng như tính toán lan truyền ô nhiễm đã được nghiên cứu, áp dụng rộng rãi trong nước như mô hình trị số [28], mô hình xác định hệ số khuếch tán rối ngang [14], mô hình thống kê kinh nghiệm dựa trên lý thuyết Gauss [25], mô hình hình hộp [22]. Tuy nhiên các nghiên cứu nêu trên chỉ dừng ở mức sử dụng số liệu rất hạn chế của các trạm quan trắc. Để đảm bảo độ chính xác, cần phải có mật độ các trạm quan trắc đủ dày, phân bố đều trên một khu vực có diện tích lớn.

Một số nghiên cứu tiêu biểu có thể kể đến là cụm công trình của Dương Hồng Sơn và cộng sự [7], [8], [9]. Trong nghiên cứu của Dương Hồng Sơn và cộng sự [7], tác giả đã tiến hành kiểm kê phát thải các chất ô nhiễm từ nguồn điện, nguồn điểm, nguồn đường và nguồn sinh học bằng hệ thống mô hình phát thải ma trận thừa SMOKE. Số liệu từ mô hình SMOKE được kết hợp với số liệu khí tượng đầu vào (tốc độ gió, mưa, độ ẩm, áp suất, nhiệt độ, bức xạ, phân bố mây,...) từ mô hình dự báo khí tượng động lực quy mô vừa MM5 để làm số liệu đầu vào cho mô hình CMAQ phục vụ dự báo chất lượng không khí. Kết quả cho thấy mô hình CMAQ với độ phân giải $18\text{km} \times 18\text{km}$ cơ bản dự báo được xu thế diễn biến các chất ô

những chất như CO, SO₂, NO₂, O₃, ... mặc dù định lượng còn chưa chuẩn xác do số liệu kiểm kê phát thải còn thiếu.

Trong nghiên cứu của Dương Hồng Sơn và cộng sự [8], tác giả đã chỉ ra phát thải giao thông là tác nhân chính gây ra ô nhiễm không khí tại các khu đô thị Việt Nam, với tỷ lệ đóng góp phát thải là CO (31,5%), NO_x (29,9%), SO₂ (6,9%), và bụi TSP (6%). Nhóm nghiên cứu cũng đã ứng dụng mô hình CMAQ để dự báo chất lượng không khí tại Việt Nam với độ phân giải 6km x 6km, kết quả cho thấy mô hình CMAQ dự báo O₃ khá tốt, đối với các khí khác như NO₂, CO và SO₂ thì khả năng dự báo định lượng còn khiêm tốn, kết quả dự báo từ mô hình có xu thế nhỏ hơn các giá trị thực đo.

Nghiên cứu của Dương Hồng Sơn và cộng sự [9] về ảnh hưởng của ô nhiễm không khí xuyên biên giới đến miền Bắc Việt Nam, kết quả tính toán từ mô hình CMAQ cho thấy hàm lượng các chất ô nhiễm vào mùa đông ở miền Bắc nước ta có sự đóng góp khá lớn từ các nguồn phát thải của Trung Quốc, khoảng 30% với CO, 55% với SO₂, 48% với NO₂, trong khi đó vào mùa hè, mức độ đóng góp tương ứng chỉ chiếm 2% với CO, 4% với SO₂, và 1,5% với NO₂.

Trong công trình nghiên cứu của Ngô Thọ Hùng [81], tác giả đã nghiên cứu ứng dụng mô hình OSPM để mô phỏng ô nhiễm khí, bụi tại các tuyến đường giao thông ở Hà Nội. Kết quả dự báo của mô hình OSPM từ một số tuyến đường được đánh giá, so sánh với số liệu quan trắc NO_x, SO₂, CO và Benzene có sẵn. Ngoài ra, phương pháp “tính toán ngược” từ mô hình đã được thử nghiệm để ước lượng các hệ số phát thải trung bình của các phương tiện trong điều kiện của Hà Nội.

Hoàng Xuân Cơ và cộng sự [10] đã tính toán mô phỏng lan truyền ô nhiễm không khí cho các nguồn thải công nghiệp, chủ yếu là nguồn điểm ống khói công nghiệp sử dụng mô hình ISC3. Kết quả cho thấy nhiều khu vực tại Hà Nội đã bị ô nhiễm bụi TSP, đặc biệt là khu vực xung quanh khu công nghiệp Thượng Đình, Vĩnh Tuy - Mai Động.

Bùi Tá Long và Nguyễn Châu Mỹ Duyên [5] đã ứng dụng mô hình AERMOD để mô phỏng lan truyền ô nhiễm không khí từ ống khói cao 40m trong

trường hợp địa hình phức tạp. Với số liệu khí tượng được lấy từ kết quả chạy mô hình WRF, kết quả từ mô hình AERMOD đã làm rõ sự ảnh hưởng của khí tượng lẫn địa hình tới phân bố hàm lượng theo độ cao. Trong trường hợp khí quyển không ổn định, càng lên cao (độ cao 10, 20, 30m), phạm vi ô nhiễm lớp có xu hướng giảm hơn so với gần mặt đất (độ cao 1,5m). Trong trường hợp khí quyển ổn định, sự pha loãng không khí không tốt bằng trường hợp không ổn định, cụ thể ở độ cao 10m, mức độ và phạm vi ô nhiễm lớn hơn tại 1,5m, tại các độ cao 20, 30m, mức độ và phạm vi ô nhiễm lớn có giảm so với độ cao 10m và 1,5m.

Trong công trình nghiên cứu của Nghiêm Trung Dũng [15], tác giả đã ứng dụng mô hình nơi tiếp nhận đa biến PMF để nhận dạng được các loại nguồn thải chính tác động lên hàm lượng bụi chứa PAH trong không khí tại khu vực Thượng Đình - Hà Nội, đó là các quá trình công nghiệp, quá trình phát thải từ động cơ phương tiện giao thông, phát thải bụi xây dựng và bụi đường, đốt sinh khối, rác và bụi thứ cấp. Bốn loại nguồn thải này đóng góp tới 78,5% lượng bụi chứa PAH tại nơi tiếp nhận.

Một số các nghiên cứu khác về ô nhiễm bụi ở Hà Nội có thể kể đến gồm các nghiên cứu của Phạm Ngọc Đăng và cộng sự [17],[18], [21]. Trong các nghiên cứu này, tác giả đã cảnh báo ô nhiễm bụi trong không khí ở thành phố Hà Nội rất nặng nề, hàm lượng bụi trung bình gấp 1,5 đến 3 lần tiêu chuẩn cho phép, ở các công trình xây dựng và tại một số tuyến đường giao thông có xe vận chuyển nguyên vật liệu xây dựng thì hàm lượng bụi cao gấp 7-10 lần tiêu chuẩn cho phép. Ngoài ra tác giả đã ước tính thiệt hại kinh tế do ô nhiễm không khí gây ra đối với Hà Nội mỗi ngày là khoảng 1 tỷ đồng.

Tương tự nghiên cứu của Phạm Ngọc Đăng và cộng sự [21], các nghiên cứu khác như của Hoàng Xuân Cơ và cộng sự “Nghiên cứu hiện trạng trạng ô nhiễm bụi ở thành phố Hà Nội và đề xuất các giải pháp khắc phục” [11]; Phạm Duy Hiền “Hiện trạng và quy luật diễn biến của chất lượng không khí ở Hà Nội” [16]; Phạm Ngọc Hồ “Đánh giá hiện trạng và dự báo xu thế biến động môi trường không khí ở Hà Nội và một số thành phố lớn ở Bắc Việt Nam” [25] cũng cho thấy ô nhiễm bụi

tại các nút giao thông, khu dân cư tập trung xung quanh các khu công nghiệp, cụm công nghiệp là rất trầm trọng và ngày càng gia tăng.

Trong công trình “Đánh giá mức độ và diễn biến chất lượng không khí thành phố Hà Nội thông qua việc xây dựng hoa ô nhiễm đối với bụi PM_{10} và SO_2 ” năm 2013 [12], Hoàng Xuân Cơ đã chỉ ra hàm lượng PM_{10} tại Hà Nội có xu hướng tăng theo các năm, tuy nhiên tại Hà Nội chưa xuất hiện nguồn thải tập trung bụi PM_{10} , các nguồn thải chủ yếu vẫn là phân tán từ các công trình xây dựng, hoạt động giao thông, hoạt động công nghiệp.

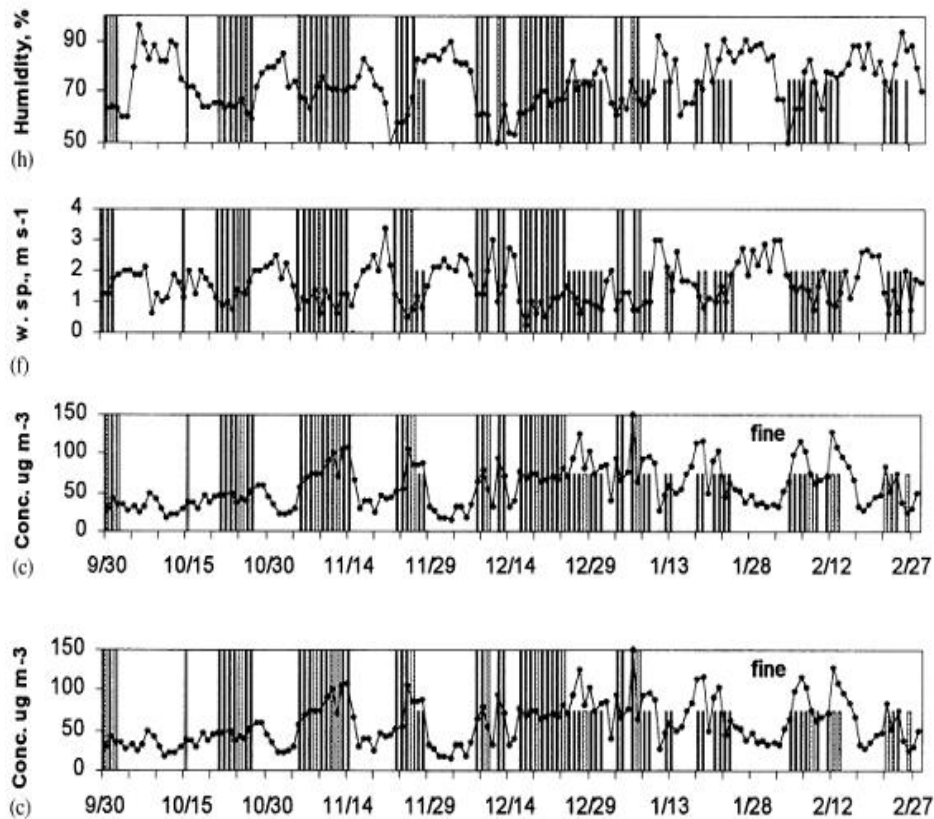
Phạm Ngọc Hồ và cộng sự trong công trình “Các đặc trưng thống kê theo thời gian của một số yếu tố môi trường không khí tại nội thành Hà Nội” [23] đã xác định được hệ số biến động, hàm tương quan, hàm cấu trúc theo thời gian của hàm lượng khí độc và bụi TSP trong môi trường không khí tại khu vực nội thành Hà Nội. Ngoài ra trong công trình năm 2005, Phạm Ngọc Hồ và cộng sự cũng đã đề xuất cơ sở khoa học để xây dựng bản đồ hiện trạng môi trường thành phần và tổng hợp đối với một số chất ô nhiễm như CO , NO_2 , SO_2 , O_3 và bụi TSP cho thành phố Hà Nội [24].

Trong các nghiên cứu về xây dựng hệ số phát thải, Phạm Ngọc Hồ và cộng sự [26] đã xác định hệ số phát thải bụi PM_{10} cho 06 loại nhiên liệu đun nấu dân sinh gồm than tổ ong, than đá, gas LPG, dầu hỏa, rơm rạ. Từ đó tác giả đã ước tính tổng lượng phát thải bụi TSP và PM_{10} từ nguồn dân sinh cho toàn thành phố Hà Nội. Ngoài ra, Phạm Ngọc Hồ và cộng sự đã thực hiện chương trình kiểm kê phát thải khí và bụi từ 35 tuyến đường giao thông chính tại Hà Nội sau đó ước tính tổng lượng phát thải của nguồn giao thông trên toàn thành phố Hà Nội [27].

1.3.2. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi

Có thể thấy trên thế giới, các nghiên cứu về ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi đã được thực hiện từ rất lâu. Tuy nhiên tại Việt Nam, hướng nghiên cứu này còn khá mới mẻ. Cho đến năm 2018, vẫn chưa có công trình nào trong nước công bố nghiên cứu về sự ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến ô nhiễm bụi. Một số các nghiên cứu đã công bố đều ở trên tạp chí quốc tế. Trên tạp

chí Atmospheric Environment, Phạm Duy Hiền và cộng sự [52] đã nghiên cứu ảnh hưởng của các điều kiện khí tượng đến bụi $PM_{2,5}$ và $PM_{2,5-10}$ vào giai đoạn gió mùa ở Hà Nội. Hàm lượng $PM_{2,5}$ và $PM_{2,5-10}$ rất cao cùng với sự xuất hiện của sự thay đổi bức xạ về đêm từ tháng 10 đến tháng 12 và hiện tượng nghịch nhiệt từ tháng 1 đến tháng 3. Khi có sự thay đổi nhiệt độ, hàm lượng $PM_{2,5-10}$ tăng lên và cao hơn đáng kể vào ban đêm so với ban ngày. Vào mùa hè (tháng 5 tháng 9), ô nhiễm hạt vật chất thấp hơn nhiều so với mùa đông.



Hình 1.17. Hàm lượng bụi trung bình trong mùa đông 1998 - 1999.

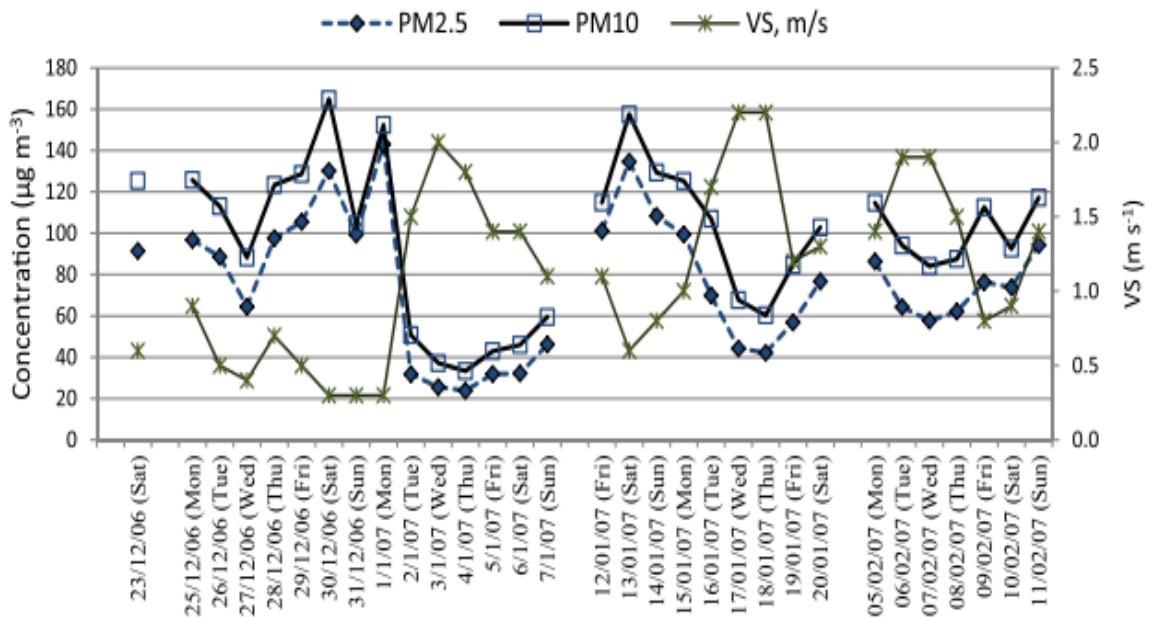
Cột dài và cột ngắn tương ứng với sự xuất hiện của hiện tượng đảo bức xạ về đêm và đảo nhiệt độ

Nguồn: [52]

Phân tích mối tương quan của hàm lượng hạt trung bình 24 giờ so với các thông số khí tượng trong cả mùa đông và thời kỳ gió mùa hè cho thấy các yếu tố quan trọng nhất ảnh hưởng đến hàm lượng $PM_{2,5}$ là tốc độ gió và nhiệt độ, trong khi lượng mưa và độ ẩm tương đối có ảnh hưởng đến sự thay đổi của hàm lượng $PM_{2,5}$.

10 hàng ngày, thể hiện sự xuất hiện của bụi đất trong $PM_{2,5-10}$. Đánh giá dựa theo độ cao xáo trộn, nhiệt độ và tốc độ gió cũng có ý nghĩa quyết định đến hàm lượng bụi. Nhóm tác giả nhận định các thông số khí tượng có thể giải thích được từ 60% đến 74% các biến đổi hàm lượng hạt vật chất theo ngày, và phần không giải thích được phần lớn liên quan đến sự vận chuyển ô nhiễm từ xa.

Ngô Thọ Hùng [81] trong luận án Tiến sĩ về mô hình hóa chất lượng không khí đô thị và quản lý ở Hà Nội đã kết luận điều kiện khí tượng tại Hà Nội không thuận lợi để phân tán các chất gây ô nhiễm không khí. Tốc độ gió thấp kết hợp với nhiệt độ cao làm mức độ ô nhiễm không khí tại khu vực trung tâm thành phố tăng lên. Vào thời kì gió mùa, không khí gần mặt đất nguội đi nhanh hơn lớp trên, do đó ngăn chặn sự pha loãng và khuếch tán khí thải lên cao. Ngoài ra hiện tượng thay đổi nhiệt độ vào ban đêm cũng làm cho hàm lượng không khí cao gấp 2-3 lần ban ngày.

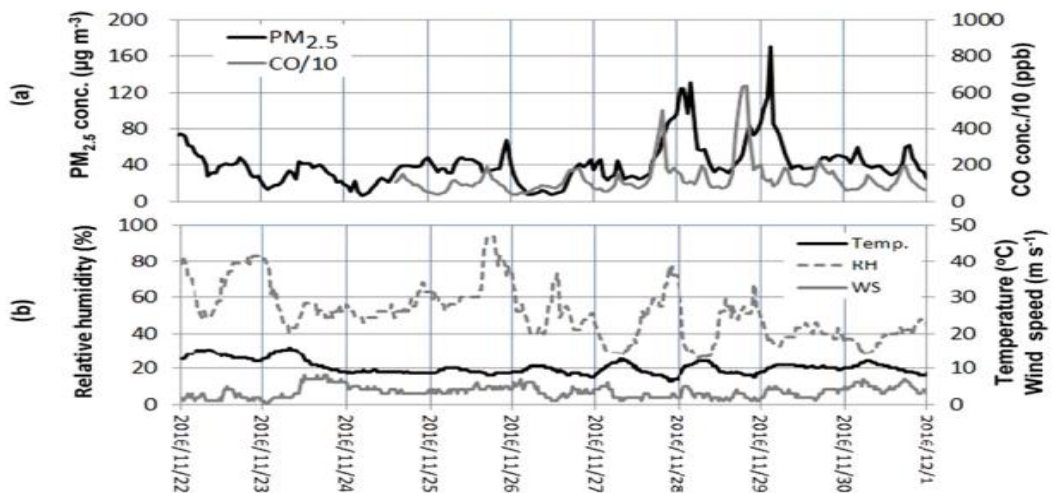


Hình 1.18. Hàm lượng bụi trung bình 24h và tốc độ gió trung bình ngày giai đoạn 2006-2007

Nguồn: [30]

Cao Dũng Hải and Nguyễn Thị Kim Oanh [30] trong nghiên cứu về ảnh hưởng của các điều kiện khí tượng địa phương, khu vực và sự phát thải đến khối lượng và thành phần của bụi tại Hà Nội trên tạp chí Atmospheric Environment đã

cho thấy mối tương quan nghịch giữa tốc độ gió và hàm lượng bụi. Bên cạnh đó, điều kiện khí tượng trong thời gian khảo sát (mùa đông) với hướng gió chủ đạo là hướng bắc, nhiệt độ thấp hơn 20°C , biểu đồ thời tiết cho thấy có những vùng áp suất cao xuất hiện ở phía Bắc chính là nguyên nhân của sự gia tăng hàm lượng bụi, bởi điều kiện không khí tù đọng do ảnh hưởng của áp suất cao và hiện tượng nghịch nhiệt. Khi tốc độ gió tăng và ảnh hưởng của hệ thống áp suất thấp khu vực Đông Nam Á, hàm lượng bụi giảm.

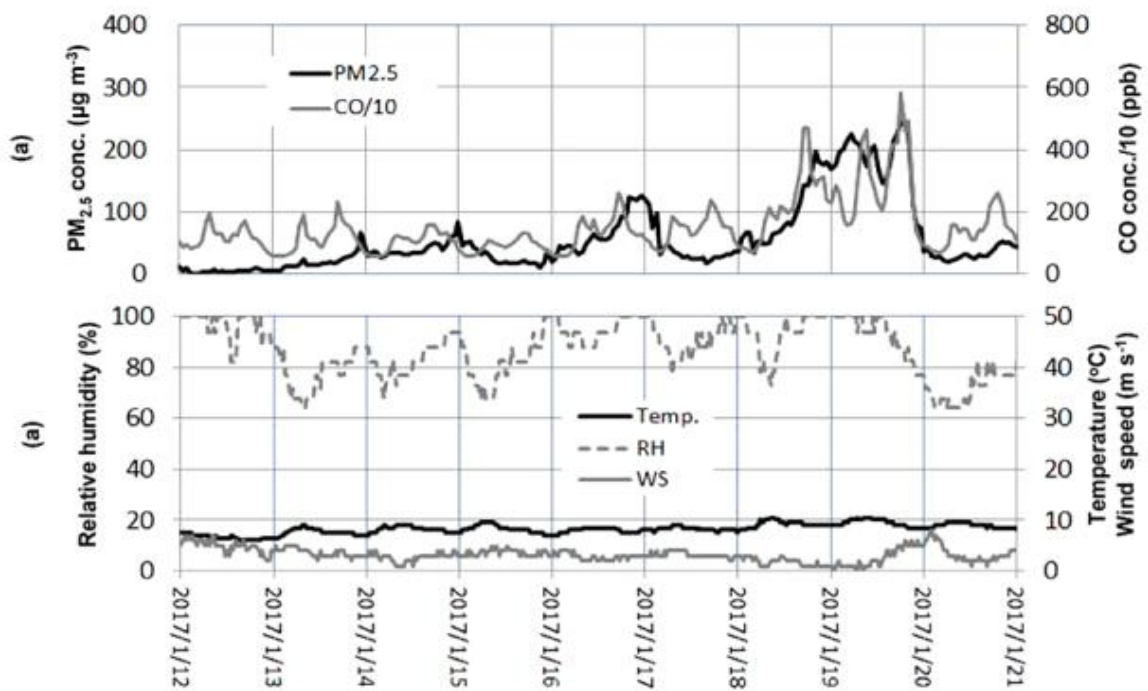


Hình 1.19. Hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$ và các yếu tố khí tượng trong giai đoạn 1

Nguồn: [75]

Công bố trên tạp chí Aerosol and Air Quality Research, Lý Bích Thủy và cộng sự [75] nghiên cứu đặc trưng bụi $\text{PM}_{2,5}$ tại Hà Nội sử dụng cảm biến mới của Panasonic độ phân giải thời gian cao có tính đến ảnh hưởng của hiện tượng khói mù (haze episode). Hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$ với mức cao hơn $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ quan sát được 2 lần và mức $100\text{-}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ xuất hiện 11 lần trong mùa khô (từ tháng 10 năm 2016 đến tháng 3 năm 2017) khi có khói mù. Hiện tượng khói mù có sự liên kết với gió mùa từ Đông Á vào mùa đông do hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$ và CO ngày tăng lên sau một vài ngày khi có hiện tượng tăng giá lạnh (nhiệt độ giảm từ 2°C trở lên). Khi có hiện tượng khói mù, hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$ cao nhất xuất hiện vào nửa đêm trong một số ngày sau khi có sự tăng giá lạnh, trong khi hàm lượng CO thường tăng trong giờ cao điểm.

Hai dạng hình thành khói mù (một là vào đầu mùa đông từ 23 đến 30 tháng 11 năm 2016 và hai là cuối mùa đông từ ngày 12 đến 20 tháng 1 năm 2017) đã được nghiên cứu thông qua dữ liệu bụi $PM_{2.5}$ với độ phân giải 5 phút. Trong giai đoạn 1, gió lạnh tăng cường xảy ra liên tục từ 23 đến 24 tháng 1 và năm ngày sau khi có gió lạnh, hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ đạt cực đại vào ban đêm. Hàm lượng trung bình giờ đạt $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vào ngày thứ 4 và đạt $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vào ngày thứ 5, sau đó giảm xuống dưới $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Đặc trưng ở đây là hàm lượng cực đại chỉ xảy ra trong thời gian ngắn và hàm lượng trung bình ngày vẫn trong khoảng từ $50\text{-}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cụ thể vào ngày thứ 5 sau đợt rét, hàm lượng $PM_{2.5}$ tăng cao đột ngột từ $119 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lên đến $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong vòng 25 phút vào lúc 3 giờ sáng sau đó giảm xuống $113 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong vòng 30 phút, tốc độ tăng hàm lượng $PM_{2.5}$ là $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.phút.



Hình 1.20. Hàm lượng $PM_{2.5}$ và các yếu tố khí tượng trong giai đoạn 2

Nguồn: [75]

Trong giai đoạn 2, gió lạnh tăng cường xảy ra vào ngày 12 tháng 01 dẫn đến sự tăng hàm lượng $PM_{2.5}$ vào ban đêm liên tục trong nhiều ngày sau đó. Hàm lượng bụi đạt cực đại trong khoảng rộng xấp xỉ $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lúc 8 giờ tối ngày 18 tháng 01, và biến đổi trong khoảng từ $150\text{-}250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong vòng hơn 1 ngày, sau

đó giảm mạnh xuống mức $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vào tối ngày 19 tháng 01. Ở giai đoạn này cơ chế hình thành khói mù có sự khác biệt so với giai đoạn trước. Sự gia tăng hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$ trong thời gian này được luận giải do sự xuất hiện của hiện tượng bão hòa hơi nước trong không khí. Độ ẩm cao, cùng với sự tù đọng của không khí và sự phát thải do các hoạt động có nguồn gốc nhân sinh có thể góp phần làm tăng hàm lượng $\text{PM}_{2,5}$.

Cũng trên tạp chí Aerosol and Air Quality Research, Nguyễn Thị Thu Thủy và cộng sự [83] công bố nghiên cứu về hàm lượng và thành phần cacbon của bụi có kích thước $\text{PM}_{0,1}$, $\text{PM}_{2,5}$ và PM_{10} tại các địa điểm ở đô thị Hà Nội trong đó đã phân tích mối tương quan của các yếu tố khí tượng (tốc độ gió, hướng gió, nhiệt độ, độ ẩm tương đối, áp suất bề mặt, bức xạ, lượng mưa) đến hàm lượng của bụi. Nghiên cứu cho thấy tốc độ gió, hướng gió và lượng mưa có mối tương quan với tất cả các kích thước hạt, đặc biệt là độ dốc đường hồi quy giữa $\text{PM}_{0,1-2,5}$, $\text{PM}_{2,5}$ và PM_{10} với tốc độ gió, hướng gió và lượng mưa cao hơn so với $\text{PM}_{2,5-10}$, $\text{PM}_{0,1}$ và ba yếu tố nêu trên. Tương quan nghịch giữa tốc độ gió và hàm lượng bụi cho thấy bụi sẽ giảm khi tốc độ gió tăng, do gió mạnh thường làm giảm bớt ô nhiễm [91]. Độ dốc đường hồi quy giữa $\text{PM}_{0,1-2,5}$, $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} và tốc độ gió cao hơn 20 lần so với $\text{PM}_{0,1}$ và tốc độ gió, cao hơn 4 lần so với $\text{PM}_{2,5-10}$ và tốc độ gió. Tương tự, độ dốc đường hồi quy giữa $\text{PM}_{0,1}$ với hướng gió và áp suất thấp hơn khoảng 20 lần so với $\text{PM}_{0,1-2,5}$, $\text{PM}_{2,5}$ và PM_{10} và các yếu tố trên. Độ dốc đường hồi quy giữa $\text{PM}_{2,5-10}$ với hướng gió và áp suất cũng thấp hơn 2 đến 3 lần so với $\text{PM}_{0,1-2,5}$, $\text{PM}_{2,5}$ và PM_{10} với cùng yếu tố khí tượng. Rõ ràng, tốc độ gió, hướng gió và áp suất có ảnh hưởng đáng lớn đến hàm lượng $\text{PM}_{0,1-2,5}$, và ảnh hưởng không đáng kể đến hàm lượng $\text{PM}_{0,1}$.

	Ws	Wd	T	RH	P	R	Pr
$\text{PM}_{0,1}$	-1.40 **	0.01 **	0.06	-0.15 **	-0.01	0.01 **	-1.83**
$\text{PM}_{0,1-2,5}$	-29.76**	0.19*	-0.94	-0.38	1.26	-0.02	-21.0*
$\text{PM}_{2,5}$	-31.16 **	0.20 *	-0.88	-0.53	-1.25	-0.01	-22.8 *
$\text{PM}_{2,5-10}$	-8.67*	0.09*	0.16	-0.23	0.18	0.04	-13.3**
PM_{10}	-39.83 **	0.29 **	-0.72	-0.76	-1.43	0.03	-36.18 **

Hình 1.21. Tương quan giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng

Nguồn: [83]

Hàm lượng $PM_{0,1}$ chỉ có tương quan mạnh với độ ẩm và bức xạ. Mối quan hệ này đã được Kozakova và cộng sự [66] luận giải, do độ ẩm có ảnh hưởng khác nhau đến phân bố kích thước hạt, độ ẩm cao có thể làm gia tăng các hạt trong khí quyển, làm thay đổi phân bố kích thước của chúng do sự tạo thành các hạt lớn hơn. Thông thường các mối tương quan sẽ là thuận giữa độ ẩm và hạt có kích thước lớn hơn, và nghịch đối với hạt có kích thước nhỏ hơn.

Nghiên cứu về ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi là một hướng tiếp cận không mới nhưng mang tính khoa học và ý nghĩa thực tiễn cao do yếu tố khí tượng là nguyên nhân quan trọng làm biến đổi ô nhiễm không khí. Sự hiểu biết về điều kiện thời tiết cũng như ảnh hưởng của nó đến ô nhiễm không khí có thể giúp các nhà quản lý hoạch định các chính sách giảm thiểu ô nhiễm. Dù vậy, cho đến thời gian gần đây, vẫn chưa thấy một nghiên cứu nào ở trong nước có công bố liên quan đến nội dung này. Rõ ràng, trong bối cảnh phát triển của Việt Nam hiện nay, hướng nghiên cứu này cần được quan tâm hơn nữa để góp phần cung cấp các cơ sở khoa học, giúp cho công tác quản lý môi trường, đặc biệt là kiểm soát ô nhiễm không khí được hiệu quả.

1.4. Tổng quan quy hoạch Thủ đô Hà Nội

1.4.1. Quy hoạch Thủ đô Hà Nội qua các thời kỳ

Theo Báo cáo Thuyết minh tổng hợp Quy hoạch chung xây dựng Thủ đô Hà Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050 [3], Hà Nội đã trải qua nhiều giai đoạn phát triển với nhiều quy hoạch đã được thực hiện, có thể kể đến các quy hoạch sau:

Quy hoạch Hà Nội trước 1979: Mục tiêu là phát triển đa cực Hà Nội và Vĩnh Yên nối hai cực bằng hệ thống giao thông cao tốc. Tuy nhiên sau năm 1979 phát triển chỉ tập trung tại khu vực phía Nam sông Hồng với quy mô diện tích 13.550 ha, dân số 1,5 triệu người. Vùng ngoại thành mở rộng lên Ba Vì, Vĩnh Phúc. Tổng diện tích là 2.130 km².

Quy hoạch Hà Nội năm 1981: Quy hoạch tổng thể Thủ đô Hà Nội đến năm 2000 được phê duyệt tại Quyết định số 100/QĐ-TTg ngày 24 tháng 4 năm 1981.

Đây là Quy hoạch tổng thể của Thủ đô Hà Nội được nghiên cứu một cách hoàn chỉnh với các định hướng phát triển và các chỉ tiêu tính toán quan trọng đối trong khoảng thời gian 20 năm (1981-2000). Quy hoạch dự kiến phát triển xây dựng hạn chế trong 4 quận nội thành đến năm 2000 (Hoàn Kiếm, Ba Đình, Đống Đa, Hai Bà Trưng) sau đó mở rộng thành phố về phía Đông Anh, Gia Lâm.

Từ năm 1986-1992: Định hướng thành phố phát triển chủ yếu tại khu vực phía Nam sông Hồng với quy mô diện tích 13.500 ha, dân số 1,5 -1,7 triệu người, chỉ tiêu đất đô thị 90m²/người khu vực nội thành. Ranh giới hành chính rộng 2.123km², dân số 2,5 triệu người. Dấu ấn của Quy hoạch thời kỳ này là tạo nên diện mạo thực sự của một đô thị, chú trọng đến quỹ di sản, không gian xanh, hệ thống hạ tầng kỹ thuật khung, hệ thống đường vành đai và đường xuyên tâm.

Quy hoạch Hà Nội năm 1996: Theo Quy hoạch điều chỉnh tổng mặt bằng của Thủ đô Hà Nội đến năm 2010 được phê duyệt tại Quyết định số 132/QĐ-TTg ngày 18 tháng 4 năm 1992 thành phố Hà Nội được mở rộng không gian ven đô. Theo Quy hoạch địa giới hành chính của Hà Nội với quy mô diện tích 927,39 km², dân số 2,7 triệu người, gồm 4 quận nội thành (Hoàn Kiếm, Ba Đình, Đống Đa, Hai Bà Trưng) và 5 huyện ngoại thành (Gia Lâm, Thanh Trì, Từ Liêm, Đông Anh, Sóc Sơn). Thành phố được xác định phát triển chủ yếu ở hữu ngạn sông Hồng, phát triển dọc theo các trục đường chính là cửa ngõ, tạo sự xen kẽ các vùng cây xanh, mặt nước đi sâu vào trung tâm, cải tạo sinh thái môi trường đô thị.

Quy hoạch Hà Nội năm 1998: Phạm vi Quy hoạch bao gồm thành phố Hà Nội và các đô thị xung quanh thuộc các tỉnh Hà Tây, Vĩnh Phú, Bắc Ninh, Hưng Yên với bán kính từ 30 - 50 km, diện tích khoảng 7.860 km². Định hướng thành phố phát triển dọc hai bờ sông Hồng và Hà Nội đóng vai trò là thành phố trung tâm. Quy mô dân số thành phố trung tâm khoảng 2,5 triệu người. Quy hoạch đã từng bước thực hiện chuyển đổi cơ cấu kinh tế từ nông nghiệp sang công nghiệp, dịch vụ. Các quy hoạch chuyên ngành như Quy hoạch giao thông, giáo dục,... đã được triển khai.

Ngày 20 tháng 6 năm 1998, tại Quyết định số 108/1998/QĐ-TTg, Thủ tướng Chính Phủ phê duyệt Điều chỉnh Quy hoạch chung Thành phố Hà Nội đến năm

2020. Đây là bản Quy hoạch tổng thể nhất từ trước tới nay, là cơ sở để chỉ đạo thực hiện các Quy hoạch chi tiết và triển khai các dự án đầu tư, phát triển trên địa bàn Thành phố.

Quy hoạch năm 2011 (Quy hoạch chung xây dựng Thủ đô Hà Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050): Được Thủ tướng Chính phủ phê duyệt tại Quyết định số 1259/QĐ-TTg ngày 26 tháng 7 năm 2011. Theo định hướng Quy hoạch, thủ đô Hà Nội mở rộng sẽ bao gồm thành phố lõi và các thành phố đối trọng tự cung tự cấp trên dưới 1 triệu dân, khoảng cách với thành phố lõi là 30km được kết nối với nhau bằng hệ thống đường vành đai và xuyên tâm hiện đại bao gồm cả BRT, URT và các đường cao tốc. Trong đó, đô thị trung tâm sẽ phát triển ở hai bên sông Hồng, lấy sông Hồng, kết hợp với trục không gian hồ Tây - Cổ Loa làm trục cảnh quan chính của thành phố. Hệ thống trụ sở các cơ quan Trung ương vẫn được đặt tại Ba Đình.

Nhìn chung qua quá trình thực hiện các Quy hoạch, có thể nhận thấy một số vấn đề vẫn tồn tại như sau [4]:

- Quá trình đô thị hoá tăng nhanh cùng làm quá tải hệ thống hạ tầng đô thị, tình trạng tắc đường, úng ngập, ô nhiễm môi trường đang ngày càng bức xúc
- Diện mạo kiến trúc đô thị phát triển thiếu hệ thống, thiếu kiểm soát
- Hệ thống hạ tầng kỹ thuật đô thị chưa tạo được một bộ khung vững chắc để tạo mối liên kết ổn định làm cơ sở cho sự phát triển bền vững
- Các trung tâm văn hoá, thương mại, y tế, khu dân cư có xu hướng phát triển xung quanh Thành phố trung tâm, gây nên hiện tượng quá tải.
- Công viên cây xanh bị thu hẹp do lấn chiếm và thay đổi chức năng
- Các khu công nghiệp, tiểu thủ công nghiệp chậm di dời, tiếp tục gây ô nhiễm môi trường.

1.4.2. Quy hoạch thủ đô Hà Nội đến năm 2020 tầm nhìn đến 2050

Hiện nay, định hướng Quy hoạch Hà Nội đang được thực hiện theo bản đồ Quy hoạch chung xây dựng Thủ đô Hà Nội đến 2030 và tầm nhìn đến 2050 [4]. Đây

là định hướng phát triển thủ đô Hà Nội được Thủ tướng Chính phủ phê duyệt tại Quyết định số 1259/QĐ-TTg ngày 26 tháng 7 năm 2011. Theo định hướng Quy hoạch, Hà Nội sẽ trở thành một vùng đô thị lớn mang chức năng kinh tế tổng hợp của quốc gia và ở khu vực châu Á - Thái Bình Dương. Hà Nội sẽ có một diện mạo mới với thành phố trung tâm và nhiều thành phố vệ tinh.

Quy hoạch sử dụng đất đô thị

Quá trình đô thị hóa, công nghiệp hóa đã thu hẹp diện tích đất đai vùng nông nghiệp, lâm nghiệp. Không gian đô thị bị khai thác triệt để để xây dựng các loại công trình, làm giảm diện tích cây xanh và mặt nước, đất nông nghiệp bị mất làm ảnh hưởng đến đời sống của người dân ngoại thành. Theo Định hướng quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, ngưỡng phát triển dân số tối đa của Hà Nội đến năm 2050 khoảng <11 triệu người, dân số đô thị khoảng >7,5 triệu người. Dự kiến đến năm 2030, tổng đất xây dựng tại đô thị và nông thôn cần khoảng 159.600 ha, chiếm khoảng 47,7% diện tích tự nhiên. Trong đó đất xây dựng tại thành thị khoảng 94.700 ha chiếm khoảng 28,3% diện tích tự nhiên, nâng chỉ tiêu đất xây dựng trung bình lên 150-155 m²/người.

Đất dành cho cây xanh - thể dục thể thao trên 11.300 ha, khoảng 8.500 ha đất dành cho công trình công cộng, gồm cả đất y tế - giáo dục - thương mại dịch vụ... khoảng 5.000 ha đất dành cho công nghiệp - kho tàng, khoảng 16.200 ha dành cho giao thông (tăng thêm khoảng 12.700 ha). Quy hoạch chung đã nghiên cứu tính toán quỹ đất xây dựng dự trữ phát triển đô thị và bảo vệ đất đai nông nghiệp, nông thôn.

Quy hoạch khu dân cư

Nhà ở luôn là vấn đề bức xúc của các đô thị nói chung cũng như của Thủ đô Hà Nội nói riêng. Hà Nội vẫn thiếu nhà ở nghiêm trọng mặc dù các năm gần đây quỹ nhà ở hàng năm đều tăng. Theo thống kê năm 2003 có khoảng 30% dân số Hà Nội sống dưới mức 3 mét vuông một người, chất lượng nhà ở đang bị xuống cấp nghiêm trọng do nhiều nguyên nhân khác nhau.

Theo Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, đất dân cư khoảng >26.000 ha (hiện trạng khoảng > 18.000 ha) chỉ tiêu

Diện tích công viên bình quân đầu người trong các quận là $0,9 \text{ m}^2$, ở nhiều khu vực nội thành cũ như Hoàn Kiếm, Hai Bà Trưng, diện tích công viên bình quân đầu người đạt $1,2 - 1,7 \text{ m}^2$. Tổng diện tích công viên hiện nay trong 4 quận nội thành cũ là 135 ha, bình quân đầu người là $1,3 \text{ m}^2$. Đối với các quận đang đô thị hoá nhanh như Đống Đa, Thanh Xuân thì tỷ lệ này rất thấp chỉ đạt $0,05 \text{ m}^2$.

Theo Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, Hà Nội phấn đấu đạt mục tiêu trở thành đô thị sinh thái, đô thị xanh. Tiêu chuẩn đất cây xanh đô thị (công viên - vườn hoa) đạt $16 \text{ m}^2/\text{người}$, đất cây xanh khu ở đạt $2 \text{ m}^2/\text{người}$. Tổng diện tích đất cây xanh đô thị theo quy hoạch đạt 4000 ha.

Để hướng đến xây dựng Thủ đô Hà Nội trở thành thành phố Xanh, trong tương lai cần phải bảo tồn và tận dụng tốt các nguồn cảnh quan để làm đẹp thành phố, tạo dựng nhiều không gian xanh, sạch đẹp, cải thiện môi trường tự nhiên và thúc đẩy phát triển bền vững.

1.5. Kết luận của Chương 1

Các yếu tố khí tượng mặc dù không thể kiểm soát được nhưng vô cùng quan trọng do có ảnh hưởng rất lớn đến sự phát tán, giảm nhẹ hoặc tích tụ chất ô nhiễm. Trong bối cảnh biến đổi khí hậu, các tương tác giữa các yếu tố khí tượng và các chất ô nhiễm không khí càng được quan tâm. Những hiểu biết về điều kiện thời tiết và sự ảnh hưởng của nó đến ô nhiễm không khí có thể giúp cải thiện sự hiểu biết về các cơ chế tạo ra ô nhiễm, tăng cường chất lượng các dự báo về ô nhiễm và hoạch định các chiến lược giảm thiểu cụ thể.

Ở Việt Nam, nghiên cứu về ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến chất lượng không khí cũng đã được thực hiện, tuy chưa nhiều. Các nghiên cứu đã được công bố phần lớn đều ở các tạp chí quốc tế [30], [52], [75], [83], [106]. Các dữ liệu được sử dụng trong các nghiên cứu đã công bố chủ yếu là dữ liệu quan trắc được thực hiện trong các chương trình, dự án cụ thể. Một số nghiên cứu sử dụng dữ liệu của trạm quan trắc tự động cố định của Tổng cục Môi trường. Cho đến năm 2108, mới có nghiên cứu của Trịnh Thị Thủy và cộng sự công bố trên tạp chí trong nước

về ảnh hưởng của hiện tượng nghịch nhiệt đến hàm lượng bụi $PM_{2.5}$ trong môi trường không khí tại Hà Nội.

Bên cạnh đó, dữ liệu quan trắc từ các trạm cố định cũng hạn chế do mật độ trạm khá thưa, cho đến năm 2017, cả Hà Nội chỉ có một trạm quan trắc không khí cố định duy nhất của Tổng cục Môi trường. Việc thiếu dữ liệu đã gây nhiều khó khăn cho các nghiên cứu có sử dụng mô hình và công nghệ viễn thám.

Năm 2017, Sở Tài nguyên và Môi trường thành phố Hà Nội chính thức đưa vào vận hành 10 trạm không khí tự động, cố định (bao gồm 02 trạm cố định và 08 trạm cảm biến), nâng tổng số trạm quan trắc không khí tại Hà Nội lên thành 11 trạm. Dựa vào nguồn số liệu thực đo này, luận án sẽ nghiên cứu, đánh giá một cách tổng thể ảnh hưởng của một số yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} trên địa bàn thành phố Hà Nội. Bên cạnh đó, ảnh hưởng của từng yếu tố khí tượng đặc trưng đến hàm lượng bụi PM_{10} cũng được xem xét, phân tích chi tiết để làm cơ sở cho việc xây dựng 02 mô hình MLR và mô hình ANN. Hướng nghiên cứu của Luận án là ứng dụng mô hình hướng dữ liệu (data driven model) để xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} theo không gian dựa vào số liệu thực đo từ 11 trạm quan trắc không khí trên địa bàn thành phố và dữ liệu khí tượng toàn cầu độ phân giải cao.

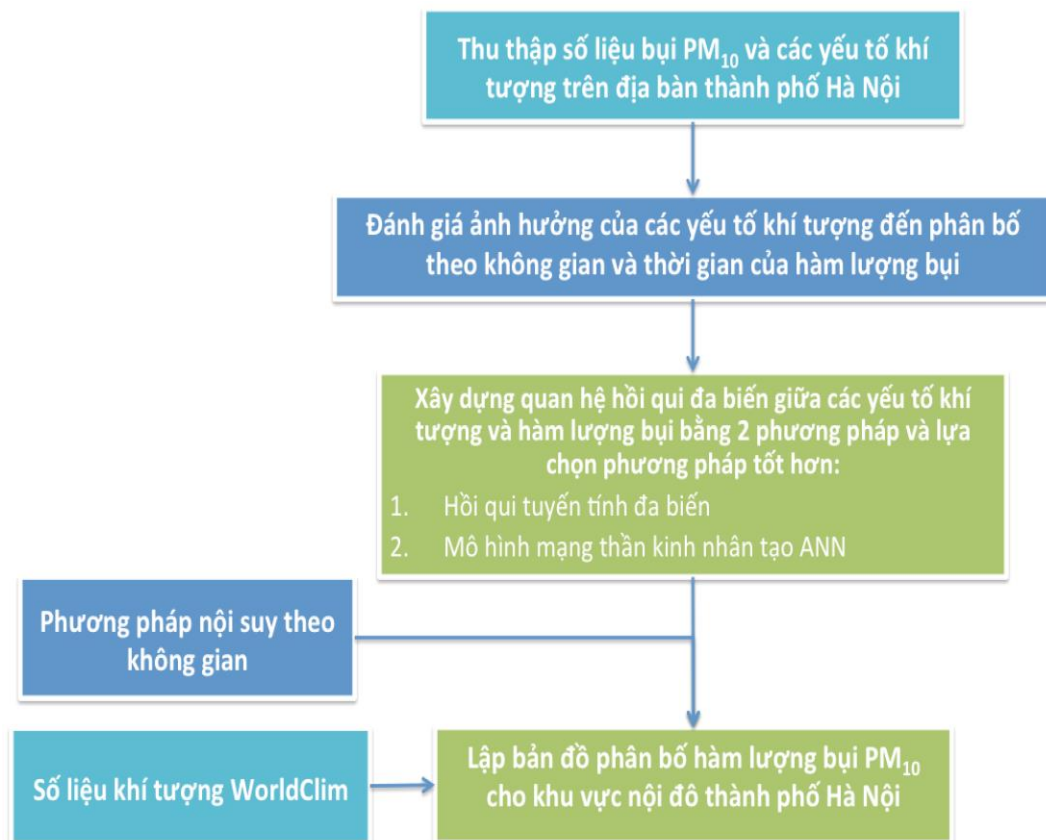
Mặc dù đã nhận thức được tác hại nghiêm trọng của ô nhiễm không khí nhưng nhìn chung công tác quản lý ô nhiễm không khí tại Hà Nội vẫn còn những bất cập chưa được giải quyết triệt để. Giải pháp quy hoạch đô thị, đặc biệt là quy hoạch môi trường, có thể góp phần giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ môi trường.

CHƯƠNG 2 - PHƯƠNG PHÁP XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI

2.1. Phương pháp tiếp cận và phạm vi nghiên cứu

2.1.1. Phương pháp tiếp cận

Để thực hiện được mục tiêu của luận án là đánh giá được ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi, nghiên cứu sẽ tiến hành các bước thực hiện theo sơ đồ trên Hình 2.1. Theo đó các bước nghiên cứu của luận án bao gồm 4 bước: 1) Thu thập các số liệu cần thiết phục vụ nghiên cứu; 2) Đánh giá ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến phân bố theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi; 3) Thiết lập các quan hệ hồi quy đa biến giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi tại từng trạm quan trắc môi trường; 4) Xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi theo không gian và thời gian sử dụng số liệu khí tượng toàn cầu độ phân giải cao.



Hình 2.1. Sơ đồ các bước thực hiện luận án

trắc thuộc Sở Tài nguyên và Môi trường Hà Nội bao gồm: trạm Trung Yên 3, Minh Khai, Hàng Đậu, Hoàn Kiếm, Kim Liên, Mỹ Đình, Phạm Văn Đồng, Thành Công, Tân Mai và Tây Mỗ. Thời gian thu thập dữ liệu từ tháng 6/2017-12/2018.

2.2.1. Phương pháp nghiên cứu

2.2.2. Phương pháp phân tích thống kê mối quan hệ giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng

Để đánh giá định lượng được mối quan hệ giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng, luận án sử dụng hệ số tương quan Pearson được tính theo công thức sau:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2}} \quad (2.1)$$

Hệ số tương quan Pearson sẽ nhận giá trị từ +1 đến -1. Nếu $r > 0$, có sự tương quan dương giữa hai biến, nghĩa là nếu giá trị của biến này tăng thì sẽ làm tăng giá trị của biến kia và ngược lại. Nếu $r < 0$, có sự tương quan âm giữa hai biến, nghĩa là nếu giá trị của biến này tăng thì sẽ làm giảm giá trị của biến kia và ngược lại. Giá trị tuyệt đối của r càng cao thì mức độ tương quan giữa hai biến càng lớn hoặc dữ liệu càng phù hợp với quan hệ tuyến tính giữa hai biến. Nếu $r = 0$ thì 2 biến không tương quan. Sử dụng hệ số tương quan kết hợp với phân tích từ các đồ thị sẽ giúp nghiên cứu mối quan hệ giữa hàm lượng bụi và các yếu tố khí tượng ảnh hưởng đến nó.

2.2.3. Phương pháp mô hình hồi quy đa biến giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi

Trong luận án này, hai phương pháp dùng để thiết lập mô hình hồi quy đa biến giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi PM_{10} sẽ được sử dụng là phương pháp hồi quy tuyến tính đa biến (Multiple Linear Regression, MLR) và phương pháp mạng thần kinh nhân tạo (Artificial Neuron Network, ANN). Đây là 2 phương pháp đang được áp dụng rộng rãi trên thế giới nhưng vẫn còn hạn chế khi sử dụng ở Việt Nam. Dựa trên kết quả so sánh độ chính xác của 2 phương pháp, phương pháp tốt hơn sẽ được sử dụng phục vụ xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi.

2.2.4. Mô hình hồi quy tuyến tính đa biến

Hồi quy tuyến tính đa biến hay còn gọi là hồi quy đa biến, là một kỹ thuật trong thống kê trong đó sử dụng một vài biến giải thích (explanatory variables) để dự báo đầu ra của biến mục tiêu. Bản chất của MLR là mô hình hóa lại mối quan hệ tuyến tính giữa các biến giải thích (độc lập) và biến mục tiêu (phụ thuộc) [58].

Phương trình MLR có dạng như sau:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_p x_p + \epsilon \quad (2.2)$$

Trong đó,

- y là biến phụ thuộc;
- x_p ($p=1,2,\dots,M$) là biến độc lập (biến giải thích/dự báo); M là số biến độc lập
- β_0 là hằng số;
- β_p là hệ số góc của mỗi biến giải thích trong phương trình;
- ϵ là phần sai lệch của mô hình hay còn gọi là phần dư (residuals).

Để ước lượng được bộ tham số $[\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_M]$ của mô hình hồi quy tuyến tính, phương pháp bình phương tối thiểu được sử dụng. Để đưa Phương trình (2.2) được đưa về dạng ma trận, các biến trong phương trình (2.2) được viết lại dưới dạng ma trận như sau:

$$Y_{nx1} = \begin{bmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ \dots \\ Y_n \end{bmatrix}; \quad X_{nxM} = \begin{bmatrix} 1 & X_{11} & X_{12} & \dots & X_{1,M} \\ 1 & X_{21} & X_{22} & \dots & X_{2,M} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1 & X_{n1} & X_{n2} & \dots & X_{n,M} \end{bmatrix}; \quad (2.3)$$

$$\beta_{Mx1} = \begin{bmatrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \beta_2 \\ \dots \\ \beta_M \end{bmatrix}; \quad \epsilon_{nx1} = \begin{bmatrix} \epsilon_1 \\ \epsilon_2 \\ \dots \\ \epsilon_n \end{bmatrix}$$

Các vector Y và ϵ tương tự như đối với mô hình hồi quy tuyến tính đơn giản, tuy nhiên với các ma trận β chứa thêm giá trị hồi quy và ma trận X có chứa thêm các cột giá trị 1, và các cột chứa giá trị của $p-1$ biến độc lập trong mô hình MLR.

Phương trình (2.2) biểu diễn theo dạng ma trận sẽ có dạng như sau:

$$Y_{nx1} = X_{nxM}\beta_{Mx1} + \epsilon_{nx1} \quad (2.4)$$

Trong đó,

- Y là vectơ của biến phụ thuộc
- X là ma trận hằng số
- β là vectơ tham số
- ϵ là vectơ của biến ngẫu nhiên độc lập có giá trị kỳ vọng E

$E\{\epsilon\} = 0$ và ma trận hiệp phương sai như sau:

$$\sigma^2\{\epsilon\} = \begin{bmatrix} \sigma^2 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma^2 & 0 \\ \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \sigma^2 \end{bmatrix} = \sigma^2 I \quad (2.5)$$

Từ đó, vectơ Y có giá trị kỳ vọng là:

$$E\{Y\} = X\beta \quad (2.6)$$

và ma trận phương sai - hiệp phương sai của Y sẽ tương tự như đối với ϵ :

$$\sigma^2\{Y\} = \sigma^2 I \quad (2.7)$$

Như vậy, điều kiện Q ở trên sẽ được viết lại như sau:

$$Q = \sum_{i=1}^n (Y_i - \beta_0 - \beta_1 X_{i1} - \dots - \beta_p X_{in})^2 \quad (2.8)$$

Các tham số ước tính theo phương pháp bình phương tối thiểu là các giá trị $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_M$ tương ứng làm giá trị của Q nhỏ nhất. Phương trình bình phương tối thiểu cho mô hình MLR như sau:

$$X'X\beta = X'Y \quad (2.9)$$

Tham số ước tính bình phương tối thiểu là:

$$\beta = (X'X)^{-1} (X'Y) \quad (2.10)$$

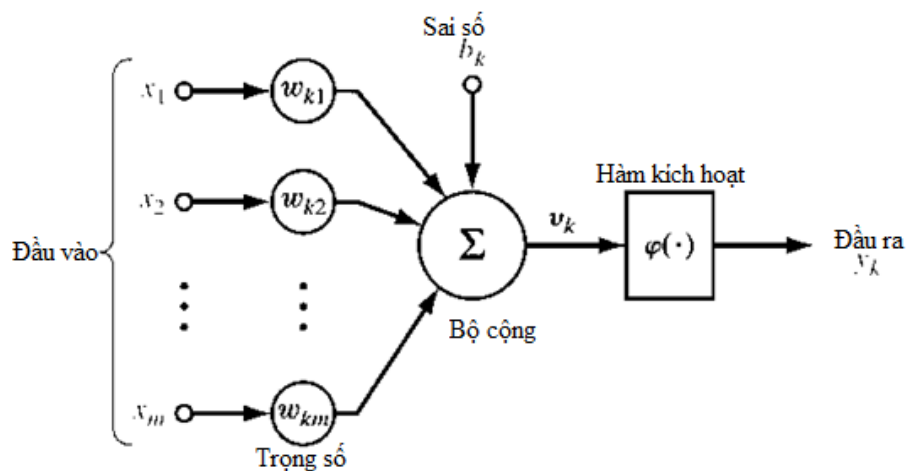
2.2.5. Mô hình mạng thần kinh nhân tạo

Mạng thần kinh nhân tạo được xây dựng để mô phỏng các chức năng của bộ não con người là lưu trữ thông tin trong những tế bào thần kinh và những khớp thần kinh giữa các tế bào này với nhau. Mỗi khái niệm lưu trữ trong não bộ được tượng trưng bằng một mạng của các kết nối khác nhau giữa các tế bào thần kinh. Sự hình thành các kiến thức mới (learning) xảy ra khi các khớp kết nối giữa nhiều neuron trở nên mạnh hơn và

liên kết giữa một cụm tế bào mới được hình thành. Cụ thể hơn, những thông tin này được hình thành từ khả năng thay đổi cường độ liên kết giữa các khớp thần kinh hay còn gọi là sự mềm dẻo của khớp thần kinh (synaptic plasticity). Điều này có nghĩa là khi hai neuron được kích hoạt cùng lúc, các khớp thần kinh giữa hai tế bào sẽ trở nên mạnh hơn và hai tế bào này sẽ có thể kích hoạt lẫn nhau hiệu quả hơn. Các quá trình kích hoạt tạo sự liên kết này lâu dần sẽ tạo ra mạng lưới của các kết nối và nó sẽ đại diện cho một khái niệm/kiến thức nào đó.

Các nhà nghiên cứu đã tìm cách chuyển đổi những khái niệm và kiến thức về cách thức hoạt động của các tế bào thần kinh sinh học thành các mô hình ANN hoạt động trên máy tính. Một mạng thần kinh nhân tạo bao gồm các thành phần cơ bản sau [43]:

- Tập hợp các khớp thần kinh (hay các đường kết nối các neuron lại với nhau. Mỗi synapse đặc trưng bởi cường độ liên kết của nó. Cụ thể, mỗi khớp thần kinh dùng để chuyển tín hiệu từ neuron từ lớp thứ j sang lớp thứ k với trọng số là w_{kj} . Khác với trong mạng thần kinh sinh học, trọng số trong mạng nhân tạo có thể âm hoặc dương.
- Bộ cộng (để tổng hợp các tín hiệu đầu vào tại mỗi neuron và gửi kết quả đi tiếp).
- Một hàm kích hoạt (activation function) để đưa các tín hiệu đầu ra của một neuron vào một miền giá trị nhất định hoặc vào một tập hợp các giá trị cố định.



Hình 2.3. Mô hình của một neuron nhân tạo với đầu ra k

Hoạt động của một neuron có nhãn k trong hình trên được mô tả qua các phương trình toán sau:

$$u_k = \sum_{j=1}^m w_{kj} x_j \quad (2.11)$$

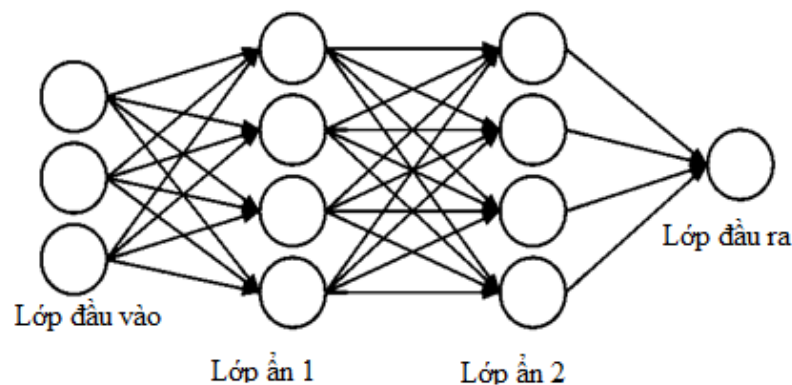
$$v_k = u_k + b_k \quad (2.12)$$

$$y_k = \varphi(v_k) \quad (2.13)$$

Trong đó, x_1, x_2, \dots, x_m là giá trị của các tín hiệu đầu vào $w_{k1}, w_{k2}, \dots, w_{km}$ là các trọng số tương ứng với các khớp thần kinh liên kết đến neuron có nhãn k , u_k là bộ tổ hợp tuyến tính đầu ra (liner combiner output) từ các tín hiệu đầu vào, b_k là độ lệch, $\varphi(\cdot)$ là hàm kích hoạt (activation function) và y_k là tín hiệu đầu ra từ neuron có nhãn k .

Mạng neuron truyền thẳng (Feedforward Neural Network): Các neuron đơn lẻ kết hợp lại với nhau tạo ra các mạng neuron. Trong mạng neuron này, các neuron được tổ chức thành các lớp (layer). Một mạng neuron thường bao gồm 3 lớp, đầu vào, lớp ẩn, và đầu ra. Một mạng neuron chỉ có một lớp đầu vào và một lớp đầu ra nhưng có thể có nhiều lớp ẩn (Hình 2.4).

Mạng neuron truyền thẳng là cấu trúc phổ biến nhất của một mạng neuron. Trong đó, các neuron được kết hợp đôi một với nhau theo một chiều duy nhất từ tầng vào tới tầng ra. Tức là mỗi nốt ở một tầng nào đó sẽ nhận đầu vào là tất cả các nốt ở tầng trước đó mà không suy luận ngược lại. Hay nói cách khác, việc suy luận trong mạng neuron là suy luận tiến (feedforward) [43].



Hình 2.4. Sơ đồ mạng ANN hai lớp ẩn

$$z_i^{(l+1)} = \sum_{j=1}^{n^l} w_{ij}^{(l+1)} a_j^{(l)} + b_i^{(l+1)} \quad (2.14)$$

$$a_i^{(l+1)} = f(z_i^{(l+1)})$$

Trong đó, $n^{(l)}$ số lượng nút ở lớp l tương ứng và $a_j^{(l)}$ là nút mạng thứ j của lớp l ; $w_{ij}^{(l+1)}$ là tham số trọng số (*weight*) của đầu vào $a_j^{(l)}$ đối với nút mạng thứ i của lớp $l+1$ và $b_i^{(l+1)}$ là độ lệch (*bias*) của nút mạng thứ i của tầng $l+1$. Đầu ra của nút mạng này được biểu diễn bằng $a_i^{(l+1)}$ ứng với hàm kích hoạch $f(z_i)$ tương ứng. Đối với lớp đầu vào (*input layer*), $a^{(l)}$ cũng chính là các số liệu đầu vào \mathbf{x} tương ứng.

Để tiện tính toán, coi $a_0^{(l)}$ là một đầu vào và $w_{i0}^{(l+1)} = b_i^{(l+1)}$ là weight và bias của đầu vào này. Công thức trên có thể viết lại dưới dạng vector như sau:

$$z_i^{(l+1)} = w_i^{(l+1)} \cdot a^{(l)} \quad (2.15)$$

$$a^{(l+1)} = f(z^{(l+1)})$$

Nhóm các tham số của mỗi tầng thành một ma trận có các cột tương ứng với tham số mỗi nút mạng thì ta có thể tính toán cho toàn bộ các nút trong một tầng bằng vector:

$$z^{(l+1)} = W^{(l+1)} \cdot a^{(l)} \quad (2.16)$$

$$a^{(l+1)} = f(z^{(l+1)})$$

Huấn luyện mạng ANN và thuật toán lan truyền ngược (backpropagation):

Để huấn luyện mạng ANN nhiều lớp, phương pháp phổ biến nhất là dùng gradient descent (GD). Để tính được GD, cần phải tính được đạo hàm của hàm mất mát theo từng ma trận trọng số $W^{(l)}$ và vector bias $b^{(l)}$.

Giả sử $f(W, b, X, Y)$ là một hàm mất mát của bài toán, trong đó W, b là tập hợp tất cả các ma trận trọng số giữa các tầng và vector bias của các tầng đó. X, Y là cặp dữ liệu huấn luyện với mỗi cột tương ứng với một điểm dữ liệu. Để áp dụng GD, cần phải tính được $\nabla_{\mathbf{w}^{(l)}} f; \nabla_{\mathbf{b}^{(l)}} f; \forall l = 1, 2, \dots, L$.

Lấy hàm mất mát mean square error (MSE) làm ví dụ:

$$f(W, b, X, Y) = \frac{1}{N} \|y_n - \hat{y}_n\|_2^2 = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \|y_n - a_n^{(L)}\|_2^2 \quad (2.17)$$

Trong đó, N là cặp số liệu đầu vào, ra (x, y) trong tập huấn luyện. Đối với công thức trên, việc tính đạo hàm là rất phức tạp do hàm mất mát không phụ thuộc trực tiếp vào các ma trận trọng số và vector bias. Do đó, phương pháp lan truyền ngược giúp tính đạo hàm ngược từ tầng cuối đến tầng đầu tiên [70]. Tầng cuối được tính toán trước vì nó gần nhất với đầu ra dự báo và hàm mất mát. Việc tính toán đạo hàm của các ma trận trọng số trong các tầng trước được thực hiện dựa trên một quy tắc chuỗi quen thuộc cho đạo hàm của hàm hợp. Giải thuật lan truyền ngược có thể được trình bày tóm tắt như sau:

Bước 1: Tính lan truyền tiến:

Lần lượt tính $a^{(l)}$ từ $l = 2 \rightarrow L$ theo công thức

$$\begin{aligned} z^{(l)} &= W^{(l)} \cdot a^{(l-1)} \\ a^{(l)} &= f(z^{(l)}) \end{aligned} \quad (2.18)$$

Trong đó, $a^{(l)}$ bằng các giá trị đầu vào của mạng X.

Tính đạo hàm theo z ở tầng ra

$$\frac{\delta f}{\delta z^{(L)}} = \frac{\delta f}{\delta a^{(L)}} * \frac{\delta a^{(L)}}{\delta z^{(L)}} \quad (2.19)$$

Với $a^{(L)}$ và $z^{(L)}$ tính ở bước 1

Bước 2: Tính lan truyền ngược

Tính đạo hàm theo z ngược lại từ $l = (L-1) \rightarrow 2$ theo công thức

$$\frac{\delta f}{\delta z^{(l)}} = \frac{\delta f}{\delta z^{(l+1)}} * \frac{\delta z^{(l+1)}}{\delta a^{(l)}} * \frac{\delta a^{(l)}}{\delta z^{(l)}} = \left((W^{(l+1)})^T * \frac{\delta f}{\delta z^{(l+1)}} \right) \frac{\delta a^{(l)}}{\delta z^{(l)}} \quad (2.20)$$

Với $z^{(l)}$ tính toán ở bước 1 và $\frac{\delta f}{\delta z^{(l+1)}}$ tính toán ở ngay vòng lặp trước.

Bước 3: Tính đạo hàm

Tính đạo hàm theo tham số w bằng công thức:

$$\frac{\delta f}{\delta W^{(l)}} = \frac{\delta f}{\delta z^{(l)}} * \frac{\delta z^{(l)}}{\delta W^{(l)}} = \frac{\delta f}{\delta z^{(l)}} (a^{(l-1)})^T \quad (2.21)$$

Với $a^{(l-1)}$ tính ở bước 1 và $\frac{\delta f}{\delta z^{(l)}}$ tính ở bước 3.

2.2.6. Xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM₁₀

Cuối cùng, dựa vào các thông tin từ cơ sở dữ liệu khí hậu toàn cầu độ phân giải cao (WorldClim) và các phương trình hồi quy đa biến đã được xây dựng, cho các trạm môi trường, luận án sẽ xây dựng bản đồ phân phối hàm lượng PM₁₀ theo không gian và thời gian. Để thực hiện được điều này cần kết hợp kết quả tính toán từ các phương trình hồi quy với phương pháp nội suy theo không gian. Các bước tiến hành cụ thể như sau:

- **Bước 1:** Triệt xuất các số liệu khí hậu toàn cầu cho khu vực nghiên cứu từ số liệu khí tượng toàn cầu WorldClim. Với mỗi ô lưới ở khu vực nghiên cứu, xác định trọng số đóng góp trong phương trình tính hàm lượng PM₁₀ tại ô lưới đó của các trạm quan trắc môi trường theo công thức nghịch đảo bình phương khoảng cách như sau:

$$w_{ki} = \frac{1/d_{ki}^2}{\sum_{i=1}^N 1/d_{ki}^2} \quad (2.22)$$

Trong w_{ki} là trọng số của trạm đo PM₁₀ thứ i đối với ô lưới thứ k , d_{ki} là khoảng cách từ ô lưới thứ k đang tính đến trạm thứ i . N là tổng số trạm, trong trường hợp nghiên cứu này $N=3$. Có thể thấy phương pháp nghịch đảo bình phương khoảng cách quan điểm rằng nếu các trạm càng ở xa vị trí cần tính toán thì trọng số đóng góp của trạm đó càng nhỏ.

- **Bước 2:** Tính hàm lượng PM₁₀ tại mỗi ô lưới theo công thức sau:

$$PM10_k = \sum_{i=1}^N w_{ki} f_i(P_k, T_k, RH_k, WS_k) \quad (2.23)$$

Trong PM_{10k} là hàm lượng PM₁₀ được tính tại ô lưới thứ k . P_k, T_k, RH_k, WS_k lần lượt là áp suất, nhiệt độ, độ ẩm và tốc độ gió tại ô lưới thứ k . f_i là phương trình hồi quy xây dựng cho trạm thứ i . Điểm đáng chú ý của cách tính hàm lượng PM theo phương pháp này là hàm lượng tại mỗi ô lưới sử dụng hàm tương quan của các trạm đo khác nhau nhưng số liệu khí tượng đầu vào của mỗi hàm lại lấy tại vị trí ô lưới cần tính.

- **Bước 3:** Sau khi giá trị bụi PM_{10} tại từng ô lưới được tính, lập bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} cho các quận nội đô thành phố Hà Nội.

2.3. Kết luận của Chương 2

Các phương pháp nghiên cứu đánh giá ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi và xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} cho một số quận nội đô ở khu vực ở Hà Nội đã được xem xét lựa chọn. Dữ liệu được sử dụng sẽ bao gồm dữ liệu trung bình giờ của hàm lượng bụi PM_{10} và dữ liệu khí tượng từ 11 trạm quan trắc không khí tự động cố định trong giai đoạn từ 6/2017 - 12/2018.

Phương pháp phân tích sử dụng hệ số tương quan dùng để đánh giá định tính mức độ ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} và đánh giá, giải thích sự biến đổi theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi PM_{10} . Phương pháp xây dựng mô hình MLR và mô hình ANN sẽ được sử dụng để xây dựng quan hệ giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi PM_{10} phục vụ kiểm soát và đánh giá hiện trạng hàm lượng bụi. Cuối cùng phương pháp xây dựng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} theo không gian và thời gian cho một số quận nội đô của thành phố Hà Nội sử dụng phương pháp tích hợp thuật toán nội suy nghịch đảo bình phương khoảng cách và mô hình ANN được sử dụng sẽ cung cấp cái nhìn trực quan về hiện trạng ô nhiễm bụi của khu vực nội đô thành phố Hà Nội.

CHƯƠNG 3 - KẾT QUẢ XÂY DỰNG BẢN ĐỒ PHÂN BỐ HÀM LƯỢNG BỤI PM₁₀ HỖ TRỢ QUY HOẠCH ĐÔ THỊ

3.1. Khu vực nghiên cứu và số liệu phục vụ nghiên cứu

3.1.1. Khu vực nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu thuộc địa phận thành phố Hà Nội bao gồm 11 quận. Bảng 3.1 và Hình 3.1 dưới đây thể hiện vị trí của các quận này trên bản đồ thành phố Hà Nội. Các quận thuộc khu vực nghiên cứu bao gồm: Ba Đình, Hoàn Kiếm, Tây Hồ, Long Biên, Đống Đa, Cầu Giấy, Hoàng Mai, Thanh Xuân, Hai Bà Trưng, Nam Từ Liêm, Bắc Từ Liêm. Lý do để lựa chọn 11 quận này làm khu vực nghiên cứu là vì các quận này có thể coi là các quận có mật độ dân cư đông nhất và có mức độ ô nhiễm cao nhất trên địa bàn thành phố Hà Nội, vì vậy ảnh hưởng của ô nhiễm bụi PM₁₀ nói riêng và ô nhiễm không khí nói chung ảnh hưởng rất lớn đến sức khỏe của nhiều người dân. Một lý do khác nữa là mạng lưới trạm quan trắc ô nhiễm không khí hiện có chỉ tập trung ở khu vực này. Để đảm bảo độ tin cậy của kết quả tính toán, dự báo nghiên cứu sẽ chỉ xây dựng bản đồ ô nhiễm bụi cho các quận có trạm quan trắc.

**Bảng 3.1. Bảng thống kê diện tích và dân số các quận của Hà Nội
trong khu vực nghiên cứu**

STT	Quận	Diện tích (km ²)	Dân số (nghìn người)
1	Ba Đình	9,25	242,8
2	Hoàn Kiếm	5,29	155,9
3	Tây Hồ	24,01	152,8
4	Long Biên	59,93	270,3
5	Cầu Giấy	12,03	251,8
6	Đống Đa	9,96	401,7
7	Hai Bà Trưng	10,09	315,9
8	Hoàng Mai	40,32	364,9
9	Thanh Xuân	9,08	266
10	Bắc Từ Liêm	43,35	320,4
11	Nam Từ Liêm	32,27	232,9

(Nguồn: Trung tâm Xúc tiến Đầu tư, Thương mại, Du lịch Hà Nội

(<http://hpa.hanoi.gov.vn/>), Số liệu thống kê đến năm 2017)

Số liệu quan trắc: Bảng 3.2 và Hình 3.1 thể hiện vị trí của các điểm ở khu vực nghiên cứu. Theo đó, trên toàn khu vực nghiên cứu có 3 trạm đo chất lượng không khí cố định (Minh Khai, Trung Yên 3 và Nguyễn Văn Cừ), 8 trạm còn lại là các trạm đo chất lượng không khí tự động. Trong số 11 trạm thì trạm Nguyễn Văn Cừ thuộc thẩm quyền quản lý của Tổng cục môi trường. Các trạm còn lại nằm dưới sự quản lý của Chi cục Bảo vệ môi trường thành phố Hà Nội. Vị trí đặt các trạm tương đối đồng đều trên khu vực nghiên cứu, đảm bảo đến mức tối nhất trong điều kiện cho phép đánh giá diễn biến theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi PM₁₀ nói riêng và các yếu tố chất lượng không khí nói chung.

Chuỗi số liệu phục vụ nghiên cứu được thu thập theo giờ từ ngày 1/6/2017 đến ngày 31/12/2018, do đó bao trùm cả bốn mùa trong năm, đáp ứng yêu cầu nghiên cứu biến động theo giờ, ngày, tháng và mùa của hàm lượng PM₁₀. Các yếu tố khí tượng phục vụ nghiên cứu đánh giá mối quan hệ giữa điều kiện khí tượng và hàm lượng PM₁₀ bao gồm: áp suất khí quyển, nhiệt độ, tốc độ gió, độ ẩm. Các số liệu khí tượng này được thu thập cùng thời điểm với số liệu PM₁₀. Ngoài ra, để đánh giá sơ bộ ảnh hưởng của giao thông đến phân bố hàm lượng bụi trong ngày, nghiên cứu cũng kế thừa và thu thập số liệu về lưu lượng giao thông trung bình theo giờ trên 1 số tuyến phố chính.

Bảng 3.2. Thông tin về các trạm quan trắc không khí tự động tại Hà Nội

STT	Điểm quan trắc	Kinh độ	Vĩ độ	Vị trí	Thông số
I	Trạm cố định				
1	Minh Khai - Bắc Từ Liêm	21 ^o 02'57.8"	105 ^o 44'31.0"	UBND Phường Minh Khai	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO/NO ₂ /NO _x , SO ₂ , O ₃ , CO, Các thông số khí tượng.
2	Số 17, Trung Yên 3, Trung Hòa, Cầu Giấy	21 ^o 00'55.1"	105 ^o 47'59.6"	Chi cục BVMT Hà Nội	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO/NO ₂ /NO _x , SO ₂ , O ₃ , CO, Các thông số khí tượng.

STT	Điểm quan trắc	Kinh độ	Vĩ độ	Vị trí	Thông số
3	556 Nguyễn Văn Cừ	21 ^o 2'58.43"	105 ^o 52'55.8"	Trung tâm QTMT miền Bắc	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO/NO ₂ /NO _x , SO ₂ , O ₃ , CO, Các thông số khí tượng.
II Trạm cảm biến					
4	36A Phạm Văn Đồng	21 ^o 03'04.3"	105 ^o 46'54.6"	Trung tâm quan trắc TNMT Hà Nội	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
5	Điểm giao Láng Hòa Lạc - Đường 70	21 ^o 00'45.2"	105 ^o 44'48.1"	UBND Phường Tây Mỗ	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
6	Khu đô thị Mỹ Đình, Mỹ Đình	21 ^o 01'10.5"	105 ^o 46'13.3"	UBND Phường Mỹ Đình 1	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
7	Khu phố cổ (Vườn hoa Hàng Đậu)	21 ^o 02'25.7"	105 ^o 50'44.5"	Công an Phường Hàng Mã	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
8	Khu vực hồ Hoàn Kiếm	21 ^o 01'35.5"	105 ^o 51'11.9"	Công an Quận Hoàn Kiếm	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
9	Khu vực Kim Liên - Trung Tự	21 ^o 00'24.8"	105 ^o 50'11.3"	Trường mầm non Kim Liên	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
10	Khu tập thể Thành Công	21 ^o 01'11.0"	105 ^o 48'53.0"	Công viên hồ Thành Công	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.
11	Khu dân cư hỗn hợp Hoàng Mai	20 ^o 59'18.0"	105 ^o 51'17.6"	UBND Phường Hoàng Văn Thụ	PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ , CO, Các thông số khí tượng.

Số liệu khí tượng toàn cầu: Số liệu đầu vào để xây dựng các bản đồ phân bố bụi PM₁₀ là số liệu về nhiệt độ, độ ẩm, áp suất khí quyển và tốc độ gió lấy từ số liệu khí tượng WorldClim 2.0. Đây là bộ dữ liệu mới về dữ liệu về khí hậu hàng tháng toàn cầu được nội suy ở độ phân giải không gian rất cao (1 km²). Số liệu hiện có bao gồm nhiệt độ hàng tháng (tối thiểu, tối đa và trung bình), lượng mưa, bức xạ mặt trời, áp suất khí quyển và tốc độ gió, được tổng hợp trong phạm vi thời gian từ năm 1970 đến 2000, sử dụng dữ liệu từ 9.000 đến 60.000 trạm thời tiết. Dữ liệu của trạm thời tiết được nội suy sử dụng phương pháp spline tấm mỏng (thin-plates) với các đồng biến (covariates) độ cao, khoảng cách đến bờ biển và ba đồng biến vệ tinh (nhiệt độ bề mặt đất tối đa và tối thiểu cũng như che phủ mây), thu được từ ảnh vệ tinh MODIS. Nội suy được thực hiện cho 23 vùng có kích thước khác nhau tùy thuộc vào mật độ trạm. Dữ liệu vệ tinh đã cải thiện độ chính xác dự đoán cho các biến nhiệt độ từ 5 đến 15% (0,07 đến 0,17 ° C), đặc biệt đối với các khu vực có mật độ trạm thấp, mặc dù lỗi dự đoán vẫn cao ở các khu vực như vậy đối với tất cả các biến khí hậu. Đóng góp của các đồng biến vệ tinh hầu như không đáng kể đối với các biến khác, mặc dù tầm quan trọng của chúng thay đổi theo vùng. Trái ngược với cách tiếp cận phổ biến thường sử dụng một công thức mô hình duy nhất cho toàn thế giới, sản phẩm được xây dựng bằng cách chọn mô hình hoạt động tốt nhất cho từng khu vực và biến. Kết quả kiểm định chéo cho thấy, sản phẩm WorldClim có hệ số tương quan là lớn $\geq 0,99$ cho nhiệt độ và áp suất hơi nước, $\geq 0,86$ cho lượng mưa và $\geq 0,76$ cho tốc độ gió. Do sản phẩm của WorldClim không cung cấp trực tiếp số liệu về độ ẩm nên nghiên cứu đã tính giá trị độ ẩm này từ nhiệt độ và áp suất hơi nước bão hoà như sau:

$$RH = \frac{e}{e_s} \text{ với } e_s = 611 \times 10^{7.5T/(237.3+T)} \quad (3.1)$$

Trong đó RH là độ ẩm tương đối (%); e và e_s lần lượt là áp suất hơi nước và áp suất hơi nước bão hoà. Tương tự, do áp suất khí quyển cũng không có sẵn trên cơ sở dữ liệu WorldClim, nghiên cứu cũng tính giá trị này từ cao độ địa hình và nhiệt độ như sau:

$$P_h = 101325 \left(1 - \frac{0.0065h}{T + 0.0065h + 273.15} \right)^{5.257} \quad (3.2)$$

Trong đó, h là cao độ địa hình của vị trí mà chúng ta muốn tính áp suất. P_h là áp suất khí quyển ở độ cao h .

Số liệu khí tượng của WorldClim trải trên toàn cầu và được lưu dưới dạng NetCDF file. Để đọc và triết suất dữ liệu cho khu vực nghiên cứu từ số liệu mưa toàn cầu một chương trình được viết bằng ngôn ngữ lập trình Matlab. Chương trình cho phép nhanh chóng triết suất dữ liệu khí tượng của bất cứ khu vực nghiên cứu nào khi được cung cấp shapefile (.shp) của vùng đó. Hình 3.2 thể hiện nhiệt độ không khí, tốc độ gió, độ ẩm tương đối và áp suất khí quyển trong tháng 2 và tháng 7. Các hình vẽ cho thấy cơ sở dữ liệu toàn cầu WorldClim có khả năng phản ánh tương đối tốt sự biến đổi theo không gian của các yếu tố khí tượng. Chẳng hạn, dữ liệu WorldClim cho thấy ở cả mùa đông và mùa hè nhiệt độ khu vực tây nam đều cao hơn các khu vực khác. Ngược lại, độ ẩm của khu vực này lại thấp hơn các khu vực xung quanh.

Đánh giá độ tin cậy của dữ liệu quan trắc: Trước khi sử dụng số liệu PM_{10} và các số liệu khí tượng cho các phân tích nghiên cứu ở bước tiếp theo, các số liệu quan trắc cần được đánh giá độ tin cậy và loại bỏ các giá trị không quá lớn hoặc quá nhỏ không phù hợp. Số liệu về độ ẩm, tốc độ gió, nhiệt độ không có giá trị nào quá bất thường trong chuỗi số liệu quan trắc nên không cần loại bỏ giá trị nào. Đối với số liệu PM_{10} , đề tài sẽ coi những giá trị PM_{10} theo giờ lớn hơn $400 \mu g/m^3$ hoặc nhỏ hơn 0 là những giá trị không đúng. Đối với số liệu áp suất khí quyển, đề tài sẽ loại bỏ các giá trị lớn hơn $1,11 \times 10^5$ Pa hoặc nhỏ hơn 0.95×10^5 Pa. Đối với những giá trị không đúng của hàm lượng PM_{10} và áp suất khí quyển, đề tài sẽ thay thế bằng giá trị trung bình của các giá trị liền kề trước và sau giá trị bị loại bỏ theo công thức sau: $X_i = \frac{X_{i-1} + X_{i+1}}{2}$ trong đó X_i là giá trị cần loại bỏ.

3.2. Biến trình theo không gian và thời gian của hàm lượng bụi PM₁₀

Biến trình hàm lượng PM₁₀ trong ngày: Để đánh giá biến trình hàm lượng bụi PM₁₀ trong ngày, luận án tính toán hàm lượng bụi PM₁₀ theo giờ sử dụng dụng công thức sau:

$$PM_{10h} = \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M PM_{10h}^M \quad (3.3)$$

Trong đó PM_{10h} ($h=0, 1, 2...23$) là giá trị trung bình của hàm lượng PM₁₀ tại ngày giờ thứ h . PM_{10h}^M là hàm lượng PM₁₀ tại giờ thứ h và ngày m trong chuỗi số liệu quan trắc; M là tổng số ngày quan trắc.

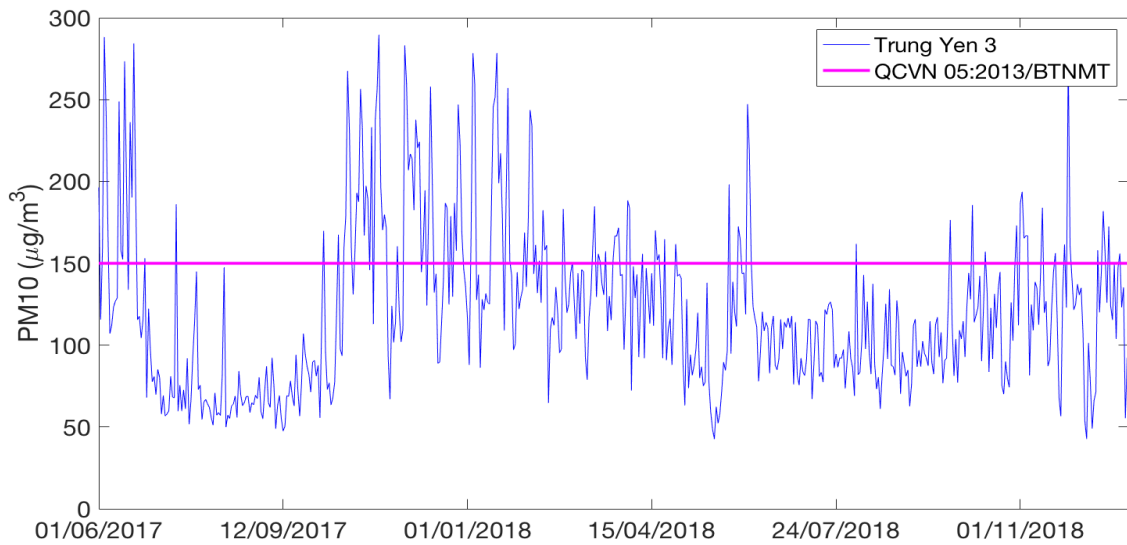
Hình 3.3 thể hiện phân bố hàm lượng bụi theo ngày tại trạm Minh Khai. Theo đó diễn biến hàm lượng PM₁₀ trong ngày có dạng hình sin với 2 đỉnh và 2 đáy. Đỉnh đầu tiên của PM₁₀ xuất hiện lúc 8 giờ sáng và đỉnh thứ 2 xuất hiện vào lúc 19 giờ tối. Đỉnh PM₁₀ thứ nhất có hàm lượng khoảng $107 \mu\text{g}/\text{m}^3$ trong khi đỉnh thứ 2 có hàm lượng cao hơn (khoảng $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Hai cực tiểu của hàm lượng PM₁₀ trong ngày xuất hiện lúc 4 giờ sáng ($82 \mu\text{g}/\text{m}^3$) và lúc 2 giờ chiều ($78 \mu\text{g}/\text{m}^3$). So sánh với diễn biến mật độ giao thông trong ngày cho thấy dao động của hàm lượng PM₁₀ trong ngày có mối tương quan chặt chẽ với mật độ giao thông. Hai thời điểm hàm lượng PM₁₀ đạt đỉnh là 2 thời điểm lưu lượng giao thông trên đường là thấp nhất. Tuy nhiên có sự trễ pha giữa đỉnh lưu lượng giao thông và đỉnh hàm lượng PM₁₀ đặc biệt là đỉnh hàm lượng PM₁₀ thứ 2 (đạt lúc 7 giờ tối trong khi đỉnh lưu lượng giao thông đạt lúc 5 giờ chiều). Điều này được lý giải là do bụi cần 1 khoảng thời gian để khuếch tán từ mặt đường đến vị trí đo đạc. Hơn nữa, như phân tích ở phần sau hàm lượng bụi PM₁₀ có mối tương quan tỉ lệ nghịch với nhiệt độ khí quyển vì vậy vào lúc đỉnh lưu lượng giao thông xảy ra nhiệt độ không khí ở lớp trên bề mặt đất cao làm bụi có thể thoát lên tầng cao hơn dễ dàng hơn. Hai thời điểm đáy của mật độ giao thông cũng trùng với hai thời điểm đáy của hàm lượng PM₁₀. Tuy nhiên, đáy đầu tiên của hàm lượng PM₁₀ thấp hơn đáy thứ hai. Nguyên nhân chính là do nhiệt độ ban đêm thấp hơn nhiệt độ ban ngày nên nếu trong điều kiện giao thông không phải là yếu tố chính thì hàm lượng PM₁₀ vào ban đêm cao hơn vào ban ngày.

Biến trình của hàm lượng PM_{10} tại 3 trạm đo chất lượng không khí cố định được thể hiện ở Hình 3.4. Theo không gian của hàm lượng bụi, có thể nhận thấy biến thiên hàm lượng PM_{10} trong ngày của cả 3 trạm có dạng giống nhau, trong 1 ngày hàm lượng PM_{10} có 2 đỉnh và 2 đáy. Tuy nhiên, hàm lượng bụi tại từng trạm khác nhau tương đối lớn. Hàm lượng PM_{10} tại trạm Minh Khai là lớn nhất và tại trạm Nguyễn Văn Cừ là nhỏ nhất. Hàm lượng bụi PM_{10} trung bình lần lượt là $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ và $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tại các trạm Nguyễn Văn Cừ, Trung Yên 3 và Minh Khai. Biên độ của PM_{10} trong ngày tại trạm Minh Khai cũng lớn hơn nhiều so với tại trạm Nguyễn Văn Cừ. Cụ thể, chênh lệch hàm lượng PM_{10} lớn nhất ở trạm Minh Khai là $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, trong khi giá trị này tại trạm Nguyễn Văn Cừ chỉ là $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Đặc biệt, vào ban đêm trong khi hàm lượng PM_{10} giảm rất nhanh từ lúc 7 giờ tối đến 4 giờ sáng ở trạm Minh Khai và Trung Yên 3 thì tại trạm Nguyễn Văn Cừ hàm lượng PM_{10} giảm chậm hơn rất nhiều. Nguyên nhân chủ yếu dẫn đến sự biến đổi của hàm lượng PM_{10} theo không gian là do các yếu tố cục bộ cũng như hoạt động của phương tiện giao thông ở khu vực xung quanh vị trí đặt trạm. Tại trạm Minh Khai, hàm lượng bụi PM_{10} lớn vì đây là khu vực đang có hoạt động xây dựng nhà cửa, đường xá. Trong khi đó tại vị trí trạm Nguyễn Văn Cừ có mật độ dân cư và giao thông thưa thớt hơn các trạm khác nên hàm lượng PM_{10} tại trạm Nguyễn Văn Cừ thấp nhất trong 3 trạm. Hình 3.5 dưới đây thể hiện biến trình hàm lượng PM_{10} ngày trong cả chuỗi quan trắc từ 1/6/2017 đến ngày 31/12/2018 tại trạm Trung Yên 3. Diễn biến theo thời gian cũng tương tự ở trạm khác. Hàm lượng PM_{10} trung bình theo ngày được tính từ số liệu PM_{10} theo giờ theo công thức sau:

$$PM_{10}^d = \frac{1}{24} \sum_{h=0}^{23} PM_{10}^{h,d} \quad (3.4)$$

Trong đó PM_{10}^d là hàm lượng PM_{10} tại ngày thứ d . $PM_{10}^{h,d}$ là hàm lượng PM_{10} tại giờ thứ h và ngày thứ d .

Kết quả tính toán cho thấy diễn biến hàm lượng PM_{10} theo chu kỳ mùa trong đó mùa đông và mùa xuân hàm lượng PM_{10} cao hơn rõ rệt so với các tháng mùa hè.



Hình 3.5. Biến trình hàm lượng PM_{10} theo ngày ở trạm Trung Yên 3

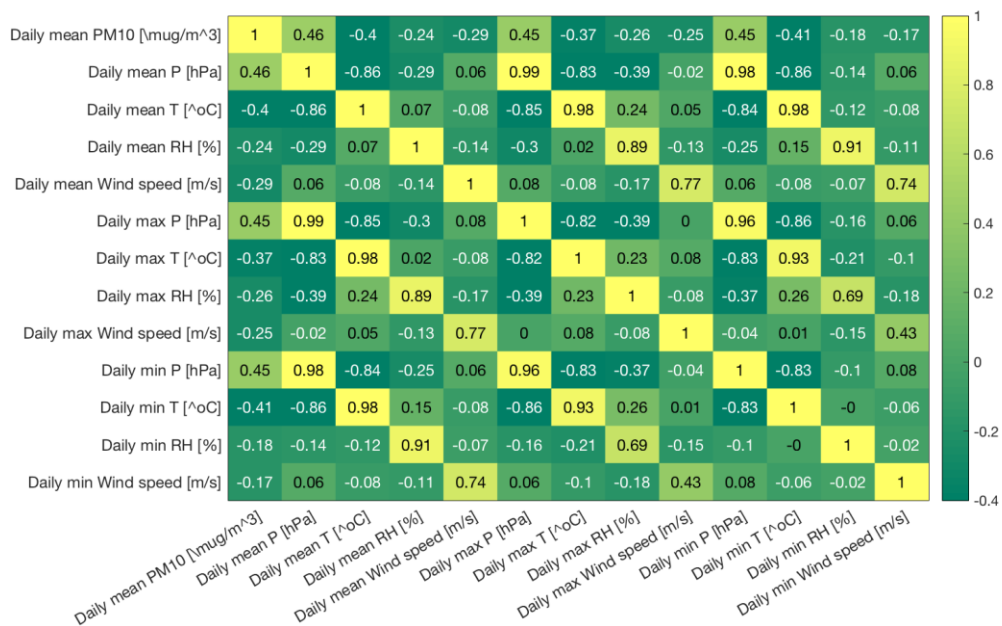
Hình 3.5 cho thấy hàm lượng PM_{10} từ mùa thu đến mùa đông năm 2017 tại trạm Trung Yên 3 rất cao, thường xuyên vượt mức an toàn theo QCVN 05:2013/BTNMT của Bộ tài nguyên môi trường. Ngược lại, mùa hè năm 2017, hàm lượng PM_{10} tương đối thấp vào mùa hè. Đến năm 2018, mặc dù hàm lượng PM_{10} vào mùa thu và đông vẫn cao hơn mùa hè nhưng sự chênh lệch không đáng kể. Chỉ một vài ngày mùa đông hàm lượng PM_{10} vượt ngưỡng an toàn. Sự biến đổi hàm lượng PM_{10} theo quy luật này là do ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng thay đổi theo mùa trong đó 3 yếu tố là nhiệt độ, độ ẩm và áp suất khí quyển là 3 yếu tố chủ yếu ảnh hưởng đến sự phân bố của hàm lượng PM_{10} . Mối liên hệ giữa hàm lượng PM_{10} và các yếu tố khí tượng sẽ được phân tích ở mục sau. Sự khác nhau về hàm lượng PM_{10} giữa các năm 2017 và 2018 là do bên cạnh sự ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng còn có ảnh hưởng của các nguồn gây ô nhiễm tại chỗ.

3.3. Ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10}

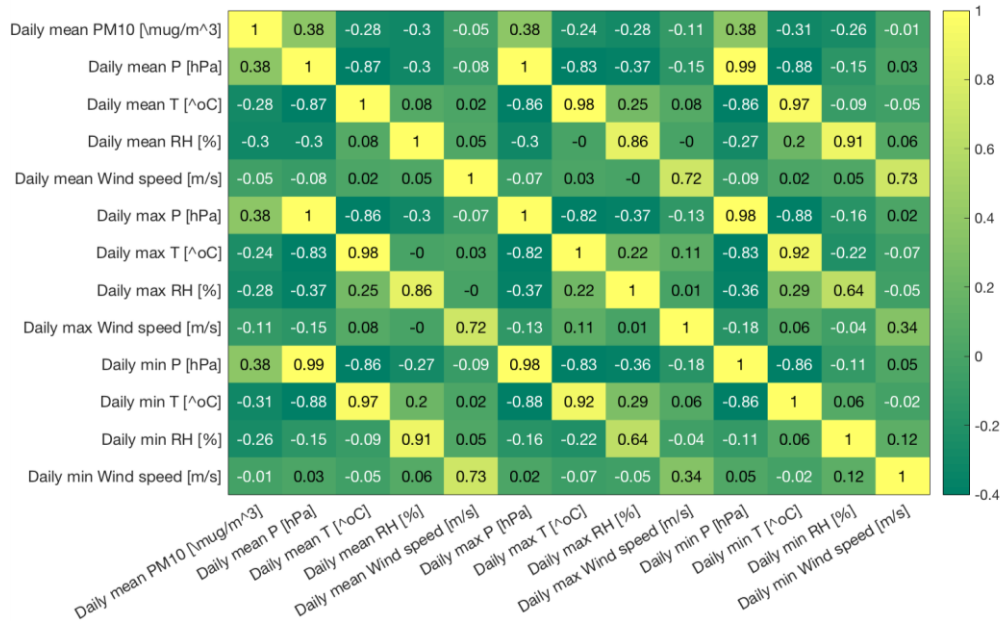
Hình 3.6 trình bày hệ số tương quan giữa hàm lượng bụi PM_{10} theo giờ và các yếu tố áp suất, nhiệt độ, độ ẩm, tốc độ gió tại 3 trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ. Nhìn chung hàm lượng PM_{10} tỉ lệ thuận với nhiệt độ (hệ số tương quan dương) và tỉ lệ nghịch với áp suất và tốc độ gió. Riêng đối với độ ẩm, trong khi tại các trạm Trung Yên 3 và Minh Khai, độ ẩm tỉ lệ nghịch với hàm lượng PM_{10} thì tại trạm Nguyễn Văn Cừ độ ẩm lại tỉ lệ thuận với độ ẩm.

vào ban đêm và sáng sớm và nhỏ vào buổi trưa và chiều (Hình 3.6) theo biến thiên của độ ẩm. Trong khi đó tại trạm Nguyễn Văn Cừ, độ ẩm lớn nhất vào giữa trưa và do đó hệ số tương quan giữa PM_{10} và độ ẩm ở trạm này cũng lớn nhất vào thời gian giữa trưa (Hình 3.6c).

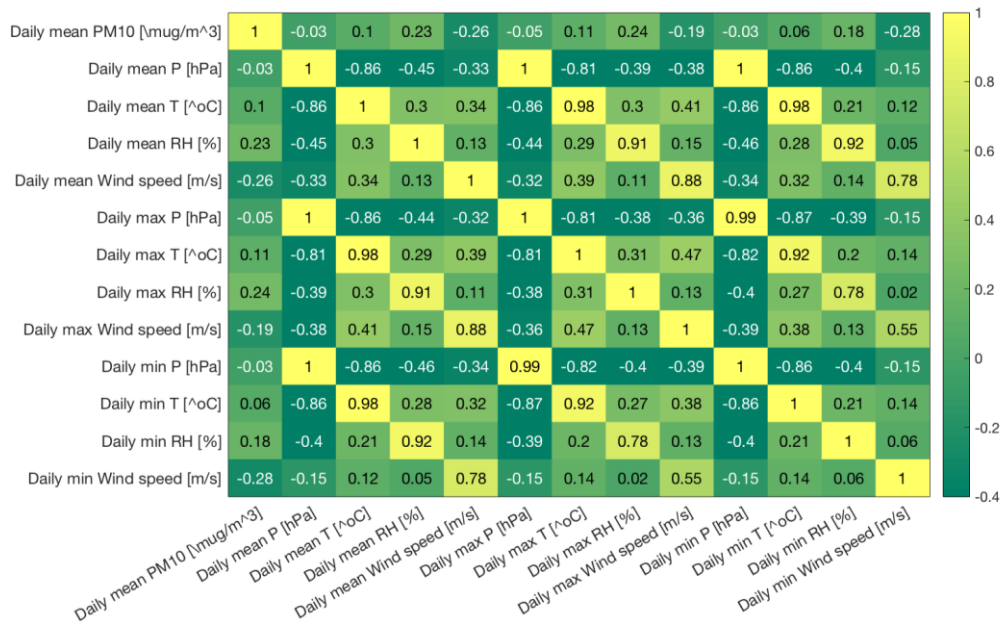
Hình 3.7 so sánh tương quan của tất cả các đặc trưng thống kê của các yếu tố khí tượng (giá trị nhỏ nhất, trung bình, lớn nhất trong ngày của áp suất khí quyển, nhiệt độ, độ ẩm và tốc độ gió). Kết quả cho thấy tại trạm Trung Yên 3 áp suất khí quyển và nhiệt độ là 2 yếu tố có tương quan cao nhất với hàm lượng PM_{10} trong đó áp suất khí quyển tỉ lệ thuận và nhiệt độ tỉ lệ nghịch với PM_{10} . Tại trạm Minh Khai, các yếu tố áp suất khí quyển, nhiệt độ và độ ẩm là 3 yếu tố có tương quan cao nhất với hàm lượng PM_{10} trong đó áp suất khí quyển có tương quan dương, các yếu tố còn lại có tương quan âm. Tại trạm Nguyễn Văn Cừ, 3 yếu tố có tương quan với hàm lượng PM_{10} cao nhất là nhiệt độ, độ ẩm và tốc độ gió. So sánh các trạm với nhau cho thấy, tương quan giữa hàm lượng PM_{10} và các yếu tố khí tượng tại trạm Trung Yên 3 cao hơn 2 trạm còn lại. Điều này sẽ giúp việc xây dựng mô hình hồi quy tính hàm lượng PM_{10} từ các yếu tố khí tượng tại trạm Trung Yên 3 sẽ chính xác hơn 2 trạm còn lại.



a) Trung Yên 3



b) Minh Khai

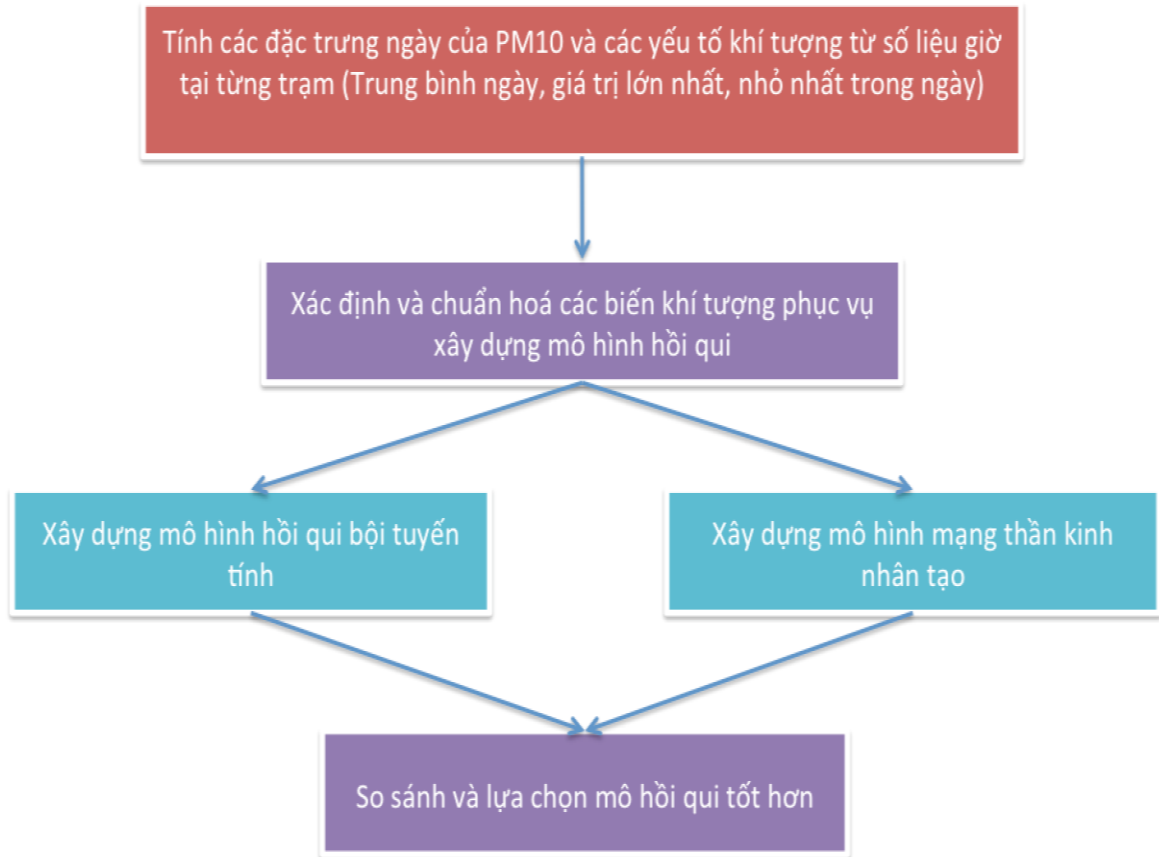


c) Nguyễn Văn Cừ

Hình 3.7. Tương quan giữa các đặc trưng khí tượng ngày với PM10 tại các trạm Trung Yên 3, Minh Khai và Nguyễn Văn Cừ

Hình 3.9 thể hiện mối quan hệ giữa hàm lượng PM₁₀ và hướng gió. Có thể nhận thấy đối hướng gió Đông Nam là hướng chủ đạo (xem Hình 3.8) Các hướng này cũng là các hướng có hàm lượng PM₁₀ cao. Hướng gió thịnh hành sau hướng

tượng ở bước tiếp theo. Các bước xây dựng quan hệ hồi quy đa biến được trình bày như ở Hình 3.10 và được trình bày dưới đây.



Hình 3.10. Các bước xây dựng quan hệ hồi quy giữa các yếu tố khí tượng và PM_{10} sử dụng phương pháp MLR và ANN

3.4.1. Chuẩn bị số liệu đầu vào

Bước chuẩn bị số liệu đầu vào bao gồm các bước nhỏ sau: 1) Tính các giá trị đặc trưng ngày của cả PM_{10} và biến khí hậu; 2) Xác định các biến khí hậu để xây dựng quan hệ hồi quy; 3) Chuẩn hoá số liệu.

3.4.1.1. Tính các giá trị đặc trưng ngày của cả PM_{10} và biến khí hậu

Để loại bỏ ảnh hưởng của các yếu tố về giao thông cũng như hạn chế sai số đo đạc, nghiên cứu sẽ sử dụng số liệu trung bình ngày để xây dựng quan hệ hồi quy đa biến giữa hàm lượng PM_{10} và các yếu tố khí tượng. Bước này sẽ thực hiện tính toán cả hàm lượng PM_{10} và các yếu tố khí tượng từ chuỗi số liệu giờ thu thập được từ các trạm trong giai đoạn 6/2017-12/2018.

3.4.1.2. Xác định các biến phụ thuộc xây dựng quan hệ hồi quy

Để xây dựng được mô hình hồi quy đa biến giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng PM_{10} , có rất nhiều biến khí tượng có thể được đưa vào. Tuy nhiên dựa trên chuỗi số liệu đo đạc sẵn có tại các trạm quan trắc chất lượng không khí cũng như tương quan giữa các yếu tố khí tượng này với hàm lượng bụi PM_{10} và với nhau, các yếu tố khí tượng được xem xét trong luận án này bao gồm: Nhiệt độ trung bình ngày, nhiệt độ lớn nhất trong ngày, nhiệt độ nhỏ nhất trong ngày, áp suất khí quyển, độ ẩm, tốc độ gió.

Bên cạnh các yếu tố khí tượng, nghiên cứu còn xem xét mối quan hệ giữa hàm lượng PM_{10} và các tổ hợp tích của chúng với nhau như trình bày dưới đây:

$$PM_{10} = f(X_i, X_i^2, X_i X_j) \quad i, j = 1, 2, \dots, 6, i \neq j \quad (3.5)$$

Trong đó X_i ($i=1, 2, \dots, 6$) là các biến áp suất (X1), nhiệt độ trung bình ngày (X2), độ ẩm (X3), tốc độ gió (X4), nhiệt độ ngày cao nhất (X5), nhiệt độ ngày thấp nhất (X6). Sáu biến này cộng với các tổ hợp tích của chúng với nhau dẫn đến tổng cộng có 27 biến được xem xét.

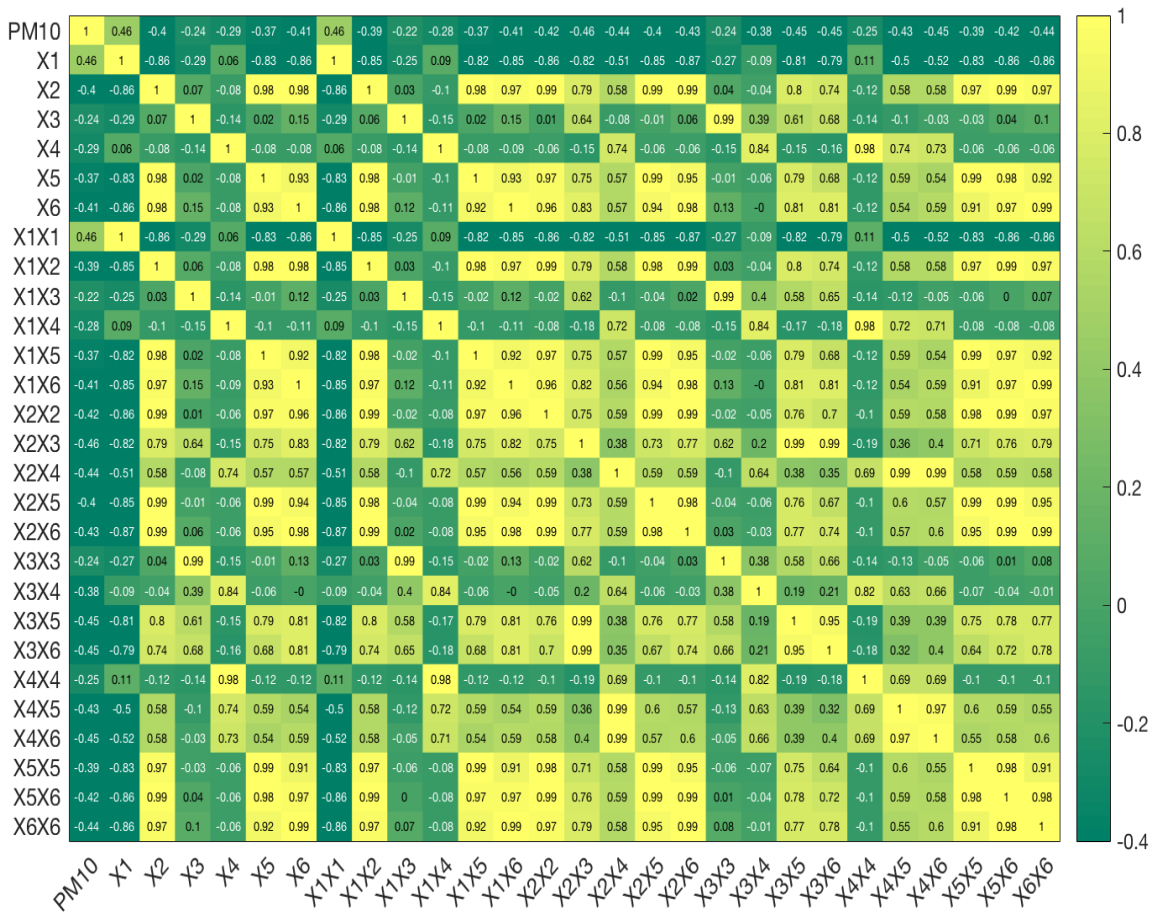
Do số lượng các biến tương đối lớn, cần thiết phải loại trừ các biến có giá trị tương quan tương đối thấp với biến PM_{10} hoặc có quan hệ tương quan chặt chẽ với các biến đã được lựa chọn trước đó. Để phục vụ mục đích này, luận án đã xây dựng ma trận tương quan giữa các biến khí tượng với nhau và với hàm lượng PM_{10} như ở Hình 3.11 dưới đây. Dựa vào ma trận tương quan này, luận án đã xác định được các biến sau khi xây dựng quan hệ tương quan: X1, X2, X3, X4, X2X3, X2X4, X3X4. Đây là các biến tương đối độc lập với nhau hệ số tương quan giữa các biến này tương đối thấp hơn và với hàm lượng PM_{10} tương đối cao hơn các biến khác.

3.4.1.3. Chuẩn hoá số liệu và lựa chọn các biến đầu vào

Để áp dụng được mô hình này, các biến đầu vào sẽ được chuẩn hoá để loại bỏ ảnh hưởng của sự khác nhau về đơn vị tính giữa các yếu tố như sau:

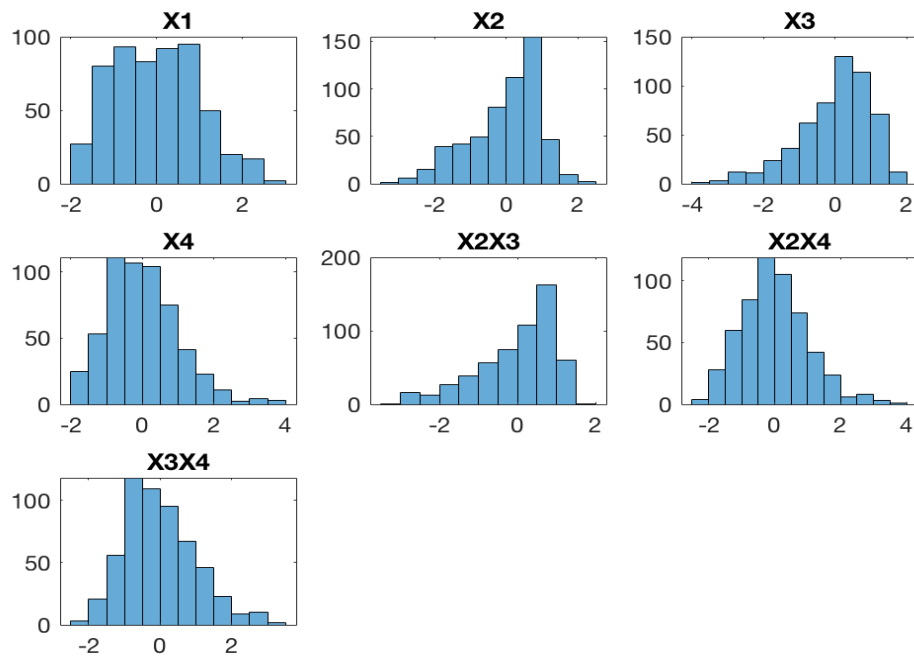
$$x_{ik} = \frac{X_{ik} - \bar{X}_i}{\sigma_i} \tag{3.6}$$

Trong đó X_{ik} và x_{ik} là giá trị ban đầu và sau khi chuẩn hoá của biến i ; \bar{X}_i và σ_i là giá trị trung bình của biến thứ i . $k=1, \dots, N$ là đại diện cho ngày thứ j trong chuỗi số liệu.



Hình 3.11. Ma trận tương quan giữa các biến được xem xét với nhau và với hàm lượng PM₁₀ cho trạm Trung Yên 3

Cần lưu ý là các biến được xem xét bao gồm các các biến khí tượng và tổ hợp tích của chúng. Sau khi được chuẩn hoá chuỗi số liệu của từng biến sẽ được đưa về phân phối có trung bình bằng 0 và độ lệch chuẩn bằng 1. Hình 3.12 dưới đây trình bày phân phối của 7 biến được lựa chọn phục vụ xây dựng mô hình hồi quy tuyến tính đa biến trong nghiên cứu này.



Hình 3.12. Các biến phức vụ xây dựng mô hình MLR sau khi được chuẩn hoá tại trạm Trung Yên 3

(X_1 : Áp suất khí quyển, X_2 : Nhiệt độ trung bình ngày, X_3 : Độ ẩm, X_4 : Tốc độ gió)

3.4.2. Xây dựng quan hệ giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng bụi PM_{10}

Ở bước này nghiên cứu sẽ xây dựng mô hình hồi quy giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng PM_{10} theo 2 phương pháp: Phương pháp hồi quy đa biến và phương pháp sử dụng mạng thần kinh nhân tạo để xây dựng quan hệ giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng PM_{10} . Kết quả tính toán theo từng phương pháp được trình bày như dưới đây.

3.4.2.1. Kết quả tính toán xây dựng mô hình hồi quy tuyến tính đa biến

Phương pháp hồi quy tuyến tính đa biến xây dựng quan hệ giữa các biến khí tượng được lựa chọn ở bước trước với hàm lượng PM_{10} theo công thức sau:

$$PM_{10} = \sum_{i=1}^M w_i X_i \quad (3.7)$$

Mục tiêu của phương pháp là tìm các hệ số w_i sao cho sự khác biệt giữa hàm lượng PM_{10} tính toán và thực đo là nhỏ nhất. Lý thuyết của phương pháp này đã được trình bày ở chương 2. Như đã trình bày ở phần trước, vào mùa đông và mùa

xuân nhìn chung hàm lượng PM_{10} cao hơn vào mùa hè và mùa thu. Quan hệ giữa PM_{10} với các yếu tố khí tượng nếu xét theo cả chuỗi số liệu là phi tuyến. Do đó quan hệ tuyến tính không phù hợp để xây dựng cho cả chuỗi số liệu cả năm. Vì vậy, để xây dựng quan hệ chặt hơn giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng PM_{10} , nghiên cứu sẽ tách chuỗi số liệu ra thành 2 thời kỳ:

- Thời kỳ 1: 1/11/2017 - 31/1/2018 và 1/11/2017 - 31/12/2018
- Thời kỳ 2: 1/6/2017 - 31/10/2017 và 1/2/2018 - 31/10/2018

Trong đó thời kỳ 1 hàm lượng PM_{10} tương đối cao so với thời kỳ 2.

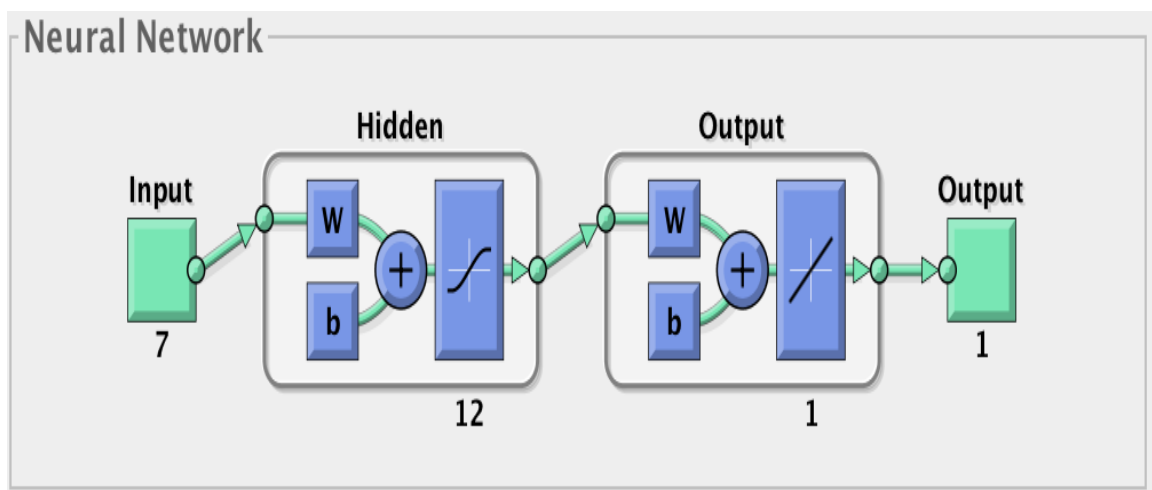
Bảng 3.3. Các phương trình hồi quy liên hệ hàm lượng bụi PM_{10} với các biến khí tượng và tổ hợp giữa chúng

Trạm	Phương trình hồi quy	
	Thời kỳ 1	Thời kỳ 2
Hàng Đậu	$PM_{10} = 33.95 + 0.17X_1 - 3.09X_2 - 1.49X_3 - 24.9X_4 + 276.48X_2X_3 - 1.49X_2X_4 - 24.9X_3X_4$	$PM_{10} = -844.19 + 0.93X_1 + -0.29X_2 + 0.24X_3 + -15.81X_4 + -9.44X_2X_3 + 0.24X_2X_4 + -15.81X_3X_4$
Hoàn Kiếm	$PM_{10} = 557.08 - 0.43X_1 - 1.78X_2 - 0.59X_3 - 10.04X_4 + 88.46X_2X_3 - 0.59X_2X_4 - 10.04X_3X_4$	$PM_{10} = -331.63 + 0.4X_1 + -0.03X_2 + 0.34X_3 + -18.37X_4 + -52.97X_2X_3 + 0.34X_2X_4 + -18.37X_3X_4$
Kim Liên	$PM_{10} = 747.45 - 0.55X_1 - 3.48X_2 - 0.87X_3 - 36.57X_4 + 70.12X_2X_3 - 0.87X_2X_4 - 36.57X_3X_4$	$PM_{10} = -205.98 + 0.27X_1 + 0.68X_2 + 0.54X_3 + -26.28X_4 + -108.28X_2X_3 + 0.54X_2X_4 + -26.28X_3X_4$
Mỹ Đình	$PM_{10} = 1529.53 - 1.28X_1 - 2.2X_2 - 0.11X_3 - 53.73X_4 - 39.82X_2X_3 - 0.11X_2X_4 - 53.73X_3X_4$	$PM_{10} = -221.79 + 0.33X_1 - 0.56X_2 - 0.04X_3 - 40.18X_4 - 57.37X_2X_3 - 0.04X_2X_4 - 40.18X_3X_4$
Phạm Văn Đồng	$PM_{10} = 916.51 - 0.78X_1 - 1.21X_2 - 0.4X_3 - 19.47X_4 + 13.5X_2X_3 - 0.4X_2X_4 - 19.47X_3X_4$	$PM_{10} = -1556.87 + 1.75X_1 - 2.04X_2 - 0.01X_3 - 122.26X_4 - 93.74X_2X_3 - 0.01X_2X_4 - 122.26X_3X_4$
Tân Mai	$PM_{10} = 1942.61 - 1.67X_1 - 5.6X_2 - 1.34X_3 - 24.12X_4 + 165.6X_2X_3 - 1.34X_2X_4 - 24.12X_3X_4$	$PM_{10} = 149.07 - 0.07X_1 - 0.44X_2 + 0.44X_3 - 19.18X_4 - 70.92X_2X_3 + 0.44X_2X_4 - 19.18X_3X_4$
Thành Công	$PM_{10} = 973.25 - 0.83X_1 - 1.43X_2 + 0.05X_3 - 16.26X_4 - 33.45X_2X_3 +$	$PM_{10} = -384.4 + 0.5X_1 - 0.49X_2 + 0.2X_3 - 32.79X_4 - 68.92X_2X_3 + 0.2X_2X_4 -$

Hình 3.13 so sánh giá trị thực đo và tính toán của hàm lượng PM_{10} sử dụng phương pháp hồi quy đa biến cho 11 trạm đo chất lượng không khí trên địa bàn thành phố Hà Nội. Các phương trình hồi quy xác định cho từng trạm theo 2 thời kỳ được trình bày ở Bảng 3.3. Có thể nhận thấy tương quan giữa các yếu tố khí tượng và hàm lượng PM_{10} biến thiên trong khoảng từ 0,51 đến 0,73. Tương quan giữa giá trị thực đo và tính toán thấp nhất ở trạm Hoàn Kiếm (0.51) và cao nhất ở trạm Trung Yên 3 (0.73). Hình 3.13 cho thấy các trạm Hoàn Kiếm, Mỹ Đình, Tây Mỗ, Tương Mai, Tây Mỗ, Thành Công là các trạm có tương quan nhỏ hơn 0,6 và phương trình tương quan không phản ánh được sự thay đổi của hàm lượng PM_{10} nên nếu sử dụng các phương trình không thể dùng để tính toán hàm lượng PM_{10} từ các yếu tố khí tượng.

3.4.2.2. Kết quả tính toán mô hình ANN

Trong nghiên cứu này mô hình mạng thần kinh nhân tạo được sử dụng để xây dựng quan hệ giữa PM_{10} và các yếu tố khí tượng. Sau khi tiến hành thử sai hàng loạt các lựa chọn khác nhau như số lớp, số nút trong mỗi lớp, nghiên cứu lựa chọn cấu trúc mô hình mạng thần kinh nhân tạo như Hình 3.14 dưới đây. Hình vẽ cho thấy đầu vào của mô hình (các yếu tố khí tượng hoặc tổ hợp tích của chúng). Sơ đồ gồm 7 nút đầu vào, 12 nút ở lớp ẩn, 1 nút ở lớp đầu ra và 1 đầu ra. Mô hình có duy nhất 1 biến đầu ra là hàm lượng PM_{10} tại từng trạm.



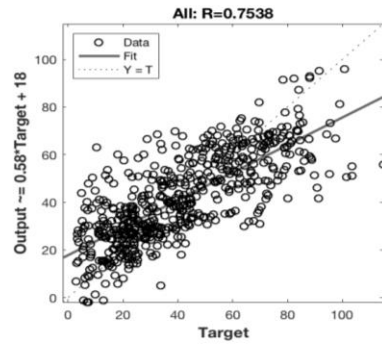
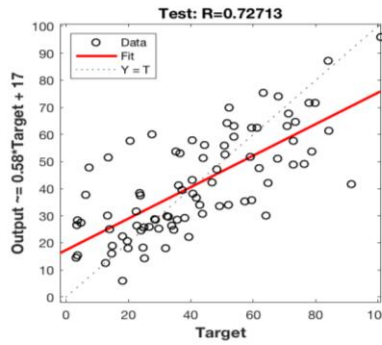
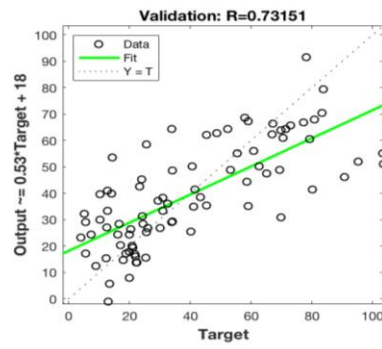
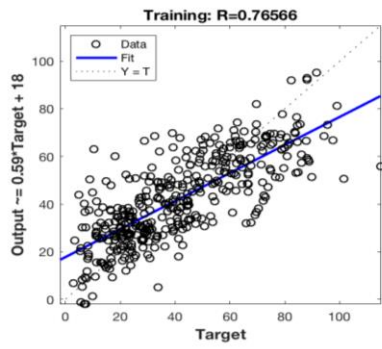
Hình 3.14. Sơ đồ mô phỏng mạng thần kinh nhân tạo sử dụng trong luận án

Nghiên cứu sử dụng cùng một chuỗi số liệu trung bình ngày như ở phương pháp hồi quy đa biến. Tuy nhiên, khác với phương pháp hồi quy đa biến, do phương pháp mạng thần kinh nhân tạo có thể mô phỏng được quan hệ phi tuyến tính giữa hàm lượng PM_{10} và các biến khí tượng. Đồng thời do số lượng mẫu (số dữ liệu) tương đối ít, ở phương pháp này, nghiên cứu sẽ không chia các dữ liệu thành các chuỗi theo mùa như ở phương pháp hồi quy tuyến tính bội. Để tránh hiện tượng “quá tốt” (“overfitting”) của phương pháp này, nghiên cứu chia chuỗi số liệu ra thành 3 tập số liệu nhỏ hơn: tập số liệu huấn luyện (training set), tập số liệu kiểm định (validating set) và tập số liệu kiểm tra (testing set). Nhiệm vụ của tập số liệu huấn luyện là xác định trọng số của các nút của mạng thần kinh nhân tạo.

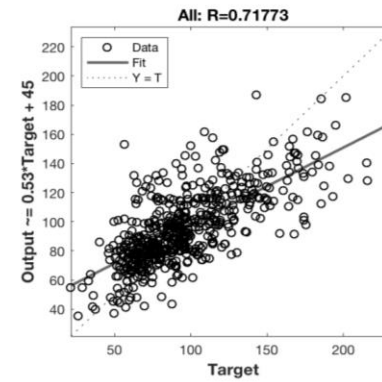
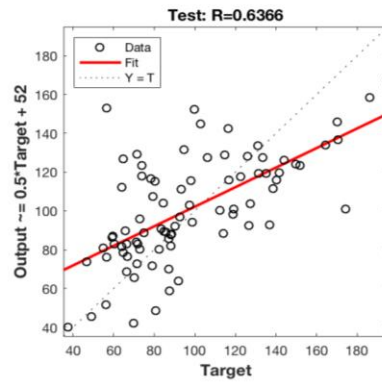
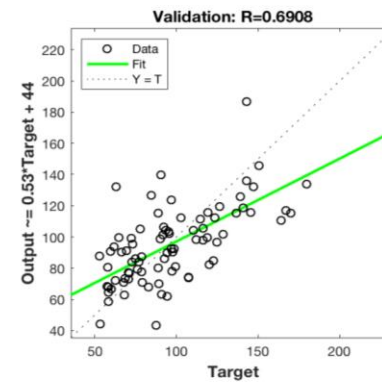
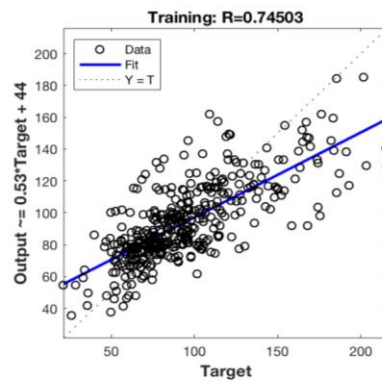
Tập số liệu kiểm định được sử dụng để hạn chế đến mức thấp nhất hiện tượng quá tốt (overfitting) giữa đầu ra thực đo và tính toán. Tập số liệu này không hiệu chỉnh các trọng số của các nút mà được sử dụng để đảm bảo rằng bất kỳ sự gia tăng độ chính xác nào ở tập số liệu huấn luyện cũng tạo ra sự gia tăng độ chính xác ở tập số liệu chưa được huấn luyện, trước hết ở tập số liệu kiểm định. Nếu độ chính xác ở tập số liệu huấn luyện gia tăng nhưng độ chính xác ở tập số liệu kiểm định giữ nguyên hoặc giảm thì hiện tượng “quá tốt” (overfitting) xảy ra và quá trình luyện phải ngừng lại.

Tập số liệu kiểm tra được sử dụng để đánh giá độc lập khả năng dự báo của mình. Ba tập số liệu này được lựa chọn ngẫu nhiên theo tỉ lệ 70% cho chuỗi số liệu huấn luyện, 15% cho chuỗi số liệu kiểm định và 15% cho chuỗi số liệu kiểm tra. Nghiên cứu sẽ cho mô hình chạy lặp 100 lần tương ứng với 100 lần lấy mẫu (sampling) các chuỗi số liệu huấn luyện, kiểm định và kiểm tra. Cách phân chia cho kết quả tốt nhất trong 100 lần lấy mẫu sẽ được lựa chọn là mô hình mạng thần kinh nhân tạo cuối cùng.

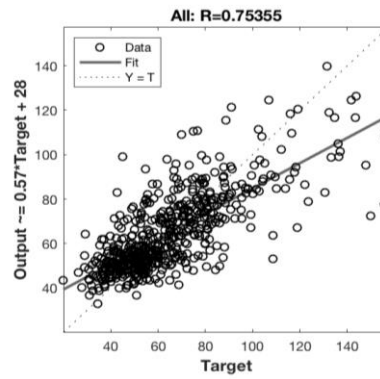
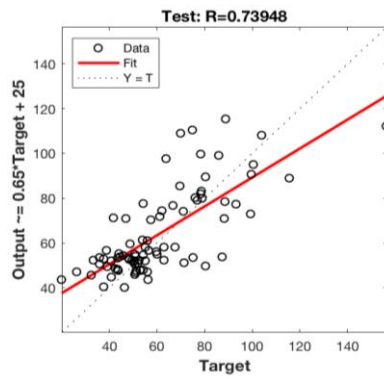
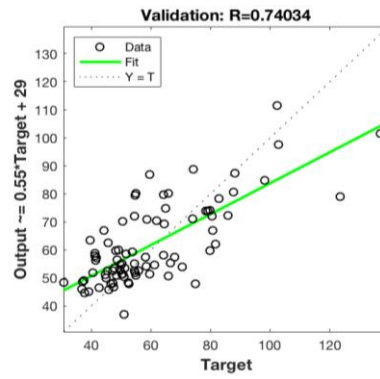
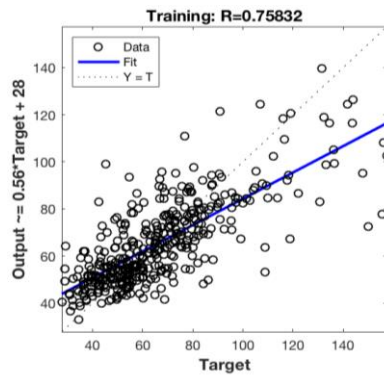
Các hình dưới đây so sánh kết quả thực đo tính toán của tập số liệu huấn luyện, kiểm định và kiểm tra cũng như kết quả so sánh gộp cả 3 tập số liệu này của trường hợp tối ưu nhất đối với từng trạm quan trắc.



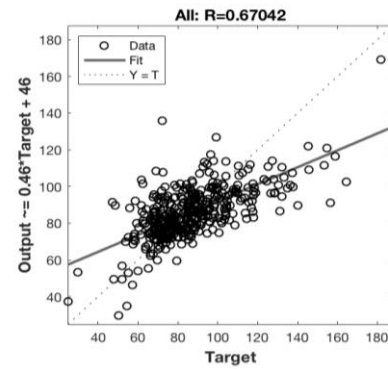
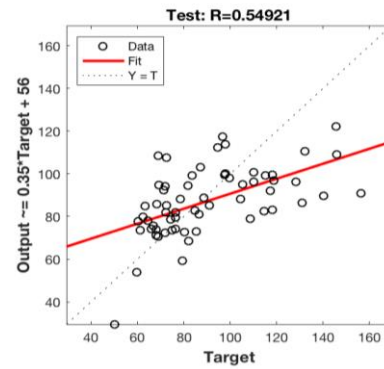
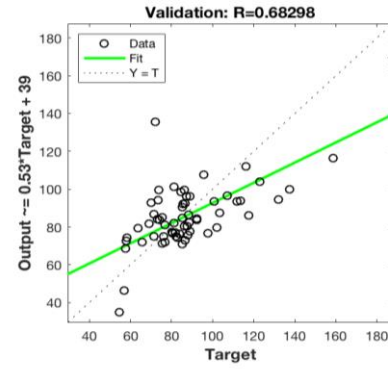
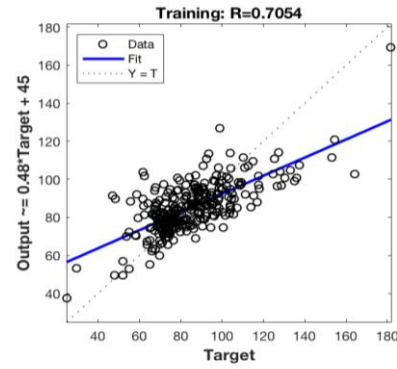
Nguyễn Văn Cừ



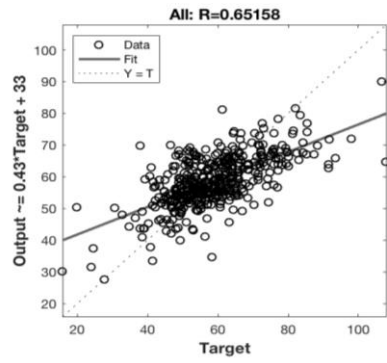
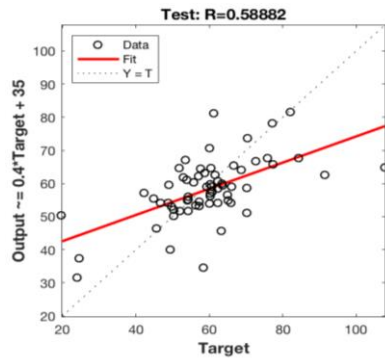
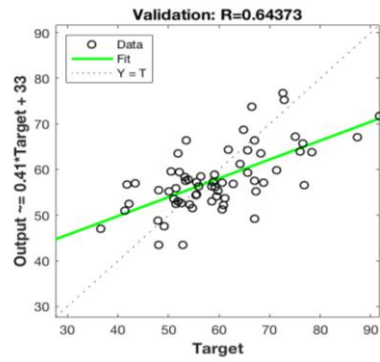
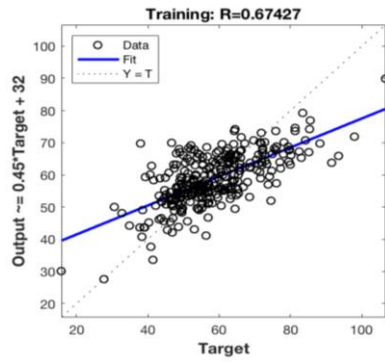
Minh Khai



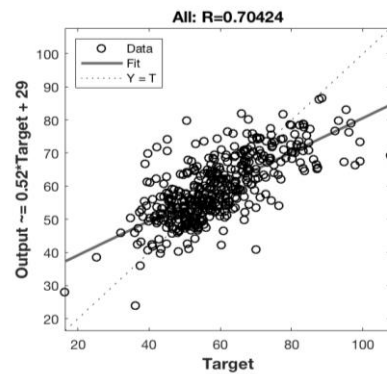
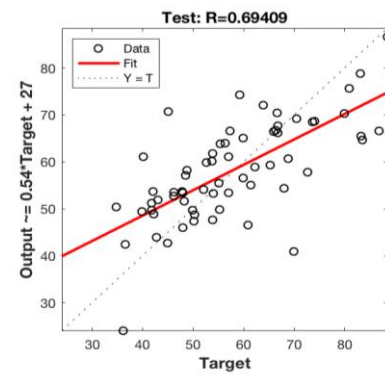
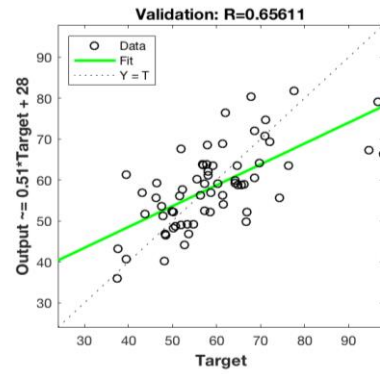
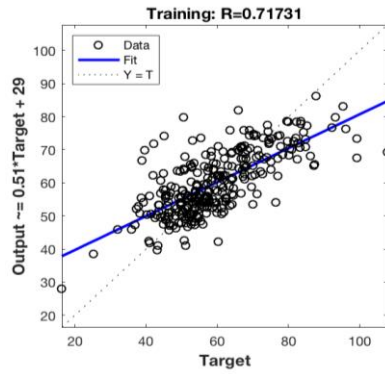
Trung Yên 3



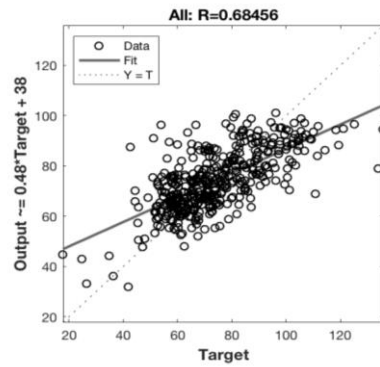
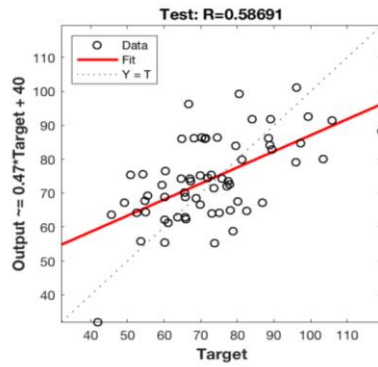
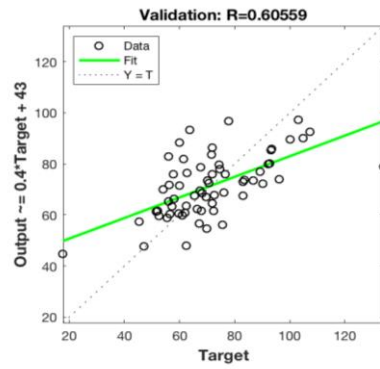
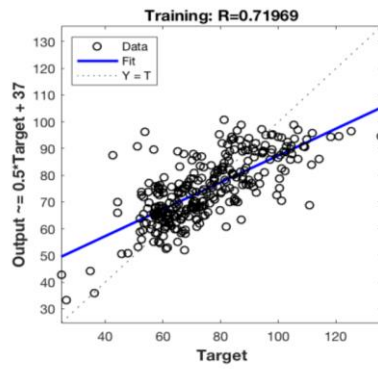
Hàng Đậu



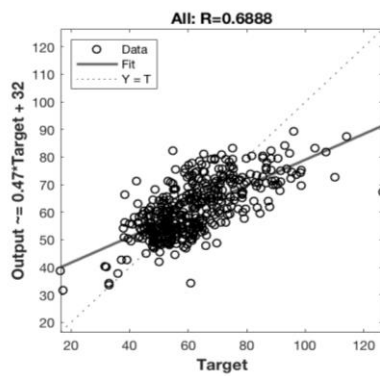
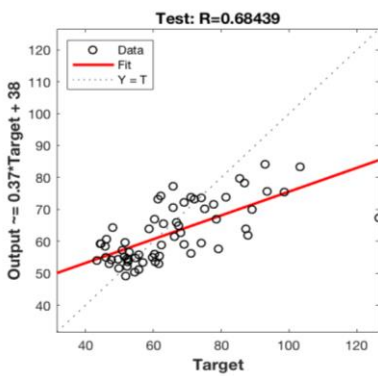
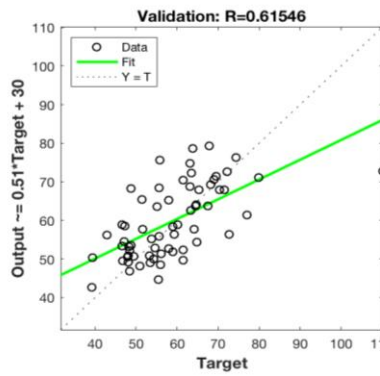
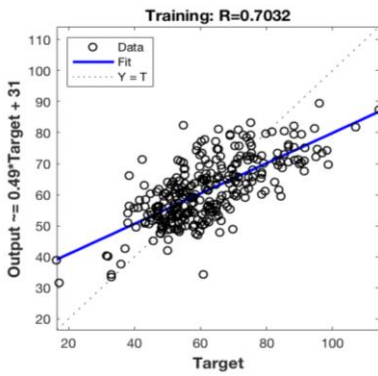
Hoàn Kiếm



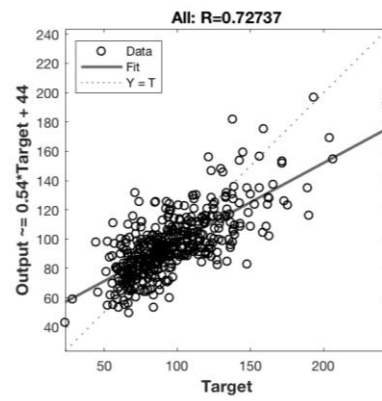
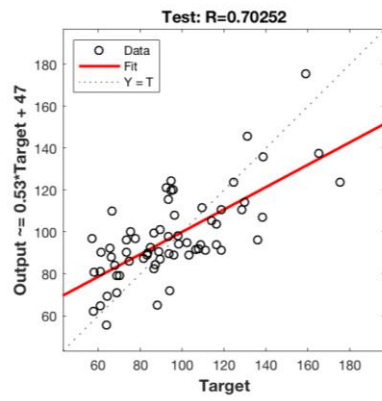
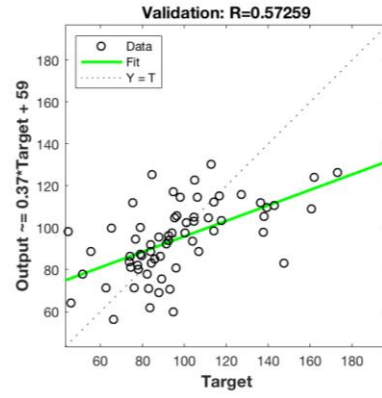
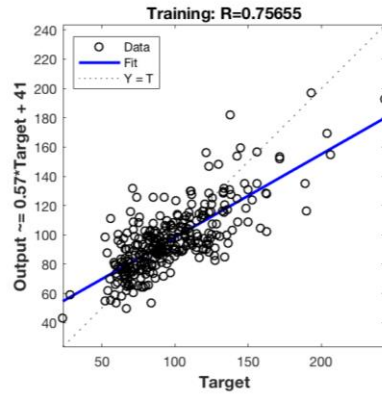
Kim Liên



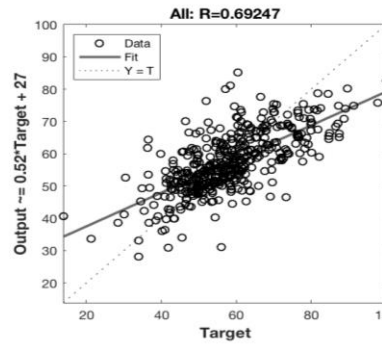
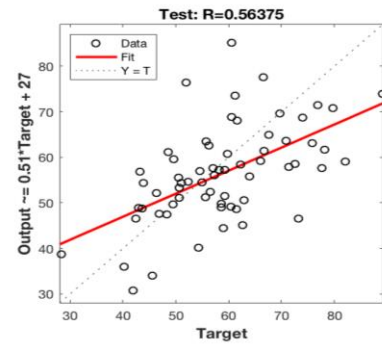
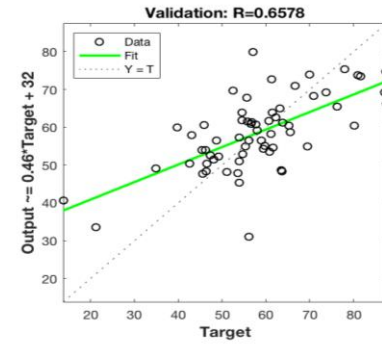
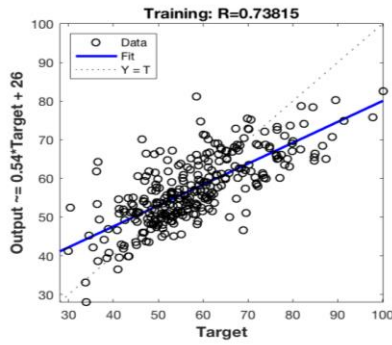
Thành Công



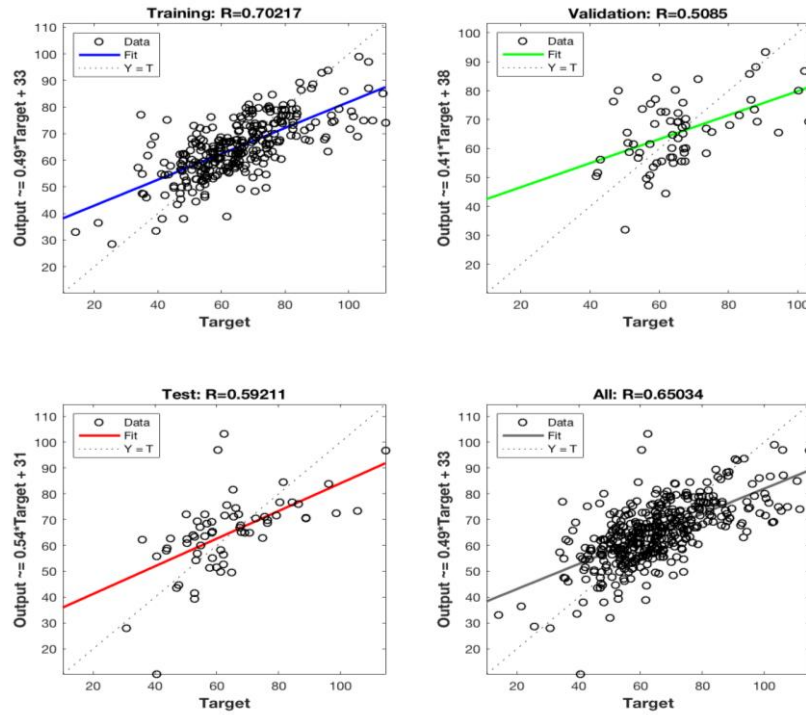
Mỹ Đình



Phạm Văn Đông



Tân Mai



Tây Mô

Hình 3.15. So sánh kết quả hiệu chỉnh kiểm định tại 11 trạm khu vực nội đô thành phố Hà Nội của mô hình mạng thần kinh nhân tạo

Để so sánh độ chính xác của 2 phương pháp MLR và phương pháp ANN, các chỉ số sau sẽ được sử dụng:

Hệ số tương quan:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (obs_i - \overline{obs_i})(model_i - \overline{model_i})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (obs_i - \overline{obs_i})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (model_i - \overline{model_i})^2}} \quad (3.8)$$

Sai số quân phương:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (model_i - obs_i)^2} \quad (3.9)$$

Chỉ số Nash:

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (model_i - obs_i)^2}{\sum_{i=1}^N (obs_i - \overline{obs_i})^2} \quad (3.10)$$

Trong đó N là tổng số giá trị đo đạc/tính toán; Ký hiệu \overline{model} và \overline{obs} đại diện cho giá trị trung bình, $model$ và obs đại diện cho giá trị PM_{10} tính toán và thực đo.

Các kết quả đánh giá sai số giữa thực đo và tính toán được trình bày ở Bảng 3.4. Các kết quả cho thấy ở tất cả các chỉ số thống kê, phương pháp mô hình ANN đều có độ chính xác vượt trội so với phương pháp mô hình MLR ở tất cả các chỉ số như sai số quân phương, chỉ số Nash và hệ số tương quan. Do độ chính xác vượt trội, phương pháp mô hình ANN sẽ được sử dụng ở bước tiếp theo để lập bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} .

Bảng 3.4. Các chỉ số thống kê so sánh độ chính xác của phương pháp MLR và ANN

Trạm	ANN			MLR		
	<i>RMSE</i>	<i>R</i>	<i>Nash</i>	<i>RMSE</i>	<i>R</i>	<i>Nash</i>
Hàng Đậu	15,86	0,67	0,45	17,15	0,59	0,35
Hoàn Kiếm	9,30	0,65	0,42	10,53	0,51	0,26
Kim Liên	9,43	0,70	0,49	10,62	0,60	0,36
Mỹ Đình	10,69	0,69	0,47	12,09	0,57	0,32
Phạm Văn Đồng	20,19	0,73	0,53	21,96	0,61	0,37
Tân Mai	9,14	0,69	0,46	10,64	0,52	0,27
Thành Công	12,49	0,68	0,47	13,91	0,58	0,34
Tây Mỗ	11,98	0,65	0,41	13,37	0,52	0,27
Minh Khai	24,03	0,72	0,51	26,08	0,60	0,36
Trung Yên 3	15,69	0,75	0,56	16,24	0,73	0,53
Nguyễn Văn Cừ	15,72	0,75	0,57	19,21	0,60	0,35

3.5. Lập bản đồ phân bố hàm lượng bụi cho các quận nội đô thành phố Hà Nội

Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} của khu vực nội đô thành phố Hà Nội được xây dựng dựa vào số liệu khí hậu WorldClim với độ phân giải 1 km^2 và các phương trình hồi quy đa biến được thiết lập ở mục trước. Khu vực nội đô được luận án xác định là 11 quận/huyện có mức độ đô thị hoá cao nhất thành phố bao gồm: Ba Đình, Hoàn Kiếm, Đống Đa, Cầu Giấy, Thanh Xuân, Hoàng Mai, Hai Bà Trưng, Nam Từ Liêm, Bắc Từ Liêm, Hà Đông, Long Biên.

3.5.1. Số liệu đầu vào

Số liệu đầu vào để xây dựng các bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} là số liệu về nhiệt độ, độ ẩm, áp suất khí quyển và tốc độ gió lấy từ số liệu khí tượng WorldClim 2.0. Đây là bộ dữ liệu mới về dữ liệu về khí hậu hàng tháng toàn cầu được nội suy ở độ phân giải không gian rất cao (1 km^2). Số bao gồm nhiệt độ hàng tháng (tối thiểu, tối đa và trung bình), lượng mưa, bức xạ mặt trời, áp suất hơi và tốc độ gió, được tổng hợp trong phạm vi thời gian từ năm 1970 đến 2000, sử dụng dữ liệu từ 9.000 đến 60.000 trạm thời tiết. Dữ liệu của trạm thời tiết được nội suy sử dụng phương pháp spline tấm mỏng (thin-plates) với các đồng biến (covariates) độ cao, khoảng cách đến bờ biển và ba đồng biến vệ tinh: nhiệt độ bề mặt đất tối đa và tối thiểu cũng như che phủ mây, thu được từ ảnh vệ tinh MODIS. Nội suy được thực hiện cho 23 vùng có kích thước khác nhau tùy thuộc vào mật độ trạm. Dữ liệu vệ tinh đã cải thiện độ chính xác dự đoán cho các biến nhiệt độ từ 5 đến 15% (0,07 đến 0,17 °C), đặc biệt đối với các khu vực có mật độ trạm thấp, mặc dù lỗi dự đoán vẫn cao ở các khu vực như vậy đối với tất cả các biến khí hậu. Đóng góp của các đồng biến vệ tinh hầu như không đáng kể đối với các biến khác, mặc dù tầm quan trọng của chúng thay đổi theo vùng. Trái ngược với cách tiếp cận phổ biến thường sử dụng một công thức mô hình duy nhất cho toàn thế giới, sản phẩm được xây dựng bằng cách chọn mô hình hoạt động tốt nhất cho từng khu vực và biến. Kết quả kiểm định chéo cho thấy, sản phẩm WorldClim có hệ số tương quan là lớn $\geq 0,99$ cho nhiệt độ và áp suất hơi nước, $\geq 0,86$ cho lượng mưa và $\geq 0,76$ cho tốc độ gió. Do sản phẩm của WorldClim không cung cấp trực tiếp số liệu về độ ẩm nên nghiên cứu đã tính giá trị độ ẩm này từ nhiệt độ và áp suất hơi nước bão hoà như sau:

$$RH = \frac{e}{e_s} \text{ với } e_s = 611 \times 10^{7.5T/(237.3+T)} \quad (3.11)$$

Trong đó RH là độ ẩm tương đối (%); e và e_s lần lượt là áp suất hơi nước và áp suất hơi nước bão hoà. Tương tự, do áp suất khí quyển cũng không có sẵn trên cơ sở dữ liệu WorldClim, nghiên cứu cũng tính giá trị này từ cao độ địa hình và nhiệt độ như sau:

3.6. Ứng dụng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM₁₀ phục vụ Quy hoạch đô thị thành phố Hà Nội

Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM₁₀ tại một số quận nội thành cung cấp thông tin trực quan về hiện trạng ô nhiễm bụi PM₁₀ tại khu vực, và theo các nghiên cứu đã công bố, nguyên nhân chủ yếu đã được xác định là do nguồn gây ô nhiễm cục bộ. Theo nghiên cứu mới đây của Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam về “Dự báo chất lượng không khí tại Hà Nội và các tỉnh miền Bắc Việt Nam”, nguyên nhân gây ô nhiễm không khí tại chỗ ở Hà Nội chỉ chiếm 25-30%, trong khi có tới 70-75% nguồn gây ô nhiễm xuất phát từ các tỉnh khác và nước khác. Việc sử dụng bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM₁₀ tại một số quận nội thành để hỗ trợ quy hoạch đô thị, đặc biệt là các quy hoạch chi tiết các phân khu có thể thực hiện theo hướng quy hoạch phòng ngừa, giảm thiểu tác động của ô nhiễm bụi. Về lâu dài, Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050 đã có những giải pháp đồng bộ và tổng thể để hạn chế ảnh hưởng của các nguồn gây ô nhiễm tại chỗ như giao thông, xây dựng, dân cư và công nghiệp, do đó bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM₁₀ tại một số quận nội thành sẽ là căn cứ để đưa ra các giải pháp mang tính cấp thiết nhưng ngắn hạn chủ yếu nhằm giải quyết vấn đề ô nhiễm bụi PM₁₀ cục bộ tại Hà Nội.

Phương pháp được sử dụng là phương pháp chồng chập bản đồ. Bản đồ phân bố hàm lượng bụi được phân vùng trên cơ sở so sánh giá trị hàm lượng PM₁₀ trung bình năm với Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí xung quanh (QCVN 05/2013/BTNMT). Bản đồ được phân chia theo 4 mức: Xanh (Thấp), Vàng (Trung bình), Cam (Cao), Đỏ (Rất cao) trong đó giá trị Xanh và Vàng đạt QCVN 05/2013/BTNMT, giá trị Cam và Đỏ vượt QCVN 05/2013/BTNMT. Nhìn chung bản đồ đã thể hiện khá rõ hiện trạng các quận nội thành Hà Nội đều bị ô nhiễm bụi PM₁₀, ngoại trừ khu vực thuộc quận Long Biên, chất lượng không khí còn ở mức độ tương đối tốt.

Đối với Quy hoạch khu dân cư

Khu vực thuộc quận Long Biên có chất lượng không khí tương đối tốt, các quận còn lại thể hiện mức độ ô nhiễm tương đối. Khu vực giáp ranh giữa quận Hoàn Kiếm và quận Ba Đình đoạn Hàng Đậu, gần cầu Long Biên có hàm lượng bụi ở mức tương đối cao, nguyên nhân có thể do hoạt động giao thông do đây là nút giao thông có mật độ cao và thường xuyên bị ùn tắc. Riêng khu vực giáp ranh giữa quận Cầu Giấy và quận Bắc Từ Liêm, mức độ ô nhiễm là khá cao. Thực tế từ cuối năm 2016 dự án mở rộng đường vành đai 3 đoạn đi qua đường Phạm Văn Đồng đã bắt đầu triển khai. Đến giữa năm 2019, tuyến đường dưới thấp đã thông xe, tuy nhiên đường trên cao vẫn đang tiếp tục được thi công. Do đó nguyên nhân gây ô nhiễm bụi có thể là do hoạt động xây dựng cục bộ tại khu vực.

Các khu vực còn lại nhìn chung đều bị ô nhiễm bụi, với số dân của 10 quận nội đô là khoảng 2,7 triệu người năm 2017 (ngoại trừ quận Long Biên), có thể thấy các nguy cơ ảnh hưởng của ô nhiễm bụi đến sức khỏe người dân là rõ ràng, do đó việc cung cấp thông tin khuyến cáo và cảnh báo cho người dân về mức độ ô nhiễm là rất cần thiết để có thể chủ động phòng ngừa một cách hiệu quả đặc biệt đối với những nhóm người nhạy cảm, có nguy cơ bị ảnh hưởng cao.

Để hạn chế ảnh hưởng của ô nhiễm bụi đối với quy hoạch các khu dân cư, các yếu tố chi phối sự phân tán các chất gây ô nhiễm gồm địa hình, hướng gió chủ đạo và mức độ ổn định của không khí cần phải được xem xét một cách khoa học. Theo đó, khu dân cư được quy hoạch phải ở vị trí đầu hướng gió so với các khu vực công nghiệp, đảm bảo có vùng đệm cũng ở vị trí đầu hướng gió. Về lâu dài, cần bảo đảm các khu dân cư giữ đúng khoảng cách so với chỉ giới đường giao thông đi qua, bảo đảm tỷ lệ diện tích đường giao thông và các bãi đỗ xe trên diện tích đất xây dựng đô thị theo đúng quy định của Quy chuẩn XDVN 01/2008/BXD - Quy hoạch xây dựng.

Chính phủ. Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} đã cho thấy hàm lượng bụi tương đối cao ở các quận trung tâm với mật độ giao thông lớn. Vì vậy, cần nghiên cứu thực hiện các biện pháp kiểm soát phương tiện giao thông lưu thông ở khu vực này, đặc biệt vào giờ cao điểm.

- Khuyến khích phát triển phương tiện giao thông sử dụng nguyên liệu sạch, thân thiện với môi trường, dần thay thế cho việc sử dụng nguyên liệu diesel.

Đối với Quy hoạch xây dựng

Về quy hoạch xây dựng, một số vấn đề về ô nhiễm bụi PM_{10} ở đô thị hiện nay có thể do thay đổi cấu trúc của thành phố bởi quá trình đô thị hóa nhanh chóng [118]. Cụ thể là hoạt động xây dựng tăng cao vượt xa sự mở rộng của đô thị. Các tòa nhà cao tầng với mật độ cao có khả năng cản trở gió và dòng chảy trong tầng vòm (canopy layer) do đó có thể dẫn đến sự suy giảm tốc độ gió nhanh chóng, làm hạn chế khả năng vận chuyển chất ô nhiễm ra khỏi thành phố. Về lâu dài, hàm lượng bụi sẽ bị tích tụ quá mức. Ngược lại, thông gió tốt trong tầng vòm đô thị sẽ có lợi cho sự phân tán chất ô nhiễm và cũng giúp làm chậm sự phát sinh của các sol khí thứ cấp. Việc xây dựng phát triển đô thị do đó, cần xem xét một cách khoa học làm thế nào để dòng chảy của không khí trong thành phố có thể giúp cải thiện ô nhiễm phân tán trong tầng vòm của đô thị một cách tốt nhất.

Hình 3.27, Hình 3.28 thể hiện khu vực giáp ranh giữa quận Cầu Giấy và quận Bắc Từ Liêm đang bị ô nhiễm bụi ở mức độ khá nghiêm trọng. Khu vực này là nơi tập trung nhiều cơ sở giáo dục lớn và các cơ quan nhà nước, do đó để hạn chế ảnh hưởng từ nguồn xây dựng, cần xem xét thực hiện một số giải pháp sau:

- Kiểm soát chặt chẽ các công trình xây dựng đảm bảo tất cả các công trình đều được che chắn cẩn thận.

- Kiểm tra, giám sát các phương tiện vận tải và thi công, đảm bảo các xe chuyên chở đều phải được rửa sạch trước khi ra khỏi công trường, phải che phủ, không để đất cát, vật liệu rơi vãi trên đường.

Để hạn chế ảnh hưởng từ nguồn ô nhiễm công nghiệp, cần xem xét thực hiện một số giải pháp trước mắt sau:

- Kiểm soát chặt chẽ các nguồn thải khí vượt quá tiêu chuẩn cho phép
- Di dời một số cơ sở sản xuất gây ô nhiễm ra khỏi khu vực dân cư
- Thiết lập các vùng đệm, đảm bảo khoảng cách từ khu, cụm công nghiệp đến khu dân cư đạt từ 50 m đến 500 m
- Khuyến khích áp dụng công nghệ sản xuất sạch hơn, công nghệ thân thiện với môi trường đối với mọi ngành sản xuất, mọi cơ sở sản xuất.

Bản đồ Hình 3.23 cho thấy theo Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, các khu, cụm công nghiệp nằm trong các khu dân cư đã được di dời ra khỏi khu vực nội thành, tuy nhiên nhìn chung các khu, cụm công nghiệp này nằm không quá xa khu vực trung tâm và vẫn được bố trí xung quanh trung tâm như một vành đai. Đây vẫn là điều bất hợp lý do khi chịu ảnh hưởng của gió mùa, các khu công nghiệp như Bắc Thăng Long, Long Biên - Gia Lâm đều nằm ở đầu hướng gió, tạo ra nguy cơ gây ô nhiễm môi trường cho khu vực nội thành do sự vận chuyển ô nhiễm. Giải pháp đối với các khu công nghiệp gần trung tâm có thể là định hướng phát triển công nghệ sạch, công nghệ thân thiện môi trường cho các khu công nghiệp này.

Quy hoạch không gian xanh, không gian mặt nước

Cây xanh trong đô thị không những có tác dụng hấp thụ khí CO₂, hấp thụ nhiệt, lọc bụi, điều hoà vi khí hậu, mà còn là diện tích thấm nước, cung cấp nước cho nguồn nước ngầm, giảm úng ngập đô thị. Tuy nhiên tỷ lệ diện tích cây xanh ở Hà Nội cũ mới đạt khoảng 4m²/người, rất thấp so với yêu cầu của một đô thị xanh [4]. Theo Quy chuẩn xây dựng nước ta thì chỉ tiêu đất cây xanh đô thị đối với đô thị loại đặc biệt như Hà Nội là 12 - 15m²/người (đất cây xanh sử dụng công cộng), trong đó đất cây xanh công viên là 7 - 9 m²/người, đất cây xanh vườn hoa là 3,0 - 3,6 m²/người, đất cây xanh đường phố là 1,7 - 2,0 m²/người. Việc đảm bảo diện tích đất cây xanh trong khu vực nội thành Hà Nội hiện nay theo đúng tiêu chuẩn là rất khó khăn do không có quỹ đất. Đây là thách thức lớn trong quá trình thực hiện Quy hoạch.

- Phát triển cây xanh vườn hoa cho các khu dân cư trong các khu đô thị mới, khuyến khích các phát triển thêm diện tích đất cây xanh chức năng trong các khu ở, công trình công cộng, cơ quan, trường học.

- Khai thác, tận dụng những khoảnh đất trống chưa sử dụng, hoặc sử dụng kém hiệu quả, giải tỏa các khu vực lấn chiếm để phát triển thêm diện tích cây xanh.

Trên bản đồ Hình 3.24 có thể thấy khu vực giáp ranh giữa quận Cầu Giấy và quận Bắc Từ Liêm có mức độ ô nhiễm khá cao. Nguyên nhân được xác định là do hoạt động xây dựng tại khu vực, ngoài ra việc mở đường cũng đã làm mất đi một lượng cây xanh tương đối lớn, việc phát triển bổ sung hệ thống cây xanh tại khu vực sẽ là vô cùng cấp thiết để đảm bảo hiện trạng không gian xanh, hạn chế những ảnh hưởng của ô nhiễm bụi.

Như vậy Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050 đã đặt vấn đề bảo vệ môi trường thành một trong những mục tiêu chính cần đạt, trong đó một số giải pháp kiểm soát ô nhiễm như khuyến khích người dân sử dụng phương tiện công cộng, di dời những nhà máy khỏi thành phố, xây thêm nhiều công viên, không gian xanh, ... đã được đề xuất. Tuy nhiên, việc thực thi các quy hoạch, đặc biệt là các quy hoạch phân khu sẽ là một vấn đề nan giải khi mà hiện nay vấn đề ô nhiễm không khí do phương tiện giao thông, do hoạt động xây dựng vẫn chưa được kiểm soát, số lượng các phương tiện giao thông gia tăng, các khu đô thị, các tòa nhà cao tầng vẫn mọc lên tràn lan, phá vỡ quy hoạch chung vẫn diễn ra. Do vậy vai trò của cơ quan quản lý sẽ là vô cùng quan trọng trong việc kiểm tra giám sát quá trình thực hiện các Quy hoạch.

Theo báo cáo “Tổn thất kinh tế của ô nhiễm không khí và các chính sách giảm thiểu ô nhiễm”, ô nhiễm không khí ở Việt Nam gây ra thiệt hại kinh tế khoảng 10,82 - 13,63 tỉ USD (khoảng 240.000 tỉ đồng) trở lên, tương đương 4,45%-5,64% GDP năm 2018 [6]. Trong đó có thể nói thiệt hại về sức khỏe là vô cùng nghiêm trọng. Báo cáo của Ngân hàng Thế giới năm 2016 cho biết trong 10 bệnh có tỷ lệ tử vong cao nhất tại Việt Nam có tới 6 bệnh liên quan đến đường hô hấp có nguyên nhân từ ô nhiễm không khí. Kết quả nghiên cứu của Luận án cũng cho thấy ô nhiễm

không khí tại khu vực nội đô thành phố Hà Nội là khá nghiêm trọng, và cần có các giải pháp trước mắt cũng như lâu dài để hạn chế các ảnh hưởng. Về tổng thể, trong Quy hoạch chung Thủ đô Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050 các vấn đề về bảo vệ môi trường đã được xem xét tích hợp, tuy nhiên qua quá trình nghiên cứu của luận án, dựa vào bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} xây dựng được, ngoài một số biện pháp tổng thể để giảm thiểu ô nhiễm bụi PM_{10} đã được đề xuất xem xét trong các quy hoạch như quy hoạch khu dân cư, quy hoạch xây dựng, giao thông, công nghiệp, quy hoạch không gian xanh - không gian mặt nước; Quy hoạch chi tiết các phân khu cần xem xét thêm một số vấn đề để cải thiện như sau:

Một là, đối với quy hoạch xây dựng chung, kiến trúc các công trình cần phải được xem xét phù hợp với điều kiện khí hậu của khu vực. Kết quả của nghiên cứu đã chỉ ra rằng hướng gió chủ đạo đến Hà Nội là hướng gió Đông, do đó việc thiết kế đô thị phải được xem xét tổng thể để tối ưu và hạn chế tác động xấu của hướng gió, nên thiết kế theo hướng đóng - mở liên hoàn để tạo được sự lưu thông của không khí, giảm thiểu ô nhiễm, tránh việc hình thành hiệu ứng “đảo nhiệt” trong mùa hè và “ngịch nhiệt” trong mùa đông. Cụ thể, cần giới hạn độ cao các công trình trong đô thị để đảm bảo các công trình không cản trở gió và dòng chảy không khí lưu thông, làm hạn chế khả năng vận chuyển chất ô nhiễm ra khỏi thành phố. Kết quả nghiên cứu của luận án cũng chỉ ra sự bất hợp lý của quy hoạch hiện nay do việc bố trí các khu công nghiệp ở phía Đông Nam khu vực trung tâm thành phố như một vành đai đã tạo ra sự vận chuyển chất ô nhiễm vào thành phố. Nhiều nghiên cứu khác công bố trong nước cũng đã chứng minh có sự vận chuyển chất ô nhiễm đến Hà Nội từ các khu công nghiệp ở phía Đông như Quảng Ninh, Hải Phòng, Hải Dương.

Hai là, đối với các khu dân cư, trường học, bệnh viện, công sở,... quy hoạch phải đảm bảo đúng khoảng cách an toàn đối với đường cao tốc cũng như đường giao thông đông đúc. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng ô nhiễm không khí và ô nhiễm bụi gây ra những ảnh hưởng bất lợi đến sức khỏe người dân, và có sự gia tăng tỷ lệ tác bệnh về hô hấp và tỷ lệ tử vong ở những người sống gần đường giao thông đông đúc. Các nghiên cứu cũng đã chứng minh rằng người dân sống gần

đường giao thông có liên quan trực tiếp đến việc tăng nguy cơ sinh con nhẹ cân, tăng các lần khám bệnh hen suyễn và tăng các bệnh về hô hấp ở trẻ em. Tuy nhiên, hàm lượng các chất ô nhiễm không khí từ hoạt động giao thông, đặc biệt trên đường cao tốc có thể giảm đến 60-80% trong vòng bán kính 100m từ đường [68], như vậy các nguy cơ về bệnh tật cũng sẽ giảm đi nếu quy hoạch các khu dân cư, trường học, bệnh viện, công sở,... tuân thủ nghiêm ngặt theo quy định. Đây là vấn đề vô cùng quan trọng do những cảnh báo về tác hại của ô nhiễm không khí đối với sức khỏe người dân hiện nay vẫn còn thiếu và chưa được quan tâm đúng mức.

Ba là, bài học kinh nghiệm của các nước trên thế giới cho thấy bất kỳ chính sách nào cũng cần có sự chung tay của người dân. Giải pháp tuyên truyền, phổ biến thông tin cho người dân là vô cùng quan trọng. Việc thay đổi thói quen đi lại, hạn chế phương tiện cá nhân, tăng cường sử dụng phương tiện giao thông công cộng, hoặc không sử dụng bếp than tổ ong, không đốt rơm rạ, đốt rác tự phát,... sẽ góp phần làm giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ môi trường. Bên cạnh đó, cần xây dựng hệ thống cảnh báo, dự báo chất lượng không khí để cung cấp thông tin cho người dân, thực hiện đồng thời các biện pháp khuyến cáo và cắt giảm các hoạt động gây ô nhiễm tại những khu vực không còn khả năng tiếp nhận phát thải khí thải. Kết hợp các giải pháp tổng thể với giải pháp quy hoạch sẽ giúp môi trường Hà Nội nói chung và môi trường không khí nói riêng được cải thiện đáng kể./.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

1. Kết luận

Ô nhiễm không khí do bụi ở các đô thị Việt Nam đang là vấn đề nổi cộm, đặc biệt là ở các thành phố lớn như Hà Nội. Việc nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến chất lượng không khí nói chung và hàm lượng bụi nói riêng giúp hiểu biết hơn về các quá trình tạo ra ô nhiễm, cung cấp thông tin chính xác hơn cho các dự báo về ô nhiễm không khí, qua đó hỗ trợ rất tốt cho quá trình xây dựng các chính sách phòng ngừa, giảm thiểu.

Luận án đã tiến hành đánh giá mức độ ảnh hưởng cụ thể của các yếu tố khí tượng (nhiệt độ, độ ẩm, tốc độ gió và áp suất) đến hàm lượng bụi PM_{10} tại Hà Nội. Kết quả tính toán cho thấy, hàm lượng bụi có xu hướng tỉ lệ nghịch với nhiệt độ, tỉ lệ thuận với áp suất và độ ẩm. Khi nhiệt độ cao và áp suất giảm giúp đưa ẩm từ mặt đất lên lớp không khí bên trên hoặc ra khu vực khác, do đó làm lượng bụi giảm đi. Độ ẩm càng lớn giúp hạn chế bụi phát tán từ đường xá hoặc từ nơi khác tới làm giảm hàm lượng bụi PM_{10} .

Luận án đã xây dựng được hai phương pháp hồi quy đa biến sử dụng mô hình MLR và mô hình ANN phục vụ tính toán hàm lượng bụi PM_{10} từ các thông tin khí tượng. Kết quả tính toán cho thấy mô hình ANN cho kết quả vượt trội so với mô hình hồi quy tuyến tính đa biến. Ngoài phục vụ cho nghiên cứu trong luận án này, các mô hình này còn có thể được sử dụng trong tương lai, phục vụ công tác dự báo ô nhiễm. Bên cạnh đó, bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} theo không gian và thời gian tại một số khu vực nội đô thành phố Hà Nội cũng được xây dựng sử dụng phương pháp tích hợp thuật toán nội suy nghịch đảo bình phương khoảng cách và mô hình ANN nhằm đánh giá ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến sự phân bố hàm lượng bụi theo không gian. Kết quả cho thấy khu vực các quận nội đô có giá trị hàm lượng bụi PM_{10} thấp hơn nhiều lần các quận ở xa khu vực trung tâm. Các tháng mùa đông và mùa xuân có hàm lượng bụi cao hơn hẳn các tháng mùa hè và mùa thu. Bản đồ được xây dựng trực quan, dễ hiểu có thể góp phần phục vụ xây dựng các chính sách kiểm soát ô nhiễm không khí một cách có hiệu quả.

Dựa trên bản đồ phân vùng hàm lượng bụi trung bình năm, Luận án đề xuất một số biện pháp hỗ trợ quy hoạch và quản lý đô thị cho từng đối tượng như giao thông, xây dựng, công nghiệp, dân cư và cây xanh, mặt nước. Luận án đề xuất kết hợp đồng bộ các giải pháp quy hoạch và giải pháp phòng ngừa giảm thiểu ô nhiễm bụi ở cả khu vực nội đô và các vùng phụ cận.

2. Kiến nghị

Luận án mới chỉ xem xét, đánh giá tổng thể mức độ ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến hàm lượng bụi PM_{10} . Những yếu tố ảnh hưởng đặc thù khác như các hiện tượng nghịch nhiệt, hiện tượng sương mù, sự thay đổi độ cao xáo trộn, gió mùa,... cần được nghiên cứu thêm để có được đánh giá toàn diện hơn. Bản đồ phân bố hàm lượng bụi PM_{10} tại một số khu vực nội đô thành phố Hà Nội được xây dựng dựa trên kết quả nội suy của các trạm quan trắc chất lượng không khí, tuy nhiên, mật độ các trạm dù đã được cải thiện song vẫn chưa đủ dày nên còn ảnh hưởng đến độ chính xác của bản đồ. Do đó cần thiết phải xây dựng thêm các trạm đo để đảm bảo phân tích được một cách chính xác diễn biến theo không gian và thời gian của bụi cũng như các chất gây ô nhiễm khác.

Các đề xuất về quy hoạch và quản lý đô thị mới chỉ dựa trên đánh giá định tính giữa các yếu tố sử dụng đất như đất giao thông, xây dựng, công nghiệp, dân cư, cây xanh, mặt nước mà chưa có sự phân tích đánh giá định lượng mối quan hệ của các yếu tố này đến sự phân bố hàm lượng bụi. Các nghiên cứu trong tương lai có thể phát triển theo hướng định lượng hướng hóa để xác định nguồn gốc của ô nhiễm, đánh giá sức chịu tải của môi trường không khí và phân vùng phát thải cho từng chất ô nhiễm để làm cơ sở xây dựng các quy hoạch, kế hoạch kiểm soát, phòng ngừa một cách hiệu quả.

Mô hình hồi quy sử dụng các thuật toán trí tuệ nhân tạo có thể nghiên cứu sử dụng phục vụ dự báo chất lượng không khí thông qua dự báo các yếu tố khí tượng. Đây là vấn đề đang rất cấp thiết do đến thời điểm hiện tại vẫn chưa có cơ quan nào cung cấp đến người dân các bản tin dự báo về ô nhiễm không khí. Để đảm bảo cung cấp thông tin dự báo chi tiết về không gian và thời gian, yêu cầu số liệu dự báo khí tượng cần phải có độ phân giải về không gian và thời gian cao hơn./.

**DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ
LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN**

1. Lê Ngọc Cầu, Dương Hồng Sơn, Lê Văn Quy, Lê Văn Linh, Trần Hoài Linh, **Nguyễn Anh Dũng**. (2017). *Thiết kế và tích hợp thiết bị quan trắc bụi di động nhằm xây dựng bản đồ ô nhiễm bụi cho một số tuyến giao thông chính tại thành phố Hà Nội*. Tạp chí Môi trường 2(8), 29-35
2. **Nguyen Anh Dung**, Le Van Quy, Le Ngoc Cau, Le Van Linh, Pham Thi Quynh. (2019). *Application of mobile dust monitoring system to evaluate dust concentration in several streets of Hanoi city*. Vietnam Journal of Hydrometeorology (2-1), 12-20
3. **Nguyen Anh Dung**, Duong Hong Son, Nguyen The Duc Hanh, Doan Quang Tri. (2019). *Effect of meteorological factors on PM_{10} concentration in Hanoi, Vietnam*. Journal of Geoscience and Environment Protection 7, 138-150
4. **Nguyễn Anh Dũng**, Dương Hồng Sơn, Nguyễn Đắc Đồng, Nguyễn Thế Đức Hạnh. (2020). *Ứng dụng mô hình Hysplit nghiên cứu mối liên hệ giữa các thông số khí tượng và hàm lượng bụi PM_{10} trong môi trường không khí tại thành phố Hà Nội, Việt Nam*. Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh (VNU-HCM). Tạp chí Phát triển Khoa học và Công nghệ - Kỹ thuật và Công nghệ 3(2), 432-442
5. **Dung Anh Nguyen**, Son Hong Duong, Phuong Anh Tran, Hai Hoang Cao, Bang Quoc Ho. (2020). *Combination of data - driven models and interpolation technique to develop of PM_{10} map for Hanoi, Vietnam*. Nature Scientific Reports 10:19268 (ISI, IF: 3.998 (2019), Q1) (<https://doi.org/10.1038/s41598-020-75547-y>)
6. **Dung Anh Nguyen**, Son Hong Duong, Dong Dac Nguyen. (2020). *Relationships between meteorological parameters and PM_{10} concentrations at urban location in Ha Noi city from 2010 to 2019*. Journal of Climate Change Science 15, 115-122
7. Chinh C. Tran, Thi D. Ta, An T. Duong, Oanh T.K. Phan, **Dung A. Nguyen**. (2020). *Analysis on temporal pattern of fine particulate matter ($PM_{2.5}$) in Hanoi, Vietnam and the impact of meteorological conditions*. Journal of Environmental Protection 11, 241-256
8. Trung-Dung Nghiem, Duy-Hung Mac, **Anh-Dung Nguyen**, Ngoc Chi Le. (2020). *An integrated approach for analyzing air quality monitoring data: a case study in Hanoi, Vietnam*. Air Quality, Atmosphere & Health 14, 7-18 (2021) (ISI, IF: 2.870 (2019), Q1)

TÀI LIỆU THAM KHẢO

Tiếng Việt:

1. Bộ Tài nguyên và Môi trường (2011), *Báo cáo môi trường quốc gia 2010*.
2. Bộ Tài nguyên và Môi trường (2017), *Báo cáo môi trường quốc gia 2016*.
3. Bộ Xây dựng (2011), *Thuyết minh tổng hợp Quy hoạch chung xây dựng Thủ Đô Hà Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, Quyển 1: Mở đầu, hiện trạng và kinh nghiệm quốc tế*.
4. Bộ Xây dựng (2011), *Thuyết minh tổng hợp Quy hoạch chung xây dựng Thủ Đô Hà Nội đến năm 2030 và tầm nhìn đến năm 2050, Quyển 2: Định hướng Quy hoạch*.
5. Bùi Tá Long, và Nguyễn Châu Mỹ Duyên (2019), "Mô hình hóa ô nhiễm không khí trong điều kiện địa hình phức tạp - trường hợp nguồn thải điểm", *Tạp chí Khí tượng Thủy văn*, 700, 34-45.
6. Đinh Đức Trường, và cộng sự (2020), *Ô nhiễm không khí tại Việt Nam từ góc nhìn kinh tế*.
7. Dương Hồng Sơn, và cộng sự (2007), *Nghiên cứu thử nghiệm dự báo thời hạn ngắn chất lượng không khí vùng đồng bằng Bắc bộ*, Bộ Tài nguyên và Môi trường.
8. Dương Hồng Sơn, và cộng sự (2009), *Xây dựng bản tin dự báo chất lượng không khí cho các vùng kinh tế trọng điểm ở Việt Nam*, Bộ Tài nguyên và Môi trường.
9. Dương Hồng Sơn, và cộng sự (2014), *Nghiên cứu đánh giá ảnh hưởng của ô nhiễm không khí xuyên biên giới đến miền Bắc Việt Nam ứng dụng công nghệ tiên tiến*, Bộ Tài nguyên và Môi trường.
10. Hoàng Xuân Cơ, và Phạm Thị Việt Anh (1998), "Xem xét các ảnh hưởng của các yếu tố khí tượng đến lan truyền chất ô nhiễm không khí từ các nguồn thải công nghiệp", *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội*, chuyên san khoa học và công nghệ 24, 475-482.
11. Hoàng Xuân Cơ, và cộng sự (2005), *Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm bụi ở thành phố Hà Nội và đề xuất các giải pháp khắc phục*, Sở Khoa học và Công nghệ Hà Nội.

12. Hoàng Xuân Cơ, và cộng sự (2013), "Đánh giá mức độ và diễn biến chất lượng không khí thành phố Hà Nội thông qua việc xây dựng hoa ô nhiễm đối với bụi PM10 và SO₂", *Tạp chí khoa học, Đại học Quốc gia Hà Nội*.
13. Lê Ngọc Cầu, và cộng sự (2018), *Báo cáo tổng kết đề tài nghiên cứu khoa học và công nghệ cấp Bộ mã số TNMT.2015.04.23*, Bộ Tài nguyên và Môi trường.
14. Lê Thị Quỳnh Hà, và Bùi Tá Long (2004), "Mô phỏng ô nhiễm không khí và xác định hệ số khuếch tán ngang", *Báo cáo tuyển tập hội thảo khoa học Viện Khoa học Khí tượng - Thủy văn năm 2004_7*.
15. Nghiêm Trung Dũng (2005), *Nghiên cứu mức độ phát thải và lan truyền của các hydrocacbon thơm đa vòng (PAH) tại Hà Nội*, Đại học Bách khoa Hà Nội.
16. Phạm Duy Hiên (2006), "Hiện trạng và quy luật diễn biến của chất lượng không khí ở Hà Nội, Hà Nội".
17. Phạm Ngọc Đăng, và cộng sự (2000), *Nghiên cứu, dự báo diễn biến môi trường và đề xuất các giải pháp bảo vệ môi trường đối với thành phố Hà Nội*.
18. Phạm Ngọc Đăng, và cộng sự (2002), *Đánh giá tổng thể tình trạng ô nhiễm công nghiệp và đề xuất các giải pháp kiểm soát ô nhiễm trong quá trình phát triển công nghiệp ở Hà Nội*.

Tiếng Anh:

19. Ahmed S. O., Mazloum, R., Abou-Ali, H (2018), "Spatiotemporal interpolation of air pollutants in the Greater Cairo and the Delta, Egypt", *Environmental research*, 160, 27-34.
20. Anastasio C. and Martin, S.T. (2001), "Nanoparticles and the environment", *Mineralogical Society of America, Washington, DC*, 293–349.
21. Baleynaud Wald and (1999), "Observing air quality over the city of Nantes by means of Landsat thermal infrared data, International Journal of Remote Sensing, Taylor & Francis: STM, Behavioural", *Science and Public Health Titles*, 20(5), 947-959.
22. Barmpadimos I., Hueglin, C., Keller, J., Henne, S., Prevot, A. (2011), "Influence of meteorology on PM 10 trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008", *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 1813-1835.

23. Barros N., T. Fontes, M.P. Silva, M.C. Manso (2013), *How Wide Should Be the Adjacent Area to an Urban Motorway to Prevent Potential Health Impacts from Traffic Emissions*.
24. Bayraktar H. and Turalioglu, F.S. (2005), "A Kriging-Based Approach for Locating a Sampling Site-In the Assessment of Air Quality", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 19, 301-305.
25. Benas N. Beloconi A., Chrysoulakis N (2013), "Estimation of urban PM10 concentration, based on MODIS and MERIS/AATSR synergistic observations", *Atmospheric Environment*, 79, 448-454.
26. Bond T.C et al. (2013), *Bounding the Role of Black Carbon in the Climate System: A Scientific Assessment. J. Geophys.*
27. Brauer M., Amann, M., Burnett, R.T., Cohen, A., Dentener, F., Ezzati, M., Henderson, S.B., Krzyzanowski, M., Martin, R.V., Van Dingenen, R., Van Donkelaar, A., Thurston, G.D. (2012), "Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution", *Environmental Science & Technology*, 46(2), 652-60.
28. Bukowiecki N., Dommen, J., Prevot, A. S. H., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003), "Fine and ultrafine particles in the Zurich (Switzerland) area measured with a mobile laboratory: an assessment of the seasonal and regional variation throughout a year", *Atmospheric Chemistry and Physics, European Geosciences Union (EGU)*, 3(5), 1477-1494.
29. Cai M., Yin, Y., Xie, M. (2009), "Prediction of hourly air pollutant concentrations near urban arterials using artificial neural network approach", *Transportation Research*, 14 (Transport and Environment), 32–41.
30. Cao Dung Hai, Nguyen Thi Kim Oanh (2013), "Effects of local, regional meteorology and emission sources on mass and compositions of particulate matter in Hanoi", *Atmospheric Environment*, 78, 105–122.
31. Carnahan W.H., Mausel, P.W., Zhou G.P. (1984), *Evaluation of atmospheric particulate concentrations derived from analysis of ratio thematic mapper data*.
32. Chaloulakou A., Kassomenos, P., Spyrellis, N., Demokritou, P., Koutrakis, P. (2003), "Measurements of PM10 and PM2.5 particle concentrations in Athens, Greece", *Atmospheric Environment* 37(5), 649–660.

33. Chen L., Peng, S., Liu, J., Hou, Q. "Dry deposition velocity of total suspended particles and meteorological influence in four locations in Guangzhou, China", *Journal of Environmental Sciences*, 24 (4), 632-639.
34. Chen M.J., Yang, P.H., Hsieh, M.T., Yeh, C.H., Huang, C.H., Yang, Lin C.M., G.M. (2018), "Machine learning to relate PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations to outpatient visits for upper respiratory tract infections in Taiwan: A nationwide analysis", *World J. Clin. Cases* 6, 200–206.
35. Clements N., Hannigan, M.P., Miller, S.L., Peel, J.L., Milford, J.B. (2016), "Comparisons of urban and rural PM₁₀ 2.5 and PM 2.5 mass concentrations and semi-volatile fractions in northeastern Colorado", *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 7469-7484.
36. Devarakonda S., Sevusu, P., Liu, H., Liu, R., Iftode, L. (2013), "Real-time Air quality monitoring through mobile sensing in metropolitan areas", *Working paper 19. Department of Computer Science, Rutgers University*.
37. Dinoi A., Perrone, M.R and Burlizzi, P. (2010), "Application of MODIS Products for Air Quality Studies Over Southeastern Italy", *Remote Sensing* 16(2), 1767-1796.
38. Disease (GBD) Global Burden of (2013), *Visualizations 2013*, Institute for Health Metrics and Evaluation.
39. Dockery D.W. and Pope, C.A. (1994), "Acute respiratory effect of particulate air pollution", *Annu. Rev. Public Health*, 14, 107–132.
40. Dockery D.W., Pope, C.A., Xu, X.P., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E. (1993), "An association between air pollution and mortality in six United-States cities", *New England Journal of Medicine*, 329, 1753-1759.
41. Donaldson K., Li, X.Y. and Mac Nee, W. (1998), "Ultrafine (nanometre) particle mediated lung injury", *Journal of Aerosol Science*, 29, 553-560.
42. Duo B., Cui, L., Wang, Z., Li, R., Zhang, L., Fu, H., Chen, J., Zhang, H., Qiong, A. (2018), "Observations of atmospheric pollutants at Lhasa during 2014-2015: Pollution status and the influence of meteorological factors", *Journal of Environmental Sciences*, 63, 28-42.

43. Fine T.L. (1999), "Feedforward neural network methodology", *Springer*.
44. Fiore A.M., Naik, V., Spracklen, D.V., Steiner, A., Unger, N., Prather, M., Bergmann, D., Cameron-Smith, P.J., Cionni, I., Collins, W.J. (2012), "Global air quality and climate", *Chemical Society Reviews*, 41, 6663-6683.
45. Fuchs V.R., Frank, S.R. (2002), "Air pollution and medical care use by older Americans: a cross-area analysis", *Health Aff (Millwood)*, 21(6), 207-214.
46. Giri D., Krishna Murthy, V., Adhikary, P.R. (2003), "The Influence of Meteorological Conditions on PM10 Concentrations in Kathmandu Valley", *Int. J. Environ, Res* 2(1), 49-60.
47. Gramsch E., Caceres, D., Oyola, P., Reyes, F., Vasquez, Y., Rubio, M., Sanchez, G. (2014), "Influence of surface and subsidence thermal inversion on PM 2.5 and black carbon concentration", *Atmospheric Environment* 98, 290-298.
48. Grosso N., Ferreira, F., Mesquita, S. (2007), *Chapter 3.1: Improvement in particles (PM10) urban air quality mapping interpolation using remote sensing data*.
49. Guttikunda S., Nguyen Quoc Tuan., Phan Quynh Nhu., Duong Hong Son., Luu Duc Cuong (2008), *A 2020 Vision: An Integrated Policy Reform for Air Quality Management in Hanoi, Viet Nam*, November 2008, Bangkok, Thailand.
50. Hartog JJ; Hoek, G; Mirme, A; Tuch, T; Kos, G. P. A; Brink, H.M; Brunekreef, B; Cyrys, J; Heinrich, J; Pitz, M; Lanki, T; Vallius, M; Pekkanene, J; Kreyling, W.G. (2005), "Relationship between different size classes of particulate matter and meteorology in three European cities", *Journal of Environmental Monitoring* 7(4), 302-310.
51. Hazenkamp-von Arx M.E., Schindler, C., Ragettli, M.S., Kunzli, N., Fahrlander, C.B., Liu, L.J.S. (2011), "Impacts of highway traffic exhaust in alpine valleys on the respiratory health in adults: A cross-sectional study", *Environmental Health*, 10(13), 1-9.
52. Hien P.D., Bac, V.T., Tham, H.C., Nhan, D.D. and Vinh, L.D (2002), "Influence of meteorological conditions on PM2.5 and PM2.5-10 concentrations during the monsoon season in Hanoi, Vietnam", *Atmos. Environ* 36, 3473-3484.

53. Hoang Xuan Co Nghiem Trung Dung, Nguyen Thi Kim Oanh, Nguyen Thanh Hang, Nguyen Hong Phhuc, Hoang Anh Le. (2014), "Levels and composition of ambient Particulate Matter at a mountainous rural sites in North Vietnam", *Aerosol and Air Quality Research* 14, 1917-1928.
54. Hooyberghs J., Mensink, C., Dumont, G., Fierens, F., Brasseur, O. (2005), "A neural network forecast for daily average PM10 concentrations in Belgium", *Atmos. Environ.*, 39, 3279–3289.
55. Hopke P.K., Cohen, D.D., Begum, B.A., Biswas, S.K., Ni,B., Pandit, G.G., Santoso, M., Chung, Y.S., Davy, P., Markwitz, A., Waheed, S., Siddique, N., Santos, F.L., Pabroa, P.C.B., Seneviratne, M.C.S., Wimolwattanapun, M., Bunprapob, S., Thu Bac Vuong., Pham Duy Hien., Markowicz, A. (2008), "Urban air quality in the Asian region", *Science of The Total Environment*, 404(1), 103-112.
56. Ignaccolo R., Mateu, J., Giraldo, R. (2014), "Kriging with external drift for functional data for air quality monitoring", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 28, 1171–1186.
57. Isakov V.; Touma, J.S.; Khlystov, A. (2007), "A method for assessing air toxics concentrations in urban areas using mobile platform measurements", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57, 1286-1295.
58. Karagiannidis A., Poupkou, A., Giannaros, T., Giannaros, C., Melas, D., Argiriou, A. (2015), "The air quality of a mediterranean urban environment area and its relation to major meteorological parameters", *Water, Air and Soil Pollution* 226, 1-13.
59. Katsouyanni K., Touloumi, G., Spix, C., Schwartz, J., Balducci, F., Medina, S., Rossi, G.,Wojtyniak, B., Sunyer, J., Bacharova, L., Schouten, J.P., Ponka, A. and Anderson, H.R. (1997), "Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: Results from time series data from the APHEA project", *British Medical Journal*, 314, 1658-1663.
60. Kaur S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N. (2007), "Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments", *Atmospheric Environment* 41, 4781-4810.

61. Kavouras I.G., Etyemezian, V., Xu, J., DuBois, D.W., Green, M., Pitchford, M. (2007), "Assessment of the local windblown component of dust in the western United States", *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 112, 1–13.
62. Keler A and Krisp I.M. (2015), "Spatio-temporal visualization of interpolated particulate matter (PM_{2.5}) in Beijing", *GI Forum Journal for Geographic Information Science*, 2015(7), 464-474.
63. Kim K.H., Woo, D., Lee, S.B., Bae, G.N. (2015), "On-Road Measurements of Ultrafine Particles and Associated Air Pollutants in a Densely Populated Area of Seoul, Korea", *Aerosol and Air Quality Research*, Article in Press.
64. Kittelson D., Johnson, J., Watts, W., Wei, Q., Bukowiecki, N. (2000), *Diesel Aerosol Sampling in the Atmosphere*.
65. Koutrakis P., Sax, S.N., Sarnat, J.A., Coull, B., Demokritou, P., Demokritou, P., Oyola, P., Garcia, J., Gramsch, E. (2005), "Analysis of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM_{2.5-10} Concentrations in Santiago, Chile, from 1989 to 2001", *Journal of the Air and Waste Management Association*, 55, 342-351.
66. Kozakova J., Pokorná, P., Cernikova, A., Hovorka, J., Branis, M., Moravec, P. and Schwarz, J. (2017), "The association between intermodal (PM_{1-2.5}) and PM₁, PM_{2.5}, coarse fraction and meteorological parameters in various environments in central Europe", *Aerosol Air Qual. Res.* , 17, 1234–1243.
67. Kuhns H., Etyemezian, V., Landwehr, D., MacDougall, C., Pitchford, M., Green, M. (2001), "Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads (TRAKER): A New Approach to Infer Silt Loading on Roadways", *Atmospheric Environment* 35, 2815-2825.
68. Kunzli N., Perez, L., Lurmann, F., Hricko, A., Penfold, B., McConnell, R. (2008), "An attributable risk model for exposures assumed to cause both chronic disease and its exacerbations", *Epidemiology*, 19, 179-185.
69. Kunzli N., Perez, L., Rapp, R. (2010), *Air Quality and Health 2010*.
70. Laakso L., Hussein, T., Aarnio, P., Komppula, M., Hiltunen, V., Viisanen, Y., Kulmala, M. (2003), "Diurnal and annual characteristics of particle mass and number concentrations in urban, rural and Arctic environments in Finland", *Atmospheric Environment* 37(19), 2629-2641.

71. Laden F., Schwartz, J., Speizer, F.E. and Dockery, D.W. (2001), "Air pollution and mortality: A continued follow-up in the Harvard six cities study", *Epidemiology*, 12, 437.
72. Lahde T., Niemi, J.V., Kousa, A., Ronkko, T., Karjalainen, P., Keskinen, J., Frey, A., Hillamo, R., Pirjola, L. (2014), "Mobile Particle and NO_x Emission Characterization at Helsinki Downtown: Comparison of Different Traffic Flow Areas", *Aerosol and Air Quality Research* 14, 1372-1382.
73. Lam H.T., Ronmark, E., Tuong, N.V., Ekerljung, L., Chuc, N.T., Lundback, B. (2011), "Increase in asthma and a high prevalence of bronchitis: results from a population study among adults in urban and rural Vietnam", *Respiratory Medicine*, 105(2), 177-85.
74. Li X., Ma, Y., Wang, Y., Liu, N., Hong, Y. (2017), "Temporal and spatial analyses of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and its relationship with meteorological parameters over an urban city in northeast China", *Atmospheric Research*, 198(2017), 185–193.
75. Ly Bich Thuy, Yutaka Matsumi, Tomoki Nakayama, Yosuke Sakamoto, Yoshizumi Kajii, Trung-Dung Nghiem (2018), "Characterizing PM_{2.5} in Hanoi with New High Temporal Resolution Sensor", *Aerosol and Air Quality Research* 18, 2487–2497.
76. Maji S., Ghosh, S., Ahmed, S. (2018), "Association of air quality with respiratory and cardiovascular morbidity rate in Delhi, India", *International Journal of Environmental Health Research*, 28(5), 471-490.
77. McKendry I.G. (2002), "Evaluation of artificial neural networks for fine particulate pollution (PM₁₀ and PM_{2.5}) forecasting. J.", *Air Waste Manag. Assoc* 52, 1096–1101.
78. Miao Y., Hu, X.-M., Liu, S., Qian, T., Xue, M., Zheng, Y., and Wang, S. (2015), "Seasonal variation of local atmospheric circulations and boundary layer structure in the Beijing-Tianjin-Hebei region and implications for air quality", *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7, 1602– 1626.

79. Nam K.M., Selin, N.E., Reilly, J.M., Paltsev, S. (2010), "Measuring welfare loss caused by air pollution in Europe: A CGE analysis", *Energy Policy*, 38, 5059-5071
80. National Aeronautics and Space Administration (2013), <https://www.nasa.gov/>.
81. Ngo Tho Hung (2010), *Urban Air Quality Modelling and Management in Hanoi, Vietnam*.
82. Nguyen Anh Dung, Le Van Quy, Le Ngoc Cau, Le Van Linh, Pham Thi Quynh (2019), "Application of mobile dust monitoring system to evaluate dust concentration in several streets of Hanoi city", *Vietnam Journal of Hydrometeorology* 2019, (2-1), 12-20.
83. Nguyen Thi Thu Thuy, Nghiem Trung Dung, Kazuhiko Sekiguchi, Ly Bich Thuy, Nguyen Thi Thu Hien, Ryosuke Yamaguchi (2018), "Mass Concentrations and Carbonaceous Compositions of PM0.1, PM2.5, and PM10 at Urban Locations in Hanoi, Vietnam", *Aerosol and Air Quality Research* 18, 1591–1605.
84. Padro-Martinez L.T., Patton, A.P., Trull, J.B., Zamore, W., Brugge, D., Durant, J.L. (2012), "Mobile monitoring of particle number concentration and other traffic-related air pollutants in a near-highway neighborhood over the course of a year", *Atmospheric Environment*, 61, 253-264.
85. Paschalidou A.K., Karakitsios, S., Kleanthous, S., Kassomenos, P.A. (2011), "Forecasting hourly PM10 concentration in Cyprus through artificial neural networks and multiple regression models: Implications to local environmental management", *Environ. Sci. Pollut.*, Res 18, 316–327.
86. Perez L., et al. (2013), "Chronic burden of near roadway traffic pollution in 10 European cities (APHEKOM network)", *European Respiratory Journal* 42, 594-605.
87. Peters J., Theunis, J., Poppel, M.V, Berghmans, P. (2013), "Monitoring PM10 and Ultrafine Particles in Urban Environments Using Mobile Measurements", *Aerosol and Air Quality Research* 13, 509-522.

88. Pope C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. and Heath, C.W. (1995), "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of United-States adults", *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151, 669-674.
89. Raimondo G., Montuori, A., Moniaci, W., Pasero, E., Almkvist, E. (2007), *An application of machine learning methods to PM10 level medium-term prediction. In: Lecture Notes in Computer Science (Including Subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*.
90. Retalis A and Sifakis, N. (2009), "Urban aerosol mapping over Athens using the differential textural analysis (DTA) algorithm on MERIS-ENVISAT data", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65 (1), 25_61.
91. Rumelhart D.E., Hinton, G.E., Williams, R.J. (1986), "Learning representations by back-propagating errors", *Nature* 323, 533–536.
92. Saksena S., Pham Van Luong., Do Dang Quan., Pham Tien Nhat., Dao Truong Tho., Tran Ngoc Quang., Pham Ngoc Dang., Thang Nguyen., Le Ngoc Quynh., Du Hong Duc., Flachsbart, F. (2006), "Commuters' exposure to particulate matter and carbon monoxide in Hanoi, Vietnam: a pilot study", *East-West Center Working Papers. Environmental Change, Vulnerability, and Governance Series*, No. 64, 30.
93. Samet J. M., Dominici, F., Curriero F., Coursac I., Zeger SL. (2000), "Fine Particulate air pollution and mortality in 20 US cities, 1987-1994", *New England Journal of Medicine*, 343(24), 1742-1749
94. Samet J. M., Zeger S.L., Dominici F., Curriero F., Coursac I., Dockery D.W. (2000), *The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study*.
95. Sanders T.G. and Addo, J.Q. (2000), *An Experimental Road Dust Measurement Device*.
96. Sayegh A.S., Munir, S., Habeebullah, T.M. (2014), "Comparing the performance of statistical models for predicting PM10 concentrations", *Aerosol and Air Quality Research* 14, 653-665.
97. Schleicher Nina, Stefan Norra, Mathieu Fricker, Uwe Kaminski, Yizhen Chen, Fahe Chai, Shulan Wang, Yang Yu, Kuang Cen (2013), "Spatio-temporal

- variations of black carbon concentrations in the Megacity Beijing", *Environmental Pollution* 182, 392-401.
98. Seethaler R. (1999), *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, Air Pollution Attributable Cases*, Synthesis. Berne, Paris, Vienna.
 99. Shahraiyni H.T., Sodoudi, S. (2016), "Statistical modeling approaches for pm10 prediction in urban areas; A review of 21st-century studies", *Atmosphere* 7,10–13.
 100. Sifakis N., Deschamps P.Y. (1992), "Mapping of Air Pollution Using SPOT Satellite", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 5(4), 62.
 101. Singh V., Carnevale, C., Finzi, G., Pisoni, E., Volta, M. (2011), "A Cokriging based approach to reconstruct air pollution maps, processing measurement station concentrations and deterministic model simulations", *Environmental Modelling & Software* 26, 778-786.
 102. Slini T., Kaprara, A., Karatzas, K., Moussiopoulos, N. (2006), "PM 10 forecasting for Thessaloniki, Greece ", *Environmental Modelling and Software*, 559–565.
 103. Srimuruganandam B and Nagendra, S. (2013), "Impact of meteorology on roadside ambient particulate matter concentrations", *Modern Traffic and Transportation Engineering Research* 2(3), 141-152.
 104. Stadlober E., Hormann, S., Pfeiler, B. (2008), "Quality and performance of a PM10 daily forecasting model", *Atmospheric Environment* 42, 1098–1109.
 105. Thanh T N Nguyen, Hung Q Bui, Ha V Pham, Hung V Luu, Chuc D Man, Hai N Pham, Ha T Le and Thuy T Nguyen (2015), "Particulate matter concentration mapping from MODIS satellite data: A Vietnamese case study", *Environmental Research Letters*, 10(9).
 106. Ung A., Wald, L., Ranchin, T., Weber, C., Hirsch, J., Perron, G., Kleinpeter, J. (2002), "Air pollution mapping: relationship between satellite - made observations and air quality parameters: Application to the city of Strasbourg", *Photo-Interpretation* 2000/3-4, 38, 53-63.

107. Van Poppel M., Peters, J., Bleux, N. (2013), "Methodology for setup and data processing of mobile air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments", *Environmental Pollution*, 183, 224-233.
108. Vidot J., Santer, R., Ramon, D. (2007), "Atmospheric particulate matter (PM) estimation from SeaWiFS imagery", *Remote Sensing of Environment*, 111, 39.
109. Wang J and Ogawa, S. (2015) (2015), "Effects of Meteorological Conditions on PM_{2.5} Concentrations in Nagasaki, Japan", *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 9089-9101.
110. Weijers E.P., Khlystovb, A.Y., Kosa, G.P.A., Erismana, J.W. (2004), "Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit", *Atmospheric Environment*, 38, 2993-3002.
111. Westerdahl D., Fruin, S., Sax, T., Fine, P.M. and Sioutas, C. (2005), "Mobile platform measurements of ultrafine particles and associated pollutant concentrations on freeways and residential streets in Los Angeles", *Atmospheric Environment* 39, 3597-3610.
112. WHO (2003), *Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide*. .
113. World Bank (2016), *The cost of air pollution. Strengthening the Economic Case for Action. The World Bank and Institute for Health Metrics and Evaluation*, University of Washington, Seattle.
114. Yanez M.A., Baettig, R., Cornejo, J., Zamudio, F., Guajardo, J., Fica, R. (2017), "Urban airborne matter in central and southern Chile: Effects of meteorological conditions on fine and coarse particulate matter", *Atmospheric Environment* 161, 2017, 221-234.
115. Yang L., Wu, Y., Davis, J.M. and Hao, J. (2011), "Estimating the Effects of Meteorology on PM_{2.5} Reduction during the 2008 Summer Olympic Games in Beijing, China", *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 5,331–341.
116. Yu X., Zhang, W., Zhang, L., Li, V.O.K., Yuan, J., You, I. (2013), "Understanding urban dynamics based on pervasive sensing: An experimental

- study on traffic density and air pollution", *Mathematical and Computer Modelling* 58, 1328-1339.
117. Zhang H., Wang, Y., Hu, J., Ying, Q., Hu, X.M. (2015), "Relationships between Meteorological Parameters and Criteria Air Pollutants in Three Megacities in China", *Environmental Research* 140, 242-254.
118. Zhang Y and Gu, Z. (2013), "Air quality by urban design", *Nature Geoscience* 6(7), 506-510.
119. Zhao X., Zhang, X., Xu, X., Xu, J., Meng, W., Pu, W. (2009), "Seasonal and diurnal variations of ambient PM_{2.5} concentration in urban and rural environments in Beijing", *Atmospheric Environment* 43, 2893–2900.
120. Zheng Y., Liu, F.R., Hsieh, H.P. (2013), *U-air: when urban air quality inference meets big data*, August, Chicago, USA. .
121. Zhu J (2011), "Analysis of the Aerosol Optical Depth and the Air Quality in Qingdao, China", *Journal of Software*, 6.