

ผลของไอโซพรีนต่อการจำลองมลพิษทางอากาศด้วยแบบจำลอง WRF-Chem ในพื้นที่ภาคเหนือของประเทศไทย

Effects of Isoprene on Atmospheric Pollution Simulated Using the WRF-Chem Model Over the Northern Region of Thailand

พรพรรณ อุตมั่ง¹ และ รัชดาภรณ์ จันท์ธา^{2,3*}

Pornpan Uttamang¹ and Radshadaporn Janta^{2,3*}

Received: 3 July 2024

Revised: 20 March 2025

Accepted: 20 May 2025

บทคัดย่อ

งานวิจัยผลของไอโซพรีนต่อการจำลองมลพิษทางอากาศด้วยแบบจำลอง WRF-Chem ในพื้นที่ภาคเหนือของประเทศไทย มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลของไอโซพรีนซึ่งเป็นสารอินทรีย์ระเหยง่ายที่ถูกปล่อยมาจากพืชในปริมาณมากต่อการสร้าง O₃ และ PM_{2.5} ในพื้นที่ภาคเหนือด้วยแบบจำลองบรรยากาศควบคู่การคำนวณอุณหภูมิมหาสมุทรและเคมี (The Weather Research and Forecasting model coupled to Chemistry; WRF-Chem) การศึกษาในครั้งนี้ทำการประเมินประสิทธิภาพของแบบจำลองในการคำนวณความเข้มข้นของ O₃ และ PM_{2.5} รวมถึงศึกษาบทบาทของไอโซพรีนต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ O₃ และ PM_{2.5} ในพื้นที่ ภาคเหนือ ผลการศึกษาพบว่าผลการคำนวณไอโซพรีนจากแบบจำลองมีค่าต่ำกว่าตรวจวัด 3.7 เท่าในฤดูฝนและ 2.4 เท่าในฤดูแล้ง และเมื่อทำการปรับผลการคำนวณไอโซพรีนด้วยปัจจัยปรับแก้ไอโซพรีนพบว่าความเข้มข้นของไอโซพรีนเพิ่มขึ้นแบบไม่เป็นเชิงเส้น การเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนมีแนวโน้มที่จะทำให้ความเข้มข้นของ O₃ เพิ่มขึ้นแต่กลับไม่ส่งผลต่อความเข้มข้นของ PM_{2.5} อย่างเด่นชัด อย่างไรก็ตามแม้ความเข้มข้นของ PM_{2.5} ยังคงไม่เปลี่ยนแปลงตามระดับของไอโซพรีนมากนักแต่กลับส่งผลต่อองค์ประกอบของ PM_{2.5} โดยพบว่า อัตราส่วนของไกลออกซอล (glyoxal) เพิ่มขึ้น 2.6-3.4 % ขณะที่สัดส่วน

¹ สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยแม่โจ้ เชียงใหม่ ประเทศไทย 50290

² Environmental Technology Program, Faculty of Science, Maejo University, Chiangmai, Thailand 50290

³ สำนักงานบริหารงานวิจัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ เชียงใหม่ ประเทศไทย 50200

² Office of Research Administration, Chiang Mai University, Chiang Mai, Thailand 50200

³ ศูนย์วิจัยวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ ประเทศไทย 50200

³ Environmental Science Research Center, Faculty of Science, Chiang Mai University, Chiang Mai, Thailand 50200

* ผู้นิพนธ์ประสานงาน (Corresponding author) e-mail: radshadaporn.j@cmu.ac.th

ของซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมมีแนวโน้มลดลงที่ระดับ 1-3 % 0.8 % และ 0.4-0.8 % ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับกรณีฐาน การเปลี่ยนแปลงเหล่านี้มักเกิดจากการแข่งขันของสารออกซิแดนท์ (OH และ NO_3) ซึ่งมีผลต่อเส้นทางการก่อตัวของละอองลอยทุติยภูมิ ทำให้องค์ประกอบของ $\text{PM}_{2.5}$ เป็นสารอินทรีย์มากขึ้น และส่งผลต่อคุณสมบัติของ $\text{PM}_{2.5}$ ผลการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้เน้นย้ำถึงบทบาทสำคัญของไอโซพรีนในเคมีบรรยากาศ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงเหล่านี้ส่งผลกระทบต่อคุณภาพอากาศและสภาพภูมิอากาศ

คำสำคัญ: สารอินทรีย์ระเหยง่ายจากธรรมชาติ อนุภาคทุติยภูมิ มลพิษทางอากาศ แบบจำลอง WRF-Chem ภาคเหนือของประเทศไทย

ABSTRACT

The research on the effects of Isoprene on atmospheric pollution simulated using the WRF-Chem model over the northern region of Thailand aims to study the influence of isoprene, a volatile organic compound emitted in large amounts by plants, on the formation of ozone and $\text{PM}_{2.5}$. In this study, the Weather Research and Forecasting model coupled to Chemistry (WRF-Chem) is performed to evaluate the model's performance in calculating the concentrations of ozone and $\text{PM}_{2.5}$, as well as to examine the role of isoprene in changing these air pollution concentrations in northern Thailand. The results showed that the isoprene concentrations calculated by the model were approximately 3.7 and 2.4 times lower than the measurements during the rainy season and dry season, respectively. By using an isoprene adjustment factor in order to modify the isoprene calculations, the isoprene concentrations increased nonlinearly. The increase in isoprene enhanced the concentrations of ozone, but the calculation of $\text{PM}_{2.5}$ was not affected significantly. However, $\text{PM}_{2.5}$ mass concentrations remained largely unchanged. Instead, the $\text{PM}_{2.5}$ composition was significantly affected, with an increase in glyoxal proportion and a decrease in sulfate (1–3%), nitrate (0.8%), and ammonium (0.4–0.8%) compared to the baseline scenario. These changes are attributed to competition for oxidants (OH and NO_3), which influence the pathways of secondary aerosol formation and $\text{PM}_{2.5}$ composition became more organic-rich. The findings highlight the critical role of isoprene in atmospheric chemistry, with these changes impacting air quality as the formation of ozone and chemical composition of particles.

Keywords: Biogenic Volatile Organic Compound; Secondary Aerosol; Air Pollution; WRF-Chem Model; Northern of Thailand

บทนำ

ปัจจุบันปัญหาด้านมลพิษทางอากาศถือเป็นปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อมที่สำคัญ โดยเฉพาะอย่างยิ่งปัญหาอนุภาคฝุ่นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางไม่เกิน 2.5 ไมโครเมตร (particulate matter that is 2.5

micrometers (μm) or less in diameter; PM_{2.5}) เกินกว่าค่ามาตรฐานจนเป็นอันตรายต่อสุขภาพของประชาชน ซึ่งประเทศไทยได้เผชิญกับปัญหานี้มานานหลายปี PM_{2.5} นอกจากจะถูกปล่อยจากแหล่งกำเนิดโดยตรงหรือที่เรียกว่าอนุภาคปฐมภูมิ (Primary Organic Aerosol; POA) แล้วยังมีอนุภาคทุติยภูมิ (Secondary Organic Aerosol; SOA) ที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาเคมีที่ซับซ้อนในชั้นบรรยากาศโดยมีแสงแดดเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา และมีสารตั้งต้นในการเกิดปฏิกิริยาเคมีที่สำคัญ ได้แก่ สารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Organic Compounds; VOCs) สาร VOCs ถูกปล่อยจากกิจกรรมของมนุษย์ (Anthropogenic Volatile Organic Compounds: AVOCs) และแหล่งกำเนิดทางชีวภาพ (Biogenic Volatile Organic Compounds: BVOCs) ได้แก่ สารไอโซพรีน (isoprene, C₅H₈) และสารกลุ่มโมโนเทอร์พีน (monoterpenes, C-10) เช่น α -pinene limonene camphene และ sabinene เป็นต้น [1,2] สารกลุ่มดังกล่าวมีความสามารถในการทำปฏิกิริยาเคมีในชั้นบรรยากาศได้ดีและถูกปลดปล่อยสู่บรรยากาศเป็นจำนวนมาก ส่งผลให้เกิดการสร้างอนุภาคทุติยภูมิและโอโซนระดับพื้นดิน (ground level ozone; O₃) [3,4] ที่ส่งผลกระทบต่อสมดุลของการแผ่รังสีของโลก [5]

ไอโซพรีนเป็น BVOCs ที่ถูกปล่อยมาจากพืชในปริมาณมาก [6] ปัจจัยที่ส่งผลต่อการสร้างไอโซพรีนของพืช ได้แก่ ความเข้มแสง อุณหภูมิ ชนิดของพืช การเจริญเติบโตและการพัฒนาของพืช โดยในสภาวะที่มีความเข้มแสงน้อย การเพิ่มขึ้นของแสงเพียงเล็กน้อยทำให้เกิดการสังเคราะห์ไอโซพรีนเพิ่มขึ้นอย่างมาก ในทางตรงกันข้ามการเพิ่มแสงภายใต้สภาวะความเข้มแสงสูงส่งผลต่อการสร้างไอโซพรีนเพียงเล็กน้อย พืชในเขตอบอุ่นและเขตร้อนมีการปลดปล่อยไอโซพรีนสูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิของอากาศอยู่ระหว่าง 30-40 องศาเซลเซียส และมีอัตราการปล่อยไอโซพรีนสูงสุดเมื่ออุณหภูมิของอากาศอยู่ที่ประมาณ 40 องศาเซลเซียส แต่เมื่ออุณหภูมิของอากาศสูงกว่า 40 องศาเซลเซียส (40-45 องศาเซลเซียส) การปล่อยไอโซพรีนจะลดลง การพัฒนาของใบส่งผลต่ออัตราการปลดปล่อยของไอโซพรีน เช่น ใบอ่อนมีอัตราการปล่อยไอโซพรีนน้อยเมื่อเทียบกับใบที่มีการเจริญเติบโตเต็มที่ เนื่องจากในใบอ่อนมีปริมาณคาร์บอนสุทธิต่ำส่งผลต่อระดับไอโซพรีนในใบต่ำด้วย [7, 8] การปล่อยไอโซพรีนของพืชยังสัมพันธ์กับการสังเคราะห์ด้วยแสง ดังนั้นจึงพบปริมาณไอโซพรีนในเวลากลางวันมากกว่าเวลากลางคืน [9] เมื่อไอโซพรีนในชั้นบรรยากาศถูกออกซิไดซ์จะเกิดเป็นสารประกอบหลายชนิด เช่น เมทาครอลีน (methacrolein; MARC) เมทิลไวโนลคีโตน (methyl vinyl ketone; MVK) และไกลออกซาล (glyoxal) เป็นต้น ที่เป็นผลผลิตปฐมภูมิ (first-generation products) โดยไกลออกซาลที่เกิดขึ้นมีแนวโน้มที่จะทำปฏิกิริยาต่อจนสามารถเกิดเป็นอนุภาคทุติยภูมิได้ [10]

การศึกษาในครั้งนี้ทำการศึกษาผลของไอโซพรีนต่อการเกิดมลพิษทางอากาศ ได้แก่ O₃ และ PM_{2.5} ในพื้นที่ภาคเหนือ ซึ่งมีลักษณะภูมิประเทศเป็นพื้นที่ที่มีภูเขาและพื้นที่ป่าเป็นส่วนใหญ่ ทั้งป่าผลัดใบและป่าไม่ผลัดใบ ด้วยแบบจำลองบรรยากาศควบคู่การคำนวณอุตุนิยมวิทยาและเคมี (The Weather Research and Forecasting Model Coupled to Chemistry; WRF-Chem) ซึ่งเป็นแบบจำลองที่ถูกใช้อย่างแพร่หลายในการศึกษาและพยากรณ์คุณภาพอากาศตั้งแต่ระดับเมืองไปจนถึงระดับมีโซสเกล (city to meso-scale) [11-16] เตรียมข้อมูลการปล่อย BVOCs จากระบบนิเวศเข้าสู่แบบจำลอง WRF-Chem ด้วยแบบจำลองการปล่อยก๊าซและอนุภาคจากธรรมชาติ (The Model of Emission of Gases and Aerosols from Nature (MEGAN)) [17] และเปรียบเทียบความเข้มข้นของไอโซพรีน O₃ และ PM_{2.5} ที่ได้จากการคำนวณด้วยแบบจำลอง WRF-Chem กับข้อมูลการตรวจวัด เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของแบบจำลองในการประเมินความเข้มข้นของสารดังกล่าวในพื้นที่ภาคเหนือ นอกจากนี้ยังทำการศึกษาผลของการเกิด O₃ และ PM_{2.5} เมื่อความเข้มข้นของไอโซพรีนเปลี่ยนแปลงไป เพื่อศึกษาบทบาทของ BVOCs ต่อการเพิ่มหรือลดความเข้มข้นของมลสารในพื้นที่ภาคเหนืออีกด้วย

วิธีดำเนินการวิจัย

1. การกำหนดการคำนวณมลพิษทางอากาศด้วยแบบจำลอง WRF-Chem

แบบจำลอง WRF-Chem เป็นแบบจำลองบรรยากาศที่รวมการคำนวณอุณหพลศาสตร์และเคมีเข้าด้วยกัน โดยแบบจำลองดังกล่าวถูกนำมาใช้อย่างแพร่หลายในศึกษาคุณภาพอากาศ [18] สมการคำนวณในแบบจำลองเป็นแบบของไหลที่ยุบตัวได้ของ Euler nonhydrostatic (fully compressible, Euler nonhydrostatic) กำหนดกริดในแนวระนาบตามแบบ Arakawa C-grid และในแนวดิ่งตามลักษณะพื้นที่ (terrain-following) แบบจำลองทำการเตรียมข้อมูลลักษณะการใช้ที่ดินและสภาพอุณหพลศาสตร์เบื้องต้นด้วยระบบการเตรียมข้อมูลเบื้องต้นสำหรับแบบจำลอง WRF (WRF preprocessing system; WPS) เตรียมข้อมูลการระบายมลพิษทางอากาศจากกิจกรรมของมนุษย์จากธรรมชาติและจากการเผาชีวมวลด้วยโปรแกรม anthro_emis โปรแกรม megan_bio_emiss และ fire_emis ตามลำดับ ก่อนนำข้อมูลทั้งหมดเข้าสู่ระบบการคำนวณสภาพภูมิอากาศและความเข้มข้นมลสาร

การศึกษาในครั้งนี้ใช้แบบจำลอง WRF-Chem รุ่น 3.9.1.1 ในการประเมินผลของไอโซพรีนต่อการเกิด O₃ และอนุภาคขนาดเล็กในพื้นที่ภาคเหนือ โดยแบ่งเวลาการศึกษาออกเป็น 2 ช่วง ได้แก่ ระหว่างวันที่ 16 ถึง 23 มิถุนายน และ 24 พฤศจิกายน ถึง 1 ธันวาคม 2564 เพื่อให้ครอบคลุมฤดูฝนและฤดูแล้งตามลำดับ กำหนดพื้นที่การคำนวณด้วยแบบจำลองจำนวน 1 โดเมน มีขนาดกริด 12 × 12 กิโลเมตร จำนวนกริดในทิศตะวันออก-ตะวันตกและในทิศเหนือ-ใต้ด้านละ 59 กริด โดยมีพื้นที่ภาคเหนืออยู่กึ่งกลางของพื้นที่การคำนวณ (รูปที่ 1) และมีรายละเอียดการกำหนดค่าในแบบจำลองดังแสดงในตารางที่ 1

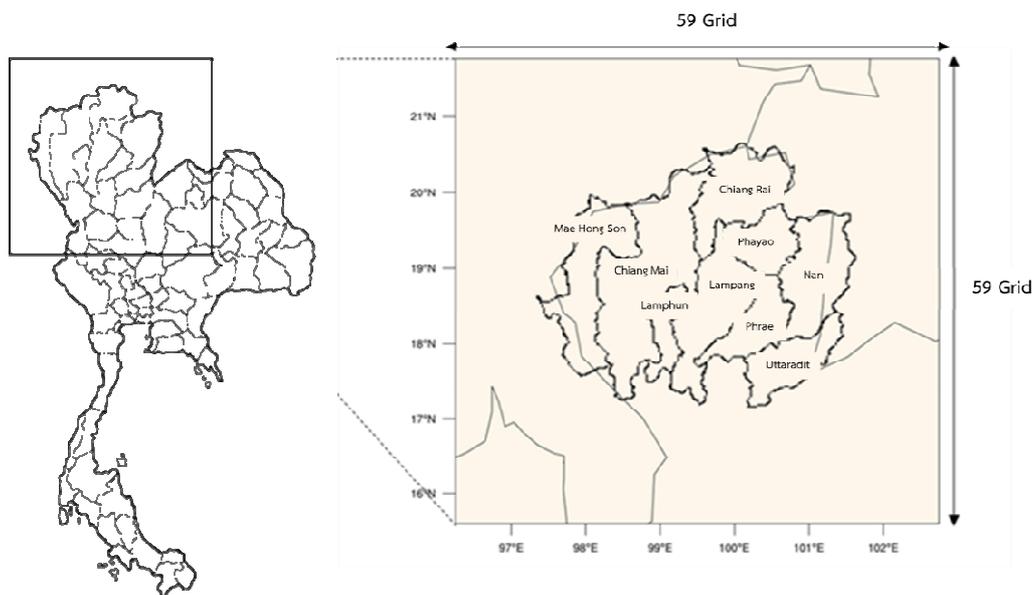


Figure 1 The WRF-Chem computational domain.

Table 1 Input data and the definition of physical-chemical variables in the WRF-Chem model.
(Applied from Uttamang, et al. [19])

No.	Option	Selection
1	Land cover	modified IGBP MODIS NOAH
2	Meteorological	Global Forecast System
3	Anthropogenic emission*	EDGAR-HTAP
4	Biogenic emission*	online-MEGAN
5	Biomass burning*	Fire INventory from NCAR
6	Physics	
	-Micro Physics	WRF Single-moment -6class
	-Shortwave and longwave	RRTMG
	- Land surface	Noah Land Surface
	-Planetary boundary Layer	Mellor-Yamada-Janjic
	-Cumulus parameterization	Grell-Freitas Ensemble
7	Chemistry	
	-Chemical Options	MOZART-MOSAIC

* global emission inventories

ทำการกำหนดฉากทัศน์ (scenario) การคำนวณออกเป็น 2 ฉากทัศน์ ได้แก่ กรณีฐาน คือกรณีที่กำหนดค่าการคำนวณตามตารางที่ 1 และกรณีปรับแก้ไอโซพรีน คือกรณีที่ทำการปรับแก้ค่าไอโซพรีนด้วยปัจจัยปรับแก้ไอโซพรีน (isoprene adjustment factor) ในขั้นตอนการประเมินการปล่อยก๊าซจากระบบนิเวศด้วยแบบจำลอง online-MEGAN (รูปที่ 2)

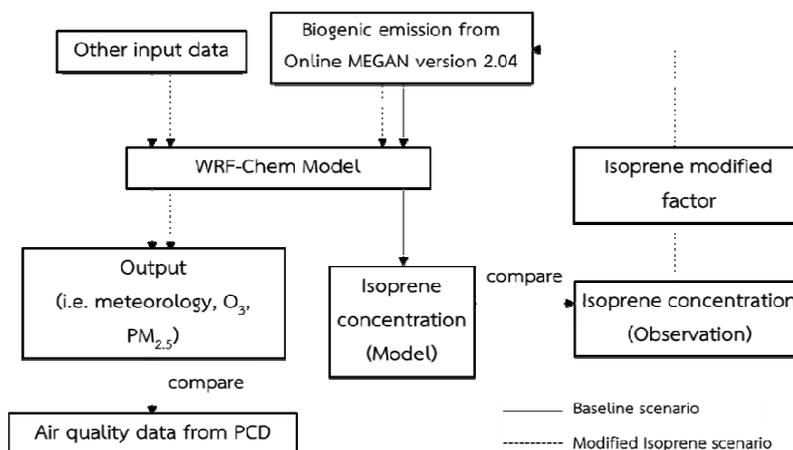


Figure 2 Model simulation designs and workflow diagram for 2 scenario as baseline and the isoprene modification scenario.

2. การประเมินประสิทธิภาพการคำนวณด้วยแบบจำลอง

ผลการคำนวณสภาพอุตุนิยมวิทยา ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ และความเร็วลม และความเข้มข้นของมลสาร ได้แก่ โอโซนและอนุภาคขนาดเล็กที่ได้จากแบบจำลอง WRF-Chem จากกรณีฐานถูกนำมาเปรียบเทียบกับข้อมูลจากสถานีตรวจวัดคุณภาพอากาศของกรมควบคุมมลพิษ 6 สถานี ได้แก่ เชียงใหม่ 1 สถานี (รหัส 35t) ลำปาง 2 สถานี (รหัส 37t และ 38t) เชียงราย 1 สถานี (รหัส 57t) น่าน 1 สถานี (รหัส 67t) และ ลำพูน 1 สถานี (รหัส 68t) ด้วยวิธีการคำนวณทางสถิติ ประกอบด้วย ค่าเฉลี่ย (mean) และค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (sd) mean absolute error (MAE (สมการ 1)) root mean square errors (RMSE (สมการ 2)) และ correlation coefficient (r (สมการ 3)) ซึ่งเป็นกลุ่มสถิติที่นิยมนำมาใช้เพื่อประเมินประสิทธิภาพการคำนวณตัวแปรต่าง ๆ ด้วยแบบจำลอง [20]

$$MAE = \frac{1}{N} \sum |M_i - O_i| \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (M_i - O_i)^2}{N}} \quad (2)$$

$$r = \frac{\sum (M_i - \bar{M}) \times (O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum (M_i - \bar{M})^2 \times \sum (O_i - \bar{O})^2}} \quad (3)$$

เมื่อ M_i คือ ผลการคำนวณด้วยแบบจำลอง O_i คือ ข้อมูลตรวจวัด N คือ จำนวนข้อมูล

3. การเก็บตัวอย่างอากาศและวิเคราะห์หาปริมาณสารไอโซพรีน

การศึกษานี้ได้ทำการเก็บตัวอย่างอากาศที่ชั้นสูงสุดของเสาสูงของแต่ละพื้นที่ศึกษาทั้งหมด 3 พื้นที่ (รูปที่ 3) ทำการสุ่มเก็บตัวอย่างอากาศแบบ active sampling ในช่วงเวลา 09.00 – 18.00 น. โดยการใช้เครื่องเก็บตัวอย่างอากาศแบบพกพา (personal sampling pump) ในการดูดเอาอากาศเข้าไปเก็บในหลอดเก็บตัวอย่างที่มีความเฉพาะต่อสารอินทรีย์ระเหยง่าย (thermal desorption sorbent tubes) ที่อัตราการไหลของอากาศ 200 มิลลิลิตรต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที โดยได้ทำการปรับเทียบอัตราการไหลของเครื่องเก็บตัวอย่างอากาศให้ค่าที่วัดได้ต้องไม่เกิน $\pm 5\%$ ก่อนทำการเก็บตัวอย่างทุกครั้ง ทำการเก็บตัวอย่างในฤดูฝน (มิถุนายน 2564) และช่วงฤดูแล้ง (พฤศจิกายน 2564) เก็บรักษาตัวอย่างที่อุณหภูมิ 0 – 4 องศาเซลเซียส จากนั้นวิเคราะห์ตัวอย่างอากาศด้วยเทคนิค thermal desorption - gas chromatograph - mass spectrometer (TD-GD-MS) โดยอ้างอิงวิธีวิเคราะห์ตามวิธี TO-17 ของสำนักงานคุ้มครองสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา [21] การวิเคราะห์ใช้วิธีมาตรฐานภายนอกและภายใน (8260 Internal Standard Mix, Restek) สำหรับหาปริมาณสารไอโซพรีนโดยสารละลายมาตรฐานรวม (mixed standard solution; CRM, ISO 17034 and ISO 17025, CPA chem Ltd.) ที่ปริมาณแตกต่างกัน 7 ระดับ ในช่วง 0.5 – 100 นาโนกรัม มีค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เชิงเส้น (R^2) มากกว่า 0.995 และค่าร้อยละการกลับคืน (% recovery) อยู่ในช่วง 80 - 110 % โดยเกณฑ์การยอมรับคือ 70-130 % (US EPA METHOD TO17) จากนั้นนำค่าปริมาณสารไอโซพรีนไปใช้เป็นข้อมูลในการเปรียบเทียบและคำนวณปัจจัยปรับแก้ไอโซพรีนในแบบจำลอง

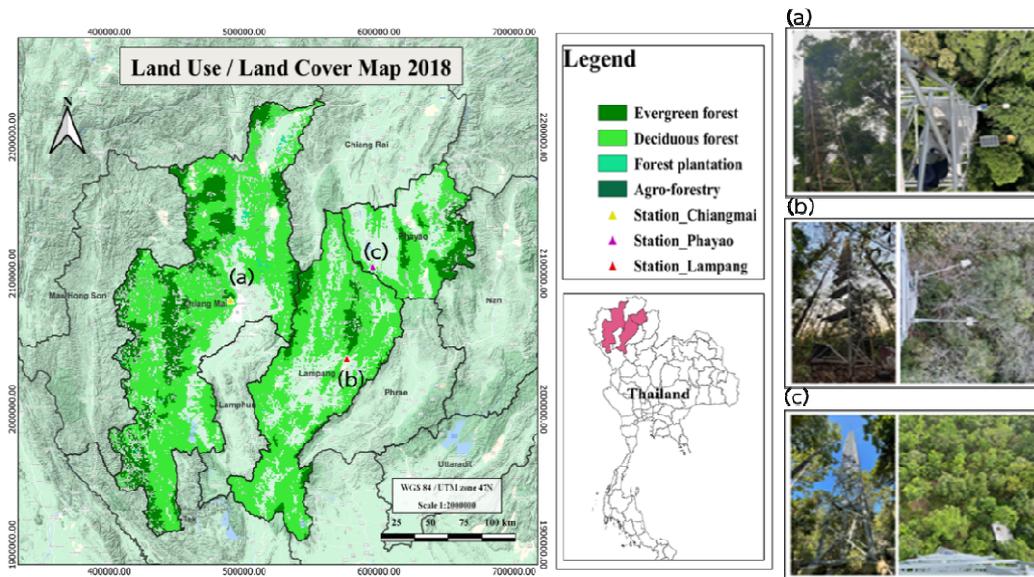


Figure 3 The air sampling sites at (a) at Huai Kok Ma, Doi Suthep-Pui National Park, Chiang Mai Province (b) Mae Moh Forest Park, Lampang Province and (c) Deciduous Dipterocarp Forest, University of Phayao, Phayao Province.

4. การทดสอบผลของไอโซพรีนต่อการคำนวณความเข้มข้น O_3 และอนุภาคขนาดเล็ก

ค่าการปรับแก้ไอโซพรีน (isoprene adjustment factor; iso-factor) เป็นสัดส่วนระหว่างความเข้มข้นไอโซพรีนที่ได้จากการวิเคราะห์ตัวอย่างอากาศจากพื้นที่ศึกษาต่อความเข้มข้นไอโซพรีนที่ได้จากการคำนวณด้วยแบบจำลอง ค่าการปรับแก้ไอโซพรีนเข้าใกล้ 1 แสดงความเข้มข้นไอโซพรีนที่ได้จากการประเมินด้วยแบบจำลองมีค่าใกล้เคียงกับข้อมูลตรวจวัด หากค่าดังกล่าวน้อยกว่า 1 หรือมากกว่า 1 แสดงว่าแบบจำลองประมาณค่าไอโซพรีนมากกว่าหรือน้อยกว่าข้อมูลตรวจวัดตามลำดับ เมื่อทำการประเมินค่าการปรับแก้ไอโซพรีนในฤดูฝนและฤดูแล้งแล้ว ค่าดังกล่าวจะถูกนำมาใช้ปรับแก้การปล่อยไอโซพรีนจากพืชด้วย online-MEGAN ก่อนนำผลการประเมินดังกล่าวเข้าสู่แบบจำลอง WRF-Chem เพื่อคำนวณความเข้มข้น O_3 และอนุภาคขนาดเล็กด้วยแบบจำลองต่อไป

ผลการวิจัย

1. ประสิทธิภาพการคำนวณด้วยแบบจำลอง WRF-Chem กรณีฐาน (ฤดูฝน)

แบบจำลอง WRF-Chem ให้ผลการคำนวณอนุภาคมีค่าต่ำกว่าค่าการตรวจวัดจริง โดยมีค่า MAE อยู่ระหว่าง 1.55 ถึง 5.26 องศาเซลเซียส และ RMSE อยู่ระหว่าง 1.84 ถึง 5.42 องศาเซลเซียส แบบจำลองแสดงศักยภาพในการแสดงการเปลี่ยนแปลงอนุภาคได้ดี โดยมีค่า r อยู่ระหว่าง 0.89 ถึง 0.96 ในการคำนวณค่าความชื้นสัมพัทธ์พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณความชื้นสัมพัทธ์สูงกว่าข้อมูลตรวจวัด โดยมีค่า MAE อยู่ระหว่าง 9.93 ถึง 16.06 % และ RMSE อยู่ระหว่าง 11.40 ถึง 18.01 % และแสดงความสามารถในการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความชื้นสัมพัทธ์ได้โดยมีค่า r อยู่ระหว่าง 0.76 ถึง 0.92 เมื่อเปรียบเทียบ

ผลการคำนวณความเร็วลมจากแบบจำลองกับข้อมูลตรวจวัดรายชั่วโมง พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าข้อมูลตรวจวัด โดยมีค่า MAE อยู่ระหว่าง 1.59 ถึง 2.38 เมตรต่อวินาที ค่า RMSE อยู่ระหว่าง 1.92 ถึง 2.79 เมตรต่อวินาทีและ r อยู่ระหว่าง 0.27 ถึง 0.54 เมื่อเปรียบเทียบผลการตรวจวัด O₃ และ PM2.5 พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณ O₃ รายชั่วโมงส่วนใหญ่สูงกว่าข้อมูลตรวจวัด โดยมีค่า MAE อยู่ระหว่าง 6.62 ถึง 14.04 ppb RMSE อยู่ระหว่าง 7.47 ถึง 19.04 ppb โดยมีความสามารถในการประเมินการเปลี่ยนแปลงของ O₃ ได้ โดยมีค่า r อยู่ระหว่าง 0.71 ถึง 0.86 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการคำนวณ PM2.5 รายชั่วโมง พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณความเข้มข้นของ PM2.5 รายชั่วโมงต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัด โดยมีค่า MAE อยู่ระหว่าง 8.26 ถึง 19.31 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ RMSE 9.61 ถึง 21.02 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ และ r อยู่ระหว่าง -0.13 ถึง 0.63 (ตารางที่ 2)

2. ประสิทธิภาพการคำนวณด้วยแบบจำลอง WRF-Chem กรณีฐาน (ฤดูแล้ง)

แบบจำลองคำนวณอุณหภูมิได้ต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัด ค่า MAE อยู่ระหว่าง 1.32 ถึง 2.87 องศาเซลเซียส RMSE อยู่ระหว่าง 1.61 ถึง 3.22 แบบจำลองแสดงศักยภาพในการคำนวณแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิได้ดี r อยู่ระหว่าง 0.92 ถึง 0.97 แบบจำลองคำนวณค่าความชื้นสัมพัทธ์ส่วนใหญ่สูงกว่าค่าตรวจวัด ค่า MAE อยู่ระหว่าง 7.19 ถึง 9.78 RMSE อยู่ระหว่าง 9.98 ถึง 12.00 องศาเซลเซียส แบบจำลองแสดงความสามารถในการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความชื้นสัมพัทธ์ได้ r อยู่ระหว่าง 0.79 ถึง 0.91 แบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าค่าตรวจวัด ค่า MAE อยู่ระหว่าง 0.51 ถึง 2.36 RMSE อยู่ระหว่าง 0.66 ถึง 2.23 แต่แบบจำลองยังคงประสบปัญหาในการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของความเร็วลม r ระหว่าง -0.09 ถึง 0.31 ในการคำนวณความเข้มข้นของมลสาร พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณ O₃ รายชั่วโมงสูงกว่าข้อมูลตรวจวัด ค่า MAE อยู่ระหว่าง 11.93 ถึง 39.79 RMSE อยู่ระหว่าง 14.32 ถึง 42.55 ppb และมีศักยภาพในการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงค่า r ระหว่าง 0.58 ถึง 0.88 ในทางตรงกันข้ามแบบจำลองให้ผลการคำนวณ PM2.5 รายชั่วโมงต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัด ค่า MAE อยู่ระหว่าง 4.96 ถึง 12.65 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ RMSE อยู่ระหว่าง 6.44 ถึง 14.43 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ แต่แบบจำลองประสบปัญหาในการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของ PM2.5 โดยมีค่า r อยู่ระหว่าง -0.52 ถึง 0.09 (ตารางที่ 3) ในภาพรวมแสดงให้เห็นว่าแบบจำลอง WRF-Chem แสดงศักยภาพในการคำนวณและประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของสภาพอุตุนิยมวิทยาได้ดี ยกเว้นความเร็วลมที่แบบจำลองให้ผลการประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความเร็วได้ต่ำ สำหรับการคำนวณความเข้มข้นมลสาร ได้แก่ O₃ และ PM2.5 แสดงให้เห็นว่าแบบจำลองแสดงศักยภาพในการประเมินค่าความเข้มข้นและแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของ O₃ ได้ดี แต่ยังคงประสบปัญหาในการคำนวณความเข้มข้นและแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของ PM2.5 โดยเฉพาะอย่างยิ่งในฤดูแล้ง ดังนั้นในการศึกษาผลของไอโซพรีนต่อการคำนวณความเข้มข้นของ O₃ และ PM2.5 ด้วยแบบจำลอง WRF-Chem จึงพิจารณาจากร้อยละหรือสัดส่วนการเปลี่ยนแปลงเป็นสำคัญ

3. การคำนวณปัจจัยปรับแก้ไอโซพรีน (isoprene adjustment factor)

จากการเก็บตัวอย่างไอโซพรีนในฤดูฝนและฤดูแล้งที่ห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่ สวนป่าแม่เมาะ อำเภอมะเขาะ จังหวัดลำปาง และมหาวิทยาลัยพะเยา จังหวัดพะเยา พบว่าไอโซพรีนมีค่าความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 3.8 ถึง 16.2 ppt และมีค่าเฉลี่ยรวมทุกพื้นที่ 6.8 ± 3.6 ppt ในฤดูฝน ในฤดูแล้งค่าความเข้มข้นของไอโซพรีนอยู่ระหว่าง 1.7 ถึง 7.5 ppt และมีค่าเฉลี่ยรวมทุกพื้นที่ 4.5 ± 2.1 ppt เมื่อเปรียบเทียบผลการเก็บตัวอย่างกับการคำนวณความเข้มข้นของไอโซพรีนจากแบบจำลอง WRF-Chem พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณต่ำกว่าผลการตรวจวัดจริงประมาณ 3.7 เท่าในฤดูฝน (ความเข้มข้นไอโซพรีนจากแบบจำลองเฉลี่ย 1.8 ± 0.6 ppt) และประมาณ 2.4 เท่าในฤดูแล้ง (ความเข้มข้นไอโซพรีนจากแบบจำลองเฉลี่ย 1.9 ± 0.8

ppt) ดังนั้นจึงใช้ค่า 3.7 และ 2.4 เป็นปัจจัยปรับแก้ไอโซพรีน หรือ isoprene adjustment factor หรือ iso-factor เพื่อปรับการคำนวณไอโซพรีนด้วยแบบจำลอง online-MEGAN ในฤดูฝนและฤดูแล้งตามลำดับ

4. ผลของไอโซพรีนต่อการคำนวณมลพิษทางอากาศด้วยแบบจำลอง WRF-Chem

ตารางที่ 4 เปรียบเทียบความเข้มข้นเฉลี่ยไอโซพรีน O_3 และ $PM_{2.5}$ จากกรณีฐานและกรณีปรับแก้การคำนวณไอโซพรีนด้วย iso-factor ในฤดูฝนและฤดูแล้งจากสถานีตรวจวัด 6 สถานี ผลจากการศึกษาแสดงให้เห็นว่าการใช้ iso-factor ที่ 3.7 และ 2.4 ในฤดูฝนและฤดูแล้งส่งผลให้ความเข้มข้นเฉลี่ยของไอโซพรีนแบบไม่เป็นเชิงเส้น นั่นคือไอโซพรีนมีความเข้มข้นเฉลี่ยสูงขึ้นประมาณ 3 และ 1.5 เท่าตามลำดับ ความเข้มข้นของไอโซพรีนที่เพิ่มขึ้นแทบไม่ส่งผลต่อความเข้มข้นเฉลี่ย O_3 ในฤดูฝน โดยความเข้มข้นเฉลี่ยไอโซพรีนที่คำนวณได้จากกรณีฐานและกรณีปรับแก้ไอโซพรีนคือ 27.11 ± 9.30 และ 26.92 ± 4.51 ppb (เพิ่มขึ้น 1.89 %) ตามลำดับ ในฤดูแล้งการปรับแก้ไอโซพรีนส่งผลต่อ O_3 ที่คำนวณจากแบบจำลองเพิ่มขึ้นจาก 33.60 ± 16.13 ppb ในกรณีฐานเป็น 34.77 ± 3.91 ppb (เพิ่มขึ้น 2.3 %) ในกรณีปรับแก้ไอโซพรีน ผลของไอโซพรีนต่อการคำนวณ $PM_{2.5}$ ด้วยแบบจำลองแสดงให้เห็นว่าในภาพรวมไอโซพรีนส่งผลเพียงเล็กน้อยในการคำนวณ $PM_{2.5}$ ทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้งโดยความเข้มข้น $PM_{2.5}$ กรณีฐานและกรณีปรับแก้ไอโซพรีนคือ 2.40 ± 1.35 และ 2.39 ± 1.42 $\mu g \cdot m^{-3}$ (ลดลง 0.4 %) ในฤดูฝนและ 8.57 ± 2.25 และ 8.77 ± 2.56 $\mu g \cdot m^{-3}$ (เพิ่มขึ้น 2.3 %) ในฤดูแล้ง

Research Article
 Journal of Advanced Development in Engineering and Science
 Vol.15 • No.44 • September – December 2025

Table 2 Evaluation of the performance of the WRF-Chem model in calculating meteorological conditions and pollutant concentrations (Rainy season).

Station	Temperature (°C)							Relative humidity (%)							Wind speed (m/s)						
	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r
35t	25.26	3.22	28.30	2.98	3.06	3.36	0.89	81.19	11.39	65.26	12.75	16.06	18.01	0.76	2.06	1.33	0.43	0.28	1.64	2.03	0.47
37t	26.81	3.52	32.05	3.88	5.26	5.42	0.93	75.86	13.60	61.64	17.17	14.43	16.56	0.87	2.70	1.58	0.56	0.37	2.17	2.62	0.27
38t	25.96	3.24	27.41	3.71	1.55	1.84	0.95	78.72	12.56	68.42	19.01	12.12	13.90	0.90	3.13	1.22	0.92	0.34	2.21	2.46	0.48
57t	26.14	3.72	28.84	3.23	2.70	2.91	0.96	75.00	13.51	65.07	13.96	9.93	11.40	0.92	3.03	1.42	0.66	0.54	2.38	2.69	0.44
67t	27.61	3.90	30.33	3.76	2.72	2.93	0.96	75.02	15.21	63.27	15.84	11.77	13.21	0.92	2.36	1.22	0.88	0.53	1.59	1.92	0.20
68t	27.10	3.49	29.21	3.54	1.98	2.32	0.94	73.33	12.56	59.09	14.12	13.48	15.20	0.88	3.20	1.93	0.88	0.58	2.22	2.79	0.54

Station	O ₃ (ppb)							PM2.5(µg/m ³)						
	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r
35t	25.14	9.95	26.06	14.78	6.62	8.23	0.85	1.80	0.58	17.41	5.04	15.61	16.32	0.52
37t	24.92	9.16	27.70	14.91	7.60	9.38	0.82	1.79	0.54	21.09	8.28	19.31	21.02	-0.13
38t	23.72	9.71	15.10	7.57	8.63	9.93	0.86	1.79	0.52	11.60	5.95	9.82	11.30	0.63
57t	25.27	9.97	20.06	7.82	6.01	7.47	0.84	1.57	0.39	11.82	4.33	10.24	11.07	0.36
67t	35.36	20.43	22.67	12.70	14.04	19.04	0.85	5.64	5.53	15.40	6.64	9.96	11.58	0.38
68t	25.19	7.76	18.12	7.86	7.40	9.14	0.71	1.81	0.56	10.40	4.94	8.26	9.61	0.56

Note: Monitoring sites include 35t (Chiang Mai Provincial Government Center, Chiang Mai), 37t (Lampang Meteorological Station, Lampang), 38t (Sop Pad Subdistrict Health Promoting Hospital, Mae Mo District, Lampang), 57t (Chiang Rai Provincial Office of Natural Resources and Environment), 67t (Nan Municipality Office, Nan), and 68t (Lamphun Meteorological Station, Lamphun).

Table 3 Evaluation of the performance of the WRF-Chem model in calculating meteorological conditions and pollutant concentrations (Dry season)

Station	Temperature (°C)							Relative humidity (%)						Wind speed (m/s)							
	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r
35t	21.84	3.38	24.24	3.30	2.31	2.55	0.95	78.14	11.91	70.19	16.08	9.78	12.00	0.81	2.62	1.04	0.59	0.39	1.95	2.23	0.05
37t	22.21	3.53	25.19	4.26	2.87	3.22	0.96	No information						1.65	0.57	0.58	0.30	1.07	1.23	0.02	
38t	21.70	3.34	22.09	4.45	1.32	1.61	0.96	79.03	11.65	83.05	19.68	9.11	10.58	0.91	2.27	0.80	0.58	0.17	1.68	1.86	-0.09
57t	20.35	3.22	21.44	3.43	1.34	1.73	0.92	77.28	11.91	81.21	15.43	7.19	9.98	0.79	2.95	1.03	0.45	0.37	2.36	2.63	0.06
67t	22.63	4.06	23.60	3.73	1.24	1.62	0.94	73.84	14.06	71.50	17.18	8.01	10.17	0.80	1.28	0.54	0.77	0.57	0.66	0.81	0.31
68t	22.83	3.25	24.31	3.57	1.43	1.70	0.97	76.89	11.69	72.25	16.78	7.95	10.06	0.85	0.96	0.50	0.47	0.30	0.51	0.66	0.27

Station	O ₃ (ppb)							PM _{2.5} (µg/m ³)						
	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r	mean _{sim}	sd	Mean _{obs}	sd	MAE	RMSE	r
35t	35.11	11.38	24.03	13.92	11.93	14.32	0.76	6.62	2.13	19.83	5.45	12.53	13.87	0.07
37t	27.98	25.01	16.49	13.55	13.24	18.89	0.86	11.33	6.94	22.06	5.94	12.65	14.43	-0.20
38t	32.58	26.96	15.32	9.50	19.14	25.76	0.88	10.62	5.52	12.75	4.89	6.12	7.94	-0.22
57t	29.91	9.52	12.89	8.53	17.03	18.22	0.75	No information						
67t	31.46	8.56	16.42	14.16	15.31	17.15	0.85	5.45	1.33	18.02	6.65	11.64	13.36	-0.52
68t	41.31	15.37	1.51	0.54	39.79	42.55	0.58	8.84	4.33	18.95	6.34	9.91	12.40	-0.03

5. ผลของไอโซพรีนต่อการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบของฝุ่น

ถึงแม้ผลของการเปลี่ยนแปลงไอโซพรีนต่อความเข้มข้นของ PM2.5 จะไม่ชัดเจน แต่กลับพบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไอโซพรีนส่งผลต่อองค์ประกอบของ PM2.5 ดังตารางที่ 4 การศึกษาครั้งนี้แบ่งประเภทองค์ประกอบ PM2.5 ออกเป็น 2 กลุ่ม ได้แก่ อนุภาคทุติยภูมิจากไกลออกซาล (SOA from glyoxal) และอนุภาคทุติยภูมิจากกลุ่มซัลเฟต-ไนเตรต-แอมโมเนียม (sulfate-nitrate-ammonium (SNA)) ซึ่งเป็นกลุ่มสารประกอบอินทรีย์หลักของ PM2.5 [22, 23] ผลการคำนวณจากกรณีฐานแสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบหลักของ PM2.5 ทั้งในฤดูฝนและฤดูแล้งคือซัลเฟต โดยคิดเป็น 69.2 และ 51.4 % ขององค์ประกอบ PM2.5 ในฤดูฝนและฤดูแล้ง รองลงมาคือแอมโมเนียมและไกลออกซาล โดยสัดส่วนของแอมโมเนียมและไกลออกซาลคิดเป็น 1.58 และ 14.3 % ขององค์ประกอบ PM2.5 ในฤดูฝน และคิดเป็น 17.9 และ 25.7 % ขององค์ประกอบ PM2.5 ในฤดูแล้ง สัดส่วนของไนเตรตคิดเป็น 0.8 และ 6.0 % ขององค์ประกอบ PM2.5 ในฤดูฝนและฤดูแล้งตามลำดับ

ในภาพรวมเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไอโซพรีนจะส่งผลให้สัดส่วนของไกลออกซาลของ PM2.5 เพิ่มขึ้นจาก 14.3 เป็น 17.7 % ในฤดูฝน และ 23.1 เป็น 25.7 % ในฤดูแล้ง นอกจากนี้ยังพบว่าการเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนส่งผลต่อระบบ SNA โดยสัดส่วนของซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมมีแนวโน้มที่จะลดลง โดยเฉพาะอย่างยิ่งซัลเฟตที่มีสัดส่วนลดลงจากกรณีฐาน 1 ถึง 3 % ไนเตรตและแอมโมเนียมมีสัดส่วนลดลงประมาณ 0.8 % และ 0.4 ถึง 0.8 % ตามลำดับ (รูปที่ 4)

Table 4 Compare the concentration and composition of PM2.5 pollutants derived from the baseline model and the isoprene-adjusted scenario during rainy and dry seasons.

Compound	Rainy season		Dry season	
	Baseline	Modified Isoprene	Baseline	Modified Isoprene
Isoprene (ppt)	1.48±0.33	4.40±3.11	1.23±0.90	1.87±0.95
O ₃ (ppb)	26.60±11.63	26.92±4.51	33.60±16.13	34.77±3.91
PM _{2.5} (µg.m ⁻³)	2.40±1.35	2.39±1.42	8.57±2.25	8.77±2.56
Composition of PM2.5				
- Glyoxal	0.19 (14.3 %)	0.23 (17.7 %)	1.01 (23.1 %)	1.15 (25.7 %)
- Sulfate	0.92 (69.2 %)	0.86 (66.2 %)	2.25 (51.4 %)	2.26 (50.4 %)
- Nitrate	0.01 (0.8 %)	0.01 (0.8 %)	0.30 (6.8 %)	0.27 (6.0 %)
- Ammonium	0.21 (15.8 %)	0.20 (15.4 %)	0.82 (18.7 %)	0.80 (17.9 %)

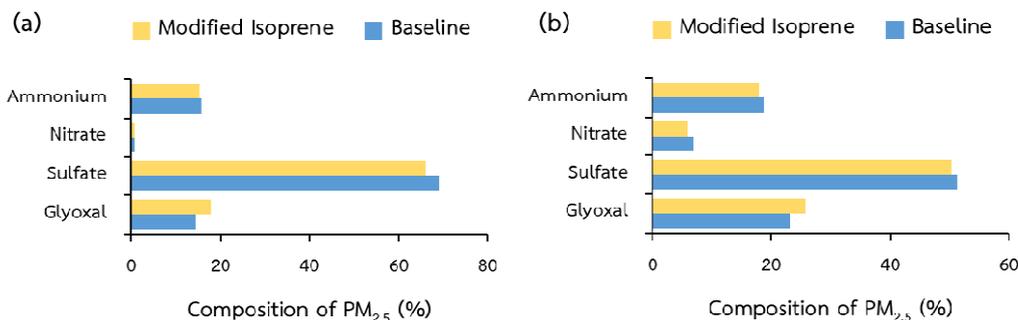


Figure 4 Seasonal variations in the chemical composition of PM_{2.5}, including glyoxal, sulfate, nitrate, and ammonium, influenced by isoprene adjustment in (a) wet season and (b) dry season.

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าแบบจำลอง WRF-Chem สามารถคำนวณอนุภาคและจำลองการเปลี่ยนแปลงของอนุภาคและความชื้นสัมพัทธ์ในพื้นที่ศึกษาที่มีลักษณะซับซ้อนของทิวเขา ภูเขาและพื้นที่ราบระหว่างภูเขาได้ ในทางตรงกันข้ามแบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าค่าการตรวจวัด และไม่สามารถแสดงรูปแบบผังลมในพื้นที่ศึกษาได้ทั้งในฤดูฝน (MAE เฉลี่ย 2.04 และ RMSE เฉลี่ย 2.42 เมตรต่อวินาที) และฤดูแล้ง (MAE เฉลี่ย 1.37 และ RMSE เฉลี่ย 1.57 เมตรต่อวินาที) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาหลายฉบับ เช่น พรพรรณ อุตมั่ง [18] รายงานความเร็วลมที่คำนวณได้จากแบบจำลอง WRF-Chem ในพื้นที่กรุงเทพมหานครสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดประมาณ 1.5 เมตรต่อวินาที ส่วน Mues และคณะ [23] ได้คำนวณสภาพอุตุนิยมวิทยาในภูมิภาคเอเชียใต้และประเทศเนปาลพบว่าแบบจำลอง WRF-Chem ให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดประมาณ 1 เมตรต่อวินาที นอกจากนี้ Mar และคณะ [24] คำนวณความเร็วลมด้วยแบบจำลอง WRF-Chem ในภูมิภาคยุโรปพบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดประมาณ 2 เมตรต่อวินาที โดยความคลาดเคลื่อนในการคำนวณความเร็วลมจะเพิ่มสูงขึ้นในพื้นที่ภูเขา เช่นเดียวกับการศึกษาของ Zhang และคณะ [25] ที่แสดงให้เห็นว่าแบบจำลอง WRF-Chem คำนวณความเร็วลมสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดอย่างมีนัยสำคัญบริเวณพื้นที่ใกล้ชายฝั่งและบริเวณพื้นที่ภูเขาและหุบเขา สาเหตุที่แบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดอาจเกิดจากการที่แบบจำลองไม่สามารถคำนวณแรงต้านอากาศบริเวณเหนือพื้นดิน (surface drag) ที่เกิดจากลักษณะทางภูมิศาสตร์ได้ ถึงแม้การศึกษาในครั้งนี้แบบจำลองให้ผลการคำนวณความเร็วลมสูงกว่าค่าการตรวจวัด แต่ค่าความคลาดเคลื่อนที่เกิดขึ้นยังใกล้เคียงกับเกณฑ์มาตรฐานการคำนวณความเร็วลมด้วยแบบจำลอง WRF-Chem ที่กำหนดค่า RMSE อยู่ที่ 2.0 เมตรต่อวินาที ซึ่งค่าดังกล่าวถูกเสนอโดย Emery และคณะ [20]

การคำนวณ O₃ ด้วยแบบจำลอง WRF-Chem แสดงให้เห็นว่าแบบจำลองมีแนวโน้มที่จะให้ผลการคำนวณสูงกว่าข้อมูลตรวจวัด แต่ยังสามารถประเมินแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น O₃ ได้ดีด้วยค่า *r* อยู่ระหว่าง 0.58 ถึง 0.88 ในทางตรงกันข้ามแบบจำลองให้ผลการคำนวณความเข้มข้น PM_{2.5} ต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัด โดยมีค่าความคลาดเคลื่อนในการคำนวณ MAE เฉลี่ย 12.20 และ 9.64 µg.m⁻³ ในฤดูฝนและฤดูแล้งตามลำดับ

ถึงแม้ความคลาดเคลื่อนในการคำนวณความเข้มข้นของ PM_{2.5} ในฤดูฝนจะมากกว่าฤดูแล้ง แต่กลับพบว่าแบบจำลองสามารถแสดงแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น PM_{2.5} ในฤดูฝนได้ดีกว่าฤดูแล้ง ซึ่งอาจเกิดจากการที่แบบจำลองสามารถแสดงแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความเร็วลมในฤดูฝนได้ดีกว่าฤดูแล้ง การที่แบบจำลอง WRF-Chem ไม่สามารถให้ผลการคำนวณความเข้มข้น PM_{2.5} ได้ใกล้เคียงกับข้อมูลตรวจวัดอาจเกิดจากสภาพอุตุนิยมวิทยา เช่น ความเร็วลมที่แบบจำลองให้ผลการคำนวณสูงกว่าข้อมูลตรวจวัดรวมถึงค่าความชื้นสัมพัทธ์ ที่ซึ่งหากผลการคำนวณที่ได้จากแบบจำลองต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัด อัตราการสลายอนุภาคจากปฏิกิริยา heterogeneous จะลดต่ำลง และอัตราการปล่อยระบายนมลสารที่ต่ำกว่าความเป็นจริงส่งผลให้ความเข้มข้น PM_{2.5} จากการคำนวณลดลง [16] แต่เนื่องจากค่าความชื้นสัมพัทธ์ที่คำนวณได้จากแบบจำลองในการศึกษาครั้งนี้มีแนวโน้มสูงกว่าข้อมูลการตรวจวัด ดังนั้นปัจจัยหลักที่ทำให้ผลการคำนวณ PM_{2.5} ในพื้นที่ภาคเหนือต่ำกว่าข้อมูลตรวจวัดน่าจะมาจากข้อมูลอัตราการระบายนมลพิษทางอากาศ EDGAR-HTAP ที่มีค่าต่ำกว่าความเป็นจริง โดยพบว่าข้อมูลการปล่อยระบายนมลพิษทางอากาศ EDGAR-HTAP มีการใช้ข้อมูลปี พ.ศ. 2557 เป็นปีฐาน ซึ่งต่างจากเวลาการศึกษา 7 ปี นอกจากนี้ยังพบว่าข้อมูลการปล่อยระบายนมลพิษทางอากาศจากแหล่งกำเนิดที่เคลื่อนที่ไม่ได้ในฐานข้อมูล EDGAR-HTAP ระบุเฉพาะแหล่งกำเนิดมลพิษที่มีขนาดใหญ่เท่านั้น เช่น โรงไฟฟ้า จึงอาจส่งผลให้อัตราการระบายนมลสารในพื้นที่ศึกษาต่ำกว่าความเป็นจริง

เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นไอโซพรีนจากการตรวจวัดที่ 3 สถานีกับผลการคำนวณความเข้มข้นไอโซพรีนจากแบบจำลอง พบว่าแบบจำลองให้ผลการคำนวณไอโซพรีนต่ำกว่าข้อมูลการตรวจวัดเฉลี่ย 3.7 เท่า ในฤดูฝน และ 2.4 เท่าฤดูแล้ง เมื่อทำการปรับแก้ความเข้มข้นไอโซพรีนในระบบการคำนวณด้วยแบบจำลองด้วยค่า iso-factor พบว่าความเข้มข้นไอโซพรีนในระบบเพิ่มขึ้นแบบไม่เป็นเชิงเส้น โดยความเข้มข้นเฉลี่ยไอโซพรีนสูงขึ้นประมาณ 3 เท่าในฤดูฝนและ 1.5 เท่าในฤดูแล้ง เมื่อวิเคราะห์ความอ่อนไหว (sensitivity analysis) ของไอโซพรีนต่อการคำนวณความเข้มข้นไอโซนและ PM_{2.5} พบว่าเมื่อความเข้มข้นของไอโซพรีนในระบบการคำนวณเพิ่มขึ้นทำให้ความเข้มข้นของ O₃ ในฤดูแล้งเพิ่มสูงขึ้น แต่แทบไม่ส่งผลต่อการคำนวณความเข้มข้นของ PM_{2.5} จากการศึกษาของ Tsimpidi และคณะ [26] พบว่าแม้การปรับลดการปล่อยระบายน VOCs จะเป็นมาตรการที่ดีในการควบคุมความเข้มข้น PM_{2.5} ช่วงฤดูหนาวในพื้นที่อเมริกาตะวันออก แต่ในฤดูร้อนการลดการปล่อยระบายน VOCs ไม่ช่วยลดความเข้มข้น PM_{2.5} ลดลง และในบางพื้นที่อาจพบการเพิ่มขึ้นของ PM_{2.5} ได้ ซึ่งผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงความซับซ้อนของการควบคุมการเกิด PM_{2.5} ในชั้นบรรยากาศถึงแม้การเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนไม่ส่งผลต่อความเข้มข้นของ PM_{2.5} ในพื้นที่ศึกษาอย่างชัดเจน แต่เมื่อพิจารณาองค์ประกอบของ PM_{2.5} พบว่าการเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนทำให้สัดส่วนของ glyoxal ที่เป็นผลิตภัณฑ์จากปฏิกิริยาออกซิเดชันของ isoprene เพิ่มสูงขึ้น [10] และในทางตรงกันข้ามกลับพบว่าองค์ประกอบของซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมมีแนวโน้มลดต่ำลง การที่สัดส่วนของอนุภาคอนินทรีย์ลดต่ำลงอาจเกิดจากสัดส่วนระหว่าง VOCs กับออกไซด์ของไนโตรเจน (oxide of nitrogen; NO_x) ที่เปลี่ยนแปลงไป และ Tsimpidi [26] ศึกษาผลของการปล่อยระบายน VOCs ต่อองค์ประกอบซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมในฝุ่นในภูมิภาคตะวันออกของประเทศสหรัฐอเมริกาด้วยแบบจำลอง (three-dimensional chemical transport model; PMCAMx) พบว่าเมื่อสัดส่วนระหว่าง VOCs ต่อ NO_x เปลี่ยนแปลงไปจะส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง VOCs กับอนุมูลไฮดรอกซิล (hydroxyl radical; OH) และอัตราการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง NO_x กับ OH หากในระบบมี NO_x สูงแต่ VOCs ต่ำ อัตราการเกิด OH อันเนื่องมาจาก O₃ มีแนวโน้มที่จะแปรผันตามระดับ VOCs ในกรณีนี้หากลดความเข้มข้น VOCs จะส่งผลให้ความเข้มข้น OH ที่จะไปทำปฏิกิริยากับซัลเฟอร์ไดออกไซด์ (sulfur dioxide; SO₂) และไนโตรเจนไดออกไซด์ (nitrogen dioxide; NO₂) ลดลง ส่งผลให้องค์ประกอบ

ของซัลเฟตและไนเตรตในฝุ่นลดลงตามไปด้วย แต่ผลลัพธ์จะเป็นในทางตรงกันข้ามหากในระบบมีความเข้มข้นของ VOCs สูงกว่า NO_x ทั้งนี้ Wang และคณะ [27] รายงานการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมขึ้นอยู่กับการปล่อยระยะยาวมลสาร อัตราการเกิดออกซิเดชัน และอัตราการตกกลับ ซึ่งปัจจัยเหล่านี้ขึ้นกับฤดูกาลและพื้นที่การศึกษา

การศึกษาในครั้งนี้แสดงให้เห็นว่าแบบจำลอง WRF-Chem แสดงศักยภาพในการคำนวณสภาพอุตุนิยมวิทยาและไอโซนในพื้นที่ภาคเหนือที่มีลักษณะภูมิประเทศที่ซับซ้อนประกอบด้วยพื้นที่ภูเขาและพื้นที่ราบ ในทางตรงกันข้ามแบบจำลองยังคงประสบปัญหาในการคำนวณความเข้มข้นและแนวโน้มการเปลี่ยนแปลง $\text{PM}_{2.5}$ ซึ่งเป็นมลสารปฐมภูมิและทุติยภูมิจึงมีความซับซ้อนในการคำนวณมาก โดยปัจจัยหลักที่ส่งผลต่อความสามารถในการคำนวณ $\text{PM}_{2.5}$ ด้วยแบบจำลองคาดว่ามาจากการที่ฐานข้อมูลการปล่อยระยะยาวมลพิษทางอากาศจากกิจกรรมของมนุษย์ที่มีค่าต่ำกว่าความจริง นอกจากนี้ยังพบว่าแบบจำลองคำนวณค่าไอโซพรีนซึ่งเป็นสาร BVOCs ที่สำคัญที่ถูกปล่อยระยะยาวจากพืชได้น้อยกว่าความจริง ซึ่งเมื่อทำการปรับแก้การคำนวณไอโซพรีนด้วย iso-factor พบว่าความเข้มข้นไอโซพรีนในระบบเพิ่มขึ้นแบบไม่เป็นเชิงเส้น และการเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนจะส่งผลต่อการคำนวณความเข้มข้น O_3 ในฤดูแล้งมากกว่าในฤดูฝนซึ่งเป็นช่วงเวลาที่ไอโซพรีนในระบบสูงอยู่แล้ว ในทางตรงกันข้ามการเพิ่มขึ้นของไอโซพรีนแทบไม่ส่งผลกระทบต่อคำนวณ $\text{PM}_{2.5}$ ในระบบการคำนวณ แต่ส่งผลกระทบต่อองค์ประกอบของ $\text{PM}_{2.5}$ โดยทำให้สัดส่วนของไกลออกซาลเพิ่มสูงขึ้น และทำให้สัดส่วนของซัลเฟต ไนเตรต และแอมโมเนียมเปลี่ยนแปลงไป โดยพบว่าเมื่อเทียบกับกรณีฐานแล้วซัลเฟตมีสัดส่วนลดลง 1 ถึง 3 % ส่วนไนเตรตและแอมโมเนียมลดลง 0.8 % และ 0.4 ถึง 0.8 % ตามลำดับ ทั้งนี้การออกซิเดชันของไอโซพรีนทำให้เกิดไกลออกซาลมากขึ้นและไกลออกซาลส่งผลต่อการเกิด SOA ผ่านกระบวนการเปลี่ยนจากแก๊สเป็นอนุภาค โดยจะทำปฏิกิริยากับสารอื่นในบรรยากาศ เช่น แอมโมเนีย (NH_3) ส่งผลให้เกิดอนุภาคใหม่หรือทำให้อนุภาคที่มีอยู่แล้วขยายขนาด [28] นอกจากนี้ไกลออกซาลอาจส่งผลให้เกิดการแข่งขันระหว่างกระบวนการต่างๆ ที่ทำให้องค์ประกอบทางเคมีของ $\text{PM}_{2.5}$ เปลี่ยนแปลงไป เช่น ผลต่อปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการสร้างซัลเฟต การแข่งขันกับปฏิกิริยาที่ทำให้เกิดแอมโมเนียมไนเตรต เป็นต้น กระบวนการที่ซับซ้อนเหล่านี้ล้วนส่งผลให้สารประกอบของ $\text{PM}_{2.5}$ เปลี่ยนไป โดยอาจจะเพิ่มความเป็นสารอินทรีย์ของ $\text{PM}_{2.5}$ จากการออกซิเดชันของไอโซพรีนมากขึ้น [29] การเปลี่ยนแปลงนี้ทำให้คุณสมบัติของ $\text{PM}_{2.5}$ เปลี่ยนแปลงไป เช่น คุณสมบัติในการดูดความชื้นของอนุภาค (aerosol hygroscopicity) ที่มีผลต่อขนาดของอนุภาค ผลกระทบการสะท้อนรังสีดวงอาทิตย์ การเกิดเมฆและคุณสมบัติของเมฆ ซึ่งส่งผลกระทบต่อคุณภาพอากาศและการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ [30]

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากสำนักงานการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2563 สัญญาเลขที่ 31249 ทั้งนี้ คณะผู้วิจัยขอขอบคุณหน่วยงานต่าง ๆ ได้แก่ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ องค์การอุตสาหกรรมป่าไม้เขตลำปาง สำนักองค์การอุตสาหกรรม หน่วยวิจัยมลพิษบรรยากาศและการเปลี่ยนแปลงภูมิอากาศ และ Milab วิทยาลัยพลังงานและสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยพะเยา ที่ให้ความอนุเคราะห์การใช้เสาสูงสำหรับการเก็บตัวอย่าง สำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช ที่อนุญาตให้สามารถทำการวิจัยในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ ณ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย อ.เมือง จ.เชียงใหม่ รวมถึงขอขอบคุณกองจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กรมควบคุมมลพิษ ที่ให้ความอนุเคราะห์ข้อมูลปริมาณมลพิษอากาศของสถานีตรวจวัดคุณภาพ

อากาศในพื้นที่จังหวัดภาคเหนือ และศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคเหนือ กรมอุตุนิยมวิทยา ที่ให้ความอนุเคราะห์ ข้อมูลอุตุนิยมวิทยา

ขอขอบคุณสำนักงานพัฒนาเทคโนโลยีอวกาศและภูมิสารสนเทศ (องค์การมหาชน) และสถาบันวิจัยดาราศาสตร์แห่งชาติ (องค์การมหาชน) ที่ให้ความอนุเคราะห์การเข้าใช้งานทรัพยากรคอมพิวเตอร์การประมวลผลประสิทธิภาพสูง (High Performance Computing: HPC) และขอขอบคุณศูนย์วิจัยวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ ที่อนุเคราะห์สถานที่และเครื่องมือในการทำวิจัย

References

- [1] Geron, C., et al. (2000). A Review and Synthesis of Monoterpene Speciation from Forests in the United States. *Atmospheric Environment*, 34(11), 1761-1781.
- [2] Wojtunik-Kulesza, K. A., et al. (2019). Natural Monoterpenes: Much More than Only a Scent. *Chemistry & biodiversity*, 16(12), e1900434.
- [3] Arneth, A., et al. (2008). Why are estimates of global terrestrial isoprene emissions so similar (and why is this not so for monoterpenes)? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8(16), 4605-4620.
- [4] Yee, L. D., et al. (2020). *Investigating Secondary Aerosol Processes in the Amazon through Molecular-level Characterization of Semi-Volatile Organics* (Technical report). California: University of California.
- [5] Padhy, P. K. & Varshney, C. K. (2005). Emission of Volatile Organic Compounds (VOC) from Tropical Plant Species in India. *Chemosphere*, 59(11), 1643-1653.
- [6] Monson, R. K., et al. (2012). Modeling the Isoprene Emission Rate from Leaves. *New Phytologist*, 195(3), 541-559.
- [7] Lo, M. M., et al. (2024). Volatile Organic Compounds Emitted by Flowers: Ecological Roles, Production by Plants, Extraction, and Identification. *Plants*, 13(3), 417.
- [8] Alves, E. G., et al. (2014). Effects of Light and Temperature on Isoprene Emission at Different Leaf Developmental Stages of *Eschweilera Coriacea* in Central Amazon. *Acta Amazonica*, 44, 9-18.
- [9] Wang, X., et al. (2022). Effects of Light on the Emissions of Biogenic Isoprene and Monoterpenes: A Review. *Atmospheric Pollution Research*, 13(5), 101397.
- [10] Galloway, M. M., et al. (2011). Analysis of Photochemical and Dark Glyoxal Uptake: Implications for SOA Formation. *Geophysical Research Letters*, 38(17), L17811.
- [11] Ghude, S. D., et al. (2020). Evaluation of PM 2.5 Forecast Using Chemical Data Assimilation in the WRF-Chem Model. *Current Science*, 118(11), 1803-1815.
- [12] Guo, J., et al. (2016). Impact of Various Emission Control Schemes on Air Quality Using WRF-Chem During APEC China 2014. *Atmospheric Environment*, 140, 311-319.
- [13] San Jose, R., et al. (2017). Improving Air Quality Modelling Systems by Using On-line Wild Land Fire Forecasting Tools Coupled into WRF/Chem Simulations Over Europe.

- Urban Climate*, 22, 2-18.
- [14] Karagulian, F., et al. (2019). Analysis of A Severe Dust Storm and Its Impact on Air Quality Conditions Using WRF-Chem Modeling, Satellite Imagery, and Ground Observations. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12(4), 453-470.
- [15] Yang, G., et al. (2020). Numerical Sensitivity Tests of Volatile Organic Compounds Emission to PM_{2.5} Formation During Heat Wave Period in 2018 in Two Southeast Korean Cities. *Atmosphere*, 11(4), 331.
- [16] Yang, J., et al. (2021). Evaluation and Improvement Study of the Planetary Boundary-Layer Schemes During A High PM_{2.5} Episode in A Core City of BTH Region, China. *Science of The Total Environment*, 765, 142756.
- [17] Hogrefe, C., et al. (2011). Impact of Biogenic Emission Uncertainties on the Simulated Response of Ozone and Fine Particulate Matter to Anthropogenic Emission Reductions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61(1), 92-108.
- [18] Uttamang, P., et al. (2020). A Multi-Scale Model Analysis of Ozone Formation in the Bangkok Metropolitan Region, Thailand. *Atmospheric Environment*, 229, 117433.
- [19] Uttamang, P., et al. (2023). Effects of Biogenic Volatile Organic Compounds and Anthropogenic NO_x Emissions on O₃ and PM_{2.5} Formation Over the Northern Region of Thailand. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1146437.
- [20] Emery, C., & Tai, E. (2001). *Enhanced Meteorological Modeling and Performance Evaluation for Two Texas Ozone Episodes* (Final report). Texas: The Texas Natural Resource Conservation Commission.
- [21] Woolfenden, E. A., & McClenny, W. A. (1999). Compendium Method TO-17, Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling onto Sorbent Tubes. Available from <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-11/documents/to-17r.pdf>. Accessed date: 3 March 2023.
- [22] Chen, D., et al. (2016). Simulations of Sulfate–Nitrate–Ammonium (SNA) Aerosols During the Extreme Haze Events Over Northern China in October 2014. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(16), 10707-10724.
- [23] Mues, A., et al. (2018). WRF and WRF-Chem v3.5.1 Simulations of Meteorology and Black Carbon Concentrations in the Kathmandu Valley. *Geoscientific Model Development*, 11(6), 2067–2091.
- [24] Mar, K., et al. (2016). Ozone Air Quality Simulations with WRF-Chem (v3.5.1) Over Europe: Model Evaluation and Chemical Mechanism Comparison, *Geoscientific Model Development*, 9(10), 3699–3728.
- [25] Zhang, Y., et al. (2013). Application of WRF/Chem-MADRID and WRF/Polyphemus in Europe – Part 1: Model Description, Evaluation of Meteorological Predictions, and Aerosol-Meteorology Interactions, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(14), –6807

6843.

- [26] Tsimpidi, A. P., et al. (2008). Response of Fine Particulate Matter to Emission Changes of Oxides of Nitrogen and Anthropogenic Volatile Organic Compounds in the Eastern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58(11), 1463-1473.
- [27] Wang Y., et al. (2013). Sulfate-Nitrate-Ammonium Aerosols Over China: Response to 2000–2015 Emission Changes of Sulfur Dioxide, Nitrogen Oxides, and Ammonia. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(5), 2635–2652.
- [28] Ling, Z., et al. (2020). Formation and Sink of Glyoxal and Methylglyoxal in a Polluted Subtropical Environment: Observation-Based Photochemical Analysis and Impact Evaluation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 11451-11467.
- [29] Knote, C., et al. (2014). Simulation of Semi-Explicit Mechanisms of SOA Formation from Glyoxal in Aerosol in A 3-D Model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(12), 6213-6239.
- [30] Tan, F., et al. (2024). Hygroscopic Behavior and Aerosol Chemistry of Atmospheric Particles Containing Organic Acids and Inorganic Salts. *npj Climate and Atmospheric Science*, 7, 203.