



Original Article

Integrating Air Emission Inventory and Modeling and Evaluating Spread of Particulate Matter Caused by Rice Straw Open Burning in Hanoi City

Hoang Anh Le^{1,*}, Ngo Quang Khoi²

¹VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

²Cranfield University, College Road, Cranfield, Bedfordshire, MK43 0AL, United Kingdom

Received 29 August 2020

Revised 15 March 2021; Accepted 27 March 2021

Abstract: Rice straw burning is an annual activity and a major contributor to local air pollution, concentrated in a short time in most agricultural countries like Vietnam. In this study, the air emission inventory tool is used to calculate the total amount of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}) generated from rice straw burning in the Winter - Spring crop in 2020 in Hanoi city. In the next step, the ADMS pollutant diffusion model was used to simulate the possibility of particulate matter transmission caused by the rice straw burning. The results show that with a total amount of 179.08 tons of PM₁₀ and 163.3 tons of PM_{2.5} dispersed into the environment, causing local air pollution in the southern area of the city, where there is a large cultivated area, the rice-yield is high and the amount of straw burned in the field accounts for the majority. To minimize the impact of rice straw burning activities, government and local authorities need to be more aggressive in implementing the directive to ban burning straw in the city and provide provide more practical alternatives to farmers.

Keywords: Air Emissions Inventories, Modelling, Rice straw burning, ADMS, PM₁₀, PM_{2.5}.

* Corresponding author.

E-mail address: leha@vnu.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4671>

Tích hợp kiểm kê khí thải và mô hình hóa đánh giá lan truyền ô nhiễm bụi do đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn thành phố Hà Nội

Hoàng Anh Lê^{1,*}, Ngô Quang Khôi²

¹Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia, Hà Nội
334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

²Đại học Cranfield, Đường College, Cranfield, Bedfordshire, MK43 0AL, Vương Quốc Anh

Nhận ngày 29 tháng 8 năm 2020

Chỉnh sửa ngày 15 tháng 3 năm 2021; Chấp nhận đăng ngày 27 tháng 3 năm 2021

Tóm tắt: Đốt rơm rạ là hoạt động xảy ra thường niên và là nguồn có đóng góp đáng kể gây ô nhiễm không khí cục bộ, tập trung trong thời gian ngắn ở hầu hết các quốc gia canh tác nông nghiệp như Việt Nam. Trong nghiên cứu này, công cụ kiểm kê khí thải được sử dụng để tính toán tổng lượng bụi (PM₁₀, PM_{2.5}) phát sinh từ hoạt động đốt rơm rạ vụ Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn thành phố Hà Nội. Bước kế tiếp, mô hình khuếch tán chất ô nhiễm ADMS được sử dụng để mô phỏng khả năng lan truyền bụi do hoạt động đốt rơm rạ gây nên. Kết quả cho thấy với tổng lượng 179,08 tấn PM₁₀ và 163,3 tấn bụi mịn PM_{2.5} phát tán vào môi trường, gây ô nhiễm cục bộ ở khu vực phía nam thành phố, nơi có diện tích gieo trồng lớn, sản lượng lúa cao và lượng rơm rạ đốt bỏ ngoài đồng ruộng chiếm phần lớn. Để giảm thiểu tác động của hoạt động đốt rơm rạ, các cơ quan nhà nước, các đơn vị chức năng địa phương cần quyết liệt hơn nữa trong việc thực hiện chỉ thị cấm đốt rơm rạ trên địa bàn thành phố và cung cấp những giải pháp thay thế có tính thực tế hơn đối với người nông dân.

Từ khóa: Kiểm kê khí thải, Mô hình hóa, Đốt rơm rạ, ADMS, PM₁₀, PM_{2.5}.

1. Mở đầu

Khu vực đồng bằng sông Hồng (ĐBSH) có sản lượng lúa hàng năm lớn thứ hai, sau đồng bằng sông Cửu Long, là một trong hai vựa lúa chính của Việt Nam. Trong đó, Hà Nội là vùng trồng lúa chính của ĐBSH với diện tích, năng suất lúa cao [1]. Sau khi thu hoạch phần bông lúa, phần lớn phế phụ phẩm rơm rạ còn lại bị thải bỏ trên đồng ruộng. Lượng rơm rạ này thường được sử dụng vào nhiều mục đích khác nhau nhưng vẫn không hết, vì vậy chúng thường bị đốt cháy trên các cánh đồng như là cách xử lý nhanh và rẻ tiền nhất [1-8]. Rơm rạ có thể chưa

khô hoàn toàn khi đốt tạo thành những đám khói bao trùm một vùng rộng lớn, ảnh hưởng đến môi trường, sức khỏe cộng đồng dân cư sống quanh khu vực đó [1-5, 9]. Đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng là quá trình đốt không kiểm soát và đốt cháy không hoàn toàn [10], dễ phát sinh nhiều thành phần độc hại vào môi trường như bụi PM₁₀ (là các hạt bụi có đường kính động học $\leq 10\mu\text{m}$), PM_{2.5} (là các hạt bụi có đường kính động học $\leq 2,5\mu\text{m}$), BC (black carbon, hay còn gọi là carbon đen, muội than, bồ hóng), các tác nhân gây hiệu ứng nhà kính (CO, CO₂, CH₄, N₂O), các khí có thể tích tụ trong khí quyển gây ra tình trạng

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: leha@vnu.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4671>

mưa axit (SO_2 , NO_x), các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi (VOCs) và nhiều thành phần khác. Khói rơm rạ cũng được cho là nguyên nhân gây ra rất nhiều loại bệnh tật có liên quan đến hệ hô hấp như viêm tắc nghẽn phổi mạn tính (COPD), hen suyễn, gây ra tình trạng ngột ngạt, khó thở và còn là nguy cơ gây mất an toàn giao thông cao [6-8, 10, 11].

Đốt rơm rạ được gán cho là nguyên nhân gây ra tình trạng khói mù dày đặc bao quanh thành phố Hà Nội (TPHN) những ngày sau vụ mùa thu hoạch [6, 9]. Trước đây cũng đã có một số công trình nghiên cứu vấn đề này ở Hà Nội, nhưng thường chỉ dừng lại ở mức đánh giá, kiểm kê được tổng lượng khí thải phát sinh do đốt rơm rạ trên địa bàn nghiên cứu. Trong khi đó, bản chất của chất ô nhiễm khí phát tán vào môi trường không khí thường được khuếch tán, vận chuyển sang khu vực khác dưới ảnh hưởng của các điều kiện khí tượng như nhiệt độ, độ ẩm, tốc độ gió, hướng gió, hoặc các yếu tố địa hình, vật cản và nhiều yếu tố khác [6]. Một số câu hỏi nghiên cứu được đặt ra trong bài báo khoa học của Le và các cộng sự [6] rằng các chất ô nhiễm từ quá trình đốt rơm rạ đó sẽ di chuyển đi đâu? Với mức độ ô nhiễm như thế nào? Đây cũng chính là mối quan tâm của các nhà hoạch định chính sách, quản lý chất lượng môi trường vì một thủ đô xanh - sạch - đẹp và trong lành hơn, đáng sống hơn. Động thái mới nhất trong lộ trình này là việc Chi cục bảo vệ Môi trường Hà Nội (HN-EPA) tham mưu cho Sở Tài nguyên và Môi trường Hà Nội (DONRE) có tờ trình số 4836/TTr-STNMT-CCBVMT về việc ban hành chỉ thị cấm đốt rơm rạ, các phụ phẩm cây trồng và chất thải rắn sinh hoạt nhằm giảm thiểu tác động tiêu cực đến môi trường trên địa bàn TPHN. Lãnh đạo ban ngành chức năng thành phố và các địa phương phân đầu đến ngày cuối 2020, thực hiện các biện pháp hỗ trợ để người dân chấm dứt hoàn toàn tình trạng đốt rơm rạ, phụ phẩm cây trồng sau khi thu hoạch, sử dụng các giải pháp thay thế khác với mục tiêu thân thiện với môi trường và đảm bảo sức khỏe cộng đồng. Tuy nhiên do việc chưa ban hành được chỉ thị, chỉ đạo sát sao, hành động quyết liệt, mạnh mẽ hơn nên hoạt động đốt rơm rạ vẫn còn diễn ra trên địa bàn TPHN trong vụ lúa Đông - Xuân 2020 vừa qua.

Để nghiên cứu được mối quan hệ giữa nguồn phát thải và quá trình lan truyền chất ô nhiễm trong khí quyển, hai công cụ kiểm kê khí thải và mô hình hóa thường được tích hợp để giải quyết bài toán đó và trả lời được những câu hỏi khoa học nêu trên. Công cụ kiểm kê khí thải đã được trình bày trong nhiều bài báo khoa học, trong đó các nghiên cứu mới, nổi bật được nhóm nghiên cứu chúng tôi thực hiện [1, 2, 4-6]. Với công cụ mô hình hóa lan truyền chất ô nhiễm trong khí quyển, nghiên cứu này sử dụng hệ thống mô hình khuếch tán khí quyển ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*). ADMS được xây dựng và phát triển bởi Công ty Tư vấn nghiên cứu môi trường Cambridge (*Cambridge Environmental Research Consultants - CERC, Anh Quốc*) [12-15]. ADMS mô phỏng sự khuếch tán của chất thải dựa trên mô hình Gauss, mang lại cân bằng giữa độ chi tiết, độ chính xác và thời gian tính toán, yêu cầu của thông tin đầu vào [13]. Trên lý thuyết, sử dụng mô hình Lagrangian hay Euler, thay vì Gauss, là phù hợp hơn để tính toán lan truyền ô nhiễm không khí (ÔNKK) với phạm vi rộng ($>10^4 \text{ km}^2$) [14]. Lý do là bởi hai loại mô hình này áp dụng nhiều loạn không khí một cách ngẫu nhiên để tính quỹ đạo của khối ÔNKK. Quỹ đạo này được tính nhiều lần để xét xác suất khả năng khối không khí tới điểm tiếp nhận (receptor), từ đó cho ra kết quả chính xác hơn. Tuy nhiên chúng đòi hỏi dữ liệu điều kiện gió chi tiết hơn nhiều so với Gauss và chỉ có thể cho ra kết quả với chi tiết thấp, ô lưới lớn [16]. Ngược lại, Gauss là công thức đơn giản hóa của hai loại trên, nó giả định sự dao động của vector gió tuân theo phân phối chuẩn, từ đó thay vì tính quỹ đạo nhiều lần, chỉ cần 1 phương trình để tính lan truyền không khí từ 1 nguồn thải đến 1 điểm tiếp nhận [17]. Điều này đồng nghĩa là mô hình Gauss chỉ sử dụng 1 bộ dữ liệu gió cho toàn bộ khu vực, không phù hợp khi tính lan truyền với phạm vi rộng. Tuy nhiên ADMS vẫn được chọn cho nghiên cứu này là vì 3 lý do: i) Đây là bước khởi đầu cho mô phỏng lan truyền ÔNKK từ hoạt động đốt rơm rạ vì vậy số liệu đầu vào chỉ phù hợp với mô hình Gauss (trong điều kiện chưa đầy đủ dữ liệu khí tượng thủy văn, mức ô nhiễm nền); ii) Nghiên cứu muốn

truyền tải thông tin sơ bộ ảnh hưởng của việc đốt rơm rạ đến cộng đồng và các cấp chính quyền, và mô hình Gauss có thể trích xuất bản đồ ô nhiễm với độ chi tiết cao một cách dễ dàng, nhanh chóng hơn. Ngược lại, vì chỉ trích xuất được bản đồ với ô lưới lớn, kết quả mô hình Euler và Lagrangian khó có thể so sánh được với dữ liệu quan trắc trong phạm vi thành phố (thường được lắp đặt gần nhau, cạnh đường giao thông); và iii) Nếu cần thiết, mô hình ADMS có thể được lồng ghép với các loại mô hình khác để cho ra kết quả phù hợp với nhu cầu trong tương lai, như trường hợp mà Hood và các cộng sự [18] đã sử dụng cả mô hình ADMS và EMEP (mô hình Euler chính thức cho các quy ước ÔNKK tại EU) để mô phỏng phát thải đối với thành phố London, Anh Quốc.

ADMS là mô hình được đánh giá có tính thích ứng cao với mục đích được xây dựng như một công cụ mô hình hóa dành cho tất cả các cấp quản lý, từ cơ sở đến trung ương. Không chỉ có khả năng tính nồng độ khí thải phát ra từ tất cả các loại nguồn bao gồm điểm (*point*), diện (*area*), khối (*volume*), lưới (*grid*), hoặc đường (*road / line*); ADMS còn có thể cho ra kết quả với độ chi tiết rất cao, thể hiện bằng kết quả tính nồng độ trung bình trong khoảng từ 10 phút tới 1 năm, hay tích hợp hàng nghìn nguồn thải trong cùng một lần chạy mô hình [19]. Nhờ vậy, ADMS được sử dụng rộng rãi cho mục đích đánh giá thực tế, xây dựng quy chuẩn, cũng như áp dụng trong các nghiên cứu, phát triển chuyên sâu. Phạm vi tối ưu của mô hình trong phạm vi 10^4 km², phù hợp cho các thành phố và thị trấn [14]. Về mức độ sử dụng, ADMS là công cụ đánh giá tác động ÔNKK từ giao thông phổ biến nhất tại Vương quốc Anh. Một số thành phố tại các nước đang phát triển cũng đã áp dụng thành công mô hình như Beijing, Singapore, Cape Town [12, 20]. Những nghiên cứu này cho thấy ADMS có thể giúp biểu diễn các vấn đề về ÔNKK một cách trực quan, đem lại thông tin quan trọng về mối quan hệ giữa nguồn thải, phương thức quản lý và ảnh hưởng tới môi trường. Mô hình ADMS cũng đã được áp dụng để đánh giá tác động của chương trình phân loại xe

theo ngày tại Beijing nhằm phục vụ giao thông trong Thế vận hội mùa hè Olympic 2008 [15].

Trong nghiên cứu này, công cụ kiểm kê khí thải được áp dụng để tính toán tổng lượng bụi (PM₁₀ và PM_{2.5}) phát sinh trong quá trình đốt rơm rạ trên đồng ruộng vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn TPHN. Sau đó công cụ mô hình hóa ADMS sẽ được sử dụng để đánh giá quá trình lan truyền bụi ảnh hưởng như thế nào đến chất lượng không khí do hoạt động đốt rơm rạ thực tế ngoài đồng ruộng vụ lúa nói trên. Đối với hoạt động đốt rơm rạ tại Việt Nam, mô hình này mang lại tiềm năng lớn trong nghiên cứu vì đây là một nguồn thải khó định lượng, chưa từng được mô phỏng tổng quát. Áp dụng mô hình ADMS vì thế sẽ mang lại những thông tin mới, hữu ích về tác động của việc đốt rơm rạ tới chất lượng môi trường không khí xung quanh thành phố, cũng như định hướng, đánh giá hiệu quả của các giải pháp giảm thiểu, ngăn ngừa ô nhiễm từ hoạt động này.

2. Đối tượng và phương pháp

2.1. Phương pháp kiểm kê khí thải

Khí thải từ hoạt động đốt rơm rạ được ước tính dựa trên sản lượng rơm rạ đốt ngoài đồng ruộng và hệ số phát thải (*emission factor - EF*) của chúng. Các nghiên cứu trước đây của các nhà khoa học trên thế giới và Việt Nam đều được tính toán bằng cách sử dụng các thành phần được thể hiện quan công thức (1) từ nghiên cứu của Thongchai và Kim Oanh [8] như sau:

$$EI_i = P_i \times N_i \times D_i \times B_i \times \eta_i \times EF_i \quad (1)$$

Trong đó:

EI_i : lượng khí thải của chất ô nhiễm i (trong nghiên cứu này i là PM₁₀ hoặc PM_{2.5});

P_i : sản lượng lúa (kg);

N_i : tỉ lệ rơm rạ theo sản lượng lúa lúc vừa thu hoạch;

D_i : tỉ trọng khô của rơm rạ sau thời gian phơi ngoài đồng ruộng;

B_i : tỉ lệ rơm rạ đốt ngoài đồng ruộng (%);

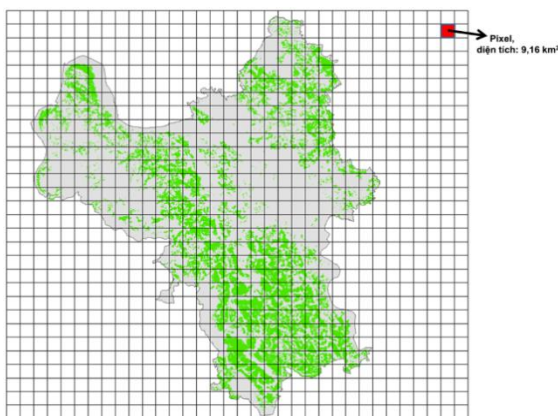
η_i : hiệu suất đốt cháy rơm rạ (%);

EF_i : hệ số phát thải chất ô nhiễm i từ đốt rơm rạ (g/kg).

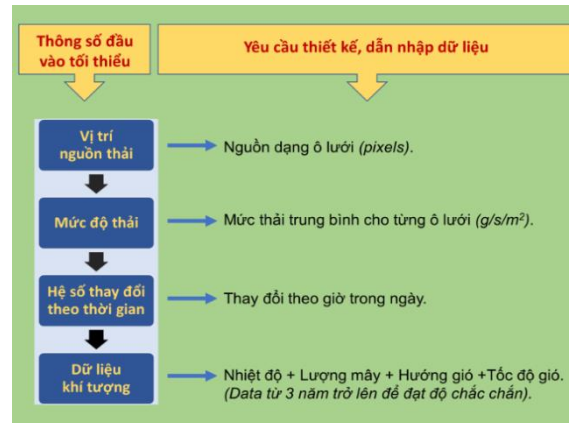
Sản lượng lúa (P_i), rơm rạ của TPHN có được từ kết quả điều tra, khảo sát thực tế và xử lý số liệu của nhóm tác giả, được báo cáo qua công trình nghiên cứu của Le và các cộng sự [6]. Các thông số ảnh hưởng quá trình đốt và hệ số phát thải của các khí thải phát ra do đốt rơm rạ trên đồng ruộng được tham khảo như $EF(PM_{10}) = 9,1 g/kg$ và $EF(PM_{2.5}) = 8,3 g/kg$ [7, 11]; $\eta_i = 89\%$ [3]. Các giá trị $N_i = 0,9$ và $D_i = 0,62$ được nhóm tác giả tiến hành làm thực nghiệm trong điều kiện Việt Nam và đã công bố trong các nghiên cứu khoa học trước đây [2, 4-6]. Tỷ lệ đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng (B_i) được xác định thông qua điều tra, khảo sát thực tế trên địa bàn TPHN trong vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 là $B_i = 0,2$ (tỷ lệ rơm rạ đốt ngoài đồng ruộng là 20%).

2.2. Phương pháp mô hình hóa

Sau khi có được số liệu kiểm kê phát thải, các dữ liệu đó được sử dụng để thiết lập dữ liệu đầu vào (*input data*) sử dụng được cho mô hình khuếch tán ADMS. Toàn bộ phạm vi (*domain*) của dữ liệu phát thải sẽ được chia thành các ô lưới (*pixel*) đều nhau, chiều ngang 34 ô lưới và chiều dọc 30 ô lưới, với mỗi ô có diện tích là $9,16 km^2$ (Hình 1). Với mỗi ô lưới sẽ được tính giá trị phát thải ($g/s/m^2$) với lượng bụi phát sinh được tính theo công thức (1) đã có ở phần trên.



Hình 1. Miền tính toán phát thải và mô hình hóa lan truyền bụi do đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn TPHN, vụ Đông - Xuân 2020.



Hình 2. Yêu cầu dữ liệu đầu vào (tối thiểu) của mô hình ADMS.

Ngoài thông số nguồn phát thải (lượng phát thải trong từng ô pixel theo giờ), để đánh giá được quá trình lan truyền bụi bằng mô hình khuếch tán ADMS thì dữ liệu cần thiết và ảnh hưởng đến quá trình lan truyền là các yếu tố khí tượng như nhiệt độ, lượng mây, tốc độ gió và hướng gió (Hình 2). Dữ liệu này được thu thập từ trạm quan trắc khí tượng của sân bay Nội Bài nhằm đại diện nhất cho điều kiện khí tượng địa phương.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Kết quả kiểm kê dữ liệu rơm rạ và phát thải bụi do đốt rơm rạ trên địa bàn thành phố Hà Nội

Kết quả kiểm kê dữ liệu về diện tích, sản lượng lúa và rơm rạ thải bỏ trên đồng ruộng của vụ mùa Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn TPHN được thống kê qua Bảng 1. Kết quả này được trình bày theo sự phân bố 22 quận/huyện trong tổng số 30 đơn vị (12 quận, 17 huyện và 1 thị xã). Trong thực tế sẽ được phân chia theo từng ô lưới để phù hợp cho việc ứng dụng mô hình mô phỏng lan truyền ô nhiễm khí quyển ADMS. Theo đó, tổng diện tích canh tác lúa vụ Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn TPHN là 67.493 ha, chiếm khoảng 20% diện tích toàn TPHN. Sau thu hoạch, kết quả thu hoạch được 427.713 tấn lúa và để lại trên đồng ruộng gần 385.000 tấn rơm rạ tươi. Huyện Ứng Hòa có đóng góp lớn nhất với tổng diện tích canh tác lúa

là 8.490 ha, thu được hơn 53.500 tấn lúa và tạo ra hơn 48.000 tấn rơm rạ thải bỏ trên đồng ruộng. Ngoài 8 quận/huyện không có diện tích canh tác lúa vụ Đông - Xuân 2020, huyện Từ Liêm có diện tích canh tác lúa thấp nhất, chỉ khoảng 12 ha, thu được hơn 72 tấn lúa và sinh ra khoảng 65 tấn rơm rạ tươi.

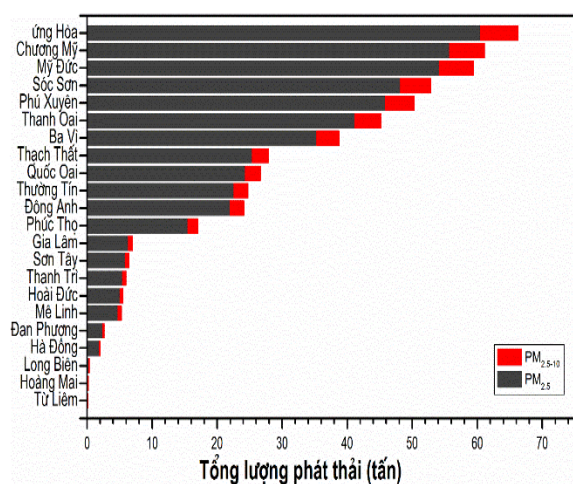
Với lượng rơm rạ thải bỏ trên đồng ruộng nói trên và các mục đích sử dụng rơm rạ sau thu hoạch có phần thuyên giảm, người nông dân với nhu cầu cần giải phóng nhanh đồng ruộng cho kịp lịch thời vụ tiếp sau nên đã đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng [2, 4-6]. Kết quả tính toán cho thấy tổng lượng bụi phát sinh trong điều kiện thực tế đối với vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn TPHN bao gồm 179,08 tấn PM_{10} và 163,3 tấn bụi mịn $PM_{2.5}$. Như vậy bên cạnh các nguồn gây ÔNKK ở TPHN như nguồn từ giao thông, xây dựng, làng nghề [9] thì bụi và khí thải từ hoạt động đốt rơm rạ cũng là nguồn đóng góp đáng kể. Đây là vấn đề gây ô nhiễm môi trường trầm

trọng do tính chất cục bộ, chất ô nhiễm tập trung trong thời gian ngắn (tập trung cao điểm chỉ trong 7-10 ngày) [2, 4-6, 9] càng gây sức ép lớn hơn đến chất lượng môi trường địa phương [6, 9]. Hình 3 trình diễn tổng lượng bụi PM_{10} và $PM_{2.5}$ phát sinh do đốt rơm rạ vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn các quận/huyện thuộc TPHN. Hoạt động đốt rơm rạ phát sinh lượng bụi mịn rất lớn [6, 8, 11], phù hợp với các bài toán kiểm kê phát thải do đốt rơm rạ và đốt sinh khối. Lượng bụi thô (*coarse particles*, $PM_{2.5-10}$) chỉ chiếm một phần không đáng kể trong tổng lượng bụi PM_{10} . Điều đó một phần do ảnh hưởng từ hệ số phát thải với $EF(PM_{10})$ là 9,1 g/kg, trong khi đó $EF(PM_{2.5})$ là 8,3 g/kg [7, 11]. Số liệu kiểm kê phát thải (Bảng 1) cho thấy các huyện Ứng Hòa, Chương Mỹ và Mỹ Đức là ba trong số các quận/huyện trên địa bàn TPHN có tổng lượng bụi phát sinh lớn nhất do hoạt động đốt rơm rạ vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 gây nên.

Bảng 1. Thống kê dữ liệu diện tích, sản lượng lúa và lượng rơm rạ thải bỏ trên đồng ruộng địa bàn TPHN, vụ Đông - Xuân 2020

STT	Tên quận/huyện	Diện tích (ha)	Sản lượng lúa (tấn)	Lượng rơm rạ (tấn)	Lượng phát thải (tấn)	
					PM_{10}	$PM_{2.5}$
1	Ba Vì	5.082	31.259	28.133,4	38,7	35,3
2	Chương Mỹ	7.691	49.307	44.376,3	61,1	55,7
3	Đan Phượng	342	2.103	1.892,4	2,6	2,4
4	Đông Anh	3.042	19.432	17.489,1	24,1	22,0
5	Gia Lâm	899	5.611	5.049,6	7,0	6,3
6	Hoài Đức	707	4.465	4.018,9	5,5	5,0
7	Mê Linh	680	4.222	3.799,9	5,2	4,8
8	Mỹ Đức	7.590	47.931	43.137,8	59,4	54,2
9	Phú Xuyên	6.441	40.578	36.520,5	50,3	45,9
10	Phúc Thọ	2.166	13.728	12.355,3	17,0	15,5
11	Quốc Oai	3.361	21.504	19.353,3	26,6	24,3
12	Sóc Sơn	6.649	42.647	38.382,0	52,8	48,2
13	Thạch Thất	3.561	22.477	20.229,3	27,9	25,4
14	Thanh Oai	5.703	36.436	32.792,8	45,2	41,2
15	Thanh Trì	751	4.821	4.339,3	6,0	5,4
16	Thường Tín	3.149	19.962	17.965,4	24,7	22,6

17	Từ Liêm	12	72	64,6	0,1	0,1
18	Ứng Hòa	8.490	53.487	48.138,3	66,3	60,5
19	Hà Đông	256	1.622	1.459,8	2,0	1,8
20	Hoàng Mai	23	133	119,3	0,2	0,1
21	Long Biên	38	239	215,4	0,3	0,3
22	Sơn Tây	860	5.192	4.672,6	6,4	5,9
Tổng TPHN		67.493	427.713	384.505,2	529,4	482,9



Hình 3. Tổng lượng bụi phát sinh do đốt rơm rạ trên đồng ruộng địa bàn TPHN, vụ Đông - Xuân 2020.

3.2. Kết quả đánh giá lan truyền ô nhiễm bụi do đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn thành phố Hà Nội

Với dữ liệu kiểm kê về nguồn rơm rạ thải bỏ và bị đốt trên đồng ruộng, kết quả lan truyền ô nhiễm bụi PM_{10} và bụi mịn $PM_{2.5}$ được mô phỏng bằng mô hình lan truyền bụi khí thải ADMS được trình bày ở Hình 4. Vì quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng môi trường không khí xung quanh (QCVN 05:2013/BTNMT), PM_{10} và $PM_{2.5}$ chỉ có giá trị giới hạn trung bình ngày (24h) lần lượt là 150 và $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [21], bài viết này chỉ đề cập đến kết quả nồng độ bụi trung bình ngày để so sánh, đánh giá theo quy chuẩn kỹ thuật quốc gia. Sự thay đổi nồng độ khí thải theo giờ trong ngày (hourly variation of concentration) đã được tính, tuy nhiên sẽ cần áp dụng phương pháp chi tiết hơn để thảo luận và kiểm định và đề cập phần tiếp theo. Hình

4 biểu thị bản đồ các đường đẳng trị nồng độ ô nhiễm PMs trung bình ngày. Đây là cơ sở xác định khả năng phơi nhiễm trong thời gian dài với bụi, qua đó ước tính tác động tới sức khỏe của con người và môi trường. Kết quả cho thấy giá trị nồng độ bụi PM_{10} trung bình ngày (24h) lớn nhất là $28,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, giá trị nồng độ bụi $PM_{2.5}$ trung bình ngày lớn nhất là $26,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kết quả tính toán cho thấy trong tháng 6 năm 2020, bụi PM_{10} từ đốt rơm rạ đã đóng góp 19.2%, còn $PM_{2.5}$ là 52.6%. Như vậy, theo kết quả mô hình ADMS, hoạt động đốt rơm rạ vụ mùa Đông - Xuân trên địa bàn TPHN không gây ra sự vượt chuẩn PM_{10} và $PM_{2.5}$ trong môi trường không khí xung quanh. Tuy vậy cần lưu ý rằng chất lượng không khí xung quanh không chỉ ảnh hưởng bởi mỗi nguồn thải từ đốt rơm rạ riêng lẻ mà là sự tổ hợp của nhiều nguồn thải khác nhau. Do vậy cần có kế hoạch giảm thiểu và chương trình quản lý thích hợp. Kết quả phát thải trong nghiên cứu này cũng thấp hơn nhiều so với mức phát thải so với vụ lúa cùng kỳ của các năm trước từng được thực hiện năm 2015 [4] và năm 2019 [6] do tỷ lệ đốt rơm rạ ngoài đồng ruộng trên địa bàn TPHN đã giảm hơn nữa, từ 44% xuống còn khoảng 20% như hiện nay. Đây là kết quả ban đầu đáng được ghi nhận bởi nỗ lực của HN-EPA, DONRE Hà Nội trong việc đề xuất ban hành chỉ thị cấm đốt rơm rạ, các phụ phẩm cây trồng và chất thải rắn sinh hoạt nhằm giảm thiểu tác động tiêu cực đến môi trường trên địa bàn TPHN.

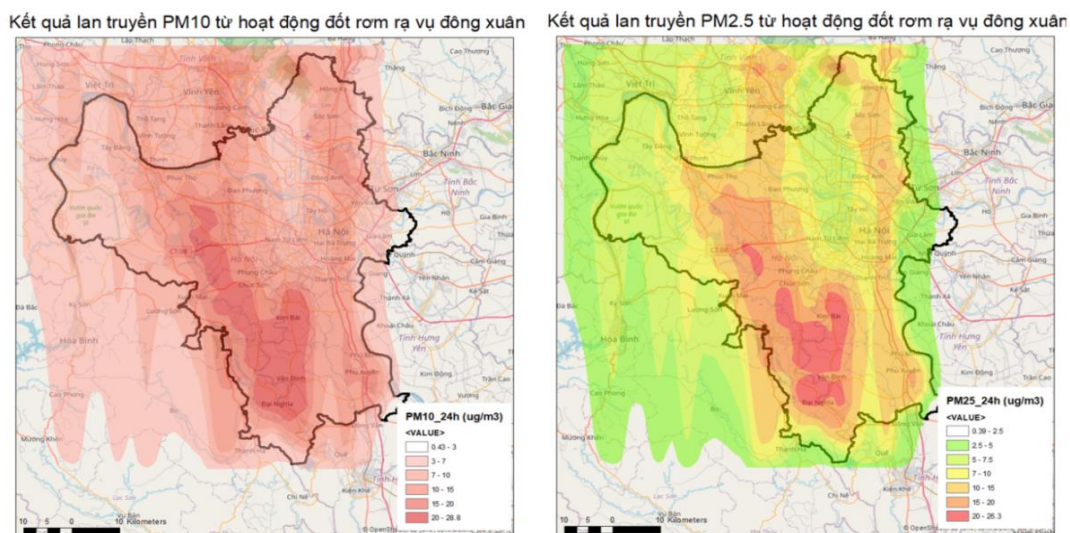
Theo kết quả mô hình hóa quá trình lan truyền bụi, vùng ô nhiễm chính ở phía Nam TPHN, bao gồm thị trấn Đại Nghĩa (huyện Mỹ Đức), thị trấn Vân Đình (huyện Ứng Hòa) và xã Kim Bài (huyện Thanh Oai). Điều đáng chú ý là khu vực thị trấn Sóc Sơn, trong đó có cả khu vực sân bay Nội Bài cũng là vùng chịu ô nhiễm do

hoạt động đốt rơm rạ. Vào các thời điểm đốt rơm rạ, khói bụi sinh ra đã ảnh hưởng đến tầm nhìn của phi công trong quá trình thực hiện cất, hạ cánh xuống sân bay, tiềm ẩn nguy hiểm, uy hiếp an toàn bay [9], do vậy cần phải có giải pháp hạn chế, ngăn ngừa ô nhiễm từ nguồn này.

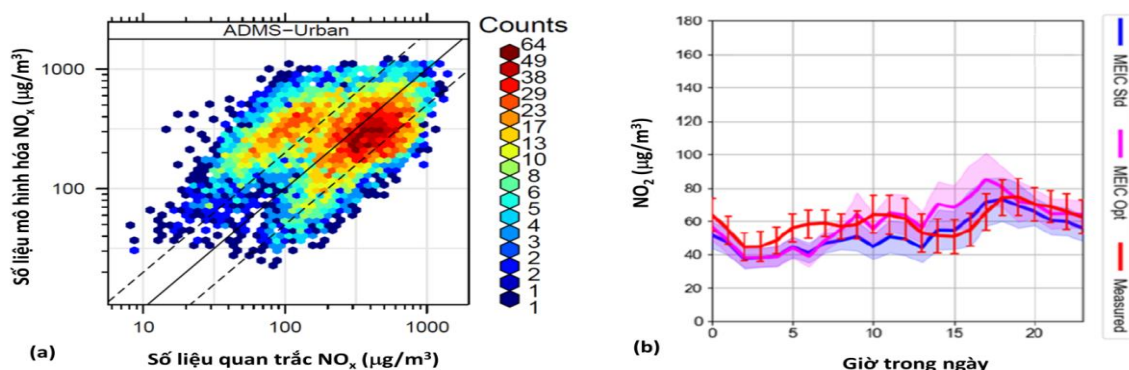
Cần lưu ý rằng ADMS có khả năng mô phỏng phản ứng hóa học đơn giản qua 8 phương trình NO_x và 3 phương trình SO_4^{2-} , từ đó tính toán được bụi nitrate và sulphate thứ cấp. Chi tiết về các phản ứng này được mô tả rõ bởi CERS [22]. Tuy không chi tiết bằng các mô hình Euler chuyên dụng cho vận chuyển hóa chất như WRF-Chem hay CMAQ, nhưng ADMS vẫn có thể dùng để tính quá trình oxy hóa/ quang hóa từ VOCs thành các gốc tự do rồi từ đó tạo ra bụi nitrogen (stable non-gaseous nitrogen products), hay tương tự với ammonium sulfate $(\text{NH}_3)_2\text{SO}_4$ [23]. Tuy nhiên, để có thể áp dụng gói công cụ này của ADMS cần có thông tin về mức ô nhiễm nền. Vì thế, để có được kết quả chính xác hơn cần dựa vào những nghiên cứu phát triển tiếp theo.

Về kiểm định và hiệu chỉnh kết quả mô hình, phương pháp đã được định hướng đó là so sánh với dữ liệu quan trắc chất lượng không khí tại địa phương. Tuy nhiên kiểm định chưa thể được thực hiện vì như đã bàn luận ở trên, hiện không có thông tin về ô nhiễm nền ở xung quanh

TPHN, ví dụ đo đạc bên ngoài trung tâm thành phố. Nếu để so sánh với dữ liệu hiện có đó là quan trắc bên đường giao thông thì vẫn cần thông tin về các nguồn thải chính và ước tính về mức độ đóng góp của các nguồn thải này. Về phương pháp, quá trình kiểm định sẽ sử dụng gói công cụ Openair trong ngôn ngữ lập trình R. Ngoài những so sánh cơ bản như nồng độ trung bình, độ lệch chuẩn, giá trị cực đại, cực tiểu thường thấy với nghiên cứu trước đây, Openair cho phép tính những thông số thống kê chi tiết hơn bao gồm hệ số tương quan (correlation coefficient - R), giá thiên kiến trung bình (mean bias), phần dự đoán trong hệ số hai (fraction of predictions within a factor of two) [24]. Từ đó, kiểm định kết quả có thể cho ra những đồ thị trực quan, có khả năng cung cấp nhiều thông tin hữu ích. Trong thực tế, các nghiên cứu của các tổ chức, các nhà khoa học trên thế giới đã thực hiện khâu kiểm định kết quả mô hình ADMS. Hình (5a) là đánh giá kết quả của ADMS tại Marylebone Road, London sử dụng Openair [25], Hình (5b) là kết quả từ ADMS tại Beijing theo giờ trong ngày [12]. Các nghiên cứu đó đã đi đến kết luận chung cho rằng kết quả của mô hình ADMS là hoàn toàn phù hợp và có khả năng ứng dụng tốt trong thực tế, có độ tin cậy cao [12, 25].



Hình 4. Kết quả mô phỏng lan truyền bụi từ nguồn đốt rơm rạ trên địa bàn TPHN, vụ Đông - Xuân năm 2020 bằng mô hình khuếch tán ADMS: PM_{10} và $\text{PM}_{2.5}$.



Hình 5. Kiểm định kết quả mô hình bằng công cụ Openair: (a) Biểu đồ phân tán kết quả mô hình ADMS và kết quả quan trắc NO_x tại Marylebone Road [25]; (b) Biểu đồ theo giờ kết quả mô hình ADMS và kết quả quan trắc NO_2 tại Beijing [12].

4. Kết luận

Kết quả điều tra, đánh giá cho thấy vụ lúa Đông - Xuân năm 2020 trên địa bàn TPHN có tổng diện tích canh tác là 67.493 ha, thu hoạch được 427.713 tấn lúa và để lại trên đồng ruộng gần 385.000 tấn rơm rạ tươi. Với hoạt động thực tế diễn ra trên địa bàn TPHN, hoạt động đốt rơm rạ được xem như thói quen cố hữu, thường niên đã làm phát sinh 179,08 tấn PM_{10} và 163,3 tấn bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$ vào không khí. Lượng khói bụi này đã đóng góp vào nguồn gây ÔNKK cục bộ trong TPHN và các địa phương lân cận. Kết quả mô hình hóa bằng mô hình khuếch tán ADMS cho thấy giá trị nồng độ bụi PM_{10} trung bình ngày (24h) lớn nhất là 28,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, giá trị nồng độ bụi $\text{PM}_{2.5}$ trung bình ngày lớn nhất là 26,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, chưa vượt quá giá trị giới hạn theo quy chuẩn kỹ thuật quốc gia QCVN 05:2013/BTNMT. Đây là kết quả ban đầu đáng được ghi nhận bởi nỗ lực của HN-EPA, DONRE Hà Nội và các cơ quan hữu quan trong việc ngăn chặn hoạt động cấm đốt rơm rạ, các phụ phẩm cây trồng và chất thải rắn sinh hoạt và tiến tới xóa bỏ hoàn toàn hoạt động đốt rơm rạ vào cuối năm 2020, giảm thiểu tác động tiêu cực đến môi trường trên địa bàn TPHN.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia

(NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.08-2018.04.

Tài liệu tham khảo

- [1] H. A. Le, N. V. Thanh, D. M. Phuong, H. Q. Bang, N. Q. Hung, D. M. Cuong, Application of SAR Sentinel-1 Satellite for Air Emission Inventory from Rice Straw Open Burning in Hanoi, VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences, Vol 37, 2020, pp. 85-95, <https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4635> (in Vietnamese).
- [2] D. M. Cuong, H. A. Le, H. X. Co, Calculation of Gas Emission From Rice Straw Open Burning in Ninh Binh Province for 2010 - 2015 Period and Proposal of Mitigation Solutions, VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences, Vol. 32, 2016, pp 70-76, <https://js.vnu.edu.vn/EES/article/view/2681> (in Vietnamese).
- [3] M. He, J. Zheng, S. Yin, Y. Zhang, Trends, Temporal and Spatial Characteristics, And Uncertainties in Biomass Burning Emissions in the Pearl River Delta, China, Atmospheric Environment, Vol. 45, 2011, pp. 4051-4059, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.016>.
- [4] H. A. Le, T. V. Anh, N. T. Q. Hung, Air Pollutants Estimated from Rice Straw Open Burning in Hanoi, Journal of Agricultural Science and Technology, Vol. 5, 2017, pp 101-107 (in Vietnamese).
- [5] H. A. Le, N. T. T. Hanh, L. T. Linh, Estimated Gas Emission from Burning Rice Straw in Open Fields In Thai Binh Province, VNU Journal of Science: Earth

- and Environmental Sciences, Vol. 2, 2013, pp. 26-33, <https://js.vnu.edu.vn/EES/article/view/1577> (in Vietnamese).
- [6] H. A. Le, D. M. Phuong, L. T. Linh, Emission Inventories of Rice Straw Open Burning in the Red River Delta of Vietnam: Evaluation of the Potential of Satellite Data, *Environmental Pollution*, Vol. 260, 2020, pp. 113972-113986, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113972>.
- [7] N. T. K. Oanh, B. T. Ly, D. Tipayarom, B. R. Manandhar, P. Prapat, C. D. Simpson, L. J. S. Liu, Characterization of Particulate Matter Emission from Open Burning of Rice Straw, *Atmospheric Environment*, Vol. 45, 2011, pp. 493-502, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.023>.
- [8] K. Thongchai, N. T. K. Oanh, Development of Spatial and Temporal Emission Inventory for Crop Residue Field Burning, *Environmental Modeling & Assessment*, Vol. 16, 2011, pp. 453-464, <https://doi.org/10.1007/s10666-010-9244-0>
- [9] MONRE, Environmental Status of Vietnam in 2016: Urban Environment Issue, Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE), 2016 (in Vietnamese).
- [10] D. Sirithian, S. Thepanondh, W. Laowagul, D. Morknoy, Atmospheric Dispersion of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Open Burning of Agricultural Residues in Chiang Rai, Thailand, *Air Quality, Atmosphere & Health*, Vol. 10, 2017, pp. 861-871, <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0476-x>.
- [11] C. Venkataraman, G. U. M. Rao, Emission Factors of Carbon Monoxide and Size-Resolved Aerosols from Biofuel Combustion, *Environmental Science & Technology*, Vol. 35, 2001, pp. 2100-2107, <https://doi.org/10.1021/es001603d>.
- [12] M. Biggart, J. Stocker, R. M. Doherty, O. Wild, M. Hollaway, D. Carruthers, J. Li, Q. Zhang, R. Wu, S. Kotthaus, Street-scale Air Quality Modelling for Beijing During A Winter 2016 Measurement Campaign, *Atmospheric Chemistry & Physics*, Vol. 20, 2020, pp. 2755-2780, <https://doi.org/10.5194/acp-20-2755-2020>.
- [13] M. Fallah-Shorshani, M. Shekarzifard, M. Hatzopoulou, Integrating A Street-canyon Model with A Regional Gaussian Dispersion Model for Improved Characterisation of Near-Road Air Pollution, *Atmospheric Environment*, Vol. 153, 2017, pp. 21-31, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.006>.
- [14] N. S. Holmes, L. Morawska, A Review of Dispersion Modelling and Its Application to the Dispersion of Particles: An Overview of Different Dispersion Models Available, *Atmospheric Environment*, Vol. 40, 2006, pp. 5902-5928, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.003>.
- [15] H. Cai, S. Xie, Traffic-related Air Pollution Modeling During the 2008 Beijing Olympic Games: The Effects of An Odd-Even Day Traffic Restriction Scheme, *Science of the Total Environment*, Vol. 409, 2011, pp. 1935-1948, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.025>.
- [16] D. Anfossi, W. Physick, Lagrangian Particle Models, The EnviroComp Institute and The Air & Waste Management Association, 2005. pp. 93-161.
- [17] A. Tiwary, I. Williams, *Air Pollution: Measurement, Modelling and Mitigation*: CRC Press, 2018.
- [18] C. Hood, I. MacKenzie, J. Stocker, K. Johnson, D. Carruthers, M. Vieno, R. Doherty, Air Quality Simulations for London Using A Coupled Regional-to-local Modelling System, *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 18, 2018, pp. 11221-11245, <https://doi.org/10.5194/acp-18-11221-2018>.
- [19] M. Williams, R. Barrowcliffe, D. Laxen, P. Monks, Review of Air Quality Modelling in Defra, A report by the Air Quality Modeling Review Steering Group, 2011.
- [20] D. Carruthers, Developments of ADMS-Urban for Complex Urban Environments: Application to London and Hong Kong, Royal Met Soc Atmospheric Chemistry Meeting, Manchester, 2015.
- [21] MONRE, QCVN 05:2013/BTNMT - National Technical Regulation on Ambient Air Quality: Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE), 2013 (in Vietnamese).
- [22] CERS, Urban Chemistry Including The Trajectory Model, ADMS Technical Specifications, P18/03E/20, 2020.
- [23] T. L. Malkin, D. E. Heard, C. Hood, J. Stocker, D. Carruthers, I. A. MacKenzie, R. M. Doherty, M. Vieno, J. Lee, J. Kleffmann, Assessing Chemistry Schemes and Constraints in Air Quality Models used to Predict Ozone in London Against The Detailed Master Chemical Mechanism, *Faraday Discussions*, Vol. 189, 2016, pp. 589-616, <https://doi.org/10.1039/C5FD00218D>.
- [24] D. C. Carslaw, K. Ropkins, Openair - an R Package for Air Quality Data Analysis, *Environmental Modelling & Software*, Vol. 27, 2012, pp. 52-61, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>.
- [25] D. Carslaw, H. ApSimon, S. Beevers, D. Brookes, D. Carruthers, S. Cooke, N. Kitwiroon, T. Oxley, J. Stedman, J. Stocker, Defra Phase 2 Urban Model Evaluation, Defra Phase 2 Urban Model Eval, 2013.