

นิพนธ์ต้นฉบับ

ลักษณะสังคมพืชและการกักเก็บคาร์บอนในพื้นที่ป่าธรรมชาติภายหลังการถูกรุกแผ้วถางป่า ในพื้นที่สถานีวิจัยและฝัณนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว จังหวัดนครราชสีมา

วสันต์ จันทร์แดง¹, สถิตย์ ถิ่นคำแพง^{2*}, นรินทร์ จำวงษ์³, เจษฎา วงศ์พรหม⁴, ละอองดาว เถาว์พิมาย⁵,
วรารณ ลำไย⁶, นรเศรษฐ์ เขียวศรี⁷, นพพร จันเกิด⁸, สันติพงษ์ ตู๊กลอง⁹, ชีระ รักเจริญกิจ¹ และ ศาพิศ ดิลกสัมพันธ์¹

รับต้นฉบับ: 28 เมษายน 2568

ฉบับแก้ไข: 29 พฤษภาคม 2568

รับลงพิมพ์: 4 มิถุนายน 2568

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การถูกรุกพื้นที่ป่าในประเทศไทยยังคงเป็นปัญหาสำคัญที่ส่งผลกระทบต่อโครงสร้างป่าและการสูญเสียความหลากหลายทางชีวภาพ อย่างไรก็ตาม พื้นที่ป่ายังคงมีศักยภาพในการฟื้นตัวตามธรรมชาติ หากยังคงมีแม่ไม้เหลืออยู่และเป็นแหล่งเมล็ดพันธุ์สำหรับการสืบต่อพันธุ์ การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเปรียบเทียบโครงสร้างป่าและปริมาณการกักเก็บคาร์บอนในป่าที่อยู่ระหว่างการฟื้นฟูตามธรรมชาติภายหลังการถูกรบกวน สถานีวิจัยและฝัณนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว จังหวัดนครราชสีมา เพื่อใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานในการวางแผนฟื้นฟูระบบนิเวศป่าไม้และส่งเสริมศักยภาพการดูดซับคาร์บอนอย่างยั่งยืน

วิธีการ: ทำการวางแผนแปลงตัวอย่างถาวรหรือแปลงติดตามพลวัตป่า ขนาด 100 เมตร x 100 เมตร จำนวน 1 แปลงในแต่ละสังคมพืชที่ผ่านการรบกวนและอยู่ระหว่างการทดแทน คือ ป่าเต็งรัง ป่าผสมผลัดใบ และป่าดิบแล้ง จากนั้นแบ่งแปลงย่อยขนาด 10 เมตร x 10 เมตร (รวม 100 แปลงย่อย) เพื่อสำรวจพรรณไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอก ตั้งแต่ 1 เซนติเมตร โดยติดเบอร์ต้นไม้ วัดขนาดลำต้น วัดความสูงต้นไม้ และจำแนกชนิดไม้สำหรับชนิดไม้ที่ไม่สามารถระบุชนิดได้จะทำการเก็บตัวอย่างเพื่อนำมาเปรียบเทียบกับพันธุ์ไม้ที่มีการระบุชนิดแล้วของหอพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช ทำการวิเคราะห์ค่าดัชนีความสำคัญพรรณไม้ การกระจายของไม้ตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง ดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner (H') และการกักเก็บคาร์บอนในรูปของมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน พร้อมทดสอบความแตกต่างทางสถิติค่าเชิงปริมาณระหว่างสังคมพืชโดยใช้ ANOVA และ Tukey's HSD ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

ผลการศึกษา: ป่าดิบแล้งฟื้นฟูมีลักษณะเด่นที่สุดในด้านโครงสร้างและความหลากหลายทางชีวภาพ โดยพบชนิดไม้ทั้งหมดจำนวน 86 ชนิด รองลงมาคือ ป่าผสมผลัดใบฟื้นฟู (76 ชนิด) และป่าเต็งรังฟื้นฟู (45 ชนิด) ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับ ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดต้นไม้ที่พบสูงมากในป่าดิบแล้งฟื้นฟู (2,296 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 30.66 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ) รองลงมาคือ ป่าผสมผลัดใบฟื้นฟู (1,735 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 21.35 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ) และ ป่าเต็งรังฟื้นฟู (800 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 19.13 ตาราง

เมตรต่อเฮกแตร์ ตามลำดับ) สอดคล้องกับค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner (H') ที่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.001$) โดยมีค่าสูงมากในป่าดิบแล้งพื้นฟู ($H' = 3.63$) รองลงมาคือ ป่าผสมผลัดใบพื้นฟูและป่าเต็งรังพื้นฟู ($H' = 2.98$ และ $H' = 2.30$ ตามลำดับ) เมื่อพิจารณารูปแบบการกระจายของต้นไม้ตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง พบว่า ป่าผสมผลัดใบและป่าดิบแล้งพื้นฟูมีรูปแบบการกระจายแบบชี้กำลังเชิงลบ (Negative exponential form หรือ L-shape) แสดงให้เห็นถึงการรักษาโครงสร้างป่าที่เป็นไปได้ตามปกติ ในขณะที่ป่าเต็งรังพื้นฟูมีการกระจายตัวแบบระฆังคว่ำ (Unimodal form หรือ bell-shape) แสดงให้เห็นว่าการรักษาโครงสร้างในป่าเต็งรังพื้นฟูมีปัญหาคือขาดความต่อเนื่องของการทดแทนของไม้ขนาดเล็กไปสู่ไม้ขนาดใหญ่ได้ เมื่อเปรียบเทียบกับป่าผสมผลัดใบและป่าดิบแล้งพื้นฟู สะท้อนถึงปัญหาในการสืบต่อพันธุ์ในระยะยาวในป่าเต็งรังพื้นฟูเนื่องจากมักเกิดไฟป่าก่อนข้างรุนแรงและบ่อยครั้งเมื่อเทียบกับชนิดป่าอื่น ๆ เมื่อพิจารณาการกักเก็บคาร์บอนในรูปมวลชีวภาพแต่ละชนิดป่าพื้นฟูก็มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.01$) ป่าดิบแล้งพื้นฟูมีการกักเก็บคาร์บอนรวมสูงสุด (91.15 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์) รองลงมาคือ ป่าเต็งรังพื้นฟู (50.92 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์) และป่าผสมผลัดใบพื้นฟู (31.22 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์) แสดงถึงอิทธิพลของโครงสร้างป่า (ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดต้นไม้) มีส่วนสำคัญต่อการส่งเสริมศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนจากมวลชีวภาพได้มากกว่าป่าพื้นฟูอื่น อย่างไรก็ตาม ป่าเต็งรังพื้นฟูกลับมีการกักเก็บคาร์บอนที่สูงกว่าป่าผสมผลัดใบพื้นฟู เนื่องจากในป่าผสมผลัดใบพื้นฟูพบชนิดไม้เบิกนำหรือไม้โตเร็วค่อนข้างสูง เช่น พลับพล่า (*Microcos tomentosa*) โมกมัน (*Wrightia arborea*) และ ขะเจี๊ยะ (*Millettia leucantha*) จึงทำให้การกักเก็บคาร์บอนต่ำกว่าป่าเต็งรังพื้นฟูที่ส่วนใหญ่เป็นไม้ดั้งเดิม เช่น รัง (*Shorea siamensis*) และยางกราด (*Dipterocarpus intricatus*)

สรุป: ป่าดิบแล้งพื้นฟูมีโครงสร้างสังคมพืชที่ค่อนข้างสมบูรณ์ทั้งด้านความหลากหลายทางชีวภาพ และการกักเก็บคาร์บอน เมื่อเปรียบเทียบกับป่าผสมผลัดใบและป่าเต็งรังพื้นฟู โดยโครงสร้างป่าและองค์ประกอบพรรณไม้มีส่วนสำคัญต่อการกักเก็บคาร์บอน ดังนั้น การฟื้นฟูป่าควรคำนึงถึงการเพิ่มความหลากหลายชนิดในระยะแรกด้วยการคัดเลือกชนิดไม้เบิกนำร่วมกับไม้ดั้งเดิมเพื่อส่งเสริมการฟื้นฟูสภาพกลับสู่ป่าธรรมชาติ พร้อมทั้งส่งเสริมการกักเก็บคาร์บอนระหว่างการทดแทนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

คำสำคัญ: สังคมพืช, การกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพ, การทดแทนตามธรรมชาติ, การสืบต่อพันธุ์

¹ ศูนย์วิจัยป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

² ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

³ ภาควิชาวนวัฒนวิทยา คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

*ผู้รับผิดชอบบทความ: E-mail: sathid.thi@ku.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2025.9.1.6290>

ORIGINAL ARTICLE

**Plant Community and Carbon Storage of Natural Forest after Deforestation
at Wang Nam Khiao Forestry Research and Student Training Station, Nakhon Ratchasima Province**

Wasan Chandaeng¹, Sathid Thinkampheang^{2*}, Narinthorn Jumwong¹, Jetsada Wongprom¹,
La-ongdao Thaopimai¹, Waraporn Lumyai¹, Noraset Khiowsree¹, Nopporn Junkerd¹, Suntipong Tuklang¹,
Trira Rakcharoenkit¹ and Sapit Diloksumpun³

Received: 28 April 2025

Revised: 29 May 2025

Accepted: 4 June 2025

ABSTRACT

Background and Objectives: Forest encroachment remains a critical issue in Thailand relating to anthropogenic disturbances, leading to the degradation of plant community structures and biodiversity loss. Nevertheless, these disturbed forests still retain the potential for natural regeneration, particularly in areas where remnant adult trees persist and serve as seed sources for the recolonization of native species with pioneer species during successional process. This study aimed to compare the forest structure and the amount of carbon storage in naturally forest restoration areas after disturbances. The research was conducted at the Wang Nam Khiao Forestry Student Training and Research Station, Nakhon Ratchasima Province, northeastern Thailand. The findings are intended to provide essential baseline data for planning on forest ecosystem restoration and enhancing long-term carbon sequestration capacity in a sustainable manner.

Methodology: A permanent sample plot or forest dynamics plot (FDP) of 100 m × 100 m was established in each of three forest community types undergoing natural recovery after disturbances: restored deciduous dipterocarp forest (RDDF), restored mixed deciduous forest restoration (RMDF), and restored dry evergreen forest restoration (RDEF), respectively. The FDP is useful for long-term ecological research, LTER. Then, each plot was subdivided into 100 subplots of 10 m × 10 m. Within these subplots, all trees with a diameter at breast height (DBH) of at least 1 cm were tagged, measured the DBH and total tree height, and identified species. Unidentified tree species were specimen collected, then, compared with identified species at Bangkok Herbarium, Department of National Parks, Wildlife and Plants Conservation. The data was then analyzed to determine the importance value index (IVI) of each species, species diversity index followed by Shannon-Weiner (H'), tree distribution form based on DBH size class distribution, and carbon storage based on

aboveground biomass (ABG). Statistical test of quantitative values among forest types was applied using one-way ANOVA and Tukey's HSD at $p < 0.05$.

Main Results: We found that the restored dry evergreen forest restoration, DEFR, exhibited the most prominent characteristics in terms of forest structure and biodiversity among restored forest types, with a total of 86 tree species recorded. This was followed by the restored mixed deciduous forest, RMDF, with 76 species and the restored deciduous dipterocarp forest, RDDF, with 45 species, respectively. These patterns corresponded closely with measurements of tree density and basal area, which were also highest in the RDEF (2,296 stems ha^{-1} and 30.66 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, respectively), followed by the RMDF (1,735 stems ha^{-1} and 21.35 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) and lowest in the RDDF (800 stems ha^{-1} and 19.13 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$). Similarly, the Shannon–Wiener diversity index (H') revealed statistically significant differences among restored forest types ($p < 0.001$), with the RDEF showing the highest diversity ($H' = 3.63$), followed by the RMDF ($H' = 2.98$) and the RDDF ($H' = 2.30$), respectively. The analysis of tree size class distribution based on diameter at breast height (DBH) indicated that both the RMDF and RDEF exhibited a negative exponential form (L-shape), suggesting ongoing regeneration and the ability to maintain their forest structure in the future. The environmental factors such as soil properties and available water available in these types are suitable for tree species establishment. In contrast, the RDDF displayed a unimodal form or bell-shape, reflecting a discontinuity in the size class transition, particular a lack of smaller-sized individuals. This pattern reflects a regeneration constraint in the RDDF, likely resulting from more frequent and severe wildfires compared to the other restored forest types. Carbon storage based on ABG also varied significantly among restored forest types ($p < 0.01$). The RDEF had stored the highest amount of carbon storage (91.15 t C ha^{-1}), followed by the RDDF (50.92 t C ha^{-1}) and the RMDF (31.22 t C ha^{-1}). These findings emphasize the important of forest structure—particularly tree density and basal area—in enhancing carbon sequestration capacity. Interestingly, although the RMDF had higher species diversity and basal area than the RDDF, it stored less carbon. This is likely attributable to species composition, as the RMDF was dominated by pioneer or fast-growing species such as *Microcos tomentosa*, *Wrightia arborea*, and *Millettia leucantha*, which typically accumulate less biomass. In contrast, the RDDF was composed native or climax species, including *Shorea siamensis* and *Dipterocarpus intricatus*, which contribute more substantially to carbon storage.

Conclusion: Among the restoration forests, the RDEF exhibited a relatively well-developed plant community structure, both in terms of biodiversity and carbon sequestration, when compared to the RMDF and RDDF. Forest structure and species composition played a crucial role in determining of carbon storage potential.

Therefore, forest restoration efforts should consider enhancing species diversity during the early successional stages by integrating planting of pioneer species with native late-successional species that related to their niche with the degraded areas. They will facilitate the suitable environments for climax species, then, recovery into the previous forests. This approach can support the recovery of natural forest conditions while simultaneously promoting efficient carbon sequestration during the plant successional process.

Keyword: Plant community, carbon stock in biomass, natural succession, regeneration

¹ Forestry Research Center, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

² Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

³ Department of Silviculture, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

* **Corresponding author:** E-mail: sathid.thi@ku.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2025.9.1.6290>

บทนำ (Introduction)

ในปัจจุบัน การบุกรุกและทำลายพื้นที่ป่าในประเทศไทยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation., 2015) จากรายงานของ Phumarin & Pacharaprakiti (2022) พบว่าระหว่างปี พ.ศ. 2552–2558 มีพื้นที่ป่าอนุรักษ์ถูกบุกรุกมากกว่า 160,000 ไร่ ซึ่งการสูญเสียพื้นที่ป่าส่วนใหญ่เกิดจากการขยายพื้นที่เกษตรกรรม การตั้งถิ่นฐาน และกิจกรรมของมนุษย์ เช่น การลักลอบตัดไม้ โครงการพัฒนาสาธารณูปโภคต่าง ๆ ซึ่งล้วนเป็นสาเหตุสำคัญที่นำไปสู่การเสื่อมโทรมของป่าไม้และการลดลงของความหลากหลายทางชีวภาพ (Hannah *et al.*, 1995; Laurance *et al.*, 2014) อย่างไรก็ตาม ระบบนิเวศป่าไม้เป็นทรัพยากรที่มีศักยภาพในการฟื้นฟูได้เองตามธรรมชาติ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในพื้นที่ที่ไม่ได้รับผลกระทบรุนแรงและยังมีแม่ไม้หลงเหลืออยู่ (Chazdon, 2003; Rueangpanich, 2003) การฟื้นฟูตามธรรมชาติ เกิดขึ้นผ่านกระบวนการสืบต่อพันธุ์ของพืช เริ่มจากการเข้าครอบครองของพืชล้มลุกและพืชเบิกนำ แล้วจึงพัฒนาไปสู่การครอบครองของไม้ทนร่ม ซึ่งส่งผลให้เกิดโครงสร้างป่าที่มีความซับซ้อนมากขึ้นและใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ (Finegan, 1996; Guariguata & Ostertag, 2001) ความสำเร็จของการฟื้นฟูป่าตามธรรมชาติขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย เช่น ความรุนแรงของการรบกวน ขนาดพื้นที่ ลักษณะภูมิประเทศ ความถี่ของไฟป่า และประวัติการใช้ประโยชน์ที่ดินในอดีต ซึ่งอาจส่งผลให้การฟื้นตัวมีความแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ (Laurance *et al.*, 2014) นอกจากบทบาทในการ

รักษาความหลากหลายทางชีวภาพแล้ว ป่าไม้ยังมีความสำคัญในการควบคุมสมดุลของคาร์บอนในระบบนิเวศโลก โดยทำหน้าที่เป็นทั้งแหล่งดูดซับกักเก็บและปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Pan *et al.*, 2011) การกักเก็บคาร์บอนในระบบนิเวศป่าประกอบด้วย 5 แหล่งหลัก ได้แก่ คาร์บอนเหนือพื้นดิน คาร์บอนใต้ดิน คาร์บอนในต้นไม้ตาย ซากพืช และคาร์บอนในดิน (LaI, 2005, IPCC, 2006) ปริมาณคาร์บอนที่กักเก็บได้จะแตกต่างกันไปตามชนิดของป่า ชนิดไม้ ขนาดและความหนาแน่นของต้นไม้ รวมถึงลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบพันธุ์ไม้ (Brown, 1997; Clark & Clark, 2000) สำหรับสวนป่าเศรษฐกิจ เช่น สวนไม้สักหรือไม้โตเร็ว การสะสมคาร์บอนจะขึ้นอยู่กับอายุไม้ ระยะปลูก ชนิดไม้ และวิธีการจัดการ (Royal Forest Department, 2012; Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2015)

พื้นที่ป่าในบริเวณสถานีวิจัยและฝึคนิสิตคณะวนศาสตร์วังน้ำเขียว เคยถูกรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์ในอดีต เช่น การแผ้วถางเพื่อทำไร่ การเลี้ยงสัตว์ การหาของป่า และการล่าสัตว์ เป็นต้น โดยเฉพาะพื้นที่ป่าผสมผลัดใบและป่าดิบแล้งซึ่งอยู่ใกล้แนวชุมชนและถนนสายหลัก (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2015) พื้นที่บางส่วนถูกทิ้งและปล่อยให้ฟื้นฟูธรรมชาติมาแล้วไม่ต่ำกว่า 10-20 ปี โดยไม่มีการปลูกเสริม การทิ้งร้างดังกล่าวย่อมส่งผลให้เกิดกระบวนการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพืชในระดับหนึ่ง (Guariguata & Ostertag, 2001; Chazdon, 2003) ในปัจจุบันพบการเจริญเติบโตของไม้เบิกนำหลายชนิดควบคู่

กับไม้ที่เริ่มฟื้นตัวในพื้นที่ศึกษา ซึ่งสะท้อนให้เห็นถึงการพัฒนาของสังคมพืชเข้าสู่ระยะกลางของกระบวนการฟื้นฟูตามธรรมชาติ อันเป็นลักษณะสำคัญของการสืบต่อทางนิเวศวิทยาที่เกิดขึ้นภายหลังการถูกรบกวน (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2017; Phumphuang *et al.* 2018; Aide *et al.*, 2000) แม้พื้นที่บางส่วนจะเริ่มมีการฟื้นฟูตัวเองตามธรรมชาติแล้ว แต่ยังขาดข้อมูลที่ชัดเจนเกี่ยวกับโครงสร้างและองค์ประกอบของพันธุ์ไม้ ความหลากหลายทางชีวภาพ ตลอดจนศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในพื้นที่ป่าที่กำลังทดแทน ดังนั้น การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเปรียบเทียบโครงสร้างสังคมพืชและประเมินศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนเหนือพื้นดินในพื้นที่ป่าฟื้นฟูตามธรรมชาติภายหลังจากการถูกรบกวน เพื่อใช้เป็นแนวทางสนับสนุนการลดปริมาณก๊าซเรือนกระจกของภาคป่าไม้ได้ในอนาคต

อุปกรณ์และวิธีการ (Material and Methods)

1. สถานที่ศึกษา (Study area)

ทำการวิจัยในพื้นที่สถานีวิจัยและฝึกนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว อำเภอวังน้ำเขียว

จังหวัดนครราชสีมา โดยสถานีวิจัยฯ มีพื้นที่ทั้งหมด 820.16 เฮกตาร์ (5,126 ไร่) ตั้งอยู่ในพิกัดภูมิศาสตร์ $14^{\circ} 29' 50.55'' \text{N}$ และ $101^{\circ} 56' 14.51'' \text{E}$ (Figure 1) พื้นที่ส่วนใหญ่เป็นที่ราบสลับกับภูเขาขนาดเล็ก ความสูง 240-460 เมตรจากระดับทะเลปานกลาง มีสภาพภูมิอากาศแบบมรสุมเขตร้อน (Tropical monsoon climate) มีฝนตกในช่วงระหว่างเดือนพฤษภาคมถึงตุลาคม มีปริมาณฝนเฉลี่ย 999.5 มิลลิเมตรต่อปี อุณหภูมิรอบปีเฉลี่ย 26.4 องศาเซลเซียส เดือนเมษายนมีอุณหภูมิสูงสุด 35.1 องศาเซลเซียส และเดือนธันวาคมมีอุณหภูมิต่ำสุด 16.8 องศาเซลเซียส ลักษณะของเนื้อดินเป็นดินร่วนเหนียวปนทรายแป้ง (Sandy clay loam) หรือดินร่วนปนทราย (Sandy loam) สังคมพืชคลุมดินประกอบ 5 ชนิด คือ ป่าดิบแล้ง สวนป่ายูคาลิปตัส สวนป่า/ป่าฟื้นฟู ป่าเต็งรัง และป่าผสมผลัดใบ โดยสถานีวิจัยและฝึกนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว เกิดไฟบริเวณพื้นที่ 4,000 ไร่ เฉลี่ย 1-2 ครั้ง/ปี ซึ่งส่วนใหญ่เกิดใน ป่าเต็งรัง ป่าผสมผลัดใบ และสวนป่า/ป่าฟื้นฟู

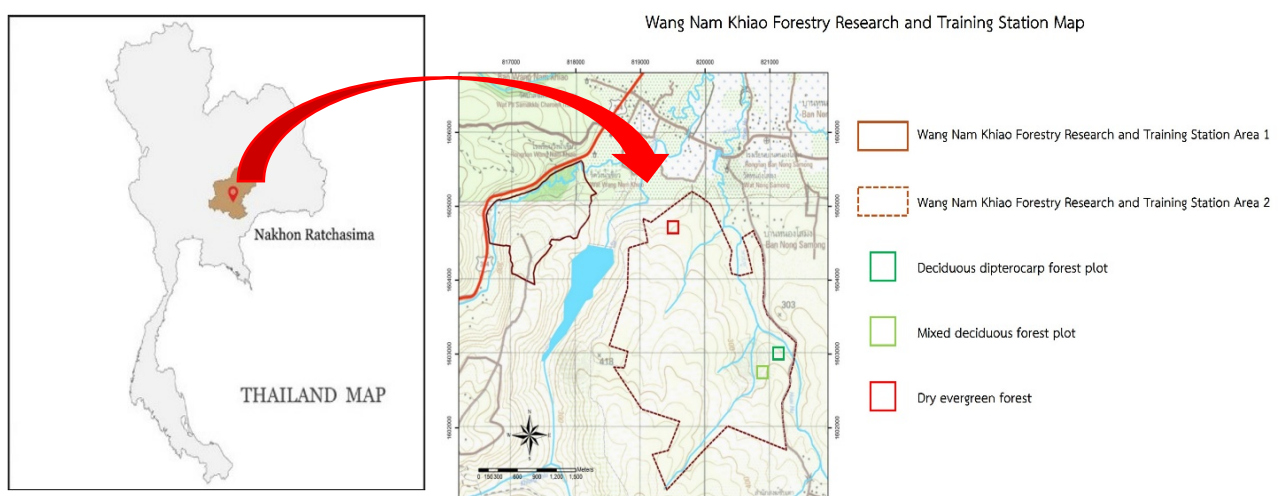


Figure 1 Location of study sites in Wang Nam Khiao Forest Research Station, Nakhon Ratchasima Province.

ชนิดพันธุ์ไม้เด่นในพื้นที่ ได้แก่ ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) กระจับปี่ (*Leucaena leucocephala*) ยูคาลิปตัส (*Eucalyptus camaldulensis*) โมกป่า (*Wrightia arborea*) และ มะค่าแต้ (*Sindora siamensis*) (Pongpattananurak et al., 2015)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

ทำการวางแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 100 x 100 เมตร (1 เฮกแตร์) ในพื้นที่ป่าเต็งรัง ป่าผสมผลัดใบ และป่าดิบแล้ง พื้นที่ละ 1 แปลง แล้วแบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10 เมตร x 10 เมตร จำนวน 100 แปลงย่อย เพื่อสำรวจองค์ประกอบของพรรณไม้ในแปลงทุกต้นที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast height, DBH, ที่ระดับ 1.3 เมตร เหนือผิวดิน) ตั้งแต่ 1 เซนติเมตร โดยติดหมายเลขต้นไม้ วัดขนาดความโต ความสูงของต้นไม้และเก็บตัวอย่างชนิดไม้ที่ไม่สามารถระบุชนิดเพื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างระบุชนิดแล้วที่ สำนักหอพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช โดยการระบุชื่อพรรณไม้อ้างอิงตามหนังสือพรรณไม้ในประเทศไทย (Smitinand, 2014)

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

3.1 ประเมินค่าความสำคัญของชนิดไม้ (Importance value index, IVI) โดยหาได้จาก ผลรวมของความถี่สัมพัทธ์ (Relative frequency; RF) ความหนาแน่นสัมพัทธ์ (Relative density; RD) และความเด่นสัมพัทธ์ (Relative dominance; RDo) (Marod & Kutintara, 2009) โดยพิจารณาดัชนีค่าความสำคัญของชนิดไม้ออกเป็นกลุ่มคือ ไม้หนุม คือ ไม้ต้นที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง

เพียงอก มากกว่าหรือเท่ากับ 1 เซนติเมตร แต่น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร (sapling = 1 cm $\geq$ DBH < 4.5 cm) และไม้ใหญ่ คือ ไม้ต้นที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก มากกว่าหรือเท่ากับ 4.5 เซนติเมตร (Tree = DBH $\geq$ 4.5 cm)

3.2 ประเมินค่าความหลากหลายชนิด (Species diversity) ในแต่ละแปลงตัวอย่างถาวร โดยใช้สมการวิเคราะห์ดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon and Weaver (1949) ดังนี้

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\ln p_i)$$

เมื่อ H' = ดัชนีความหลากหลายชนิดของชนิดไม้

S = จำนวนชนิดไม้ทั้งหมด

p_i = สัดส่วนจำนวนต้นของพันธุ์ไม้ชนิด i

ต่อจำนวนต้นของพันธุ์ไม้ทุกชนิด

เมื่อ $i = 1, 2, 3, 4, 5, \dots, s$

3.3 การสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพันธุ์ไม้ พิจารณาจากการสร้างแผนภูมิการกระจายต้นไม้ตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง (Diameter class distribution) เพื่อตรวจสอบการสืบต่อพันธุ์ในสังคมพืช โดยปกติความหนาแน่นหรือจำนวนต้นไม้มีการเปลี่ยนแปลงในทางตรงข้ามกับขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางหรือพื้นที่หน้าตัดต้นไม้ (Condit, 1995)

3.4 การวิเคราะห์ความแตกต่างระหว่างประเภทป่า ใช้การวิเคราะห์ความแปรปรวนแบบทางเดียว (One-way ANOVA) เพื่อทดสอบความแตกต่างระหว่างกลุ่ม โดยกำหนดระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ $p < 0.05$ และหากพบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ จะใช้การทดสอบเปรียบเทียบรายคู่ด้วยวิธี Tukey's HSD เพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างระหว่างแต่ละคู่ของกลุ่มป่า (Howell,

2012) การวิเคราะห์ข้อมูลทั้งหมดดำเนินการโดยใช้โปรแกรม SPSS เวอร์ชัน 26.0 (Field, 2013)

3.5 มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (Above ground biomass, AGB) นำข้อมูลขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางระดับอก และความสูงของต้นไม้ที่สำรวจมาคำนวณหาปริมาณมวลชีวภาพเหนือดิน โดยใช้สมการแอลโลเมตรีของ Ogawa *et al.* (1965) สำหรับชนิดป่าเต็งรังและเบญจพรรณ และ Tsutsumi *et al.* (1983) สำหรับป่าดิบแล้ง ซึ่งมีสมการ ดังนี้

$$\text{ป่าดิบแล้ง} \quad WS = 0.0509 (D^2H)^{0.919}$$

$$WB = 0.00893 (D^2H)^{0.977}$$

$$WL = 0.0140 (D^2H)^{0.669}$$

$$WT = WS + WB + WL$$

$$WR = WT \times 0.27$$

$$\text{ป่าเต็งรัง และ} \quad WS = 0.0396 (D^2H)^{0.933}$$

$$\text{ป่าเบญจพรรณ} \quad WB = 0.00349 (D^2H)^{1.030}$$

$$WL = \left(\frac{28}{W_s + W_b} + 0.025 \right)^{-1}$$

$$WT = WS + WB + WL$$

$$WR = WT \times 0.27$$

เมื่อ WS = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนลำต้น (กก.)

WB = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนกิ่ง (กก.)

WL = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนใบ (กก.)

WT = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมด (กก.)

WR = มวลชีวภาพเหนือใต้ดินในส่วนราก (กก.)

D = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูง

1.30 เมตร (DBH)

H = ความสูงทั้งหมดของต้นไม้ (เมตร)

2.6 การกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพ (Carbon stock) สามารถคำนวณได้จากสูตร การกักเก็บคาร์บอน (ตัน/เฮกแตร์) = มวลชีวภาพ (ตัน/เฮกแตร์) x ความเข้มข้นของคาร์บอน

(ร้อยละ) IPCC (2006) เสนอว่ากรณีที่ไม้ทราบค่าความเข้มข้นของคาร์บอนสามารถใช้ค่ากลาง (default value) มีค่าเท่ากับ 0.47 หรือร้อยละ 47 ของน้ำหนักแห้ง

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. โครงสร้างสังคมพืช (Forest structure)

1.1 ป่าเต็งรัง (Deciduous dipterocarp forests, DDF)

โครงสร้างและองค์ประกอบพรรณไม้ป่าเต็งรัง เมื่อพิจารณาต้นไม้ทั้งหมด (Overall trees) ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) มากกว่าหรือเท่ากับ 1 เซนติเมตร (Table 1) พบชนิดพรรณไม้ จำนวน 45 ชนิด 36 สกุล 19 วงศ์ มีความหนาแน่นเฉลี่ย 800 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัดเฉลี่ย 19.13 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon-Weiner (H') เท่ากับ 2.30 ชนิดพรรณไม้เด่น 5 ลำดับแรก (Table 1) ได้แก่ รัง (*Shorea siamensis*) ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) แดง (*Xylocarpa*) กาสามปึก (*Vitex peduncularis*) และ มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 119.04, 25.07, 17.36, 12.77 และ 12.64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาระดับไม้ใหญ่ (Tree) ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) มากกว่าหรือเท่ากับ 4.5 เซนติเมตร (Table 1) พบชนิดไม้ จำนวน 43 ชนิด 35 สกุล 19 วงศ์ มีความหนาแน่น 785 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัด 19.13 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 2.29 ชนิดไม้เด่น 5 ลำดับแรก ได้แก่ รัง ประดู่ป่า แดง และมะขามป้อม เป็นต้น มีค่าดัชนี

ความสำคัญ เท่ากับ 123.17, 25.17, 17.82, 12.42 และ 12.07 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนในระดับ ไม้รุ่น (Sapling) ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียง ออก (DBH) น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร (Table 1) พบ ชนิดพรรณไม้จำนวน 10 ชนิด 9 สกุล 4 วงศ์ มีความหนาแน่น 15 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัด 0.01 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความ

หลากหลาย (H') เท่ากับ 2.15 ชนิดไม้เด่น 5 ลำดับแรก คือ รัง ยางกราด (*Dipterocarpus intricatus*) สมอไทย (*Terminalia chebula*) ค้ามอกน้อย (*Gardenia obtusifolia*) และแดง เป็นต้น มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 50.77, 50.05, 45.38, 35.64 และ 26.97 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Table 1 Top five dominance species in each stage based on IVI in the deciduous dipterocarp forest (DDF); basal area (BA, m² · ha⁻¹), density (D, stems · ha⁻¹), and importance value index (IVI, %), respectively.

No.	Botanical name	Family	BA	D	IVI
Overall trees					
1	<i>Shorea siamensis</i> Miq.	Dipterocarpaceae	10.25	388.00	122.87
2	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	Fabaceae	1.74	55.00	24.83
3	<i>Xylia xylocarpa</i> (Roxb.) Taub.	Fabaceae	0.57	49.00	17.77
4	<i>Gardenia obtusifolia</i> Roxb. ex Kurz	Rubiaceae	0.76	37.00	14.82
5	<i>Phyllanthus emblica</i> L.	Phyllanthaceae	0.39	32.00	12.29
Others 45 species			5.43	235.00	110.05
Total			19.13	796.00	300.00
Tree					
1	<i>Shorea siamensis</i> Miq.	Dipterocarpaceae	10.24	383.00	123.17
2	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	Fabaceae	1.74	56.00	25.17
3	<i>Xylia xylocarpa</i> (Roxb.) Taub.	Fabaceae	0.57	48.00	17.82
4	<i>Phyllanthus emblica</i> L.	Phyllanthaceae	0.39	32.00	12.42
5	<i>Vitex peduncularis</i> Wall. ex Schauer	Lamiaceae	0.82	23.00	12.07
Others 38 species			5.36	243.00	109.36
Total			19.13	785.00	300.00
Sapling					
1	<i>Shorea siamensis</i> Miq.	Dipterocarpaceae	0.00	2.00	50.77
2	<i>Dipterocarpus intricatus</i> Dyer	Dipterocarpaceae	0.00	4.00	50.05
3	<i>Terminalia chebula</i> Retz. var. <i>Chebula</i>	Combretaceae	0.00	2.00	45.38
4	<i>Gardenia obtusifolia</i> Roxb. ex Kurz	Rubiaceae	0.00	1.00	35.64
5	<i>Xylia xylocarpa</i> (Roxb.) Taub.	Fabaceae	0.00	1.00	26.97
Others 10 species			0.00	5.00	91.20
Total			0.01	15.00	300.00

ป่าเต็งรังในพื้นที่ศึกษามีโครงสร้างพรรณไม้ที่ประกอบด้วยชนิดพรรณไม้จำนวนมาก ค่าดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon-Weiner อยู่ในระดับปานกลาง สอดคล้องกับลักษณะของป่าผลัดใบเขตร้อนบนพื้นที่แห้งแล้งที่มักมีความหลากหลายชนิดน้อยกว่าป่าดิบชื้น (Slik, 2004) ชนิดไม้เด่นที่พบ เช่น รัง ประดู่ป่า และแดง เป็นต้น ซึ่งเป็นไม้ผลัดใบที่มีคุณสมบัติทนไฟและทนแล้ง ซึ่งเป็นลักษณะเด่นของพรรณไม้ในป่าผสมผลัดใบและป่าเต็งรัง (Baker *et al.*, 2008) โดยเฉพาะ รัง ที่พบทั้งในกลุ่มไม้ขนาดใหญ่และไม้รุ่น แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการฟื้นตัวและครองพื้นที่ได้อย่างมีประสิทธิภาพภายใต้วิกฤติด้านปัจจัยแวดล้อม เช่น ฤดูแล้งยาวนานและไฟป่าซ้ำซาก กลุ่มไม้รุ่นมีค่าดัชนีความหลากหลายชนิดค่อนข้างต่ำ มีจำนวนชนิดน้อย แสดงถึงการกระจุกตัวของชนิดไม้ในช่วงต้นของการสืบต่อ ซึ่งอาจสะท้อนถึงแรงกดดันจากไฟป่าในอดีต หรือข้อจำกัดด้านเมล็ดพันธุ์และการแพร่กระจาย สอดคล้องกับการศึกษาของ Aiba & Kitayama (1999) ที่พบว่าพื้นที่ป่าผลัดใบในเขตร้อนแห้งแล้งมีความหลากหลายชนิดน้อยและโครงสร้างเรือนยอดค่อนข้างโปร่ง

1.2 ป่าผสมผลัดใบ (Mixed Deciduous Forest, MDF)

โครงสร้างและองค์ประกอบของพรรณไม้ป่าผสมผลัดใบ เมื่อพิจารณาข้อมูลไม้ต้นทั้งหมด (Overall trees) พบชนิดพรรณไม้ จำนวน 75 ชนิด 51 สกุล 25 วงศ์ มีความหนาแน่นเฉลี่ย 1,763 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัดเฉลี่ย 21.35 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon-Weiner (H') เท่ากับ 2.98

ชนิดพรรณไม้เด่น 5 ลำดับแรก ได้แก่ โมกมัน (*Wrightia arborea*) ประดู่ป่า พลับพล่า (*Microcos tomentosa*) ฉนวน (*Dalbergia nigrescens*) และ กางจืด (*Albizia odoratissima*) มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 53.32, 21.22, 11.12, 14.62 และ 12.30 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ (Table 2)

เมื่อพิจารณาระดับไม้ใหญ่ (Tree) พบชนิดไม้จำนวน 60 ชนิด 46 สกุล 20 วงศ์ มีความหนาแน่น 898 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัด 20.75 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย (H') เท่ากับ 2.74 ชนิดไม้เด่น 5 ลำดับแรก คือ โมกมัน ประดู่ป่า ฉนวน กางจืด และ พลับพล่า มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 85.83, 41.52, 23.84, 19.88 และ 13.45 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ ส่วนระดับไม้รุ่น (Sapling) พบชนิดพรรณไม้จำนวน 60 ชนิด 45 สกุล 23 วงศ์ มีความหนาแน่น 837 ต้นต่อเฮกแตร์ พื้นที่หน้าตัด 0.50 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด เท่ากับ 3.18 ชนิดไม้เด่น 5 ลำดับแรก ได้แก่ พลับพล่า นกนอน (*Cleistanthus helferi*) ขะเจ๊า (*Millettia leucantha*) โมกมัน และพญาราคดำ (*Diospyros variegata*) มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 50.48, 27.85, 25.02, 17.89 และ 16.94 ตามลำดับ (Table 2)

ในพื้นที่ศึกษามีความหลากหลายทางชีวภาพค่อนข้างสูง ซึ่งบ่งชี้ถึงความซับซ้อนของโครงสร้างสังคมพืชในระดับสูง สะท้อนการผสมผสานของไม้เบิกนำของป่าผลัดใบที่ชอบความชื้นแสงมาก ร่วมกับชนิดไม้เบิกนำภายใต้ร่มเงา ในระยะต่าง ๆ ของการสืบต่อพันธุ์หรือการทดแทนสังคมพืช (Plant community succession) (Ashton, 2014) โดยชนิดไม้เด่น เช่น โมกมัน

จนวน และกางขีมอด ล้วนเป็นไม้เบิกนำที่เติบโตเร็วและสามารถปรับตัวได้ดีในพื้นที่ที่ถูกเปิดโล่งหรือรบกวนในอดีต ในขณะที่ชนิดไม้ เช่น พลับพลานกนอน และชะเง้อ เป็นชนิดไม้ที่มีความสามารถในการฟื้นตัวและงอกใหม่ได้ดีภายใต้ร่มเงาของสภาพแวดล้อมที่เริ่มปิดทึบขึ้น ซึ่งสะท้อนถึงกระบวนการเปลี่ยนผ่านของระบบ

นิเวศจากสภาพเบิกนำไปสู่สภาพสมบูรณ์ยิ่งขึ้น ในอนาคต (Baker *et al.*, 2008) ลักษณะดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาของ Maxwell & Elliott (2001) ที่รายงานว่าป่าผสมผลัดใบในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของไทยและลาวมีการผสมผสานระหว่างชนิดไม้ผลัดใบในฤดูแล้งกับชนิดไม้ดائمةที่ไม่ผลัดใบในสัดส่วนที่น้อยกว่า

Table 2 Top five dominance species in each stage based on IVI in the mixed deciduous forest (MDF); basal area (BA, m². ha⁻¹), density (D, stems. ha⁻¹), and importance value index (IVI, %), respectively.

No.	Botanical name	Family	BA	D	IVI
Overall trees					
1	<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	Apocynaceae	7.08	364.00	53.32
2	<i>Grewia eriocarpa</i> Juss.	Malvaceae	4.38	10.00	21.22
3	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	0.01	191.00	11.12
4	<i>Dalbergia nigrescens</i> Kurz	Fabaceae	2.15	68.00	14.62
5	<i>Albizia odoratissima</i> (L. f.) Benth.	Fabaceae	1.61	73.00	12.30
Others 70 species			6.52	1057.00	187.42
Total			21.74	1763.00	300.00
Tree					
1	<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	Apocynaceae	6.84	324.00	85.83
2	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	Fabaceae	4.27	89.00	41.52
3	<i>Dalbergia nigrescens</i> Kurz	Fabaceae	2.06	58.00	23.84
4	<i>Albizia odoratissima</i> (L. f.) Benth.	Fabaceae	1.56	54.00	19.88
5	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	0.34	49.00	13.45
Others 55 species			5.68	324.00	115.49
Total			20.75	898.00	300.00
Sapling					
1	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	0.10	144.00	50.48
2	<i>Cleistanthus helferi</i> Hook. f.	Phyllanthaceae	0.06	93.00	27.85
3	<i>Millettia leucantha</i> Kurz var. <i>buteoides</i> (Gagnep.)	Fabaceae	0.04	80.00	25.02
4	<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	Apocynaceae	0.03	49.00	17.89
5	<i>Diospyros variegata</i> Kurz	Ebenaceae	0.03	52.00	16.94
Others 55 species			0.24	419.00	161.82
Total			0.50	837.00	300.00

ซึ่งแสดงถึงความสามารถในการรักษาสมดุลของสังคมพืชในบริบทของระบบนิเวศแบบเปิด ค่าดัชนีความหลากหลายชนิดที่สูงขึ้นในกลุ่มไม้รุ่มบ่งชี้ว่าพื้นที่ศึกษานี้มีการฟื้นตัวของชนิดไม้ที่เข้ามาใหม่อย่างต่อเนื่อง และมีโอกาสเกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชในระยะยาว ซึ่งเป็นลักษณะสำคัญของพื้นที่ฟื้นตัวตามธรรมชาติหรือพื้นที่ที่มีศักยภาพในการฟื้นฟูตามกระบวนการสืบต่อทางนิเวศ (Slik, 2004).

1.3 ป่าดิบแล้ง (Dry evergreen forest, DEF)

โครงสร้างและองค์ประกอบพรรณไม้ป่าดิบแล้ง (DEF) เมื่อพิจารณาข้อมูลไม้ต้นทั้งหมด (Overall trees) พบชนิดพรรณไม้ จำนวน 86 ชนิด 62 สกุล 29 วงศ์ มีความหนาแน่นเฉลี่ย 2,364 ต้นต่อเฮกเตอร์ พื้นที่หน้าตัดเฉลี่ย 30.66 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 3.68 ชนิดพรรณไม้เด่น 5 ลำดับแรก ได้แก่ นกนอน พลับพล่า จีวป่า (*Bombax anceps*) จีอ้าย (*Terminalia nigrovenulosa*) และ สะทางน้อย (*Xylopia vielana*) เป็นต้น มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 31.86, 17.45, 15.99, 15.86 และ 14.98 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Table 3)

เมื่อพิจารณาระดับไม้ใหญ่ (Tree) พบชนิดพรรณไม้จำนวน 78 ชนิด 57 สกุล 26 วงศ์ มีความหนาแน่น 974 ต้นต่อเฮกเตอร์ พื้นที่หน้าตัด 29.25 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 3.63 ชนิดไม้เด่นตามดัชนีค่าความสำคัญใน 5 ลำดับแรก ได้แก่ จีอ้าย จีวป่า สะทางน้อย กระบก (*Irvingia malayana*) และ มะค่าโมง (*Azelia xylocarpa*) เป็นต้น มีค่าดัชนี

ความสำคัญ เท่ากับ 24.10, 20.67, 18.11, 16.99 และ 15.94 ตามลำดับ ส่วนระดับไม้รุ่ม (Sapling) พบชนิดพรรณไม้จำนวน 64 ชนิด 52 สกุล 23 วงศ์ และยังไม่สามารถจำแนกชนิดได้ 2 ชนิด มีความหนาแน่น 1,398 ต้นต่อเฮกเตอร์ พื้นที่หน้าตัด 3.57 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 2.69 ชนิดไม้เด่นตามดัชนีค่าความสำคัญใน 5 ลำดับแรก ได้แก่ นกนอน สามพันตา (*Sampantaea amentiflora*) พลับพล่า สะทางน้อย และ แก้วลาว (*Walsura pinnata*) มีค่าดัชนีความสำคัญ เท่ากับ 90.03, 29.51, 22.28, 13.93 และ 11.63 ตามลำดับ (Table 3)

ในพื้นที่ศึกษามีความหลากหลายชนิดพรรณไม้ตามค่าดัชนีความหลากหลายชนิด อยู่ในระดับสูงสะท้อนถึงความซับซ้อนของโครงสร้างสังคมพืชและความเสถียรของระบบนิเวศ (Slik *et al.*, 2003; Ashton *et al.*, 2014) ชนิดไม้เด่นในกลุ่มไม้ใหญ่ เช่น จีอ้าย จีวป่า และกระบก เป็นไม้ต้นขนาดใหญ่ที่สามารถสืบต่อพันธุ์ในระยะยาวได้ดี สอดคล้องกับรายงานของ Connell & Slatyer (1977) ที่ระบุว่าป่าในระยะสุดท้ายของกระบวนการทดแทนของสังคมพืช (Late-successional) จะมีโครงสร้างเรือนยอดที่ซับซ้อนและชนิดไม้ยืนต้นที่มีความสามารถในการแข่งขันและยึดครองพื้นที่ในระยะยาว ทั้งยังสอดคล้องกับรายงานของ Phumphueng *et al.* (2024) ที่พบว่าป่าดิบแล้งในพื้นที่ที่สถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราช บริเวณพื้นที่ถูกรบกวน มักพบกลุ่มไม้รุ่ม เช่น นกนอน สามพันตา และ แก้วลาว เข้ายึดครองพื้นที่ดังกล่าว แม้ว่าจะมีร่มเงาสูง จึงจัดได้เป็นไม้ทนร่ม สะท้อนให้เห็นถึงกลไกการฟื้นตัวของพรรณไม้ในระยะแรกของการสืบทดแทน (Chazdon, 2014)

Table 3 Top five dominance species in each stage based on IVI in the dry evergreen forest (DEF); basal area (BA, m². ha⁻¹), density (D, stems. ha⁻¹), and importance value index (IVI, %), respectively.

No.	Botanical name	Family	BA	D	IVI
Overall tree					
1	<i>Cleistanthus helferi</i> Hook. f.	Phyllanthaceae	0.75	552.00	31.86
2	<i>Bombax anceps</i> Pierre	Malvaceae	4.40	28.00	17.45
3	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	1.03	168.00	15.99
4	<i>Terminalia nigrovenulosa</i> Pierre	Combretaceae	1.58	112.00	15.86
5	<i>Xylopia vielana</i> Pierre	Annonaceae	1.21	130.00	14.98
Others 86 species			21.69	1,374.00	203.87
Total			30.66	2,364.00	300.00
Tree					
1	<i>Terminalia nigrovenulosa</i> Pierre	Combretaceae	1.57	96.00	24.10
2	<i>Bombax anceps</i> Pierre	Malvaceae	4.40	27.00	20.67
3	<i>Xylopia vielana</i> Pierre	Annonaceae	1.17	75.00	18.11
4	<i>Irvingia malayana</i> Oliv. ex A. W. Benn.	Irvingiaceae	3.63	22.00	16.99
5	<i>Azelia xylocarpa</i> (Kurz) Craib	Fabaceae	2.54	36.00	15.94
Others 73 species			15.95	718.00	204.20
Total			29.25	974.00	300.00
Sapping					
1	<i>Cleistanthus helferi</i> Hook. f.	Phyllanthaceae	0.50	512.00	90.03
2	<i>Sampantaea amentiflora</i> (Airy Shaw)	Euphorbiaceae	0.10	170.00	29.51
3	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	0.08	116.00	22.28
4	<i>Xylopia vielana</i> Pierre	Annonaceae	0.05	56.00	13.93
5	<i>Walsura pinnata</i> Hassk.	Meliaceae	0.05	34.00	11.63
Others 64 species			1.60	1,908.00	432.63
Total			3.57	1,398.00	300.00

เมื่อพิจารณาความแตกต่างของจำนวนชนิดพรรณไม้ ความหนาแน่นของต้นไม้ พื้นที่หน้าตัดเฉลี่ย ค่าดัชนีความหลากหลาย ปริมาณมวลชีวภาพ (Biomass) และการกักเก็บคาร์บอน (Carbon storage) พบว่าจำนวนชนิดพรรณไม้ทั้ง 3 ป่า มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.001$) สอดคล้องกับหลักการของ

Connell & Slatyer (1977) ที่ระบุว่าป่าระยะถาวรหรือสืดยอดของการฟื้นฟูมีความหลากหลายสูง เมื่อพิจารณาพื้นที่หน้าตัด พบว่าป่าดิบแล้ง (DEF) มีพื้นที่หน้าตัดมากที่สุด แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญกับป่าเต็งรัง (DDF) และ ป่าผสมผลัดใบ (MDF) ที่ระดับความเชื่อมั่นที่ $p < 0.01$ แสดงถึงการครอบครองพื้นที่ของไม้ขนาดใหญ่ สอดคล้องกับ

การพัฒนาเชิงโครงสร้างของป่าระยะสุดท้ายตามกระบวนการฟื้นฟูของสังคมพืช (Late-successional) (Ashton *et al.*, 2014; Poorter *et al.*, 2016) ความหนาแน่นของต้นไม้ป่าดิบแล้ง (DEF) มีค่าสูงที่สุด ซึ่งมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญกับป่าผสมผลัดใบ (MDF) และ ป่าเต็งรัง (DDF) ($p < 0.01$) แสดงว่ากระบวนการสืบต่อพันธุ์และตั้งตัวเป็นกล้าไม้และไม้รุ่นที่มีประสิทธิภาพ เนื่องจากสภาพแวดล้อมที่มีความชื้นและแสงที่เหมาะสมในป่าดิบแล้ง (Chazdon, 2014) ส่วนค่าดัชนีความสำคัญซึ่งใช้เป็นตัวแทนของความหลากหลายทางชีวภาพ ก็เป็นไปในทิศทางเดียวกัน คือมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างชนิดป่าทั้ง 3 พื้นที่ (ในการทดสอบ t-test ทุกคู่: ที่ระดับความเชื่อมั่น $p < 0.05$) โดยความหลากหลายชนิดสูงพบในป่าดิบแล้ง (DEF) แสดงให้เห็นถึงความซับซ้อนของระบบนิเวศที่มีการพัฒนาเต็มที่ และการอยู่ร่วมกันของชนิดไม้หลายกลุ่มเชิงหน้าที่ สอดคล้องกับงานของ Slik *et al.* (2003) ที่ระบุว่าระบบนิเวศที่มี

ความสมบูรณ์จะมีการกระจายของชนิดพันธุ์ที่หลากหลายทั้งในเชิงโครงสร้างและหน้าที่

2. การสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพรรณไม้ (Natural tree regeneration)

เมื่อพิจารณาการกระจายของต้นไม้ทั้งหมด (Overall trees) หรือไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกตั้งแต่ 1 เซนติเมตร ภายในแปลงถาวรทั้ง 3 พื้นที่ พบว่าหมู่ไม้ป่าผสมผลัดใบและหมู่ไม้ป่าดิบแล้ง มีการกระจายแบบการเพิ่มขึ้นแบบชี้กำลังลบ (Negative exponential growth from) หรือแบบ L-shape (Figure 2) ซึ่งมีจำนวนไม้ในชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกที่มีขนาดเล็กจำนวนมากและลดลงเมื่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกเพิ่มขึ้น หรือมีไม้ขนาดเล็กหรือไม้รุ่นมากกว่าไม้ใหญ่ แสดงว่าป่าผสมผลัดใบและป่าดิบแล้งสามารถรักษาโครงสร้างป่าได้เป็นปกติในธรรมชาติ หรือมีไม้ขนาดเล็กสามารถเจริญทดแทนเป็นไม้ขนาดใหญ่ได้ดีในอนาคต (Chazdon., 2003; Phumphuang *et al.*, 2024)

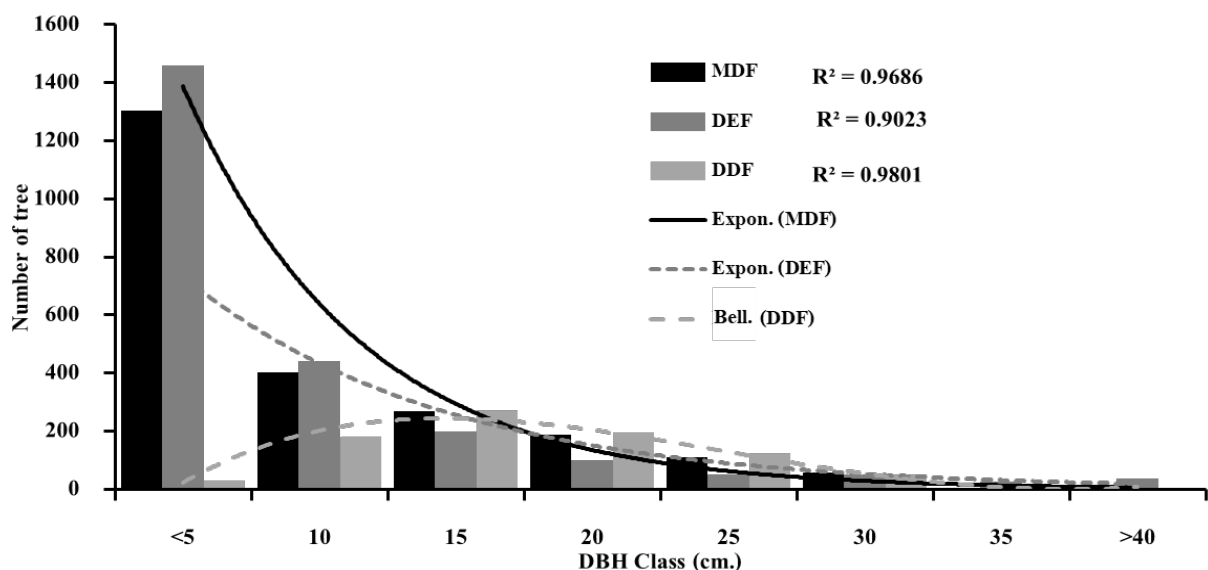


Figure 2 Diameter distribution of trees in various types of forest; dot line represented exponential form (Expon.) and broken line indicated unimodal form or bell-shaped (Bell.), respectively.

อย่างไรก็ตามในหมู่ไม้ป่าเต็งรังมีรูปแบบการกระจายของต้นไม้ตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงออกต่างออกไปโดยมีรูปแบบเป็นระฆังคว่ำ (Unimodal หรือ Bell shape) (Figure 2) ซึ่งมีจำนวนต้นไม้ในชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางของที่มีขนาดเล็กมีจำนวนน้อยหรือแทบไม่มีเลยและเพิ่มจำนวนขึ้นเมื่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงออกเพิ่มขึ้นหรือมีไม้ขนาดเล็กหรือไม้รุ่นน้อยกว่าไม้ใหญ่แสดงให้เห็นว่าการพัฒนาการเติบโตของกลุ่มไม้ที่แตกต่างกันในแต่ละช่วงเวลา (Baker *et al.*, 2008; Phumphuang *et al.*, 2018) หรือความไม่ต่อเนื่องของการเพิ่มพูนของพื้นที่ดังกล่าวรูปแบบการกระจายตัวของต้นไม้ตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงออก (DBH) เป็นดัชนีบ่งชี้สำคัญที่แสดงถึงศักยภาพการสืบต่อพันธุ์ของพรรณไม้ในแต่ละระบบนิเวศป่าไม้ (Condit *et al.*, 1998) ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าในพื้นที่ป่าผลัดใบและป่าดิบแล้ง การกระจายของต้นไม้ตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงออกมีลักษณะเป็นรูปตัว L (L-shape distribution) หรือ การเพิ่มขึ้นแบบชี้กำลังลบ โดยมีจำนวนต้นไม้ขนาดเล็กมากกว่าต้นไม้ขนาดใหญ่ ลักษณะดังกล่าวสะท้อนถึงกระบวนการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติที่มีประสิทธิภาพ กล่าวคือ พืชในชั้นกล้าไม้สามารถเจริญเติบโต เป็นไม้รุ่นและเจริญทดแทนเข้าสู่โครงสร้างป่าได้อย่างต่อเนื่อง (Phumphuang *et al.*, 2018) การมีจำนวนไม้ขนาดเล็กมากกว่าขนาดใหญ่บ่งบอกถึงการเพิ่มจำนวนของต้นไม้ (Recruitment) ที่มีประสิทธิภาพ และการเปลี่ยนผ่านรุ่นไม้ (Cohort turnover) ที่เป็นปกติตามธรรมชาติ ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญต่อความยั่งยืนของโครงสร้างและหน้าที่ของระบบนิเวศป่าไม้

ในขณะที่ในพื้นที่ป่าเต็งรัง พบรูปแบบการกระจายตัวของต้นไม้ที่เป็นแบบ ระฆังคว่ำ (Unimodal หรือ Bell-shaped distribution) ซึ่งมีจำนวนต้นไม้ขนาดเล็กต่ำมาก หรือแทบไม่มีเลยเมื่อเทียบกับจำนวนต้นไม้ขนาดกลางและขนาดใหญ่ แสดงให้เห็นถึงปัญหาหรือความล้มเหลวในการสืบต่อพันธุ์ (Regeneration failure) ซึ่งอาจเกิดจากหลายปัจจัย เช่น อัตราการงอกของเมล็ดต่ำ การรอดชีวิตของต้นกล้าต่ำ เนื่องจากความแห้งแล้งหรือการเกิดไฟป่าซ้ำซาก (Baker *et al.*, 2008) การใช้ประโยชน์พื้นที่ เช่น การเก็บหาของป่าและการเลี้ยงสัตว์ในพื้นที่ป่า ซึ่งทำลายไม้พื้นล่างและกล้าไม้ ทั้งนี้ การศึกษาของ Phumphuang *et al.* (2018) ยังชี้ให้เห็นว่า ความต่อเนื่องของกลุ่มไม้ขนาดเล็กในโครงสร้างป่ามีบทบาทสำคัญอย่างยิ่งต่อกระบวนการฟื้นตัวของป่าในระยะยาว โดยเฉพาะในระบบนิเวศที่ได้รับผลกระทบจากไฟป่าและกิจกรรมมนุษย์ เนื่องจากไม้ขนาดเล็กทำหน้าที่เป็นฐานของประชากรพืชในอนาคตเป็นแหล่งสะสมพันธุ์กรรม และแสดงถึงศักยภาพในการเปลี่ยนผ่านไปสู่กลุ่มไม้ขนาดกลางและใหญ่ ซึ่งมีความสำคัญต่อการฟื้นตัวของโครงสร้างเรือนยอดและมวลชีวภาพเหนือพื้นดินในระยะยาว (Chazdon, 2003; Poorter *et al.*, 2016) ดังนั้นการสืบต่อพันธุ์ของพรรณไม้ในป่าผลัดใบและป่าดิบแล้งยังคงดำเนินไปอย่างสมดุลและต่อเนื่อง ขณะที่ในป่าเต็งรัง พบสิ่งบ่งบอกถึงการสืบต่อพันธุ์ที่ล้มเหลว โดยจำเป็นต้องมีมาตรการฟื้นฟู เช่น การควบคุมไฟป่า การส่งเสริมการปลูกกล้าไม้พื้นถิ่น การอนุบาลกล้าไม้ท้องถิ่นที่กำลังเจริญเติบโตตามธรรมชาติ และการลดการรบกวนจากกิจกรรมมนุษย์

เพื่อสนับสนุนการสร้างความต่อเนื่องของโครงสร้างประชากรไม้ในระยะยาว

3. การกักเก็บคาร์บอน ในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน

จากการประเมินปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนของ ป่าเต็งรัง (DDF) ป่าผสมผลัดใบ (MDF) และป่าดิบแล้ง (DEF) พบว่า

ป่าดิบแล้งมีมวลชีวภาพสูงที่สุด (193.93 ตัน/เฮกแตร์) ขณะที่ป่าผสมผลัดใบมีมวลชีวภาพต่ำ (66.43 ตัน/เฮกแตร์) ขณะที่ป่าเต็งรังมีมวลชีวภาพอยู่กึ่งกลางระหว่างสองชนิดป่านี้ (Table 4) โดยมีรายละเอียดของมวลชีวภาพในส่วนต่าง ๆ และการกักเก็บคาร์บอนในแต่ละชนิดป่า ดังนี้

Table 4 Biomass and carbon stock of different forest types at Wang Nam Khiao Forest Research Station

Forest Type	Biomass (ton/ha)						Carbon stock (ton C/ha)					
	Stem	Branch	Leaf	Above-ground	Below-ground	Total	Stem	Branch	Leaf	Above-ground	Below-ground	Total
DDF	68.71	14.08	2.5	85.31	23.03	108.3	32.30	6.62	1.2	40.09	10.83	50.9
MDF	41.43	9.68	1.2	52.31	14.12	66.4	19.50	4.55	0.6	24.58	6.64	31.2
DEF	120.9	28.5	3.3	152.7	41.23	193.9	56.80	13.4	1.6	71.77	19.38	91.2

ป่าเต็งรัง (DDF) มีมวลชีวภาพรวมเท่ากับ 108.34 ตัน/เฮกแตร์ โดยประกอบด้วยมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน และใต้ดิน เท่ากับ 85.31 และ 23.03 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ มวลชีวภาพส่วนใหญ่พบในลำต้น (68.71 ตัน/เฮกแตร์) คิดเป็นสัดส่วนหลักของมวลชีวภาพทั้งหมด รองลงมาคือ ส่วนกิ่ง (14.08 ตัน/เฮกแตร์) และใบ (2.51 ตัน/เฮกแตร์) ส่วนการกักเก็บคาร์บอนรวมของป่านี้อยู่ที่ 50.92 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์

ป่าผสมผลัดใบ (MDF) มีมวลชีวภาพรวมเท่ากับ 66.43 ตัน/เฮกแตร์ จำแนกเป็นมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน 52.31 และใต้ดิน 14.12 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ องค์ประกอบของมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ได้แก่ ส่วนลำต้น กิ่ง และ ใบ เท่ากับ 41.43, 9.68 และ 1.20 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ ส่วนการกักเก็บคาร์บอนรวมเท่ากับ 31.22 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์

ป่าดิบแล้ง (DEF) มีมวลชีวภาพรวมเท่ากับ 193.93 ตัน/เฮกแตร์ แบ่งเป็นส่วนเหนือพื้นดิน และใต้ดิน เท่ากับ 152.70 และ 41.23 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ มวลชีวภาพส่วนของลำต้นมีค่าสูงที่สุด เท่ากับ 120.91 ตัน/เฮกแตร์ ซึ่งถือเป็นองค์ประกอบหลัก รองลงมาคือ ส่วนกิ่ง (28.50 ตัน/เฮกแตร์) และใบ (3.29 ตัน/เฮกแตร์) ส่วนการกักเก็บคาร์บอนรวมเท่ากับ 91.15 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ ซึ่งสูงกว่าป่าประเภทอื่นมาก (Table 4)

ผลการศึกษาชี้ให้เห็นถึงความแตกต่างในศักยภาพการสะสมมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนเหนือพื้นดินระหว่างชนิดป่าต่าง ๆ โดย ป่าดิบแล้ง มีศักยภาพสูงสุดทั้งในด้านมวลชีวภาพเหนือพื้นดินและใต้ดิน รวมถึงการกักเก็บคาร์บอน เมื่อเปรียบเทียบกับป่าเต็งรังและป่าผสมผลัดใบ นอกจากนี้ลักษณะโครงสร้างเรือนยอดที่หนาแน่น ชนิดไม้ในกลุ่มชนิดที่เข้ามาทดแทนในภายหลัง หรือต่อจากชนิดเบิกน้ำ (Late-

successional species) ที่มีการเจริญเติบโตช้าแต่มีขนาดลำต้นใหญ่ และความสามารถในการปรับตัวต่อสภาพแวดล้อมที่มีความแห้งแล้งสูง เป็นปัจจัยที่เอื้อต่อการสะสมชีวมวลและการกักเก็บคาร์บอนในระยะยาว (Pan *et al.*, 2011; Lewis *et al.*, 2009) ขณะที่ ป่าผสมผลัดใบและป่าเต็งรัง มีสัดส่วนของไม้เบิกนำ (Pioneer species) สูงกว่า จึงมีการสะสมมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนได้ต่ำกว่า เนื่องจากชนิดไม้เหล่านี้มีอัตราการเติบโตเร็ว มีขนาดลำต้นเล็ก แต่มีอายุสั้น ส่งผลต่อศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในระยะยาว สอดคล้องกับงานของ Poorter *et al.* (2016) ที่ระบุว่า การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างชนิดพันธุ์และวงจรชีวิตของพืชมีอิทธิพลอย่างมีนัยสำคัญต่อการสะสมคาร์บอนในป่าเขตร้อน โดยปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอน (Carbon storage) ของป่าดิบแล้งมีปริมาณที่มากกว่า ป่าผสมผลัดใบ และป่าเต็งรัง อย่างมีนัยสำคัญ สะท้อนถึงผลของโครงสร้างเรือนยอดที่หนาแน่น การครอบครองโดยไม้ยืนต้นขนาดใหญ่ และระดับการพัฒนาของระบบนิเวศที่มีความสมบูรณ์มากกว่า ช่วยเพิ่มศักยภาพของการสะสมคาร์บอนได้สูงกว่า (IPCC, 2006)

อย่างไรก็ตาม เนื่องจากการศึกษานี้ไม่ได้เปรียบเทียบกับป่าธรรมชาติที่ไม่ถูกรบกวน จึงไม่สามารถประเมินศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในระดับสูงสุดของระบบนิเวศได้อย่างครบถ้วน โดยควรมีการศึกษาเพิ่มเติมและเปรียบเทียบกับงานวิจัยนี้เพื่อทำให้เกิดความชัดเจนในการประเมินศักยภาพการฟื้นตัวและการกักเก็บคาร์บอนในระยะยาว นอกจากนี้ ผลการศึกษาครั้งนี้ยังสอดคล้องกับรายงานจากหลายพื้นที่ เช่น ป่า

ผสมผลัดใบและป่าดิบแล้งในเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง จังหวัดอุทัยธานี (Thongrit, 2012) และวนอุทยานแห่งชาติน้ำตกขุนกรณ์ จังหวัดเชียงราย (Nukul, 2002) ซึ่งต่างพบว่าพื้นที่ป่าที่มีโครงสร้างเรือนยอดที่พัฒนาแล้ว ความหลากหลายของชนิดพรรณไม้สูง และการมีอยู่ของกลุ่มไม้ทนร่มและไม้ต้นขนาดใหญ่ที่เป็นไม้ท้องถิ่นของชนิดป่านั้น ๆ มักมีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนเหนือพื้นดินมากกว่าพื้นที่ป่าที่ถูกรบกวนหรืออยู่ในระยะต้นของการฟื้นตัว

สรุป (Conclusion)

สังคมพืชของป่าดิบแล้ง มีความหลากหลายขององค์ประกอบชนิดไม้และโครงสร้างสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับป่าเต็งรังและป่าผสมผลัดใบ โดยป่าดิบแล้งประกอบด้วยชนิดพรรณไม้ระยะปลายหรือสังคมสุดท้าย (Climax species) ที่มีจำนวนมาก แสดงให้เห็นถึงการทดแทนตามธรรมชาติได้อย่างต่อเนื่อง ซึ่งส่งผลให้โครงสร้างป่ามีความมั่นคงและมีศักยภาพในการฟื้นตัวที่ดี ในขณะที่ป่าผสมผลัดใบ มีความหลากหลายชนิดรองลงมา โดยมีการผสมผสานระหว่างไม้เบิกนำและไม้ทนร่ม สะท้อนถึงสังคมพืชที่อยู่ในระยะฟื้นตัว แม้จะยังไม่สมบูรณ์เต็มที่ ส่วนป่าเต็งรังมีความหลากหลายของพรรณไม้น้อยที่สุด และพบปัญหาในกระบวนการสืบต่อพันธุ์ โดยมีการขาดการทดแทนอย่างต่อเนือง เช่น ความถี่ของการเกิดไฟป่าที่มากเกินไป และกิจกรรมของมนุษย์ที่เข้าใช้พื้นที่อย่างเข้มข้น

ในด้านศักยภาพการกักเก็บคาร์บอน พบว่าป่าดิบแล้งมีการสะสมมวลชีวภาพและกัก

เก็บคาร์บอนสูงที่สุด รองลงมาคือป่าเต็งรัง และป่าผสมผลัดใบ ตามลำดับ โดยปัจจัยสำคัญที่ส่งเสริมศักยภาพนี้ ได้แก่ โครงสร้างเรือนยอดที่หนาแน่นและมีต้นไม้ขนาดใหญ่จำนวนมาก ในขณะที่ป่าเต็งรังและป่าผสมผลัดใบ มีสัดส่วนไม้เบิกนำและไม้โตเร็วในปริมาณสูงและหมู่ไม้มีความหนาแน่นต่ำกว่าป่าดิบแล้ง จึงส่งผลให้มีความสามารถในการสะสมคาร์บอน

ดังนั้น สังคมพืชและองค์ประกอบของชนิดไม้มีผลกระทบต่อความสามารถในการฟื้นตัวตามธรรมชาติและการกักเก็บคาร์บอนของสังคมพืช จากผลการศึกษาครั้งนี้จึงควรให้ความสำคัญกับการจัดการพื้นที่โดยสนับสนุนการฟื้นตัวตามธรรมชาติควบคู่กับการปลูกเสริมชนิดไม้ที่มีศักยภาพในการสะสมมวลชีวภาพระยะยาว โดยเน้นชนิดไม้ต้นขนาดใหญ่ และไม้ทนร่มในชั้นเรือนยอดต่าง ๆ เพื่อให้การฟื้นฟูสอดคล้องกับระดับความเสื่อมโทรมของพื้นที่ และควรติดตามผลอย่างต่อเนื่องทั้งด้านโครงสร้างป่า ความหลากหลายชนิดทางชีวภาพ และการสะสมคาร์บอน เพื่อให้การฟื้นฟูเกิดประสิทธิผลอย่างยั่งยืนในระยะยาว

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

การศึกษานี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี ทีมนักวิจัยขอขอบคุณ สถาบันวิจัยและพัฒนาแห่งมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ที่ให้การสนับสนุนทุนอุดหนุนวิจัยมหาวิทยาลัยเพื่อเพิ่มศักยภาพการผลิตผลงานวิจัยและนวัตกรรม ภายใต้ศูนย์วิจัยและสถานีวิจัย ของมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2567 รวมถึงขอขอบคุณเจ้าหน้าที่สถานีวิจัยและฝึกนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว ผู้ช่วยนักวิจัยและนิสิตวน

ศาสตร์ที่ดำเนินการจัดเตรียมอุปกรณ์และเก็บข้อมูลภาคสนามสำเร็จได้ด้วยดี

เอกสารอ้างอิง (References)

- Aiba, S.I. & K. Kitayama. 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. **Plant Ecology** 140(2): 139–157.
- Aide, T. M., J. Zimmerman, K. J. Pascarella, B. L. Rivera & H. Marciano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chrono sequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology** 8(4): 328–338. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x>
- Arroyo-Rodríguez, V., F. P. L. Melo, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, R. L. Chazdon, J. A. Meave, N. Norden, B. A. Santos, I. R. Leal & M. Tabarelli. 2017. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews** 92(1): 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Ashton, M. S., I. A. U. N. Gunatilleke, C. V. S. Gunatilleke, K. U. Tennakoon & P. S. Ashton. 2014. Use and cultivation of plants that yield products other than timber from South Asian tropical forests, and their potential in forest restoration.

- Forest Ecology and Management** 329: 360-374.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.030>
- Baker, P. J., S. Bunyavejchewin & A. P. Robinson. 2008. The impacts of large-scale, low-intensity fires on the forests of continental South-east Asia. **International Journal of Wildland Fire** 17(6): 782–792.
- Brown, S. 1997. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer**. FAO Forestry Paper No. 134. FAO.
- Bunyavejchewin, S. 1999. Structure and dynamics in seasonal dry evergreen forest in northeastern Thailand. **Journal of Vegetation Science** 10(6): 787–792.
<https://doi.org/10.2307/3237303>
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 6(1–2): 51–71.
<https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- Chazdon, R. L. 2014. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. University of Chicago Press.
- Clark, D. A. & D. B. Clark. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management** 137(1–3): 185–196.
- Condit, R., S. P. Hubbell & R. B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs** 65(4): 419–439.
- Condit, R., R. Sukumar, S. P. Hubbell & R. B. Foster. 1998. Predicting population trends from size distributions: A direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist** 152(4): 495–509.
<http://dx.doi.org/10.1086/286186>
- Connell, J. H. & R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111(982): 1119–1144.
- Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2015. **Summary report on forest law violations in 2009–2015**. (in Thai)
- Field, A. P. 2013. **Discovering statistics using IBM SPSS statistics** (4th ed.). London: Sage Publications.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution** 11(3): 119–124.
- Guariguata, M. R. & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148(1–3): 185–206.

- Hannah, L., J. L. Carr & A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. **Biodiversity and Conservation** 4(2): 128–155.
<https://doi.org/10.1007/BF00137780>
- Howell, D. C. 2012. **Statistical methods for psychology** (8th ed.). Belmont, CA: Wadsworth Publishing.
- IPCC. 2006. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use**. Institute for Global Environmental Strategies.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management** 220(1–3): 242–258.
- Laurance, W. F., J. Sayer & K. G. Cassman. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution** 29(2): 107–116.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Lewis, S. L., G. Lopez-Gonzalez, B. Sonké, K. Affum-Baffoe, T. R. Baker, L. O. Ojo, L. J. T. White, J. Chave, M. Fischer, Y. Malhi, O. Lewis & O. L. Phillips. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature** 457(7232): 1003–1006.
<https://doi.org/10.1038/nature07771>
- Marod, D. & U. Kutintara. 2009. **Forest Ecology**. Department of Forest Biology. Faculty of Forestry. Kasetsart University, Bangkok. (in Thai).
- Maxwell, J. F. & S. Elliott. 2001. **Vegetation and vascular flora of Doi Suthep-Pui National Park**. Office of Environmental Policy and Planning.
- Nukul, T. 2002. **Forest Structure Characteristics of Three Forest Types in Khunkorn National Park, Chiang Rai Province**. Master's thesis, Kasetsart University. (in Thai)
- Ogawa, H. K., K. Yoda, K. Ogino, T. Shidei, D. Ratanawongse & C. Apasutaya. 1965. Comparative ecology study on three main types of forest vegetation in Thailand. I. structure and floristic composition. **Nature and Life in Southeast Asia** 4: 13–48.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch & D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science** 333(6045): 988–993.
<https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Phumarin, N. & C. Pacharaprakiti. 2022. **Forest encroachment and degradation monitoring report (2009–2018)**. Forest Protection Division, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)

- Phumphuang, W., D. Marod, S. Sungkaew & S. Thinkampaeng. 2018. Forest dynamics and tree distribution patterns in dry evergreen forest, northeastern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 16(2): 58–67.
- Phumphuang, W., S. Sungkaew, C. Wachrinrat, S. Thinkampeang, S. Hermhuk, J. Thongsawi, S. Waengsothorn, L. Lin & D. Marod, 2024. Environmental factors differentially influence species distributions across tree size classes in a dry evergreen forest in Sakaerat Biosphere Reserve, Northeastern Thailand. **Journal of Forest Research** 29(4): 1–9. <https://doi.org/10.1080/13416979.2024.2314834>
- Pongpattananurak, N., P. Thanakitpirom & T. Phusantisampan. 2015. **Master plan of Wang Nam Khiao Demonstration Forest**. Faculty of Forestry, Kasetsart University. (in Thai)
- Poorter, L., M. T. van der Sande, J. Thompson, E. J. Arets, A. Alarcón & J. Álvarez-Sánchez. 2016. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography** 25(9): 1073–1084.
- Royal Forest Department. 2012. **Manual for carbon stock assessment in biomass of economic plantations in Thailand**. (in Thai)
- Rueangpanich, N. 2003. **Natural resources and environmental conservation** (4th ed.). Bangkok: Faculty of Forestry, Kasetsart University. (in Thai)
- Slik, J. W. F. 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia** 141(1): 114–120. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1635-y>
- Smitinand, T. 2014. **Thai plant names**. Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)
- Thongnun, J., S. Jaisungnoen & P. Kanokkanjana. 2022. Forest dynamics and carbon sequestration over 10 years in Lam Nam Nan National Park. **Thai Journal of Forestry** 41(2): 48–62. (in Thai)
- Thongrit S. 2012. **Carbon sequestration assessment in mixed deciduous and dry evergreen forests in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Uthai Thani Province**. M.Sc. Thesis, Environmental Science Program, Kasetsart University. (in Thai)
- Tsutsumi, T., K. Yoda, P. Sahunalu, P. Dhanmanonda & B. Prachaiyo. 1983. **Forest: Felling, Burning and Regeneration**. pp. 13–62. In K. Kyuma, & C. Pairintra (Eds.), *Shifting Cultivation*. Tokyo.