วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย

Thai Forest Ecological Research Journal

ปีที่ 8 ฉบับที่ 1: มกราคม – มิถุนายน 2567

Volume 8 Number 1: January – June 2024

ISSN 2586-9566 (Print) ISSN 2985-0789 (Online)

ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

บรรณาธิการ

เจ้าของ

ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

หัวหน้ากองบรรณาธิการ

ศ. ดร.ดอกรัก มารอด — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

กองบรรณาธิการ

รศ. ดร.ประทีป ด้วงแค — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ผศ. ดร.กอบศักดิ์ วันธงไชย — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ผศ. ดร.ชาคริต ณ ตะกั่วทุ่ง — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

รศ. ดร.สุระ พัฒนเกียรติ — มหาวิทยาลัยมหิดล

ผศ. ดร.สาระ บำรุงศรี — มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ผศ. ดร.ยอดชาย ช่วยเงิน — มหาวิทยาลัยขอนแก่น

รศ. ดร.แหลมไทย อายานอก — มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ

ผศ. ดร.ปณิดา กาจีนะ — มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

รศ. ดร.สราวุธ สังข์แก้ว — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

รศ. ดร.นิสา เหล็กสูงเนิน — มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ดร.วรดลต์ แจ่มจำรูญ — กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

รศ. ดร.ธรรมรัตน์ พุทธไทย — มหาวิทยาลัยมหิดล

ผศ. ดร.เชิดศักดิ์ ทัพใหญ่ — มหาวิทยาลัยนเรศวร

ดร.ภาณุมาศ จันทร์สุวรรณ — องค์การพิพิธภัณฑ์วิทยาศาสตร์แห่งชาติ

ผศ. ดร.สุธีระ เหิมฮึก — มหาวิทยาลัยแม่โจ้

Dr. Masatoshi Katabuchi — Chinese Academic of Science, China

Prof. Dr.Ichie Tomoaki (Kochi University, Japan)

คณะผู้จัดทำ

นางสาวนัทธมน โพธิยะราช นางสาวอารีรัตน์ ญาณวุฒิ และนายสถิตย์ ถิ่นกำแพง

สำนักงานกองบรรณาธิการ

ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

โทรศัพท์ : 0 2579 0176 ต่อ 521 Homepage: https://www.tferj.tfern.com

สารบัญ

นิพนธ์ต้นฉบับ (Original article)

ผลของการตัดแต่งไม้ต้นต่อการเจริญเติบโตและศักยภาพการกักเก็บคาร์บอน
ในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ในพื้นที่อุทยานหลวงราชพฤกษ์ จังหวัดเชียงใหม่ **281**
วรเชษฐ์ วรเวชกุล, ณปภัช วงศ์น่าน, วิกาญดา สายวงค์ใจ, ปรียาภรณ์ แสงเรือน,
กิตตินันทน์ ปูอินต๊ะ, ธีรพล บุตรสีทอง, ธีรานนท์ ปาสุธรรม, ปิยะพงษ์ มีปัญญา,
กรมิษฐ์ สมหวัง, ภูธาดล ธีรอธิยุต, อาณดา นิรันตรายกุล, สุธีระ เหิมฮึก และวิชญ์ภาส สังพาลี

ความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันที่มีชั้นอายุแตกต่างกัน
ในพื้นที่อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง **293**
พรภูมินทร์ นวลคง และ สราวุธ สังข์แก้ว

Microplastic Contamination in Three Amphibian Species:
Implications for Amphibian Ecosystems **305**
Chantip Chuaynkern, Pornsuree Tongsuk, Aingorn Chaiyes, Ratchata Phochayavanich,
Sunchai Makchai, and Yodchaiy Chuaynkern

การศึกษาลักษณะบางประการทางนิเวศวิทยาของแต่ละรูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์
ในอุทยานแห่งชาติศรีน่าน จังหวัดน่าน **317**
ณรงค์ คูณขุนทด, วรดลต์ แจ่มจำรูญ, ศศิวิมล มานะสินธุ์ และ นัทวุฒิ อินทรุจิกุล4

ความสำคัญของช่องว่างป่าต่อนกอพยพในป่าดิบเขาระดับต่ำ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย **335**
ศุภลักษณ์ ศิริ, ยุวดี พลพิทักษ์, อภิษฎา เรืองเกตุ, มงคล สาฟูวงศ์ และ ประทีป ด้วงแค

Ecosystem Culture Services Evaluating: A Case Study on Willingness to Pay
for Urban Green Area in Bangkok, Thailand **351**
Arerut Yarnvudhi, Nisa Leksungnoen, Pantana Tor-ngern, and Aerwadee Premashthira

ความหลากชนิดและพลวัตของกล้าไม้ต้นในป่าดิบชื้น เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา จังหวัดระนอง **371**
สถิตย์ ถิ่นกำแพง, ดอกรัก มารอด, สราวุธ พะลายะสุต, พรประภา อนุกูล และ เดชา ดวงนามล

การประเมินศักยภาพการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งในด้านการบริการของระบบนิเวศเกษตร
ของประเทศไทย **385**
ฑีฆา โยธาภักดี, เอกพันธ์ ไกรจักร์, กราญ์จนา ถาอินชุม, ชามา อินซอน และ ณัฐฐิญา กงภูธร

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 281-292 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

ผลของการตัดแต่งไม้ต้นต่อการเจริญเติบโตและศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ในพื้นที่อุทยานหลวงราชพฤกษ์ จังหวัดเชียงใหม่

วรเชษฐ์ วรเวชกุล[1*] ณปภัช วงศ์น่าน[1] วิกาญดา สายวงค์ใจ[1] ปรียาภรณ์ แสงเรือน[1] กิตตินันทน์ ปูอินต๊ะ[1]
ธีรพล บุตรสีทอง[1] ธีรานนท์ ปาสุธรรม[1] ปิยะพงษ์ มีปัญญา[1] กรมิษฐ์ สมหวัง[1] ภูธาดล ธีรอธิยุต[1]
อาณดา นิรันตรายกุล[1] สุธีระ เหิมฮึก[2] และวิชญ์ภาส สังพาลี[2]

รับต้นฉบับ: 26 มีนาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 16 พฤษภาคม 2567 รับลงพิมพ์: 20 พฤษภาคม 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: อุทยานหลวงราชพฤกษ์เป็นพื้นที่สีเขียวในเขตเมืองซึ่งมีบทบาทสำคัญด้านสิ่งแวดล้อม การตัดแต่งทรงพุ่มที่เหมาะสมจะช่วยส่งเสริมการเติบโตและเพิ่มศักยภาพการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ได้ วัตถุประสงค์การศึกษาเพื่อทราบผลของการตัดแต่งทรงพุ่มต่อการเจริญเติบโต และการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของไม้ต้น

วิธีการ: ทำการตัดแต่งทรงพุ่มชนิดไม้ต้นตัวอย่าง 3 รูปแบบ คือ 1) ตัดแต่งทรงพุ่มออก >50% (ประดู่ป่า มะฮอกกานี) 2) ตัดแต่งทรงพุ่มออก <50% (ประดู่แดง ผักเฮือด พิกุล และราชพฤกษ์) และ 3) ไม่มีการตัดแต่งทรงพุ่ม จากนั้นประเมินอัตราการเติบโตและการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของไม้ต้น ระหว่างปี 2564 ถึง 2566 โดยสมการ ของ Chave *et al*. (2005)

ผลการศึกษา: อัตราความโตสัมพัทธ์ของประดู่ป่า และมะฮอกกานี (มีการตัดแต่งทรงพุ่ม > 50%) มีความแตกต่างจากไม่ตัดแต่งอย่างมีนัยสำคัญ ($P < 0.05$) ในด้านการสะสมมวลชีวภาพสัมพัทธ์ พบว่าประดู่ป่าที่ตัดแต่งมีค่าน้อยกว่าที่ไม่ตัดแต่ง เฉลี่ย 0.08 และ 0.12 ($P < 0.05$) ในขณะที่มะฮอกกานีไม่พบความแตกต่างทางสถิติ ในส่วนของการตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50% พบว่าประดู่แดงและพิกุลที่มีความโตเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับไม่ตัดแต่ง ($P < 0.001$ และ $P<0.05$ ตามลำดับ) แตกต่างจากราชพฤกษ์ ที่มีค่าอัตราความโตสัมพัทธ์เป็นไปในทางลบสำหรับไม้ที่ตัดแต่งกิ่ง อย่างไรก็ตามอัตราการเติบโตสัมบูรณ์และความสูงสัมพัทธ์กลับมีผลในทางบวก ในด้านปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอน พบว่าประดู่แดงและพิกุลที่ตัดแต่งมีการเปลี่ยนแปลงมวลชีวภาพมากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ ส่งผลให้การสะสมมวลชีวภาพเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ($P<0.001$ และ $P<0.05$ ตามลำดับ) คือ 49.59 และ 12.6 กิโลกรัม/ปี ตามลำดับ ขณะที่ราชพฤกษ์ที่ตัดแต่งมีอัตราการสะสมมวลชีวภาพสัมพัทธ์ และการกักเก็บคาร์บอนลดลง ในส่วนของผักเฮือดพบว่าไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติระหว่างสองรูปแบบ

สรุป: การตัดแต่งเรือนยอดมีผลต่ออัตราการเติบโตและความผันแปรของปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนของไม้ต้น ดังนั้น การตัดแต่งไม้ต้นต้องคำนึงถึงรูปแบบที่เหมาะสมกับชนิดไม้ จะทำให้การเติบโตและศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนดียิ่งขึ้น

คำสำคัญ: ป่าในเมือง, พื้นที่ให้บริการ, นิเวศวิทยา, สิ่งแวดล้อม

[1] สถาบันวิจัยและพัฒนาพื้นที่สูง (องค์การมหาชน) จังหวัดเชียงใหม่ 50200

[2] คณะผลิตกรรมการเกษตร มหาวิทยาลัยแม่โจ้ จังหวัดเชียงใหม่ 50290

***ผู้รับผิดชอบบทความ**: E-mail: WORACHETV@gmail.com

https://doi.org/10.24044/j.tferj.2024.8.1.01

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 281-292 (2567)

ORIGINAL ARTICLE

The Effect of Tree Pruning on Growth and Potential of Carbon Storage in Aboveground Biomass in Royal Park Rajapruek in Chiang Mai Province

Worachet Worawetchakun[1*] Napaphat Wongnan[1] Vikanda Saywongjai[1] Preeyaporn Sangruan[1] Kittinan Puinta[1] Thirapon Butsithong[1] Teeranon Pasutham[1] Piyaphong Meepanya[1] Korramit Somwang[1] Phuthadol Theera-athiyut[1] Arnada Niruntayakul[1] Sutheera Hermhuk[2] and Witchaphart Sungpalee[2]

Received: 26 March 2024 Revised: 16 May 2024 Accepted: 20 May 2024

ABSTARCT

Background and Objectives: Royal Park Rajapruek is an urban green area that plays important role on the environments. The suitable canopy pruning promotes tree growth and increase potential of carbon dioxide (CO_2) absorption. This study aimed to evaluate the effect of canopy pruning on growth rate and carbon storage in tree aboveground biomass.

Methodology: The selected tree species was canopy pruned (CP) in three types; 1) > 50% of CP (*Pterocarpus macrocarpus* and *Swietenia macrophylla*), 2) < 50% of CP (*Phyllocarpus septentrionalis*, *Ficus subpisocarpa*, *Mimusops elengi* , and *Cassia fistula*) and 3) no canopy pruning. Then, the evaluate on the growth rate and carbon storage in aboveground biomass was done during 2021-2023 based on allometric equation of Chave *et al*. (2005).

Main Results: The relative growth rate (RGR) of *Pterocarpus macrocarpus* and *Swietenia macrophylla* (> 50% canopy pruning) had significantly ($P < 0.05$) different with no CP. In term of relative growth on biomass, the CP and without CP of *Pterocarpus macrocarpus* had significantly ($P < 0.05$) that lower value was found, 0.08 and 0.12, respectively, but it had no significant for *Swietenia macrophylla*. Regarding the CP < 50%, the absolute growth rate (AGR) of *Phyllocarpus septentrionalis* and *Mimusops elengi* was significantly ($P < 0.001$ and $P<0.05$, respectively) different with no CP which increased rate was found. In contrast, the negative RGR of diameter for CP was found for *Cassia fistula*, however, the AGR and RGR of height showed positive correlation. In terms of biomass and carbon storage, these were significantly ($P < 0.001$, and $P < 0.05$, respectively) different for *Phyllocarpus septentrionalis* and *Mimusops elengi* which increased up to 95 percent. Then, they showed significantly ($P<0.001$, and $P<0.05$, respectively) increased aboveground biomass (49.59 and 12.6 km.yr^{-1}, respectively). While, *Cassia fistula* with CP had low RGR and carbon storage. Contrasting with *Ficus subpisocarpa* that had no significantly different between two practices.

Conclusion: Canopy pruning is important on tree growth rate that effected on variation of biomass and carbon storage. Thus, appropriate canopy pruning should concern for specific species, in particular to promote growth and carbon storage.

Keywords: Urban forest, service area, ecology, environment

[1] Highland Research and Development Institute (Public Organization), Chiang Mai 50200

[2] Faculty of Agricultural Production, Maejo University, Chiang Mai 50290

*** Corresponding author**: WORACHETV@gmail.com

https://doi.org/10.24044/j.tferj.2024.8.1.01

คำนำ

ปัจจุบันสาเหตุสำคัญที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศประการหนึ่ง คือ การเปลี่ยนแปลงรูปแบบการใช้ที่ดิน (Land use change) โดยเฉพาะการทำลายทรัพยากรป่าไม้ ร้อยละ 20 เกิดจากการสูญเสียคาร์บอนที่กักเก็บในรูปเนื้อไม้ (IPCC, 1997) ดังนั้น ต้นไม้จึงมีบทบาทสำคัญในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) โดยกระบวนการสังเคราะห์แสงของใบ (Photosynthesis) เพื่อสร้างอินทรีย์สารซึ่งมีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ นำมาสะสมไว้ในส่วนต่างๆ ของต้นไม้ หรือที่เรียกว่า มวลชีวภาพ (Biomass) ทั้งมวลชีวภาพที่อยู่เหนือพื้นดิน ได้แก่ ลำต้น กิ่ง และใบ และมวลชีวภาพที่อยู่ใต้ดิน คือ ราก (Diloksumpun, 2007) การจัดการเพื่อส่งเสริมให้ต้นไม้มีการเจริญเติบโตจึงเป็นการช่วยสนับสนุนและเพิ่มศักยภาพของต้นไม้ให้สามารถกักเก็บคาร์บอนได้มากขึ้น อย่างไรก็ตามการจัดการต้นไม้และพื้นที่สีเขียวจะต้องอาศัยความรู้ตามหลักวิชาวนวัฒนวิทยา โดยเฉพาะการตัดแต่งเพื่อส่งเสริมการเจริญเติบโต และเพื่อเพิ่มศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพของต้นไม้ จะต้องพิจารณาถึงเปอร์เซ็นต์ของความยาวของลำต้นที่ปกคลุมด้วยกิ่งก้านที่ยังมีชีวิต (Live crown ratio) โดยปกติต้นไม้จะเติบโตได้ดีเมื่อมี Live crown ratio มีค่าร้อยละ 40 ขึ้นไป ถ้าต่ำกว่าร้อยละ 30 จะทำให้การเติบโตทางด้านเส้นผ่านศูนย์กลางลดลงและจะส่งผลต่อศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนของต้นไม้ลดลงตามไปด้วย (Watcharangkun *et al*., 2015) และถ้า Live crown ratio ของต้นไม้ใดมีค่ายิ่งต่ำลงมากเท่าใด ก็จะทำให้การเปิดช่องว่างให้ต้นไม้ต้นนั้นไม่มีผลในทางเสริมสร้างการเจริญเติบโต และอาจจะทำให้ตายได้ในที่สุด (Suwannapinun, 2001) ดังนั้น นอกจากการบำรุงรักษาโดยทั่วไปเช่น การให้น้ำ ให้ปุ๋ย แล้ว การพิจารณาสัดส่วนของการตกแต่งกิ่งจึงมีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของไม้ต้น โดยเฉพาะพื้นที่สีเขียวในเขตเมือง (Urban green space) ที่มีไม้ยืนต้นเป็นหลัก ถือเป็นพื้นที่ที่มีความสำคัญทางด้านนิเวศวิทยาและสิ่งแวดล้อม ทั้งช่วยในการช่วยดูดซับมลพิษและฝุ่นละอองในอากาศ การช่วยลดอุณหภูมิและความร้อนภายในพื้นที่และช่วยดูดซับก๊าซเรือนกระจก ขณะเดียวกันยังเป็นแหล่งผลิตออกซิเจนที่สำคัญอีกด้วย ดังนั้น ไม้ต้นเหล่านี้หากได้รับการจัดการและบำรุงรักษาอย่างดี ก็จะช่วยให้ต้นไม้เจริญเติบโต หากแต่ยังขาดความจริงจังในการศึกษาด้านผลของการตกแต่งกิ่งต่อการเจริญเติบโต ดังนั้นจึงควรเร่งศึกษาให้ครอบคลุมทุกชนิดโดยเฉพาะพื้นที่สีเขียวขนาดใหญ่ในเขตเมือง

อุทยานหลวงราชพฤกษ์ เป็นแหล่งท่องเที่ยวเชิงนิเวศที่ให้บริการทั้งด้านการท่องเที่ยว การเรียนรู้พืชพรรณ และให้บริการสังคม (Highland Research and Development Institute (Public Organization), 2009) นอกจากนี้ยังเป็นพื้นที่สีเขียวที่อยู่ในเขตชุมชนและเป็นป่าในเมือง (Urban forest) ซึ่งมีบทบาทสำคัญต่อสิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะการเป็นแหล่งดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เป็นสาเหตุหลักของภาวะโลกร้อน จากรายงานของ Worawetchakun *et al*. (2023) พบว่าอุทยานหลวง

ราชพฤกษ์ มีพรรณไม้จำนวน 700 ชนิด 330 สกุล 105 วงศ์ และมีปริมาณคาร์บอนสะสมในมวลชีวภาพของต้นไม้ รวม 1,348.82 ตันคาร์บอน หรือคิดเป็น 3.02 ตันคาร์บอน/ไร่ และยังพบว่ามีการจัดการพื้นที่สีเขียวโดยเฉพาะการตัดแต่งกิ่ง ทรงพุ่ม และความสูงของต้นไม้ในทุกปี เพื่อความสวยงามและความปลอดภัยภายในพื้นที่ให้บริการ

จากความสำคัญดังกล่าวจึงเป็นที่มาของวัตถุประสงค์ในการศึกษาครั้งนี้ เพื่อติดตามผลของการตัดแต่งไม้ต้นต่อการเจริญเติบโตและศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้สำหรับใช้เป็นแนวทางการจัดการต้นไม้และดูแลรักษาพื้นที่สีเขียวให้เป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนและช่วยรักษาสิ่งแวดล้อมที่ดีของชุมชนต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ

1. การสำรวจและคัดเลือกตัวอย่างพรรณไม้

สำรวจไม้ต้นในพื้นที่อุทยานหลวงราชพฤกษ์ ที่มีการจัดการและตัดแต่งทรงพุ่มในช่วงปี 2564 ถึง 2566 พบว่า ภายในพื้นที่มีรูปแบบการตัดแต่งทรงพุ่มของไม้ต้นอยู่ 3 รูปแบบ ได้แก่ ตัดแต่งทรงพุ่มออก >50% ของทรงพุ่มทั้งหมด ตัดแต่งทรงพุ่มออก <50% ของทรงพุ่มทั้งหมด และไม่มีการตัดแต่งทรงพุ่ม จากนั้นคัดเลือกไม้ต้นที่ถูกตัดแต่ง โดยการสืบหาข้อมูลประจำต้น จากฐานข้อมูลพรรณไม้ของอุทยานหลวงราชพฤกษ์ ที่ได้ทำการวัดติดตามการเจริญเติบโตในปี พ.ศ. 2564 (Table 1) เพื่อใช้ในการติดตามในปี พ.ศ. 2563 (Worawetchakun *et al.*, 2022; Worawetchakun *et al.*, 2023)

Table 1 Number of samples of trees whose canopies were pruned in 2021.

species	Canopy pruning practices			Data in 2021	
	>50%	<50%	Without pruning (control)	DBH (cm)	Height (m)
Phyllocarpus septentrionalis Donn. Sm.		10 trees	20 trees	11.54	5.28
Pterocarpus macrocarpus Kurz	9 trees		10 trees	29.99	11.02
Ficus subpisocarpa Gagnep.		10 trees	10 trees	78.51	11.48
Mimusops elengi L.		9 trees	11 trees	16.8	6.19
Swietenia macrophylla King	20 trees		20 trees	27.73	12.61
Cassia fistula L.		7 trees	30 trees	16.98	8.79

2. การประเมินการเติบโต และการกักเก็บคาร์บอน

ทำการวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast height, DBH) หรือความโต (เซนติเมตร) และความสูงต้น (เมตร) จากนั้นประเมินการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของไม้ต้น โดยใช้สมการประเมินมวลชีวภาพที่ไม่ใช้ตัวแปรด้านความสูง เนื่องจากไม้ต้นในพื้นที่มีการตัดแต่งกิ่งเพื่อลดระดับความสูงของไม้ต้น ซึ่งจะส่งผลต่อค่าการวิเคราะห์ข้อมูล ครั้งนี้จึงเลือกใช้สมการของ Chave *et al.* (2005) ดังนี้

$$AGB = \rho \times \exp^{(-0.667)} + 1.784 \times \ln(D) + 0.207 \times \ln(D^2) - 0.0281 \times \ln(D^3))$$

เมื่อ AGB = มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (กิโลกรัม)

ρ = ความหนาแน่นเนื้อไม้ (กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร)

D = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (เซนติเมตร)

เมื่อทราบมวลชีวภาพเหนือพื้นดินสามารถทำการประเมินปริมาณคาร์บอนในต้นไม้ ตาม IPCC (1997) ได้ดังนี้

ปริมาณคาร์บอน (C) = มวลชีวภาพ x 0.47

3. การวิเคราะห์ข้อมูล

นำค่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (เซนติเมตร) ความสูงต้น (เมตร) มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (กิโลกรัม) และการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (กิโลกรัม) ของไม้ต้นที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่ม และไม่ตัดแต่งทรงพุ่ม (Control) มาคำนวณหาอัตราการเจริญเติบโตสัมบูรณ์ (Average growth rate, AGR) และอัตราการเจริญเติบโตสัมพัทธ์ (Relative growth rate, RGR) ช่วงปี 2564 (ก่อนเริ่มตัดแต่งกิ่ง) และปี 2566 ดังสมการ

$AGR = (W2 - W1)/(t2-t1)$

$RGR = (\ln W2 - \ln W1)/(t2-t1)$

W1 = ค่าสังเกตปีฐาน

W2 = ค่าสังเกตปีล่าสุด

t1 = เวลาที่บันทึกค่าสังเกต (ปีฐาน)

t2 = เวลาที่บันทึกค่าสังเกต (ปีล่าสุด)

ทำการเปรียบเทียบความแตกต่างทางสถิติของอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (AGR) และอัตราการเจริญเติบโตสัมพัทธ์ (RGR) ระหว่างไม้ต้นที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่ม และไม่ตัดแต่งทรงพุ่ม (Control) ด้วยวิธี Two-sample t-test โดยไม้ต้นแต่ละชนิดจะถูกเปรียบเทียบด้วยรูปแบบการตัดแต่งทรงพุ่มที่ต่างกันตาม Table 1

ผลการศึกษา

1. การเจริญเติบโต มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน และการกักเก็บคาร์บอนของไม้ต้นที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มมากกว่า 50%

การศึกษาพบว่า ประดู่ป่า และมะฮอกกานีที่ตัดแต่งทรงพุ่มมากกว่า 50 % มีการเติบโตที่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับไม่ตัดแต่ง ($P<0.05$ และ $P<0.01$ ตามลำดับ) และมีแนวโน้มเจริญเติบโตในทางลบ โดยประดู่ป่า มีค่าอัตราความโตสัมพัทธ์ (RGR) น้อยกว่าต้นที่ไม่มีการตัดแต่งทรงพุ่มอยู่ที่ 0.04 และ 0.06 ตามลำดับ ส่วนมะฮอกกานีที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มมีค่าอัตราความสูงสมบูรณ์ (AGR) น้อยกว่า หรือลดลงเฉลี่ย -1.84 เมตร/ปี เมื่อเปรียบเทียบกับต้นที่ไม่ตัดแต่งทรงพุ่ม ซึ่งมีค่า 0.72 เมตร/ปี เช่นเดียวกันกับค่าอัตราความสูงสัมพัทธ์ (RGR) ซึ่งมีค่าอยู่ที่ -0.17 และ 0.05 ตามลำดับ (Table 2)

เมื่อประเมินมวลชีวภาพ และกักเก็บคาร์บอน พบว่า ประดู่ป่ามีอัตราการสะสมมวลชีวภาพสัมพัทธ์ (RGR on biomass) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P<0.05$) ระหว่างไม่ตัดแต่งทรงพุ่มและตัดแต่งทรงพุ่ม โดยมีค่า 0.12 และ 0.08 ตามลำดับ เช่นเดียวกันกับค่าการกักเก็บคาร์บอน (Figure 1)

Table 2 Absolute growth rate (AGR) and relative growth rate (RGR) of breast diameter and the height of 6 species of trees that were pruned at various levels.

Species	Canopy pruning practices			T-test
	>50%	<50%	without pruning (control)	
Phyllocarpus septentrionalis Donn. Sm.				
AGR DBH (centimeter/year)		2.77	1.18	***
RGR DBH		0.17	0.12	*
AGR height (meter/year)		1.16	0.69	ns
RGR height		0.17	0.11	ns
Pterocarpus macrocarpus Kurz				
AGR DBH (centimeter/year)	1.28		1.65	ns
RGR DBH	0.04		0.06	*
AGR height (meter/year)	0.72		1.00	ns
RGR height	0.07		0.08	ns
Ficus subpisocarpa Gagnep.				
AGR DBH (centimeter/year)		1.88	0.97	ns
RGR DBH		0.02	0.01	ns
AGR height (meter/year)		1.83	1.56	ns
RGR height		0.14	0.12	ns
Mimusops elengi L.				
AGR DBH (centimeter/year)		1.80	1.11	*
RGR DBH		0.09	0.06	*
AGR height (meter/year)		0.64	0.47	ns
RGR height		0.10	0.07	ns
Swietenia macrophylla King				
AGR DBH (centimeter/year)	0.78		0.84	ns
RGR DBH	0.03		0.03	ns
AGR height (meter/year)	-1.84		0.72	***
RGR height	-0.17		0.05	***
Cassia fistula L.				
AGR DBH (centimeter/year)		0.91	0.86	ns
RGR DBH		0.03	0.05	*
AGR height (meter/year)		1.84	0.77	***
RGR height		0.17	0.07	***

Remark:; ns = non significant different; * = $p<0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$

ขณะที่มะฮอกกานีไม่พบความแตกต่างทางสถิติ อย่างใด

(Table 3) ด้านมวลชีวภาพและกักเก็บคาร์บอนแต่

Table 3 Biomass change (%), absolute growth rate (AGR) and relative growth rate (RGR) of the biomass and carbon storage of each canopy-pruned practice based on aboveground biomass accumulation of woody plants of Chave *et al.* (2005).

species	Canopy pruning practices			t-test
	>50%	<50%	without pruning (control)	
Phyllocarpus septentrionalis Donn. Sm.				
Changes in Biomass (%)		99.19	25.2	***
AGR biomass (kilogram/ year)		49.59	12.6	***
RGR biomass		0.36	0.26	*
AGR carbon content (kilogram/ year)		23.31	5.92	***
RGR carbon content		0.36	0.26	*
Pterocarpus macrocarpus Kurz				
Changes in Biomass (%)	101.68		104.78	ns
AGR biomass (kilogram/ year)	50.84		52.39	ns
RGR biomass	0.08		0.12	*
AGR carbon content (kilogram/ year)	23.90		24.62	ns
RGR carbon content	0.08		0.12	*
Ficus subpisocarpa Gagnep.				
Changes in Biomass (%)		277.65	113.36	ns
AGR biomass (kilogram/ year)		138.82	56.68	ns
RGR biomass		0.04	0.03	ns
AGR carbon content (kilogram/ year)		65.25	26.64	ns
RGR carbon content		0.04	0.03	ns
Mimosops elengi L.				
Changes in Biomass (%)		96.77	55.97	*
AGR biomass (kilogram/ year)		48.39	27.98	*
RGR biomass		0.18	0.12	*
AGR carbon content (kilogram/ year)		22.74	13.15	*
RGR carbon content		0.18	0.12	*

Table 3 (Continued)

Species	Canopy pruning practices			T-test
	>50%	<50%	without pruning (control)	
Swietenia macrophylla King				
Changes in Biomass (%)	41.75		42.54	ns
AGR biomass (kilogram/ year)	21.11		21.27	ns
RGR biomass	0.05		0.06	ns
AGR carbon content (kilogram/ year)	9.92		10.00	ns
RGR carbon content	0.05		0.06	ns
Cassia fistula L.				
Changes in Biomass (%)		59.77	36.73	ns
AGR biomass (kilogram/ year)		29.89	18.36	ns
RGR biomass		0.07	0.1	*
AGR carbon content (kilogram/ year)		14.05	8.63	ns

Remark: ns = non significant different; * = p<0.05; ** = p < 0.01; *** = p < 0.001

2. การเจริญเติบโต มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน และการกักเก็บคาร์บอนของไม้ต้นที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50%

การศึกษาพบว่า การตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50% ส่งผลให้ไม้ต้นมีแนวโน้มเจริญเติบโตในทางบวก โดยประดู่แดง ที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มมีความโต (AGR) แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับต้นที่ไม่มีการตัดแต่งทรงพุ่ม (P<0.001) โดยมีค่า 2.77 และ 1.18 เซนติเมตร/ปี ตามลำดับ เช่นเดียวกันกับค่าอัตราความโตสัมพัทธ์ (RGR) ที่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (P<0.05) ซึ่งมีค่าอยู่ที่ 0.17 และ 0.12 ตามลำดับ ส่วนพิกุลที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มก็มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (P<0.05) เมื่อเทียบกับต้นที่ไม่มีการตัดแต่งทรงพุ่ม ส่งผลให้ไม้ต้นมีแนวโน้มเจริญเติบโตในทางบวก โดยมีค่าความโต (AGR) อยู่ที่ 1.8 เซนติเมตร/ปี พุ่มอยู่ที่ 1.11 เซนติเมตร/ปี เช่นเดียวกันกับค่าอัตราความโตสัมพัทธ์ (RGR) ซึ่งมีค่าอยู่ที่ 0.09 และ 0.06 ตามลำดับ ในขณะที่ ราชพฤกษ์ พบว่ามีค่าอัตราความโตสัมพัทธ์ (RGR) ในทางลบ โดยมีค่าอยู่ที่ 0.03 ของต้นที่ได้ตัดแต่ง และ 0.05 ของต้นที่ไม่ได้ตัดแต่ง (P<0.05) อย่างไรก็ตามอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (AGR) และสัมพัทธ์ (RGR) ด้านความสูงของราชพฤกษ์ที่ได้ตัดแต่งทรงพุ่มกับมีผลในทางบวก ซึ่งมีค่าเท่ากับ 1.84 เมตร/ปี และ 0.17 ส่วนต้นที่ไม่ได้ตัดแต่งมีค่าอยู่ที่ 0.77 เมตร/ปี และ 0.07 ตามลำดับ (P<0.001) (Table 2)

เมื่อประเมินมวลชีวภาพ และกักเก็บคาร์บอน พบว่า ประดู่แดง และพิกุล ที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มมีค่าการเปลี่ยนแปลงมวลชีวภาพมากถึง

99.19 และ 96.77 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเทียบกับต้นที่ไม่ตัดแต่งทรงพุ่มซึ่งมีค่าอยู่ที่ 25.2 และ 55.97 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ นอกจากการตัดแต่งทรงพุ่มดังกล่าวยังส่งผลให้อัตราการสะสมมวลชีวภาพ (AGR) ของประดู่แดง และพิกุล เพิ่มมากขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P<0.001$ และ $P<0.05$) อยู่ที่ 49.59 กิโลกรัม/ปี และ 48.39 กิโลกรัม/ปี เมื่อเทียบกับต้นที่ไม่ถูกตัดแต่งอยู่ที่ 12.6 กิโลกรัม/ปี และ 27.98 กิโลกรัม/ปี ตามลำดับ

เช่นเดียวกันกับอัตราการสะสมมวลชีวภาพสัมพัทธ์ (RGR) ซึ่งประดู่แดง และพิกุล ที่ถูกตัดแต่งมีค่ามากกว่า 0.36 0.18 เมื่อเทียบกับต้นที่ไม่ตัดแต่งอยู่ที่ 0.26 และ 0.12 ตามลำดับ ในส่วนของราชพฤกษ์นั้น ตามที่ได้รายงานผลไปข้างต้น จึงทำให้มีค่าอัตราการสะสมมวลชีวภาพสัมพัทธ์ (RGR) ซึ่งเป็นไปในทางตรงกันข้าม โดยมีค่าอยู่ที่ 0.07 ของต้นที่ได้ตัดแต่ง และ 0.1 ของต้นที่ไม่ได้ตัดแต่ง ($P<0.05$) เช่นเดียวกันกับค่าการกักเก็บคาร์บอน (Table 4 และ Figure1)

Table 4 Regression of carbon stock in biomass between control and canopy pruning practices; (a) and (b) > 50 % and (c), (d), (e) and (f) < 50 %, of six selected species.

	Control			Canopy pruning practices		
	Equation	R^2	P-value	Equation	R^2	P-value
a	y=37.32765+1.06437x	0.94	<0.001	y=-3.04337+1.18108x	0.99	<0.001
b	y=-23.80624+1.34821x	0.97	<0.001	y=0.37532+1.11212x	0.99	<0.001
c	y=-0.5292+1.7541x	0.87	<0.001	y=64.7364+0.5917x	0.15	>0.05
d	y=36.46560+1.01801x	0.97	<0.001	y=-17.42676+1.11260x	0.95	<0.001
e	y=-19.4653+1.5225x	0.92	<0.001	y=27.1289+1.1709x	0.91	<0.001
f	y=9.15166+1.09858	0.85	<0.001	y=-13.11966+1.22467x	0.98	<0.001

วิจารณ์ผล

การตัดแต่งทรงพุ่มของไม้ต้น น้อยกว่า 50% ส่วนใหญ่จะกระตุ้นให้ไม้ต้นเจริญเติบโตเพิ่มขึ้น สังเกตได้จากการเพิ่มขึ้นของความโตของประดู่แดง และพิกุล ซึ่งมีอัตราการเจริญเติบโต (AGR) เฉลี่ยทั้ง 2 ชนิดมากกว่า 1.9 เท่า เมื่อเทียบกับต้นที่ไม่ได้ตัดแต่งทรงพุ่ม เช่นเดียวกับค่าความโตสัมพัทธ์ (RGR) เฉลี่ยทั้ง 2 ชนิดมากถึง 1.4 เท่า เมื่อพิจารณาโดยภาพรวมด้านความสูงต้น ก็พบว่าการตัดแต่งแบบวิธีดังกล่าวส่งผลให้ไม้ต้นมีความสูงต้นที่เพิ่มมากขึ้นด้วยเช่นกัน โดยเฉพาะราชพฤกษ์ ซึ่งมีความสูงเพิ่มขึ้นทั้งค่าอัตราการเจริญเติบโตสัมบูรณ์ (AGR) และสัมพัทธ์ (RGR) มากถึง 2.4 เท่า ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ค่าการสะสมมวลชีวภาพ และการกักเก็บคาร์บอนของต้นที่ตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50% สูงด้วยเช่นกัน Wünsche & Lakso (2000) รายงานว่า การตัดแต่งกิ่งเป็นการลดความหนาแน่นของทรงพุ่ม ทำให้ปริมาณแสงส่อง

ผ่านมายังใบมากขึ้น ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการสังเคราะห์แสงและการสะสมอาหารนอกจากนี้ยังช่วยลดระดับของ ฮอร์โมน Auxin เพิ่มบทบาทของฮอร์โมน Cytokinin ทำให้แตกตาข้างสร้างกิ่งและใบเพิ่มขึ้น (Wanichkul, 2003) อย่างไรก็ตามในทางทฤษฎีและปฏิบัติ การตัดแต่งทรงพุ่มมักนำมาใช้เพื่อให้เกิดผลลัพธ์ที่ดีเป็นหลัก โดยการนำมาประยุกต์ใช้ ให้สอดคล้องกับกลุ่มพรรณไม้ เช่น กลุ่มไม้ผล มักใช้ในการกระตุ้นการเกิดดอก การแตกกิ่ง แตกใบอ่อน เพื่อเพิ่มปริมาณผลผลิตเป็นส่วนใหญ่ Sangmanee, 2020; Wanichkul & Kanchanakesorn, 2008)

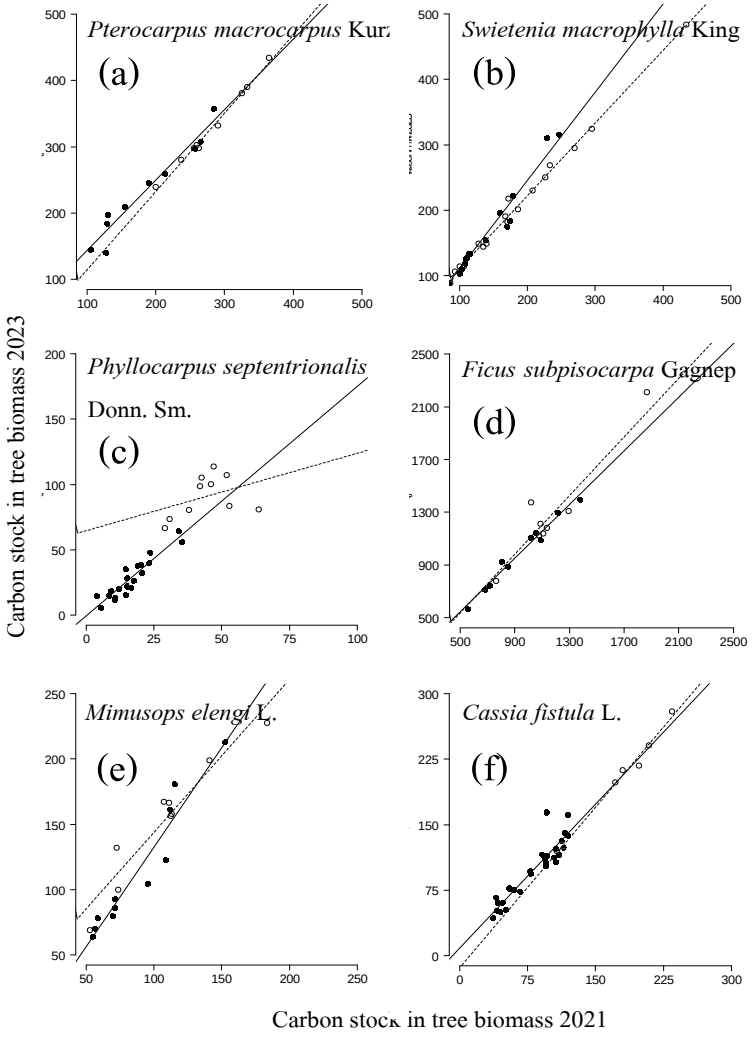


Figure 1 Regression of carbon stock in biomass at 2021 and 2023 of 6 selected species of trees that were pruned at various practices.; (a) and (b) > 50 % and (c), (d), (e) and (f) < 50 %.

ขณะที่ในกลุ่มของไม้ต้นมักใช้เพื่อ ป้องกันอันตรายจากกิ่งไม้หรือต้นไม้หักโค่น ลดความหนาแน่นของทรงพุ่มเพื่อลดการสะสมของโรคและแมลง นอกจากนี้ยังเป็นการจัดทรงพุ่มให้มีความสวยงามในด้านภูมิทัศน์อีกด้วย ในขณะเดียวกันการตัดแต่งทรงพุ่มของไม้ต้น มากกว่า 50% กลับส่งผลทางลบ

เป็นส่วนใหญ่ โดยเฉพาะด้านความสูงของมะฮอกกานีซึ่งต่างกันถึง -2.56 เท่า ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ค่าการสะสมมวลชีวภาพ และการกักเก็บคาร์บอนเปลี่ยนแปลงตามการตอบสนองดังกล่าว อย่างไรก็ตามการศึกษานี้ไม่สามารถเปรียบเทียบระหว่างการตัดแต่งทรงพุ่มมากกว่า 50% และการตัดแต่งน้อยกว่า 50% ได้ เนื่องจากข้อจำกัดในข้อมูลตัวอย่างที่แสดงใน Table 1 ทั้งนี้เมื่อพิจารณาโดยรวมแล้วการตัดแต่งทรงพุ่มที่มากกว่า 50% จะมีแนวโน้มที่จะส่งผลต่อการเจริญเติบโตของไม้ต้นและการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพที่ลดลง เมื่อเปรียบเทียบกับการตัดแต่งน้อยกว่า 50% และไม่ตัดแต่ง ทั้งนี้เนื่องจากการตัดแต่งมากกว่า 50% มีผลต่อการลดลงของเปอร์เซ็นต์ความยาวของลำต้นที่ปกคลุมด้วยกิ่งก้านที่ยังมีชีวิต (Live crown ratio) โดยมีผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของต้นไม้ และความสามารถในการกักเก็บคาร์บอนลดลง สอดคล้องกับ Suwannapinun (2001) ที่ได้กล่าวว่า ต้นไม้มีความสามารถในการเติบโตอย่างเหมาะสมเมื่อ Live crown ratio มีค่ามากกว่าร้อยละ 40 และถ้าค่าต่ำกว่าร้อยละ 30 จะส่งผลกระทบต่อการลดลงของการเติบโตและความสามารถในการกักเก็บคาร์บอน

สรุป

การศึกษาผลของการตัดแต่งทรงพุ่มต่อการเจริญเติบโตและการกักเก็บคาร์บอนของไม้ต้น พบว่าการตัดแต่งทรงพุ่มที่มากกว่า 50% จะส่งผลให้ไม้ต้นมีแนวโน้มของการเจริญเติบโตและศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพในทางลบ และยังส่งผลต่อการลดลงของค่าอัตราการเจริญเติบโตสัมพัทธ์และอัตราการเจริญเติบโตสมบูรณ์ รวมทั้งส่งผลให้ไม้ต้นมีความสูงที่ต่ำลง ในขณะที่การตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50% มีแนวโน้มที่จะกระตุ้นการเจริญเติบโตของไม้ต้นในทางบวก และมีผลให้ความสูงของไม้ต้นเพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นผลให้ไม้ต้นที่ถูกตัดแต่งทรงพุ่มน้อยกว่า 50% มีค่าการสะสมมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนสูงกว่าไม้ต้นที่ตัดแต่งมากกว่า 50% ทั้งนี้ยังพบว่าไม้ต้นบางชนิดไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ โดยจะเห็นได้ว่าการตัดแต่งทั้งสองรูปแบบนั้นส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของไม้ต้นและยังเป็นผลให้การกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของไม้ต้นผันแปรตามไปด้วยเช่นกัน อย่างไรก็ตามควรมีการศึกษาไม้ต้นชนิดอื่นเพิ่มเติม เพื่อให้ข้อมูลมีความถูกต้องแม่นยำ และสามารถนำไปใช้เป็นแนวทางวางแผนจัดการดูแลรักษาต้นไม้และพื้นที่สีเขียวเพื่อเพิ่มศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพและช่วยดูดซับก๊าซเรือนกระจกที่เป็นสาเหตุหลักของภาวะโลกร้อน ได้อย่างมีประสิทธิภาพต่อไป

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณ ผู้อำนวยการอุทยานหลวงราชพฤกษ์ สถาบันวิจัยและพัฒนาพื้นที่สูง (องค์การมหาชน) และขอขอบพระคุณคณะอาจารย์ คณะผลิตกรรมการเกษตร มหาวิทยาลัยแม่โจ้ ที่ให้คำปรึกษาในการวางแผนดำเนินงานวิจัย วิเคราะห์ข้อมูล และตรวจสอบแก้ไขความถูกต้อง รวมถึงขอขอบคุณเจ้าหน้าที่อุทยานหลวงราชพฤกษ์ ที่ให้ความช่วยเหลือในการเก็บบันทึกข้อมูลภาคสนามจนเสร็จลุล่วงด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

Chave J., C. Andalo, S. Brown, J. M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fo¨lster, F. Fromard, N. Higuchi. T. Kira. J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Rie´ra, & T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocksand balance in tropical forests. **Ecosystem ecology.** 145: 87–99.

Diloksumpun, S. 2007. Forest carbon storage and global warming. **Journal of soil and water conservation** 22(3): 40-49. (in Thai)

Highland Research and Development Institute (Public Organization). 2009. **Decree Establishment of Highland Research and Development Institute (Public Organization) (Issue 2).** Highland Research and Development Institute (Public Organization), Bangkok, Thailand. (in Thai)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1997. **Revised 1996 IPCC Guideline for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual.** Meteorological Office, Bracknell, United Kingdom.

Sangmanee, P. 2020. Effects of Pruning and Plant Nutrition Management on Growth, Development and Yield of Cashew Nut. **Journal of Agriculture** 36(3): 313-319. (in Thai)

Suwannapinun, W. 2001. **Silvicultural systems.** Faculty of forestry Kasatsart university, Bangkok, Thailand. (in Thai)

Wanichkul, K. 2003. **Tree shaping and pruning of fruit trees**. Department of Horticulture, Faculty of Agriculture, Kasetsart University, Bangkok, Thailand. (in Thai)

Wanichkul, K., & P. Kanchanakesorn. 2008. Flowering and fruit set of Java apple (*Syzygium samarangense* (Blume) Merr. & Perry) cv. 'Thabthimchan' as affected by 4 training systems in high density planting. **KMUTT Research and Development Journal31** (3): 539-547. (in Thai)

Watcharangkun, T., W. Himaphan, P. Rubporn, & J. Noreeveth. 2015. **Thinning guidelines for commercial plantation**. Forest plantations research, Silvicultural research division, Forest research and development office, Royal Forest Department, Bangkok, Thailand. (in Thai)

Worawetchakun, W., K. Thongsri, N. Wongnan, V. Saywongjai, P. Nedthip, A. Niruntayakul, S. Hermhuk, & W. Sungpalee. 2022. Species diversity of trees in Royal Park Rajapruek Chiang Mai Province, pp. 1-16. *In* **Academic conferences and presentations. The 10th Science Working Group Club of the Ministry of Public Health,** Walailak university, Nakhon Si Thammarat. (in Thai)

Worawetchakun, W., A. Niruntayakul, N. Wongnan, V. Saywongjai, P. Sangruan, W. Sungpalee, S. Hermhuk, T. Pasutham, K. Sri-Ngernyuang, & S. Choosumrong. 2023. Plant diversity in Royal Park Rajapruek and management of plants using web application system spatial tree species database, pp. 39-50. *In* D. Marod, ed. **Proceeding of Thai Forest Ecological Research Network Conference,** T-FERN 12, Chiangmai university, Chiangmai. (in Thai)

Wünsche, J. N., & A.N. Lakso. 2000. Apple tree physiology: Implications for orchard and tree management. **Compact Fruit Tree** 33(3): 82-88.

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 293-304 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันที่มีชั้นอายุแตกต่างกัน ในพื้นที่อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง

พรภูมินทร์ นวลคง[1] และ สราวุธ สังข์แก้ว[1*]

รับต้นฉบับ: 18 มีนาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 20 พฤษภาคม 2567 รับลงพิมพ์: 25 พฤษภาคม 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: เนื่องจากมีข้อถกเถียงกันว่าสวนปาล์มน้ำมันมีคุณค่าในเชิงการเป็นพื้นที่อนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพของเฟิร์นนอกถิ่นอาศัยหรือไม่ งานวิจัยนี้จึงเกิดขึ้นโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน 3 ชั้นอายุ (น้อยกว่า 10 ปี, 11-20 ปี, มากกว่า 20 ปี) ที่มีลักษณะการจัดการที่ใกล้เคียงกัน เปรียบเทียบกับเฟิร์นที่พบในพื้นที่ป่าดิบชื้นธรรมชาติบริเวณใกล้เคียง

วิธีการ: ทำการวางแปลงชั่วคราว ขนาด 40 x 40 เมตร ในป่าธรรมชาติและสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุละ 3 แปลง เพื่อสำรวจชนิดของเฟิร์นที่ขึ้นบนดิน (Terrestrial fern) และเฟิร์นอิงอาศัย (Epiphytic fern) ที่อยู่บนต้นปาล์มน้ำมันหรือต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก ตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป ที่ระดับความสูงจากพื้นดินไม่เกิน 2 เมตร ระหว่างวันที่ 13 กรกฎาคม ถึง 31 สิงหาคม 2565 ในพื้นที่ อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง

ผลการศึกษา: พบเฟิร์นทั้งหมด จำนวน 7 วงศ์ 20 สกุล 26 ชนิด แบ่งเป็นเฟิร์นขึ้นบนดิน 16 ชนิด และเป็นเฟิร์นอิงอาศัย 10 ชนิด โดยวงศ์ที่พบมากที่สุดคือวงศ์ Polypodiaceae พบจำนวน 8 สกุล 8 ชนิด ส่วนวงศ์อื่น ๆ ได้แก่ วงศ์ Pteridaceae จำนวน 5 สกุล 6 ชนิด วงศ์ Aspleniaceae จำนวน 3 สกุล 6 ชนิด วงศ์ Schizaeaceae จำนวน 1 สกุล 3 ชนิด ส่วนวงศ์ Cyatheaceae, Marattiaceae และ Gleicheniaceae พบวงศ์ละ 1 ชนิด โดยแบ่งเป็นเฟิร์นที่พบในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปี จำนวน 3 วงศ์ 5 สกุล 5 ชนิด ชั้นอายุ 11-20 ปี จำนวน 4 วงศ์ 11 สกุล 11 ชนิด และชั้นอายุมากกว่า 20 ปี จำนวน 4 วงศ์ 11 สกุล 13 ชนิด และเฟิร์นที่พบในพื้นที่ป่าดิบชื้นจำนวน 7 วงศ์ 11 สกุล 14 ชนิด

สรุป: พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากจะมีความหลากหลายของชนิดเฟิร์นมากกว่าสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อย แม้ว่าพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี มีจำนวนชนิดของเฟิร์นใกล้เคียงกับในพื้นที่ป่าดิบชื้น แต่อย่างไรก็ตาม ทั้งสองพื้นที่นี้มีดัชนีความคล้ายคลึงที่ค่อนข้างต่ำ (22.22%) ดังนั้น จึงต้องมีการศึกษาเพิ่มเติม ก่อนที่จะสรุปว่าสวนปาล์มน้ำมันมีคุณค่าและเหมาะสมในเชิงการเป็นพื้นที่อนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพของเฟิร์นนอกถิ่นอาศัย

คำสำคัญ : เกษตรกรรม, พืชต่างถิ่นรุกราน, ความหลากหลายทางชีวภาพ, ป่า, ประเทศไทย

[1]ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพมหานคร 10900

***ผู้รับผิดชอบบทความ**: E-mail: fforsws@ku.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.02

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 293-304 (2567)

ORIGINAL ARTICLE

Diversity of ferns in oil palm plantations of different age-classes at Si Banphot District, Phatthalung Province

Pornphumin Nuankong[1], and Sarawood Sungkaew[1*]

Received: 18 March 2024 Revised: 20 May 2024 Accepted: 25 May 2024

ABSTRACT

Background and Objectives: There was a controversial issue whether oil palm plantations could be regarded as a valuable place for *Ex-Situ* fern biodiversity conservation. Consequently, this research was set up to study the diversity of ferns in the oil palm plantations of 3 different age-classes (younger than 10-year-old, 10 to 20-year-old, older than 20-year-old) which have similar management program. This is then subjected to compare with ferns in the nearby natural moist evergreen forest.

Methodology: The temporary sampling plot of 40 x 40 m, 3 replicates for each plantation age-class and the forest, were laid to study the terrestrial and epiphytic ferns on the oil palms or other trees of 4.5 cm (diameter at breast height), and from the ground level to the reachable height of no more than 2 m high. This work was conducted during 13 July-31 August 2022 at Si Banphot District, Phatthalung Province.

Main Results: The results showed that 7 families, from 20 genera and 26 species of ferns were found in total. Of these, 16 species are terrestrial ferns while the other 10 are epiphytic ones. Polypodiaceae (8 genera 8 species) was the family of ferns most found in this study, followed by Pteridaceae (5 genera 6 species), Aspleniaceae (3 genera 6 species), Schizaeaceae (1 genus 3 species), and the others 3 families (Cyatheaceae, Marattiaceae and Gleicheniaceae), 1 species each found. Among the 3 age-classes oil palm plantations: 3 families, 5 genera, 5 species of the ferns were found in the younger than 10-year-old oil palm plantation; 4 families, 11 genera, 11 species in the 10 to 20-year-old oil palm plantation, and 4 families, 11 genera, 13 species in the older than 20-year-old oil palm plantation. Whilst 7 families, 11 genera, and 14 species were found in the forest.

Conclusion: It can be concluded that the older plantations tend to have a higher species diversity of ferns than the younger plantations. Even though the older than 20-year-old oil palm plantation and the moist evergreen forest possessed a similar number of fern species (13 vs 14 species, respectively), the similarity between the two was relatively low (22.22%). Therefore, further study is required before concluding that palm oil plantation is a valuable and suitable place for *Ex-Situ* biodiversity conservation of fern.

Keywords: Agriculture, alien species, biodiversity, forest, Thailand

[1]Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bankok 10900

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

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.02

คำนำ

เฟิร์น จัดเป็นพืชมีท่อลำเลียงที่ไม่มีเมล็ด (Non-seed plants) ทั่วโลกมีประมาณ 11,900 ชนิด สำหรับประเทศไทยมีรายงานประมาณ 700 ชนิด (Christenhusz *et al*., 2017) พืชกลุ่มนี้สามารถเจริญเติบโตและกระจายพันธุ์ได้ในระบบนิเวศที่หลากหลาย ทั้งในที่ร่มและที่โล่งแจ้ง พบได้ทั้งบนหิน บนดิน บนต้นไม้ หรือในน้ำ (Thongtham, 1980) ภาคใต้ของประเทศไทยเป็นบริเวณที่มีฝนตกชุกตลอดทั้งปีและมีสังคมพืชที่หลากหลาย ส่งผลให้มีความหลากหลายทางชีวภาพของพืชสูง โดยเฉพาะอย่างยิ่งพืชกลุ่มเฟิร์น อย่างไรก็ตาม ถิ่นที่อยู่อาศัยตามธรรมชาติของเฟิร์นได้ถูกเปลี่ยนแปลงรูปแบบการใช้ประโยชน์ที่ดินไปเป็นอย่างอื่น ๆ เสียจำนวนมาก โดยเฉพาะพื้นที่เกษตรกรรม และโดยเฉพาะสวนยางพารา และสวนปาล์มน้ำมัน การศึกษาความหลากหลายทางชีวภาพของเฟิร์นทางภาคใต้ของประเทศไทยส่วนใหญ่เป็นการศึกษาในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ ซึ่งมักเป็นการศึกษาที่เน้นในสังคมพืชที่แตกต่างกัน (Piamcharoenwut *et al*., 2021: Simma *et al*., 2008) หรือเป็นการศึกษาเฟิร์นในพื้นที่สวนยางพาราที่อายุต่างกัน (Musigapong *et al*., 2018) ส่วนการศึกษาเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันนั้นยังมีอยู่น้อยมาก (Chiarawipa *et al*., 2012) เช่น ศึกษาด้านการใช้พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันเพื่อเป็นแหล่งเพาะขยายพันธุ์เฟิร์นชายผ้าสีดาปักษ์ใต้ (*Platycerium coronarium* (Konig) Desv.) รวมถึงใช้เป็นพื้นที่อนุรักษ์พืชกลุ่มเฟิร์นบางชนิด นอกจากนี้ยังมีรายงานว่าพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันนั้นมีข้อดีในเรื่องของการเป็นพื้นที่เพื่อการอนุรักษ์นอกถิ่นที่อยู่อาศัย (*Ex-situ* conservation) สำหรับเฟิร์น โดยผลจากการศึกษาเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน 3 พื้นที่ในรัฐยะโฮร์ ประเทศมาเลเซีย สรุปเอาไว้ว่าพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันเหมาะสมกับการเป็นพื้นที่เพื่อการอนุรักษ์นอกถิ่นที่อยู่อาศัยสำหรับพืชกลุ่มเฟิร์น (Saharizan *et al*., 2021) อย่างไรก็ตาม ผลการศึกษาในประเทศอินโดนีเซีย พบว่ามีเฟิร์นก้านดำชนิด *Adiantum latifolium* Lam. เป็นเฟิร์นต่างถิ่นที่รุกรานในพื้นที่เขตเมือง และพื้นที่สวนยางพารา (Muhaimin, 2017)

ดังนั้น วัตถุประสงค์การศึกษาครั้งนี้เพื่อสำรวจความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันที่มีชั้นอายุแตกต่างกันเปรียบเทียบกับในป่าธรรมชาติเพื่อเป็นแนวทางในการอนุรักษ์เฟิร์นต่อไปในอนาคต

อุปกรณ์และวิธีการ

1. พื้นที่ศึกษา

สวนปาล์มน้ำมันที่บ้านท่ายูง ตำบลตะแพน อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง ซึ่งมีอาณาเขตติดต่อกับอุทยานแห่งชาติเขาปู่-เขาย่า มีสภาพภูมิประเทศเป็นเทือกเขาสูงซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของเทือกเขาบรรทัด มีฤดูฝนอยู่ระหว่างเดือนพฤษภาคมถึงธันวาคม ฝนตกชุกมากในช่วงเดือนตุลาคมถึงพฤศจิกายน มีปริมาณน้ำฝน 2,000-2,500 มิลลิเมตร/ปี อุณหภูมิ 20-35 องศาเซลเซียส อุณหภูมิเฉลี่ยประมาณ 27 องศาเซลเซียส มีความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง 120-130 เมตร (National Parks of Thailand, 2022)

2. การสำรวจ และเก็บข้อมูลในภาคสนาม

วางแปลงชั่วคราวขนาด 40 x 40 เมตร ในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน 3 ชั้นอายุ ๆ ละ 3 แปลง

โดยแต่ละชั้นอายุมีรูปแบบหรือระดับการจัดการกำจัดวัชพืช ในระดับที่ใกล้เคียงกัน ได้แก่ สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปี (เลือกสวนปาล์มน้ำมันอายุ 6 ปี) สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ 10-20 ปี (เลือกสวนปาล์มน้ำมันอายุ 15 ปี) และสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี (เลือกสวนปาล์มน้ำมันอายุ 30 ปี) และพื้นที่ป่าธรรมชาติบริเวณพื้นที่ใกล้เคียงซึ่งอยู่ในอุทยานแห่งชาติเขาปู่-เขาย่า ซึ่งเป็นป่าดิบชื้น (Moist evergreen forest) โดยสุ่มวางแปลงขนาด 40 x 40 เมตร จำนวน 3 แปลง เช่นกัน ทำการสำรวจและเก็บตัวอย่างเฟิร์น ช่วงเดือนกรกฎาคม ถึง สิงหาคม พ.ศ. 2565 ทั้งเฟิร์นที่ขึ้นบนดิน (Terrestrial fern) และเฟิร์นอิงอาศัย (Epiphytic fern) ที่อยู่บนต้นปาล์มน้ำมันหรือบนต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก ตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตร ที่ระดับความสูงจากพื้นดินไม่เกิน 2 เมตร เก็บตัวอย่างเฟิร์น บันทึกข้อมูล สภาพถิ่นที่อยู่อาศัย ลักษณะวิสัย และลักษณะสัณฐานวิทยา พร้อมถ่ายภาพ

3. การวิเคราะห์ข้อมูล

3.1 การระบุชนิดตัวอย่างเฟิร์นที่เก็บมาโดยใช้ลักษณะสัณฐานวิทยาเพื่อตรวจหาชื่อพฤกษศาสตร์ที่ถูกต้องจากเอกสารทางอนุกรมวิธานเฟิร์นทั้งในประเทศและต่างประเทศ เช่น Flora of Thailand Volume 3 part1,2,3 และ 4 (Tagawa & Iwatsuki, 1979, 1985, 1988 and 1989) จากนั้นนำชื่อพฤกษศาสตร์ที่ได้ไปเปรียบเทียบกับชื่อพฤกษศาสตร์ที่เป็น “accepted name” โดยอ้างอิงตาม Plants of The Worlds Online (2022) จากรายงานของ Thongtham (1980) ได้จำแนกเฟิร์นตามแหล่งที่อยู่ออกได้เป็น 4 ประเภท ได้แก่ เฟิร์นที่ขึ้นบนดิน (Terrestrial fern) เฟิร์นที่ขึ้นบนหิน (Lithophytic fern) เฟิร์นอิงอาศัย (Epiphytic fern) และเฟิร์นน้ำ (Aquatic fern) เพื่อให้ง่ายต่อการจำแนกกลุ่มในการศึกษาครั้งนี้ จึงแบ่งประเภทของเฟิร์นออกเป็น 2 ประเภท คือ เฟิร์นที่ขึ้นบนดิน (รวมเฟิร์นที่ขึ้นบนหิน) และเฟิร์นอิงอาศัย ส่วนเฟิร์นน้ำไม่พบในการศึกษาครั้งนี้

3.2 ดัชนีความหลากหลาย (Species diversity index) อ้างตามสมการ Shannon-Weiner index (H') (Washington, 1984)

3.2 ดัชนีความสม่ำเสมอ (Evenness index, E) อ้างตาม Pielou (1975)

3.3 ดัชนีความคล้ายคลึง ของเฟิร์นระหว่างสวนปาล์ม อ้างตามสมการ Sørensen similarity Index (ISs) (Mueller *et al*., 1974)

3.4 ดัชนีความสำคัญ (Importance value index, IVI) อ้างตาม Whittaker (1970) พิจารณาจากค่าความถี่ในการปรากฏ และค่าความเด่นในด้านการปกคลุมพื้นที่เป็นหลัก

ผลและวิจารณ์

1. ความหลากหลายของเฟิร์นในสวนปาล์มน้ำมันและพื้นที่ป่าธรรมชาติบริเวณใกล้เคียง

ในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันทั้ง 3 ชั้นอายุ (น้อยกว่า 10 ปี, 11-20 ปี และมากกว่า 20 ปี) พบเฟิร์นทั้งหมด 7 วงศ์ 20 สกุล 26 ชนิด (Table 1) เป็นเฟิร์นขึ้นบนดิน (Terrestrial fern) 16 ชนิด และเฟิร์นอิงอาศัย (Epiphytic fern) 10 ชนิด โดยวงศ์ที่พบมากที่สุดคือ วงศ์ Polypodiaceae (8 สกุล 8 ชนิด) รองลงมาคือ วงศ์ Pteridaceae วงศ์ Aspleniaceae และวงศ์ Schizaeace ตามลำดับ

Table 1 List of fern species and habitats in oil palm plantations and forest at Si Banphot District, Phatthalung Province.

Family	Thai names	Botanical names	Habits	Forest	Oil palm plantations		
					P1	P2	P3
Aspleniaceae	**ข้าหลวงหลังลาย**	*Asplenium nidus* L.	E	X	X	X	X
	ปรงสวน	*Stenochlaena palustris* (Burm.f.) Bedd	T				X
	ผักกูดป่า	*Thelypteris dentata* (Forssk.) E.P.St.John	T	X			
	กูดตอง	*Thelypteris repanda* (Fée) C.V.Morton	T	X			
	กูดป่า sp. I	*Thelypteris* sp. I	T	X			
	กูดป่า sp. II	*Thelypteris* sp. II	T			X	
Cyatheaceae	**กูดต้น**	*Alsophila borneensis* (Copel.) R.M.Tryon	T	X			
Gleicheniaceae	**โชน**	*Dicranopteris speciosa* (C.Presl) Holttum	T	X			
Marattiaceae	**ว่านกีบแรด**	*Angiopteris evecta* (G.Forst.) Hoffm.	T	X			
Polypodiaceae	**ว่านนาคราช**	*Davallia denticulata* (Burm.fil.) Mett. Ex Kuhn.	E		X	X	X
	กูดว่าว	*Drynaria sparsisora* (Desv.) T.Moore.	E			X	X
	กระปรอกหางสิงห์	*Microsorum punctatum* (L.) Copel.	E	X	X	X	X
	เฟิร์นก้างปลา	*Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott	E		X	X	X
	ยายแพก	*Phymatosorus scolopendria* (Burm.f.) Pic.Serm.	E			X	X
	กูดกบ	*Pleocnemia irregularis* (C.Presl) Holttum	T	X			
	ผักปีกไก่	*Pyrrosia lanceolata* (L.) Farw.	E				X
	กูดกวาง	*Tectaria impressa* (Fée) Holttum	T	X			
Pteridaceae	**ก้านดำใบนวล****	*Adiantum latifolium* Lam.	T	X	X	X	
	ว่านหางนกยูง	*Antrophyum callifolium* Blume	E	X			
	กูดปีกไก่	*Haplopteris ensiformis* (Sw.) E.H.Crane	E			X	X
	ทุรัง	*Haplopteris scolopendrina* (Bory) C.Presl	E				X
	เฟินเงิน	*Pteris ensiformis* Burm.f.	T			X	
	กูดปรง	*Taenitis blechnoides* (Willd.) Sw.	T				X
Schizaeaceae	**ลิเภาหางไก่**	*Lygodium circinnatum* (Burm.f.) Sw.	T	X			
	กูดก๊อง	*Lygodium polystachyum* Wall. ex. Moore.	T	X			X
	ลิเภาใหญ่	*Lygodium salicifolium* C.Presl.	T			X	X
Total	**26**			**14**	**5**	**11**	**13**

Remarks: E=Epiphytic ferns, T=Terrestrial ferns, **=Exotic fern, and P1, P2 and P3 indicated oil palm plantation in different ages, < 10, 1-20, and > 20-year-old, respectively.

ในภาพรวมของสวนปาล์มน้ำมัน พบว่า เฟิร์นที่มีค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุด 3 ลำดับแรก ได้แก่ เฟิร์นก้างปลา (37.28%) ว่านนาคราช (21.67%) และก้านดำใบนวล (17.95%) (Figure 1) ส่วนในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุต่าง ๆ นั้น พบว่าเฟิร์นที่มีค่าดัชนีความสำคัญสูงยังเป็นกลุ่มเดียวกันกับชนิดที่พบในภาพรวมของสวนปาล์มน้ำมัน (Table 2) ส่วนในป่าดิบชื้นพบว่าเฟิร์นที่มีค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุด 3 ลำดับแรก ได้แก่ ว่านกีบแรด (44.15%) โชน (37.48%) และกูดกบ (33.36%) ซึ่งแตกต่างกันอย่างชัดเจนกับชนิดเฟิร์น 3 ลำดับแรกที่พบในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน

Figure 1 Some fern species found in this study; A) *Davallia denticulata* (Burm.fil.) Mett. Ex Kuhn., B) *Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott, C) *Drynaria sparsisora* (Desv.) T.Moore., D) *Asplenium nidus* L., E) *Adiantum latifolium* Lam., F) *Alsophila borneensis* (Copel.) R.M.Tryon, G) *Angiopteris evecta* (G.Forst.) Hoffm., H) *Dicranopteris speciosa* (C.Presl) Holttum, and I) *Pleocnemia irregularis* (C.Presl) Holttum.

จากรายงานของ Chiarawipa *et al.* (2012) ที่พบว่าพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันมีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของเฟิร์นก้างปลา และว่านนาคราช ซึ่งไม่ชอบแดดจัดมากนัก และในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุแตกต่างกันก็ส่งผลทำให้ปริมาณแสง และความชื้นแตกต่างกันกันด้วย นอกจากนั้นระดับความมากน้อยในการจัดการพื้นที่โดยเฉพาะการกำจัดวัชพืชก็ส่งผลกับความหลากหลายของชนิดเฟิร์น Hoshizaki *et al.* (2001) กล่าวว่าสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมกับการเติบโตของเฟิร์น อยู่ที่อุณหภูมิ 21-27 °C และปริมาณน้ำฝนที่ได้รับเพียงพออย่างสม่ำเสมอ

Table 2 Relative frequency (RF), Relative dominance (RDo, based on the cover area) and importance value index (IVI) of the (Top 3) dominant fern species found in the oil palm plantations of 3 different age-classes and the moist evergreen forest.

Oil palm plantations and Forest	Thai names	Species	RF(%)	RDo_0(%)	IVI(%)
All age-class oil palm plantations	เฟิร์นก้างปลา ว่านนาคราช ก้านดำใบนวล	*Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott	10.71	26.57	37.28
		Davallia denticulata (Burm.fil.) Mett. Ex Kuhn.	7.14	14.53	21.67
		Adiantum latifolium Lam.	5.95	12.00	17.95
		Other 13 species	76.20	46.90	123.10
		Summation of 15 species	100	100	200
Less-than-10-year-old oil palm plantation	ก้านดำใบนวล เฟิร์นก้างปลา ยายแพก	*Adiantum latifolium* Lam.	20.00	86.96	106.96
		Nephrolepis biserrata (Sw.) Schott	20.00	11.74	41.74
		Phymatosorus scolopendria (Burm.f.) Pic.Serm.	30.00	0.98	20.98
		Other 2 species	30.00	0.38	30.38
		Summation of 5 species	100	100	200
10-to-20-year-old oil palm plantation	เฟิร์นก้างปลา ก้านดำใบนวล ว่านนาคราช	*Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott	13.04	47.24	60.28
		Adiantum latifolium Lam.	8.70	38.56	47.26
		Davallia denticulata (Burm.fil.) Mett. Ex Kuhn.	13.04	6.62	19.66
		Other 8 species	65.22	7.58	72.80
		Summation of 11 species	100	100	200
More than-20-year-old oil palm plantation	เฟิร์นก้างปลา ว่านนาคราช กูดว่าว	*Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott	8.33	44.56	52.90
		Davallia denticulata (Burm.fil.) Mett. Ex Kuhn.	8.33	34.64	42.97
		Drynaria sparsisora (Desv.) T.Moore.	8.33	6.29	14.62
		Other 10 species	75.01	14.51	89.52
		Sum of 13 species	**100**	**100**	**200**
Moist evergreen forest	ว่านกีบแรด โชน กูดกบ	*Angiopteris evecta* (G.Forst.) Hoffm.	13.33	30.81	44.15
		Dicranopteris speciosa (C.Presl) Holttum	6.67	30.81	37.48
		Pleocnemia irregularis (C.Presl) Holttum	13.33	20.03	33.36
		Other 11 species	6.67	18.35	25.02
		Summation of 14 species	**100**	**100**	**200**

ผลการศึกษาครั้งนี้สอดคล้องกับการศึกษาของ Chiarawipa *et al.* (2012) ที่รายงานการศึกษาเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันที่มีอายุมากกว่า 10 ปีขึ้นไป ที่มีการนำชายผ้าสีดาปักษ์ใต้มาปลูกเป็นพืชร่วมในสวน โดยแปลงสำรวจมีขนาด 1 ไร่ (จำนวนต้นปาล์ม 22 ต้น/ไร่) บริเวณจังหวัดกระบี่ ชุมพร ตรัง สงขลา สตูล และจังหวัดสุราษฎร์ธานี ผลการศึกษาครั้งนี้พบเฟิร์นก้างปลาจำนวนมากและพบได้บ่อยกว่าเฟิร์นชนิดอื่น ๆ และพบว่าในสวนปาล์มน้ำมันอายุมากกว่า 20 ปี มีความหลากหลายชนิดของเฟิร์นอิงอาศัยสูงกว่าสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า กล่าวคือ ในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี พบเฟิร์นจำนวน จำนวน 4 วงศ์ 11 สกุล 13 ทั้งนี้น่าจะเป็นผลมาจากการจัดการพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน (Eksomtramage *et al*., 2003) เนื่องจากสวนปาล์ม

ที่อายุน้อยจะมีการกำจัดวัชพืช การตัดแต่งใบต้นปาล์มน้ำมัน จึงทำให้เฟิร์นบางส่วนถูกกำจัดออกไป ซึ่งต่างจากสวนปาล์มน้ำมันที่มีอายุมากที่จะมีกิจกรรมดังกล่าวน้อย ทำให้มีพื้นที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของเฟิร์นมากกว่า ส่วนผลการศึกษาเฟิร์นในพื้นที่ป่าธรรมชาติซึ่งมีลักษณะพื้นที่เป็นป่าดิบชื้น พบเฟิร์นจำนวน 7 วงศ์ 12 สกุล 14 ชนิด (Table 1) ซึ่งมีจำนวนชนิดของเฟิร์นใกล้เคียงกันกับที่พบในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี และการศึกษาครั้งนี้พบเฟิร์นก้านดำใบนวล ซึ่งเป็นเฟิร์นต่างถิ่น (Exotic fern) ทั้งในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันและพื้นที่ป่าดิบ Simma *et al*. (2008) ได้ศึกษาความหลากหลายของเฟิร์นในอุทยานแห่งชาติเขาปู่-เขาย่า (ซึ่งสำรวจในบริเวณใกล้เคียงกับป่าดิบชื้นที่ได้ทำการสำรวจในการศึกษาครั้งนี้) พบเฟิร์นทั้งหมด 17 วงศ์ 29 สกุล 52 ชนิด และระบุว่าพบเฟิร์นก้านดำใบนวล เป็นเฟิร์นต่างถิ่นที่พบได้บริเวณรอยต่อของพื้นที่ป่าธรรมชาติกับพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน Boonkerd *et al*. (2008) รายงานการพบเฟิร์นก้านดำใบนวล พื้นที่อุทยานแห่งชาติเขานัน จังหวัดนครศรีธรรมราช ซึ่งถูกนำเข้ามาปลูกและกระจายพันธุ์ตามธรรมชาติได้ดีในพื้นล่างของป่า เฟิร์นก้านดำใบนวลเป็นเฟิร์นท้องถิ่น (Native fern) ของทวีปอเมริกากลาง และพบว่ามีสถานะเป็นพืชต่างถิ่นที่รุกราน (Invader exotic plant) ในพื้นที่เกาะชวา ประเทศอินโดนีเซีย (Muhaimin, 2017)

2. ค่าดัชนีความหลากหลายและความสม่ำเสมอ

ผลการศึกษาพบว่าพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี มีค่าดัชนีความหลากหลายและดัชนีความสม่ำเสมอสูงสุด (H'=2.08, E=0.84) รองลงมาได้แก่ พื้นที่ป่าดิบชื้น (H'=1.12, E=0.72) พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ 10-20 ปี (H'=0.72, E=0.37) และพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปี (H'=0.35, E=0.24) ตามลำดับ เฟิร์นที่พบส่วนใหญ่ในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี เช่น เฟิร์นก้างปลา ว่านนาคราช กระปรอกหางสิงห์ กูดว่าว และข้าหลวงหลังลาย ซึ่งพบบ่อยพอ ๆ กัน ส่วนในพื้นที่ป่าดิบชื้นจะพบว่านกีบแรดบ่อยกว่าและปกคลุมพื้นที่มากกว่าเฟิร์นชนิดอื่น ๆ มาก ทำให้มีค่าดัชนีความสม่ำเสมอต่ำกว่า สอดคล้องกับ Musigapong *et al.* (2018) ที่ทำการศึกษาเฟิร์นในสวนยางพาราที่มีอายุต่างกัน เนื่องจากสวนยางพาราในชั้นอายุต่ำกว่ามีปริมาณแสงและการจัดการวัชพืชที่มากกว่า ทำให้ความหลากหลายของชนิดเฟิร์นมีมากกว่าในพื้นที่สวนยางพาราในชั้นอายุที่สูงกว่า ซึ่งมีปริมาณแสงและการจัดการวัชพืชที่น้อยกว่า จากการศึกษาพบชนิดเฟิร์นที่ต้องการแสงมากและปริมาณความชื้นค่อนข้างต่ำ เช่น โชนและกูดก๊อง ส่วนชนิดเฟิร์นที่ต้องการแสงน้อยและปริมาณความชื้นที่ค่อนข้างสูง เช่น ว่านกีบแรดและว่านนกยูง สอดคล้องกับ Chau *et al*. (2017) ที่รายงานว่าเฟิร์นสกุลโชนเป็นเฟิร์นที่ชอบแสงแดดจัดและมีการกระจายปกคลุมพื้นที่บริเวณกว้าง

3. ความคล้ายคลึงของเฟินระหว่างสวนปาล์มน้ำมัน

เมื่อพิจารณาค่าดัชนีความคล้ายคลึง Sørensen similarity index (ISs) ระหว่างพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุแตกต่างกันและพื้นที่ป่าดิบชื้น พบว่า พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า

10 ปี และชั้นอายุ 10-20 ปี มีค่าดัชนีความคล้ายคลึงสูงสุด (62.50% หรือมีความแตกต่างกันเพียง 37.50%) และสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปีกับพื้นที่ป่าดิบชื้นมีค่าดัชนีความคล้ายคลึงต่ำสุด (21.05% หรือมีความแตกต่างกันถึง 78.95%) (Table 3)

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันอายุน้อยกว่า 10 ปี และสวนปาล์มน้ำมันอายุ 10-20 ปี ชนิดของเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 5 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย กูดว่าว ยายแพก เฟิร์นก้างปลา และก้านดำใบนวล

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันอายุน้อยกว่า 10 ปี และสวนปาล์มน้ำมันอายุมากกว่า 20 ปี ชนิดเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 4 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย กูดว่าว ยายแพก และเฟิร์นก้างปลา

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ 10-20 ปี และสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปี ชนิดของเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 8 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย ว่านนาคราช กูดว่าว กระปรอกหางสิงห์ เฟิร์นก้างปลา ยายแพก กูดปีกไก่ และลิเภาใหญ่

Table 3 Sørensen similarity index (ISs) of ferns of 3 different age-classes and the forest.

Oil palm plantations and forest	Sørensen similarity index (ISs) (%)			
	P1	P2	P3	F
Less-than-10-year-old oil palm plantation (P1)	-	71.43	44.44	22.22
10-to-20-year-old oil palm plantation (P2)	28.57	-	69.57	17.39
More-than-20-year-old oil palm plantation (P3)	55.56	30.43	-	22.22
Moist evergreen forest (F)	77.78	82.61	77.78	-

Remarks: Values in the White-area represent the percentage of similarity while those in the Grey-area represent the percentage of dissimilarity.

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันอายุน้อยกว่า 10 ปี และพื้นที่ป่าดิบชื้น ชนิดของเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 2 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย และก้านดำใบนวล

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันอายุ 10-20 ปี และพื้นที่ป่าดิบชื้น ชนิดของเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 3 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย กระปรอกหางสิงห์ และก้านดำใบนวล

พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันอายุมากกว่า 20 ปี และพื้นที่ป่าดิบชื้น ชนิดของเฟิร์นที่พบทั้ง 2 พื้นที่ จำนวน 3 ชนิด คือ ข้าหลวงหลังลาย กระปรอกหางสิงห์ และกูดก๊อง

สรุป

ความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันทั้ง 3 ชั้นอายุ (น้อยกว่า 10 ปี, 11-20 ปี และมากกว่า 20 ปี) พื้นที่อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง พบเฟิร์นทั้งหมด 7 วงศ์ 20 สกุล 26 ชนิด เป็นเฟิร์นอิงอาศัย (epiphytic fern) 10 ชนิด และเฟิร์นขึ้นบนดิน (terrestrial fern) 16 ชนิด โดยในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปี พบเฟิร์น จำนวน 3 วงศ์ 5 สกุล 5 ชนิด ในสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ 10-20 ปี จำนวน 4 วงศ์ 11 สกุล 11 ชนิด และในสวนปาล์มชั้นอายุมากกว่า 20 ปี จำนวน จำนวน 4 วงศ์ 11 สกุล 13 ชนิด โดยในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ

มากกว่า 20 ปี มีความหลากหลายชนิดของเฟิร์นอิงอาศัยสูงกว่าในสวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า ส่วนความหลากหลายของเฟิร์นที่พบในพื้นที่ป่าธรรมชาติในพื้นที่ใกล้เคียงซึ่งเป็นป่าดิบชื้นในเขตอุทยานแห่งชาติ พบว่ามีเฟิร์น 7 วงศ์ 12 สกุล 14 ชนิด ซึ่งแม้ว่ามีจำนวนชนิดใกล้เคียงกันกับที่พบในพื้นสวนปาล์มชั้นอายุมากกว่า 20 ปี แต่ค่อนข้างแตกต่างกันในชนิดของเฟิร์นที่พบ

ค่าดัชนีความหลากหลาย และค่าดัชนีความสม่ำเสมอในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุต่าง ๆ และพื้นที่ป่าดิบชื้นพบว่าเป็นไปในทิศทางเดียวกัน โดยพบว่า พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุมากกว่า 20 ปีมีค่าสูงสุด รองลงมาได้แก่ พื้นที่ป่าดิบชื้น พื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุ 10-20 ปี และพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุน้อยกว่า 10 ปี ตามลำดับ ชนิดของเฟิร์นที่มีค่าดัชนีความสำคัญสูงเป็นลำดับต้น ๆ ในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันชั้นอายุต่าง ๆ เป็นชนิดเดียวกันหรือใกล้เคียงกัน แต่มีความแตกต่างกันอย่างชัดเจนกับชนิดเฟิร์นที่พบในพื้นที่ป่าดิบชื้น ส่งผลให้ดัชนีความคล้ายคลึงของเฟิร์นที่พบในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันและพื้นที่ป่าดิบชื้นมีค่าค่อนข้างต่ำ หรือมีความแตกต่างกันมาก จะเห็นได้ว่าแม้ว่าในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันจะมีความหลากหลายของเฟิร์นค่อนข้างสูง แต่ก็มักจะเป็นเฟิร์นที่พบได้ในพื้นที่ป่าที่ถูกรบกวน และชนิดเฟิร์นที่พบนั้นก็ค่อนข้างแตกต่างกับที่พบในป่าดิบชื้นตามธรรมชาติ ยิ่งไปกว่านั้นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันยังพบเฟิร์นก้านดำใบนวลซึ่งเป็นเฟิร์นต่างถิ่นที่เคยมีการรายงานสถานะว่าเป็นพืชต่างถิ่นที่รุกรานในพื้นที่อื่น ดังนั้นการพิจารณาเพียงแค่จำนวนชนิดและปริมาณของเฟิร์นที่พบในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมัน แล้วนำไปสรุปว่าสวนปาล์มน้ำมัน เหมาะสมสำหรับการเป็นพื้นที่เพื่อการอนุรักษ์เฟิร์นนอกถิ่นที่อยู่อาศัย (*Ex-Situ* conservation) จึงไม่น่าจะถูกต้องนัก เพราะอย่างไรก็ตามผลประโยชน์ที่ได้จากพื้นที่ป่าธรรมชาติ ไม่ว่าจะเป็นประโยชน์ทางตรง (direct benefits) หรือประโยชน์ทางอ้อม (indirect benefits) ทั้งต่อมนุษย์ สิ่งมีชีวิตหรือสิ่งที่ไม่มีชีวิตอื่น ๆ หรือต่อระบบนิเวศอื่น ๆ ย่อมเห็นได้ชัดเจนและเป็นประโยชน์ต่อส่วนรวม มากกว่าประโยชน์ที่เกิดจากสวนปาล์มน้ำมัน

เอกสารอ้างอิง

Boonkerd, T., S. Chantanaorrapint, & W. Khwaiphan. 2008. Pteridophyte Diversity in the Tropical Lowland Rainforest of Khao Nan National Park, Nakhon Si Thammarat Province, Thailand. **The Natural History Journal of Chulalongkorn University** 8(2): 83-97.

Chau, N.L., & L.M. Chu. 2017. Fern cover and the importance of plant traits in reducing erosion on steep soil slopes. **Catena** 151: 98-106. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.016

Chiarawipa, R., M. Ruangkhanap, & A. Chantanaorrapint. 2012. Fern diversity and growth development of staghorn fern (*Platycerium coronarium* J.G. Koen.ex. Muell, Desv) under oil palm plantation. **King Mongkut's Agricultural Journal** 30(1): 32-42. (in Thai)

Christenhusz, M. J. M., M. F. Fay, & M. W. Chase. 2017. **Plants of the World**. Royal Botanic Gardens, Kew, UK. and The University of Chicago Press, USA.

Eksomtramage, T., C. Nilnond, T. Jantaraniyom, P. Tongkum, & W. Leowarin. 2003. **Oil palms plantation and plantation management handbook**. Faculty of Natural Resources, Prince of Songkla University.

Hoshizaki, B.J, & R.C. Moran. 2001. **Fern Grower's Manual, 2nd Edition**, Timber Press, New York.

Lindsay, S., D. J. Middleton, T. Boonkerd, & S. Suddee. 2009. Towards a stable nomenclature for Thai ferns. **Thai Forest Bulletin (Botany)** 37: 64-106.

Marod, D. 2011. **Sampling technique and plant Community analysis**, Bangkok, Thailand: department of Forest Biology. Faculty of Forestry, Kasetsart University. (In Thai)

Mueller-Dombois, D., & H. Ellenberg. 1974. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. John Wiley & Sons, New York.

Muhaimin, M. 2017. *Adiantum latifolium* Lam. (Pteridaceae); a newly naturalized fern in Java, Indonesia. **Floribunda** 5(6): 220-225.

Musigapong, P., R. Chiarawipa, & A. Chantanaorrapint. 2018. Diversity of plant species in an ecological rubber plantation in southern Thailand: utilization and economic value for a rubber-based intercropping system. **Songklanakarin Journal of Plant Science** 5 (3): 36-51. (In Thai)

National Parks of Thailand. 2022. **Khao Pu-Khao Ya National Park.** https://nps.dnp.go.th/parksdetail.php?id=53. (Accessed: August 31, 2022). (In Thai)

Pielou, E. C. 1975. **Ecological diversity**. Willey & Sons, New York.

Piamcharoenwut, T., A. Chantanaorrapint, & S. Chantanaorrapint. 2021. Diversity of Pteridophytes at Khao Ngon Nak, Krabi. **Songklanakarin Journal of Plant Science** 8 (2): 105-111. (In Thai)

Plants of the World Online. 2022. **Plants of the World Online.** https://powo.science.kew.org/. (Accessed: August 31, 2022).

Saharizan, N, M.F.A. Karim, N.H. Madzri, N.A. Fikri, N.S. Adnan, N.B. Ali, M.A. Abas, N. A. Amaludin, & R. Zakaria. 2021. Species diversity of pteridophytes in oil palm plantations at Segamat, Johor. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.** 756(1)**:** 104-111**.** https://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/756/1/012038.

Simma, R, S. Masuthon, C. Thongtham, & D. Marod. 2008. **Taxonomy of ferns at Khao Pu Khao Ya national park, Phatthalung province**, pp. 104-111. *In* Proceedings of 46th Kasetsart University Annual Conference: Science. 29 January-1 February. 2008, Kasetsart University Bangkok. (In Thai)

Sørensen T A. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons .**Biologiske skrifter** 5: 1-34.

Sungkeaw. S. 2019. Field Dendrology, pp. 7-635. *In* Sungkeaw, S and A. Teerawatananon (eds.).

Field Dendrology. Kasetsart University, Bangkok. (In Thai)

Tagawa, M, & K. Iwatsuki. 1979. Pteridophytes, pp. 1-128. In T. Smitinand and K. Larsen, eds. **Flora of Thailand** Vol. 3 Pt. 1. Tistr Press, Bangkok.

Tagawa, M, & K. Iwatsuki. 1985. Pteridophytes, pp. 129-296. In T. Smitinand and K. Larsen, eds. **Flora of Thailand** Vol. 3 Pt. 2. Phonphan Printing Co. Ltd., Bangkok.

Tagawa, M, & K. Iwatsuki. 1988. Pteridophytes, pp. 297-480. In T. Smitinand and K. Larsen, eds. **Flora of Thailand** Vol. 3 Pt. 3. Chutima Press, Bangkok.

Tagawa, M, & K. Iwatsuki. 1989. Pteridophytes, pp. 481-639. In T. Smitinand and K. Larsen, eds. **Flora of Thailand** Vol. 3 Pt. 4. Chutima Press, Bangkok.

Thongtham, C. 1980. Ecology of ferns in Thailand. **Horticulture Journal** 15(1): 11-28. (In Thai)

Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research** 18: 653-694.

Whittaker, R. H. 1970. **Communities and Ecosystems**. Macmillan co., Collier-Macmillan Ltd., London.

นิพนธ์ต้นฉบับ

การปนเปื้อนไมโครพลาสติกในลูกอ๊อดสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกสามชนิด: ผลกระทบต่อระบบนิเวศของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก

จันทร์ทิพย์ ช่วยเงิน[1], พรสุรีย์ ทองสุข[1], อิงอร ไชยเยศ[2],
รัชต โปชยะวณิช[3], สัญชัย เมฆฉาย[4] และ ยอดชาย ช่วยเงิน[1*]

รับต้นฉบับ: 24 มีนาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 10 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 13 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การศึกษานี้มุ่งศึกษาการปรากฏและลักษณะของไมโครพลาสติกในลูกอ๊อดสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก 3 ชนิด คือ กบนา เขียดบัว และอึ่งอ่างบ้าน

วิธีการ: เก็บตัวอย่างลูกอ๊อดจากพื้นที่ศึกษา 2 จังหวัด คือ บึงกาฬและขอนแก่น สลบลูกอ๊อดด้วยสารละลายคลอรีโทนและเก็บรักษาสภาพด้วยแอลกอฮอล 70% จำแนกชนิดลูกอ๊อดโดยการศึกษาลักษณะสัณฐานวิทยาภายนอกเปรียบเทียบกับคำบรรยายลักษณะที่เกี่ยวข้อง ดำเนินการย่อยลูกอ๊อดด้วยไฮโดรเจนเพอร์ออกไซด์ความเข้มข้น 30% โดยบ่มที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส แล้วปล่อยให้ตกตะกอนที่อุณหภูมิห้อง จากนั้นกรองเศษเหลือจากการย่อยด้วยกระดาษกรอง Whatman เบอร์ 1 (110 มม.) และนำกระดาษกรองมาตรวจหาชิ้นส่วนไมโครพลาสติกด้วยกล้องสเตอริโอ Nikon SMZ-745T ถ่ายภาพและวัดขนาดไมโครพลาสติกด้วยโปรแกรม NIS Elements

ผลการศึกษา: การศึกษานี้ใช้ตัวอย่างลูกอ๊อด 12 ตัวอย่าง ประกอบด้วย ลูกอ๊อดกบนา 3 ตัวอย่าง (TL เฉลี่ย 17.5±1.03; ระยะ 29) เขียดบัว 3 ตัวอย่าง (TL เฉลี่ย 38.5±5.69; ระยะ 43) และอึ่งอ่างบ้าน 6 ตัวอย่าง (TL เฉลี่ย 26.8±1.23; ระยะ 38) ผลการศึกษาพบชิ้นส่วนไมโครพลาสติกจำนวน 26 ชิ้น ประกอบด้วยชิ้นพลาสติกที่เป็นแผ่นและเส้นใย อึ่งอ่างบ้านพบจำนวนไมโครพลาสติกมากที่สุด (15 ชิ้น) ซึ่งทั้งหมดเป็นเส้นใย ลูกอ๊อดทั้ง 3 ชนิด พบไมโครพลาสติกที่มีขนาดแตกต่างกัน โดยกบนาพบไมโครพลาสติกแบบแผ่นจำนวนมากกว่า

สรุป: การศึกษานี้รายงานการพบไมโครพลาสติกในลูกอ๊อดสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกจากประเทศไทย และย้ำถึงความสำคัญของการศึกษาเพิ่มเติมในอนาคต

คำสำคัญ: ไมโครพลาสติก, สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก, ลูกอ๊อด, การปนเปื้อน, นิเวศวิทยา

[1]สาขาวิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น จังหวัดขอนแก่น 40002
[2]สาขาวิชาเกษตรศาสตร์และสหกรณ์ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช จังหวัดนนทบุรี 11120
[3]คณะสหวิทยาการ มหาวิทยาลัยขอนแก่น วิทยาเขตหนองคาย จังหวัดหนองคาย 43000
[4]พิพิธภัณฑ์ธรรมชาติวิทยา องค์การพิพิธภัณฑ์วิทยาศาสตร์แห่งชาติ จังหวัดปทุมธานี 12120
***ผู้รับผิดชอบบทความ**: Email: yodchaiy@kku.ac.th
https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.03

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 305-316 (2567)

ORIGINAL ARTICLE

Microplastic Contamination in Three Amphibian Species: Implications for Amphibian Ecosystems

Chantip Chuaynkern[1], Pornsuree Tongsuk[1], Aingorn Chaiyes[2],
Ratchata Phochayavanich[3], Sunchai Makchai[4], and Yodchaiy Chuaynkern[1*]

Received: 24 March 2024 Revised: 10 June 2024 Accepted: 13 June 2024

ABSTRACT

Background and Objectives: This study aims to investigate the presence and characteristics of microplastics in the tadpoles of three amphibian species: *Hoplobatrachus chinensis, Hylarana erythraea*, and *Kaloula pulchra*.

Methodology: Tadpole samples were collected from two study areas, Bueng Kan and Khon Kaen provinces. The tadpoles were euthanized with chlorotone solution and preserved in 70% alcohol. The species were identified by examining external morphological characteristics and comparing them with relevant descriptions. The tadpoles were digested using 30% hydrogen peroxide at 60°C, then allowed to settle at room temperature. The remaining residue was filtered using Whatman No. 1 filter paper (110 mm), and the filter paper was examined for microplastic particles using a Nikon SMZ-745T stereo microscope. Images and measurements of the microplastics were taken using the NIS Elements software.

Main Results: This study used 12 tadpole samples, consisting of 3 tadpoles of *H. chinensis* (average TL 17.5±1.03; stage 29), 3 *Hy. erythraea* (average TL 38.5±5.69; stage 43), and 6 *K. pulchra* (average TL 26.8±1.23; stage 38). The results revealed a total of 26 microplastic particles, comprising both fragments and fibers. The banded bullfrog had the highest number of microplastics (15 particles), all of which were fibers. Microplastics of varying sizes were found in all three species, with the rice frog showing a higher number of fragment-type microplastics.

Conclusion: This study reports the presence of microplastics in tadpoles of amphibians from Thailand and emphasizes the importance of further research in the future.

Key words: Microplastics, amphibians, tadpoles, contamination, ecology

[1]Department of Biology, Faculty of Science, Khon Kaen University, Khon Kaen, 40002, Thailand

[2]School of Agriculture and Cooperatives, Sukhothai Thammathirat Open University, Nonthaburi, 11120, Thailand

[3]Faculty of Interdisciplinary Studies, Khon Kaen University, Nongkhai Campus, Nong Khai, 43000, Thailand

[4]Thailand Natural History Museum, National Science Museum, Pathum Thani, 12120, Thailand

***Corresponding author**: Email: yodchaiy@kku.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.03

Introduction

Microplastic pollution has emerged as a significant environmental concern globally, with its detrimental impacts extending across various ecosystems (Barnes *et al*., 2009; Wagner *et al.*, 2014; Wu *et al*., 2017; Munno *et al*., 2018; Singh *et al*., 2021). Anuran tadpoles, as integral components of aquatic ecosystems, are susceptible to the effects of microplastic contamination due to their reliance on aquatic habitats during their early life stages (Hu *et al*., 2018; Araújo & Malafaia, 2020; Hou & Rao, 2022). Despite growing awareness of microplastic pollution (Wu *et al.*, 2017), studies investigating its presence and potential impacts on amphibians, particularly tadpoles, remain limited.

Northeastern Thailand, characterized by its rich biodiversity and extensive freshwater habitats, serves as an ideal region to assess microplastic contamination in anuran tadpoles. This preliminary study aims to assess the prevalence of microplastic pollution in tadpoles belonging to three common species: *Hoplobatrachus chinensis* (family Dicroglossidae, *Kaloula pulchra* (family Microhylidae), and *Hylarana erythraea* (family Ranidae), inhabiting in freshwater environments across in northeastern Thailand. These species *H. chinensis*, *K. pulchra*, and *Hy. erythraea* are widespread species found in various aquatic habitats, including ponds, marshes, and rice fields throughout the country (Chuaynkern & Chuaynkern, 2012; Chuaynkern & Duengkae, 2014; Frost, 2024). Despite their ecological importance, tadpoles of these species (along with other Thai species) have remained not investigated concerning microplastic contamination. Through this preliminary assessment, the result reveal to enhance understanding of the potential threat posed by microplastics to anuran tadpoles in northeastern Thailand. This study contributes valuable insights into the extent of microplastic contamination in freshwater ecosystems and underscores the urgency of further research to mitigate its adverse effects on amphibian populations and ecosystem health.

Materials and Methods

Tadpole specimens (Figure 1) were collected from field sites situated in two provinces. *H. chinensis* tadpoles were sourced from Bueng Karn province, while those belonging to *K. pulchra* and *H. erythraea* were collected from Khon Kaen province, specifically obtained from Khon Kaen University. Animal ethics approval, under reference number ACKU66-SCI-019, was granted by the Kasetsart University's Institutional Animal Care and Use Committee, Thailand. Subsequently, the tadpoles were humanely euthanized by immersion in chloretone and then preserved in 70% ethanol. Upon arrival at the laboratory, located within the Department of Biology, Faculty of Science, Khon

Kaen University, the tadpoles underwent detailed examination of their external morphology to facilitate species identification.

The developmental stage of each tadpole was determined following the classification system outlined by Gosner (1960). The measurements of 11 morphological characteristics followed the methods described by Chuaynkern *et al*. (2019). These characteristics include: SVL (snout to vent length), TAL (tail length), TL (total length), MTH (maximum tail height), BH (body height), BW (body width), PP (interpupillary distance), ID (internarial distance), RN (rostro-narial distance), NP (nanopillar distance), and ED (maximum eye diameter). A digital caliper was utilized for conducting these measurements. For characters smaller than 1 mm, measurements were taken using an ocular scale attached to a stereomicroscope. The identification process was carried out in accordance with established taxonomic literature, as referenced in works by Aran *et al.* (2012) and Chuaynkern *et al*. (2023).

To prepare tadpole specimens for the study of microplastics, the tadpoles underwent a series of steps. Initially, they were washed with tap water to remove any traces of ethanol. Subsequently, each tadpole was immersed in 30% hydrogen peroxide and subjected to heat at 60 degrees Celsius for 24 hours or until the tadpole completely digested. The remaining materials were then collected and filled with saturated NaCl solution (prepared by dissolving 250 grams of NaCl per liter of water). The mixture was stirred until the NaCl was fully dissolved and left overnight for sedimentation. The clear solution was then filtered using 11-micron filter paper. The filtered solution was incubated at 60 degrees Celsius for 24 hours or until it was completely dry. Finally, the filter paper was examined under a stereomicroscope to identify microplastics. The type of plastics present was analyzed using Fourier-transform infrared spectroscopy.

Results

This study employed three *H. chinensis* tadpoles (average TL 17.5±1.03, Gosner stage 29), six *K. pulchra* tadpoles (average TL 26.8±1.23, Gosner stage 38), and three *Hy. erythraea* tadpoles (average TL 38.8±5.69, Gosner stage 43) for the assessment of microplastic contamination (Table 1). The identification of these tadpoles (Figure 1) relied on previous descriptions. Specifically, the *H. chinensis* tadpoles were identified according to the descriptions provided by Grosjean *et al*. (2004), Aran *et al.* (2012), and Chuaynkern *et al*. (2023), The *K. pulchra* and *Hy. erythraea* tadpoles were identified based on the descriptions by Chou & Lin (1997) and Inthara *et al*. (2005).

.

Table 1 Morphometric measurements (in mm) of tadpoles from three species: *Hoplobatrachus chinensis*, *Hylarana erythraea*, and *Kaloula pulchra*.

Species	*H. chinensis*	*Hy. erythraea*	*K. pulchra*		Species	*H. chinensis*	*Hy. erythraea*	*K. pulchra*
Gosner stage	29	43	38		BW	3.6±0.36	5.5±0.76	5.6±0.10
No. specimens	3	3	6		PP	2.4±0.34	7.0±1.26	5.2±0.17
SVL	6.6±0.55	10.1±1.26	6.0±0.34		NN	1.0±0.16	6.6±0.19	0.7±0.01
TAL	11.0±0.68	29.4±6.46	20.8±0.95		ID	0.6±0.13	2.4±0.21	1.4±0.10
TL	17.5±1.03	38.8±5.69	26.8±1.23		NP	0.8±0.25	0.9±0.08	1.5±0.03
MTH	1.9±0.23	4.1±0.23	4.3±0.42		ED	0.9±0.10	2.4±0.25	1.6±0.06
BH	2.8±0.40	5.5±0.76	4.6±0.10					

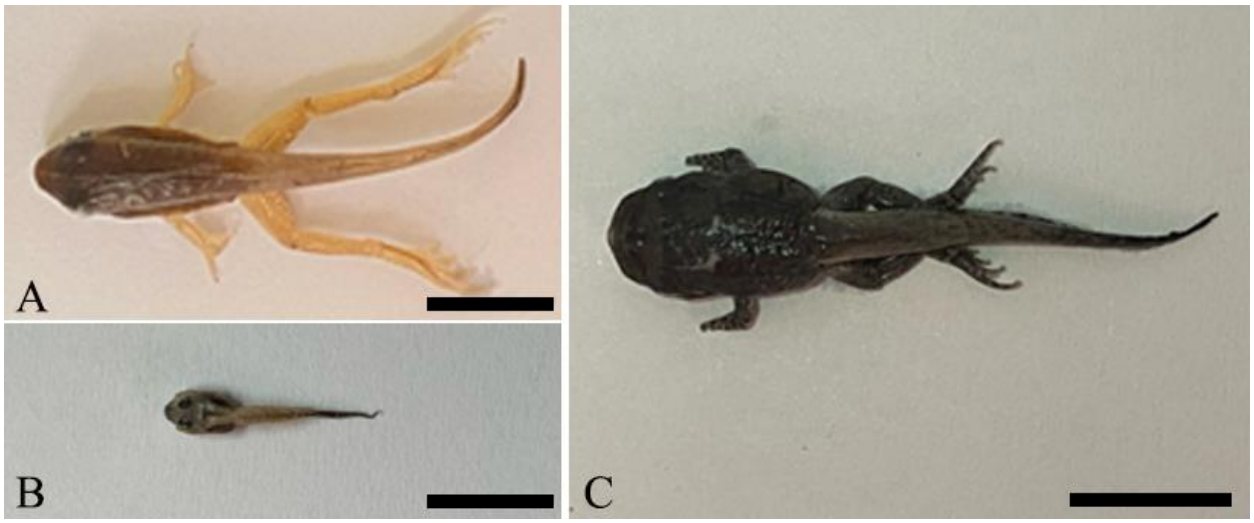


Figure 1 Photographs of preserved three tadpole specimens. A, *Hylarana erythraea*; B, *Hoplobatrachus chinensis*; C, *Kaloula pulchra*. Scale bar equals 10 mm.

Our analysis has revealed the presence of microplastics in tadpoles across all three investigated species: *H. chinensis* (3 individuals), *Hy. erythraea* (3 individuals), and *K. pulchra* (6 individuals) (Table 2, and Figure 2). A total of 26 microplastic pieces, identified as small plates (3 plates) and fibers (23 fibers), were detected among 12 tadpoles of these species. The abundance of microplastics varied among the species, with *K. pulchra* exhibiting the highest count of microplastic pieces (15 fibers), followed by *Hy. erythraea* with 7 microplastic pieces (comprising 2 plates and 5 fibers), and the lowest count observed in *H. chinensis* with 4 microplastic pieces (consisting of 1 plate and 3 fibers). Small microplastic plates were observed in *Hy. erythraea* and *H. chinensis* but not in *K. pulchra* (Table 3). Furthermore, three colors of small microplastic plates were identified: pink, red, and yellow plates. Small microplastic fibers

were prevalent and found in all three tadpole species. Additionally, five colors of small microplastic fibers were detected: black, blue, green, orange, and red fibers. *K. pulchra* exhibited the highest count of small microplastic fibers (15 fibers).

Table 2 Summarizes the presence of microplastics observed in tadpoles of *Hoplobatrachus chinensis, Hylarana erythraea*, and *Kaloula pulchra*.

	Microplastic types (pieces)								**Average (pieces/ individual)**
	Plates			**Fibers**					
	Pink	**Red**	**Yellow**	**Black**	**Blue**	**Green**	**Orange**	**Red**	
H. chinensis	-	-	1	2	1	-	-	-	1.3
Hy. erythraea	1	1	-	3	-	1	-	1	2.3
K. pulchra	-	-	-	4	7	-	2	2	2.5

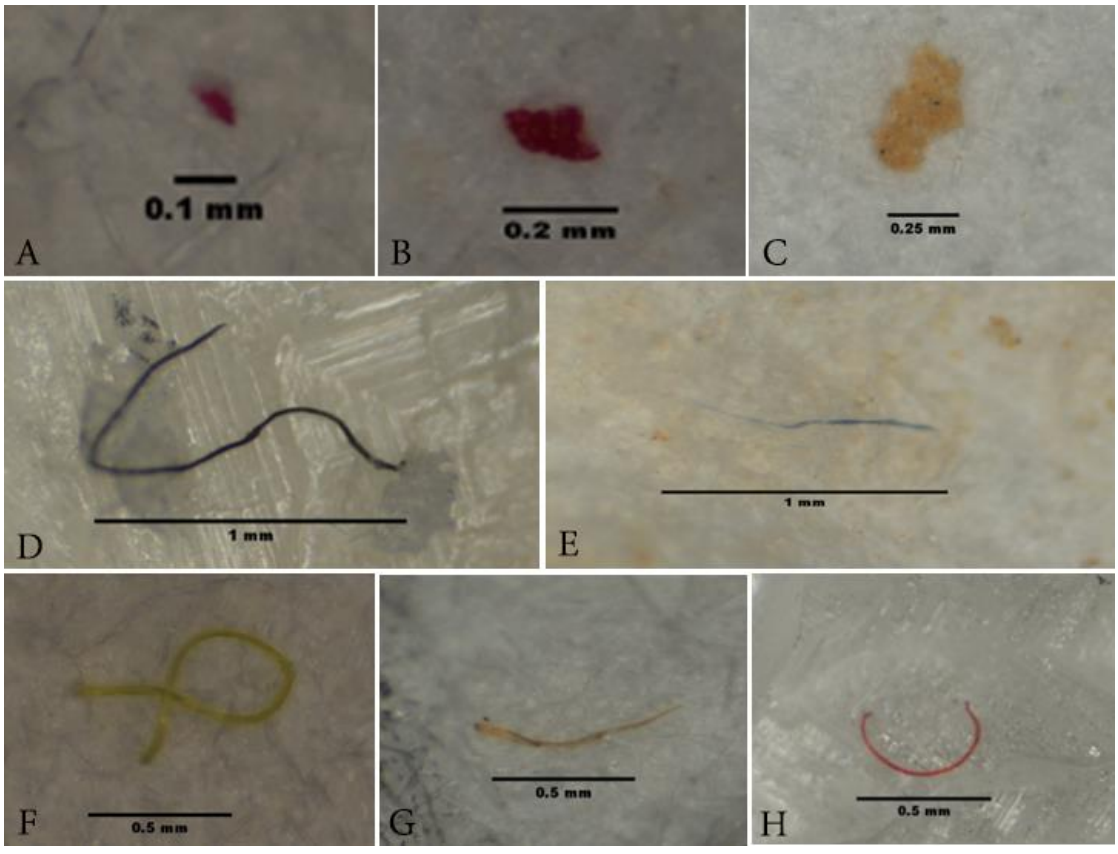


Figure 2 Selected photographs of microplastics found in three tadpole specimens: *Hoplobatrachus chinensis*, *Hylarana erythraea*, and *Kaloula pulchra*. A, Pink plate; B, Red plate; C, Yellow plate; D, Black fiber; E, Blue fiber; F, Green fiber; G, Orange fiber; H, Red fiber

The analysis of microplastics found in three amphibian species, namely *Hy. erythraea*, *H. chinensis*, and *K. pulchra*, revealed intriguing variations in their dimensions (Table 3). *Hy. erythraea* exhibited fiber microplastics with an average width of 0.021 ± 0.005 mm and a

length of 1.713 ± 0.627 mm, while also detecting plate microplastics measuring 0.081 ± 0.070 mm in width and 0.104 ± 0.037 mm in length. Conversely, *H. chinensis* showed slightly larger dimensions for fiber microplastics, with an average width of 0.022 ± 0.005 mm and a length of 1.673 ± 0.926 mm. Notably, this species also found plate microplastics significantly larger than those of *Hy. erythraea*, measuring 0.269 mm in width and 0.445 mm in length. On the other hand, *K. pulchra* displayed fiber microplastics with a narrower width of 0.018 ± 0.004 mm but comparable length of 1.453 ± 0.823 mm. These findings suggest species-specific variations in microplastic dimensions among the studied amphibians, with *Hy. erythraea* and *H. chinensis* exhibiting similar sizes in fiber microplastics but differing significantly in plate microplastics dimensions, highlighting the complexity of microplastic interactions within amphibian ecosystems.

Table 3. Dimensions (in mm) of microplastics found in three tadpole species: *Hoplobabrachus chinensis, Hylarana erythraea*, and *Kaloula pulchra*.

Microplastic type	*H. chinensis*		*Hy. erythraea*		*K. pulchra*	
	Width	**Length**	**Width**	**Length**	**Width**	**Length**
Fiber	0.022±0.005 (0.019-0.027), *n*=3	1.673±0.926 (0.915-2.706), *n*=3	0.021±0.005 (0.016-0.030), *n*=5	1.713±0.627 (0.751-2.506), *n*=5	0.018±0.004 (0.012-0.025), *n*=15	1.453±0.823 (0.517-3.198), *n*=15
Plate	0.269 *n*=1	0.445 *n*=1	0.081±0.070 (0.031-0.130), *n*=2	0.104±0.037 (0.077-0.130), *n*=2	-	-

Discussion

Tadpoles serve as a significant food source in Thailand and elsewhere (Chuaynkern & Duengkae, 1014; Thomas & Buju, 2015). Various species of tadpoles have been consumed in northern and northeastern Thailand for a considerable period (Chuaynkern & Duengkae, 2014). Given the critical role of water environments for amphibians and their susceptibility to environmental changes, numerous studies have indicated the widespread contamination of tadpoles by microplastics (Hu *et al*., 2018; Bibfanti *et al*., 2020, 2021). Our findings represent the initial documentation of microplastic presence in tadpoles of three anuran species from Thailand (*H. chinensis*, *Hy. erythraea*, and *K. pulchra*). These results suggest the potential transfer of microplastics to

subsequent trophic levels in ecosystems, including humans.

Differences in the types of microplastics consumed by three tadpole species (*H. chinensis*, *Hy. erythraea*, and *K. pulchra*) suggest potential variations in microplastic exposure or ingestion among the studied populations, which may be influenced by habitat characteristics, feeding habits, or other ecological variables. Tadpole feeding behavior is affected by various factors, including mouthpart structure and ecological niche. *H. chinensis* and *Hy. erythraea* tadpoles possess distinct mouthpart structures characterized by keratodonts, facilitating grazing on algae and detritus in aquatic habitats (Chou & Lin, 1997; Inthara *et al*., 2005; Aran *et al*., 2012; Moonasa *et al*., 2018; Chuaynkern *et al*., 2023). These tadpoles can scrape and rasp algae efficiently, aiding in their foraging. In contrast, *K. pulchra* tadpoles lack keratodonts and likely exhibit different feeding behaviors. Without specialized structures for grazing, they may rely more on filter or suspension feeding mechanisms to obtain nutrients. They may feed on suspended particles or planktonic organisms in the water column, using their oral discs or other mouthpart adaptations. The absence of keratodonts in *K. pulchra* tadpoles indicates a deviation in their feeding strategy compared to *H. chinensis* and *Hy. erythraea*. While the latter species are adapted for substrate grazing, *K. pulchra* tadpoles may exploit alternative food resources in their environment. These differences in feeding behavior could be attributed to ecological factors such as habitat characteristics, resource availability, and interspecific competition (Altig *et al*., 2007). Moreover, variations in foraging behavior among these tadpole species could affect their growth and development rates, as well as overall fitness and survival. Future studies investigating the specific dietary preferences and foraging efficiencies of these tadpoles could provide valuable insights into their ecological roles and interactions within aquatic ecosystems.

The morphological analysis of microplastics highlights species-specific variations in dimensions, particularly evident in plate microplastics. *H. chinensis* tadpoles displayed larger plate microplastics compared to *H. erythraea*, indicative of potential differences in microplastic sources or accumulation mechanisms between these species. Such variations underscore the complexity of microplastic interactions within amphibian ecosystems and emphasize the importance of considering species-specific responses when assessing the impacts of microplastic contamination.

The identification of multiple colors of microplastic plates and fibers further adds to the diversity of microplastic pollution observed in tadpole habitats. This diversity in color may reflect differences in polymer composition or weathering processes, highlighting the dynamic

nature of microplastic pollution in aquatic environments. Additionally, the prevalence of small microplastic fibers across all tadpole species underscores the ubiquitous nature of microplastic contamination in freshwater ecosystems.

Finally, our study contributes to the growing body of research on microplastic pollution in amphibian habitats, providing insights into the distribution, characteristics, and potential ecological implications of microplastics in tadpole populations. Further investigations are warranted to elucidate the pathways of microplastic exposure, potential effects on tadpole health and development, and broader ecological consequences within amphibian ecosystems.

Conclusion

Our study provides valuable insights into the presence and characteristics of microplastics in tadpoles of three amphibian species: *H. chinensis, Hy. erythraea*, and *K. pulchra*. The investigation revealed a widespread occurrence of microplastics across all studied species, with *K. pulchra* exhibiting the highest microplastic count, primarily comprising fibers. Species-specific variations in microplastic dimensions, particularly in plate microplastics, highlight the complexity of microplastic interactions within amphibian ecosystems. The diversity of microplastic colors observed underscores the dynamic nature of microplastic pollution in freshwater habitats, with potential implications for polymer composition and weathering processes. The prevalence of small microplastic fibers across all tadpole species further emphasizes the ubiquitous nature of microplastic contamination in aquatic environments. These findings underscore the urgent need for continued research to better understand the sources, pathways, and ecological impacts of microplastic pollution in amphibian habitats. Efforts to mitigate microplastic contamination should prioritize species-specific responses and consider the broader implications for amphibian health and ecosystem functioning. Overall, this study contributes to the growing awareness of microplastic pollution in freshwater ecosystems and underscores the importance of addressing this issue to safeguard amphibian biodiversity and ecosystem integrity.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the following individuals and organizations for their contributions to this research. This research and innovation activity is funded by National Research Council of Thailand (NRCT) (N34E670115), and Centre of Excellence on Biodiversity (MHESI) (BDC-PG1-167003). We would like to thank S. Sirila for assistance in the field. We would like to acknowledge the support of Khon Kaen University (Faculty of Science) in

providing us with resources and facilities necessary to conduct this research. We would also like to thank anonymous reviewers for their constructive feedback and critical review of the manuscript. We would also like to acknowledge the contribution of all the study participants who made this research possible. Finally, we would like to express our gratitude to all those who have supported us throughout the course of this research.

References

Altig, R., M.R. Whiles & C.L. Taylor. 2007. What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. **Freshwater Biology** 52: 386-395.

Aran, S., C. Chuaynkern, S. Duengjai & Y. Chuaynkern. 2012. Morphology of some tadpoles in Khon Kaen University, Khon Kaen province. **Journal of Wildlife in Thailand** 19: 41-73.

Araújo, A.P.C., & G. Malafaia. 2020. Can short exposure to polyethylene microplastics change tadpoles' behavior? A study conducted with neotropical tadpole species belonging to order Anura (*Physalaemus cuvieri*). **Journal of Hazardous Materials** 391: 122214.

Barnes, D.K.A., F. Galgani, R. C. Thompson & M. Barlaz. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society** 364: 1985-1998. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205

Bonfanti, P., A. Colombo, M. Saibene, L. Fiandra, I. Armenia, F. Gamberoni, R. Gornati, G. Bernardini & P. Mantecca. 2020. Iron nanoparticle bio-interactions evaluated in *Xenopus laevis* embryos, a model for studying the safety of ingested nanoparticles. **Nanotoxicology** 14: 196-213. https://doi.org/10.1080/17435390.2019.1685695

Bonfanti, P., A. Colombo, M. Saibene, G. Motta, F. Saliu, T. Catelani, D. Mehn, R.L. Spina, J. Ponti, C. Cella, P. Floris & P. Mantecca. 2021. Microplastics from miscellaneous plastic wastes: physico-chemical characterization and impact on fish and amphibian development. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 225: 112775. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112775

Chou, W.-H., & J.-Y. Lin. 1997. Tadpoles of Taiwan. Special Publication No.7, National Museum of Natural Science.

Chuaynkern, Y., & C. Chuaynkern. 2012. A checklist of amphibians in Thailand. **Journal of Wildlife in Thailand** 19: 163-211.

Chuaynkern, C., N. Kaewtongkum, P. Duengkae & Y. Chuaynkern. 2019. Tadpoles of Khao Wang frog *Humerana miopus* (Amphibia, Ranidae): Description of external morphology and buccal anatomy. **Maejo**

International Journal of Science and Technology 13(3): 217-230.

Chuaynkern, Y., & P. Duengkae. 2014. Decline of amphibians in Thailand. Conservation Biology of Amphibians of Asia. Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere (eds H. Heatwole and I. Das). Pp.233-263.

Chuaynkern, C., P. Thongproh, L. Waiprom, S. Makchai, P. Duengkae, S. Duangjai, & Y. Chuaynkern. 2023. Larval description of the Salween frog *Hoplobatrachus salween* (Anura: Dicroglossidae) from northwestern Thailand. **Agricultural and Natural Resources** 57: 371-378.

Frost, D.R. 2024. **Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.2** (22 March 2024). Electronic Database accessible at https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001

Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. **Herpetologica** 16: 183-190.

Grosjean, S., M. Vences & A. Dubois. 2004. Evolutionary significance of oral morphology in the carnivorous tadpoles of tiger frogs, genus *Hoplobatrachus* (Ranidae). **Biological Journal of the Linnean Society** 81: 171-181.

Hou, M.D., & Q.D. Rao. 2022. Microplastics: Their effects on amphibians and reptiles. **Zoological Society of Pakistan** 54: 2931-2951.https://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/20210820080823

Hu, L., M. Chernick, D.E. Hinton & H. Shi. 2018. Microplastics in small waterbodies and tadpoles from Yangtze River delta, China. **Environmental Science & Technology** 52: 8885-8893. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02279

Inthara, C., V. Laohachinda, J. Nabhitabhata, Y. Chuaynkern & P. Kumtong. 2005. Mouth part structures and distribution of some tadpoles from Thailand. **The Thailand Natural History Museum Journal** 1: 55-78.

Moonasa, B., P. Thongproh, E. Phetcharat, W. Kingwongsa, P. Ratree, P. Duengkae, T. Somdee, Y. Chuaynkern & C. Chuaynkern. 2018. The stomach contents of some anuran tadpoles from Thailand. **Journal of Wildlife in Thailand** 25: 21-40.

Munno, K., K.A. Helm, D.A. Jackson, C. Rochman & A. Sims. 2018. Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles. **Environmental Toxicology and Chemistry** 37: 91-98. https://doi.org/10.1002/etc.3935

Singh, N., A. Mondal, A. Bagri, E. Tiwari, N. Khandelwal, F.A. Monikh & G.K. Darbha. 2021. Characteristics and spatial distribution of microplastics in the lower Ganga River water and sediment. **Marine Pollution Bulletin** 163: 111960.https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111960

Thomas, A. & S.D. Buju. 2015. Tadpole consumption is a direct threat to the endangered purple frog, *Nasikabatrachus sahyadrensis*. **Salamandra** 51: 252-258.

Wagner, M., C. Scherer, D. Alvarez-Muñoz, N. Brennholt, X. Bourrain, S. Buchinger, E. Fries, C. Grosbois, J. Klasmeier, T. Marti, S. Rodriguez-Mozaz, R. Urbatzka, A.D. Vethaak, M. Winther-Nielsen & G. Reifferscheid. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe** 26: 12

Wu, W.-M., J. Yang & C.S. Criddle. 2017. Microplastics pollution and reduction strategies. **Frontiers of Environmental Science & Engineering** 11: 6.

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 317-334 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

การศึกษาลักษณะบางประการทางนิเวศวิทยาของแต่ละรูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์ในอุทยานแห่งชาติศรีน่าน จังหวัดน่าน

ณรงค์ คูณขุนทด[1], วรดลต์ แจ่มจำรูญ[2*], ศศิวิมล มานะสินธุ์[3] และ นัทวุฒิ อินทรุจิกุล[4]

รับต้นฉบับ: 28 กุมภาพันธ์ 2567 ฉบับแก้ไข: 10 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 12 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพให้คืนกลับเข้าสู่ป่าธรรมชาติดั้งเดิมนับว่าเป็นแนวทางการแก้ปัญหาสิ่งแวดล้อมและการใช้ที่ดินป่าไม้อย่างไม่ถูกต้องในปัจจุบัน วัตถุประสงค์การศึกษานี้เพื่อศึกษารูปแบบการฟื้นฟูป่าที่มีความเหมาะสมและมีประสิทธิภาพเพื่อสร้างระบบนิเวศแก่ชุมชน

วิธีการ: คัดเลือกพื้นที่ป่าฟื้นฟูบริเวณอุทยานแห่งชาติศรีน่าน มาเป็นแปลงปลูกทดลอง โดยใช้กล้าไม้จำนวน 27 ชนิด ปลูกฟื้นฟูใน 6 รูปแบบ คือ (1) การฟื้นฟูตามธรรมชาติ (2) ปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (3) ปลูกโดยใช้ไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า (4) การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง โดยใช้ไม้ท้องถิ่น (5) การปลูกแบบผสมผสาน และ (6) การปลูกฟื้นฟูตามแนวพระราชดำริ การปลูกป่า 3 อย่าง ประโยชน์ 4 อย่าง ติดตามการเติบโตของกล้าไม้ ระยะเวลา 4 ปี (ปี พ.ศ. 2562 – 2566)

ผลการศึกษา: กล้าไม้ปลูกทั้ง 27 ชนิด มีอัตราการเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากและความสูงเฉลี่ย 20.6 มม./ปี และ 91.0 ซม./ปี ตามลำดับ และมีอัตราการรอดตายเฉลี่ย 42.3% พบว่าดัชนีชี้วัดการฟื้นฟูดังกล่าวมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างรูปแบบการฟื้นฟู โดยรูปแบบการฟื้นฟูที่กล้าไม้มีอัตราการรอดตายสูงสุดคือ การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (51.4%) รองลงมาคือ การปลูกแบบผสมผสาน การปลูกตามแนวพระราชดำริ การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว และการปลูกผสมโดยใช้ไม้โตเร็วและไม้โตช้า สอดคล้องกับอัตราการเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากที่พบสูงสุดในรูปแบบการปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (28.6 มม./ปี) รองลงมาคือ ปลูกแบบผสมผสาน ปลูกโดยใช้ไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า ปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว และการปลูกตามแนวพระราชดำริ ขณะที่รูปแบบที่กล้าไม้มีอัตราการเจริญเติบโตทางความสูงสุดคือ ปลูกโดยไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า (104.7 ซม./ปี) รองลงมา คือ ปลูกแบบเชิงโครงสร้าง ปลูกตามแนวพระราชดำริ ปลูกแบบผสมผสาน และปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว ซึ่งรูปแบบการปลูกชนิดพืชโครงสร้างมีค่าดัชนีจากการตรวจวัดค่อนข้างสูงแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการคืนสู่สภาพป่าดั้งเดิมที่ดำเนินไปได้อย่างดีในรูปแบบนี้

สรุป: รูปแบบการปลูกเชิงโครงสร้างมีความเหมาะสมในการพื้นฟูระบบนิเวศและเป็นแนวทางที่ชุมชนในพื้นที่ให้การยอมรับว่าเหมาะสมมากที่สุด

คำสำคัญ: การฟื้นฟูป่า อุทยานแห่งชาติศรีน่าน มาตรา 64 แห่งพระราชบัญญัติอุทยานแห่งชาติ พ.ศ. 2562

[1] ส่วนความหลากหลายทางชีวภาพ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช กรุงเทพฯ 10900

[2] สำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช กรุงเทพฯ 10900

[3] กลุ่มงานกีฏวิทยาและจุลชีววิทยาป่าไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช กรุงเทพฯ 10900

[4] สำนักบริหารพื้นที่อนุรักษ์ที่ 13 (แพร่) กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช จังหวัดแพร่ 54000

***ผู้รับผิดชอบบทความ**: E-mail: voradol@yahoo.com

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.04

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): X-X (2567)

ORIGINAL ARTICLE

The Study of Some Ecological Characteristics in Forest Restoration Types in Degraded Conservation Forest Areas at Sri Nan National Park, Nan Province

Narong Koonkhunthod[1], Voradol Chamchumroon[2*], Sasiwimol Mhanasin[3] and Nathawuth Intharujikul[4]

Received: 28 February 2024 Revised: 10 June 2024 Accepted: 12 June 2024

ABTRACT

Background and Objectives: Forest restoration in conservation areas is the key success of nature-based solution on environmental crisis and illegal land use changes. The study aimed to clarify the forest restoration types, suitable species and practices, for ecosystem recovery and livelihood benefits.

Methodology: The degraded areas for forest restoration experiment at Sri Nan National Park were selected. Tree seedling of 27 species were selected and planted into 6 forest restoration types, Type-1) natural restoration, Type-2) fast-growing species planting, Type-3) mixed planting with fast-and slow growing species, Type-4) framework species planting by climax species, Type-5) mixed species planting, and Type-6) under Royal initiative reforestation by 3 forests and 4 benefits. Tree and seedling monitoring was done every year during 2019-2023.

Main Results: All tree seedling of 27 planted species had the average height and diameter at the root collar were 91.0 cm. yr^{-1}. and 20.6 mm. yr^{-1}, respectively. Intermediate of seedlings survival rate was found, 42.3% .yr^{-1}. All measured indicators had significantly different among forest restoration types. We found that Type-4 had the highest survival rate (51.4% yr^{-1}), and followed by Type-5, Type-6, Type-2, and Type-3, respectively. While, the growth rate of diameter at root collar had highest in Type-4, 28.6 mm. yr^{-1}, followed by Type-5, Type-3, Type-2, and Type-6, respectively. In addition, the highest of height growth rate was found in Type-3, 104.7 cm.yr^{-1}, followed by Type-4, Type-6, Type-5, Type-2, respectively. Most indicators under Type-4 (framework species planting) had high values, indicating high sufficiency on forest recovery is detected.

Conclusion: The framework species planting type is high efficiency on forest restoration, leading high biodiversity recovery and future use for villagers, and it is mostly accepted for community.

Key word: Forest restoration, Sri Nan National Parks, Article 64 of National Park Act

[1] Division of Biodiversity, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok 10900

[2] Office of Forest and Plant conservation Research, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok 10900

[3] Division of Forest Entomology and Forest Mycology, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok 10900

[4] Reginal office of Protected Area 13 (Phare), Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Prae province, 54000

***Corresponding author**: E-mail: voradol@yahoo.com

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.04

บทนำ

การฟื้นฟูป่าในประเทศไทยนับว่าเป็นเรื่องที่ได้รับความสนใจมาช้านาน และใช้วิธีการที่หลากหลายแตกต่างกันไป เช่น การปลูกป่าโดยไม่ต้องปลูก (อาศัยการทดแทนตามธรรมชาติ) (Passive restoration) การปลูกไม้เสริมป่า (Enrichment planting) การปลูกจากเมล็ดโดยตรง (Direct seeding) เป็นต้น นอกจากนั้นการฟื้นฟูป่ายังได้รับความสนใจเป็นอย่างยิ่งทั้งทางภาครัฐและเอกชน ดังจะเห็นได้จากมีโครงการปลูกป่าเพื่อฟูป่าในพื้นที่ป่าเสื่อมโทรมหรือถูกบุกรุกหลาย ๆ โครงการ เช่น

1. โครงการปลูกป่าตามแนวพระราชดำริ

- โครงการป่าเปียก คือเน้นให้ป่าช่วยให้เกิดความชุ่มชื้นเพื่อเป็นแนวป้องกันไฟ

- โครงการปลูกป่าสามอย่าง ประโยชน์สี่อย่าง คือ การปลูกไม้ใช้สอย ไม้กินได้ และไม้เศรษฐกิจ ส่วนประโยชน์ที่ได้นอกจากสามประการข้างต้นแล้วยังมีประโยชน์ในด้านการช่วยอนุรักษ์ดินและน้ำ

- โครงการปลูกป่าโดยไม่ต้องปลูก คือ การป้องกันพื้นที่โดยไม่ให้ถูกรบกวนช่วยส่งเสริมให้ป่ามีการทดแทนตามธรรมชาติและมีการสืบพันธุ์เองตามธรรมชาติ ในที่สุดพื้นที่ดังกล่าวก็จะฟื้นกลับมาเป็นป่าอีกครั้ง

2. โครงการปลูกป่าเฉลิมพระเกียรติ เป็นโครงการที่ดำเนินการโดยภาครัฐ โดยเฉพาะกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช และ กรมป่าไม้ เป็นหน่วยงานหลัก โดยเน้นปลูกป่าเสริมในพื้นที่ป่าเสื่อมโทรมเป็นหลัก โดยดำเนินการต่อเนื่องทุกปี (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2012)

3. การปลูกป่าโดยอาศัยไม้โครงสร้าง (Elliott *et al*., 2008) คือ การหาชนิดไม้ที่เพาะได้ง่ายในเรือนเพาะชำ มีการเจริญเติบโต และมีอัตราการรอดตายสูงในพื้นที่ที่ปลูก และที่สำคัญพรรณไม้ดังกล่าวต้องเป็นพรรณไม้ในป่าดั้งเดิม และสามารถออกผลเป็นอาหารแก่สัตว์ป่าเพื่อดึงดูดให้สัตว์ป่ามาช่วยกระจายพันธุ์

นอกจากนั้นยังมีโครงการฟื้นฟูป่าอีกเป็นจำนวนมากทั้งในหน่วยงานขนาดเล็กและขนาดใหญ่ แต่เป็นที่น่าสังเกตว่าการฟื้นฟูป่ายังไม่ประสบความสำเร็จเท่าที่ควรหากเทียบกับโครงการฟื้นฟูป่าที่มีอยู่เป็นจำนวนมาก ซึ่งอาจมีปัจจัยบางประการที่ไปกีดกันการตั้งตัวของไม้ที่ทำการปลูก เช่น การรบกวนโดยมนุษย์ ไฟป่า หรือ การเลือกชนิดไม้ไม่เหมาะสมต่อปัจจัยแวดล้อมของพื้นที่ที่ต้องการฟื้นฟู เป็นต้น ซึ่งประเด็นเหล่านั้นจำเป็นต้องมีการวิจัย ค้นหาเทคนิค และกระบวนการที่เหมาะสมเพื่อก่อให้เกิดความสำเร็จในการฟื้นฟูป่ามากขึ้นในอนาคต

ปัจจุบันภายหลังการประกาศใช้พระราชบัญญัติอุทยานแห่งชาติ พ.ศ. 2562 (ฉบับใหม่) ซึ่งได้รับการปรับปรุงให้กับเหมาะสมกับสถานการณ์ปัจจุบัน และประกาศบังคับใช้ไปเมื่อปลายปี พ.ศ.2562 โดยเน้นสาระสำคัญของพระราชบัญญัติกฎหมายใหม่ กำหนดในบทเฉพาะกาล มาตรา 64 ให้กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช สำรวจการถือครองที่ดินของประชาชนที่ทำกินภายในเขตอุทยานแห่งชาติภายใน 240 วัน นับตั้งแต่กฎหมายประกาศใช้ หลังจากนั้นรัฐบาลก็จะต้องมีนโยบายในการช่วยเหลือประชาชนที่ไม่มีที่ดินทำกินผ่านการตราเป็นพระราชกฤษฎีกา สำหรับประชาชน

ที่จะได้รับความช่วยเหลือตามพระราชกฤษฎีกา มาตรา 64 วางหลักเกณฑ์ไว้ว่าจะต้องเป็นบุคคลที่ไม่มีที่ดินทำกิน และอยู่อาศัยตามกรอบเวลาตามมติ ครม. วันที่ 30 มิถุนายน 2541 หรือคำสั่ง คสช. ที่ 66/2557 กล่าวคือ ประชาชนที่จะได้รับอนุญาตก็ต่อเมื่ออยู่อาศัยในพื้นที่ก่อนวันที่ 30 มิถุนายน 2541 ซึ่งกำหนดให้มีการสำรวจการถือครองที่ดินของประชาชนที่อยู่อาศัยหรือทำกินในพื้นที่อุทยานแห่งชาติก่อน พ.ร.บ. ฉบับนี้มีผลบังคับใช้ เพื่อนำไปสู่การจัดทำโครงการเกี่ยวกับการอนุรักษ์และดูแลรักษาทรัพยากรธรรมชาติภายในเขตอุทยานแห่งชาติ โดยชุมชนที่อาศัยในพื้นที่อุทยานฯ จะไม่มีสิทธิในที่ดินนั้น หากแต่สามารถอยู่อาศัยทำกินได้ตามกรอบที่กฎหมายกำหนด โดยชุมชนจะมีการส่วนร่วมในพื้นที่ป่าแปลงรวมที่นำมาจากการตัดจำนวนพื้นที่ที่ชาวบ้านแต่ละรายสามารถครอบครองได้มาฟื้นฟูป่าต่อไป แนวทางการฟื้นฟูจึงเป็นเรื่องที่ควรมีการศึกษาเพื่อเป็นแนวทางสำหรับการปฏิบัติต่อไป

พื้นที่อุทยานแห่งชาติในจังหวัดน่าน เป็นพื้นที่ในความรับผิดชอบของกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช เช่น อุทยานแห่งชาติดอยภูคา อุทยานแห่งชาติศรีน่าน อุทยานแห่งชาติขุนสถาน เป็นต้น โดยเฉพาะอุทยานแห่งชาติดอยภูคาซึ่งเป็นพื้นที่ต้นน้ำที่สำคัญมีการถูกบุกรุกทำลายป่ามากเป็นลำดับต้น ๆ ซึ่งมีพื้นที่ถูกบุกรุกเป็นไม่น้อยกว่า 100,000 ไร่ จึงจำเป็นที่จะต้องเร่งฟื้นฟูโดยเร่งด่วน ดังนั้น การที่จะสามารถฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพให้เป็นป่าธรรมชาติดั้งเดิม ในบริเวณพื้นที่ที่ไม่มีการอยู่อาศัยของราษฎรแต่มีการทำเกษตรและยึดคืนพื้นที่มาได้นั้น จำเป็นจะต้องศึกษารูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพในหลายรูปแบบเปรียบเทียบกัน เพื่อที่จะสามารถเลือกรูปแบบที่เหมาะสมในการฟื้นฟูป่าได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากแต่เดิมมีการปลูกหลายหลายรูปแบบด้วยกันแต่ไม่ได้มีศึกษาการเปรียบเทียบความหลากหลายของชนิดพันธุ์ การกระจายพันธุ์ตามธรรมชาติ การทดแทนตามธรรมชาติ การรอดตายและการตั้งตัว รวมถึงการเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้ที่ปลูกในพื้นที่ ทำให้การเลือกรูปแบบการปลูกฟื้นฟูป่าเสื่อมสภาพให้กลับมามีสภาพดั้งเดิมมีความยากลำบากในการตัดสินใจ การได้รับข้อมูลจากการศึกษาจะทำให้การเลือกรูปแบบในการฟื้นฟูป่ามีความเหมาะสมมากยิ่งขึ้น นอกจากนี้ยังสามารถใช้พื้นที่ดังกล่าวเป็นพื้นที่สาธิตในการปลูกฟื้นฟูป่าเพื่อฟื้นฟูความหลากหลายทางชีวภาพของกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช หรือหน่วยงานทั้งภาครัฐและเอกชนที่มีความสนใจในการที่จะดำเนินการฟื้นฟูป่าเสื่อมสภาพต่อไปในอนาคต ซึ่งการศึกษารูปแบบการฟื้นฟูป่าที่เหมาะสมโดยอาศัยการมีส่วนร่วมของชุมชน วิธีการฟื้นฟูป่ามีหลายรูปแบบ แต่ยังขาดการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพ ทำให้การตัดสินใจเลือกรูปแบบการฟื้นฟูป่าให้เหมาะสมกับพื้นที่นั้นทำได้ยาก

ดังนั้น วัตถุประสงค์การวิจัยเพื่อศึกษารูปแบบการฟื้นฟูป่าที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพในพื้นที่ป่าฟื้นฟูจังหวัดน่าน องค์ความรู้ที่ได้จะมีส่วนช่วยให้สามารถเลือกวิธีการฟื้นฟูป่าได้อย่างเหมาะสมและประสบผลสำเร็จได้อย่างมีประสิทธิภาพ และสามารถใช้เป็นสถานที่ในการฝึกอบรม ศึกษาดูงานของหน่วยงานภายในกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช และหน่วยงานอื่น ๆ ที่เกี่ยวข้องด้วย

อุปกรณ์และวิธีการ

พื้นที่การศึกษาและระยะเวลาการศึกษา

พื้นที่การศึกษาอยู่ในบ้านวนาไพร ตำบลน้ำมวบ อำเภอเวียงสา จังหวัดน่าน และอุทยานแห่งชาติศรีน่าน จังหวัดน่าน (Figure 1)

การเก็บข้อมูล

1. ทำการวางแผนการศึกษาด้วยการสร้างรูปแบบการฟื้นฟูป่า (Forest restoration types) แตกต่างกัน 6 รูปแบบ แต่ละรูปแบบมีความแตกต่างกันทางด้านชนิดพืชและรูปแบบการปลูก ดังนี้

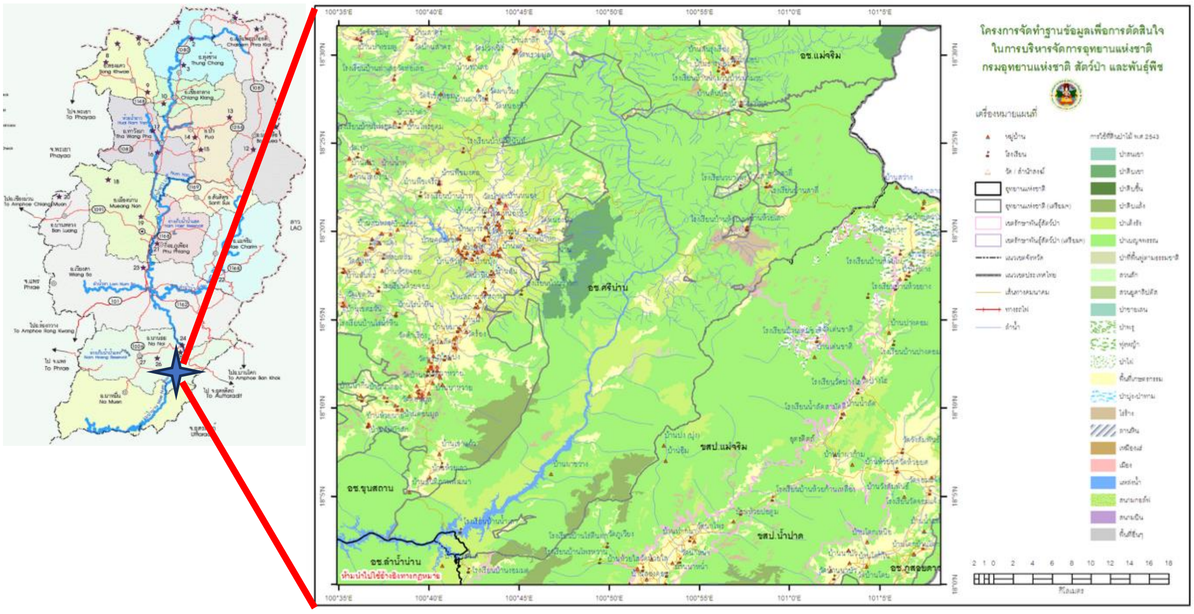


Figure 1 Study site at Srinan National park, Nan province.

- รูปแบบที่ 1 พื้นที่ปล่อยทดแทนตามธรรมชาติ (Natural restoration) ดำเนินการโดยการป้องกันไฟ และกำจัดวัชพืชเพื่อส่งเสริมการเจริญเติบโตของกล้าไม้ที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ

- รูปแบบที่ 2 การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (Fast growing species planting) โดยใช้ไม้โตเร็วจำนวน 5 ชนิด คือ พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) นนทรี (*Peltophorum pterocarpum*) ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*) มะกล่ำต้น (*Adenanthera pavonina*) และมะฮอกกานี (*Swietenia macrocapa*) ชนิดละเท่า ๆ กัน มีระยะปลูก 2 x 4 เมตร (200 ต้น/ไร่) ปลูกคละกัน

- รูปแบบที่ 3 การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า (Mixed planting with fast-and slow growing species) โดยใช้ไม้โตเร็วจำนวน 5 ชนิด คือ พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) นนทรี (*Peltophorum pterocarpum*) ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*) มะกล่ำต้น (*Adenanthera pavonina*) และ มะฮอกกานี (*Swietenia macrocapa*) และไม้โตช้าจำนวน 5 ชนิด คือ ประดู่ (*Pterocarpus macrocarpus*) มะค่าโมง (*Afzelia xylocarpa*) ตะเคียนทอง (*Hopea odorata*) คูณ (*Cassia fistula*) และสัก (*Tectona grandis*) ชนิดละเท่ากัน ระยะปลูก 2 x 4 เมตร (200 ต้น/ไร่) ปลูกคละกัน

- รูปแบบที่ 4 การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (Framework species planting) โดยปลูกชนิดไม้ท้องถิ่นที่มีอยู่ในพื้นที่ดั้งเดิม (Native หรือclimax species) จำนวน 20 ชนิด คือ พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*)

ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) มะค่าโมง (*Afzelia xylocarpa*) ตะเคียนทอง (*Hopea odorata*) คูณ (*Cassia fistula*) ปีป (*Millingtonia hortensis*) เพกา (*Oroxylum indicum*) มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) สมอพิเภก (*Terminalia bellirica*) มะกอกป่า (*Spondias pinnata*) กระบก (*Irvingia malayana*) แดง (*Xylia xylocarpa* var. *kerrii*) พะยอม (*Shorea roxburghii*) มะเกลือ (*Diospyros mollis*) เสลา (*Lagerstroemia loudonii*) ขันทองพยาบาท (*Suregada multiflora*) ยางโอน (*Monoon obtusum*) แคหัวหมู (*Markhamia stipulate*) กระพี้จั่น (*Millettia brandisiana*) และเก็ดดำ (*Dalbergia cultrata*) ชนิดละเท่า ๆ กัน ระยะปลูก 2 x 2 เมตร (400 ต้น/ไร่) ปลูกคละกัน

- รูปแบบที่ 5 การปลูกแบบผสมผสาน (Mixed species planting) โดยใช้ชนิดไม้ที่ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ใช้ปลูกฟื้นฟูป่าต้นน้ำลำธาร ทั้งไม้โตเร็วและไม้โตช้า จำนวน 10 ชนิด คือ พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*) ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) มะค่าโมง (*Afzelia xylocarpa*) ตะเคียนทอง (*Hopea odorata*) คูณ (*Cassia fistula*) สัก (*Tectona grandis*) เพกา (*Oroxylum indicum*) มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) และสมอพิเภก (*Terminalia bellirica*) ชนิดละเท่ากัน ระยะปลูก 2 x 4 เมตร (200 ต้น/ไร่) ปลูกคละกัน

- รูปแบบที่ 6 การปลูกฟื้นฟูตามแนวพระราชดำริ (Royal initiative reforestation) ดำเนินการโดย อาศัยแนวพระราชดำริการปลูกป่า 3 อย่าง ประโยชน์ 4 อย่าง โดยการปลูกผสมกันระหว่าง ไม้กินได้ ไม้ใช้สอย ไม้ฟืน จำนวน 10 ชนิด คือ พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) นนทรี (*Peltophorum pterocarpum*) ประดู่ (*Pterocarpus macrocarpus*) มะค่าโมง (*Afzelia xylocarpa*) สัก (*Tectona grandis*) สะเดา (*Azadirachta indica*) เพกา (*Oroxylum indicum*) มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) สมอพิเภก (*Terminalia bellirica*) และขี้เหล็ก (*Senna siamea*) ชนิดละเท่ากัน ระยะปลูก 2 x 2 เมตร (200 ต้น/ไร่)

2) การจัดทำแปลงทดลอง ทำการสุ่มวางแปลงทดลองขนาด 50 x 65 เมตร (ประมาณ 2 ไร่) จำนวนรูปแบบละ 3 แปลง ในแต่ละรูปแบบการฟื้นฟูป่า (รวมทั้งหมด 18 แปลง) ในแต่ละแปลงทำการเตรียมพื้นที่โดยการถางและกำจัดวัชพืชทุกชนิด เก็บรวมกอง แล้วเผา เว้นลูกไม้ที่เกิดตามธรรมชาติ พร้อมทั้งทำการเตรียมหลุมปลูกกล้าไม้ขนาด 25 x 25 x 25 เซนติเมตร รองก้นหลุมด้วยปุ๋ยเคมีสูตรเสมอ (15-15-15) ซึ่งระยะปลูกแตกต่างกันไปในแต่ละรูปแบบการฟื้นฟู

3) การปลูกกล้าไม้และการบำรุงรักษา จัดเตรียมกล้าไม้ที่ใช้สำหรับปลูกให้มีอายุอย่างน้อย 1 ปี เพื่อปลูกลงในหลุมที่เตรียมไว้ ในช่วงต้นฤดูฝน (ประมาณ เดือนมิถุนายน) จากนั้นทำการบำรุงรักษาแปลงปลูกโดยการกำจัดวัชพืช 2 ครั้ง และปลูกซ่อมกล้าไม้ที่ตาย พร้อมทำแนวกันไฟ (Fire line) โดยรอบแปลงทดลอง

4) การเก็บข้อมูลในแปลงทดลอง ภายในแปลงทดลอง (50 x 65 เมตร) แต่ละรูปแบบ ทำการวางแปลงย่อยขนาด 15 x 15 เมตร จำนวน 5 แปลง โดยวิธีการสุ่ม สำหรับการเก็บข้อมูล โดยติดหมายเลขกล้าไม้ที่ปลูกและต้นไม้ที่มีอยู่เดิมทุกต้น จำแนกชนิด วัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่

ระดับเหนือดิน 10 เซนติเมตร (D10) และความสูงของกล้าไม้ที่ปลูกและต้นไม้ที่มีอยู่เดิมที่มีความสูงไม่ถึง 130 เซนติเมตร สำหรับต้นไม้ที่มีอยู่เดิมและมีความสูงเกิน 130 เซนติเมตร วัดขนาด DBH และความสูง ทำการติดตามการรอดตายของกล้าไม้ที่ปลูก วัดขนาดการปกคลุมเรือนยอดของต้นไม้ทุกต้น รวมถึงกล้าไม้และหน่อต้นไม้ที่เกิดขึ้นใหม่ ในทุก ๆ ปี ระหว่างเดือนตุลาคม พ.ศ. 2562 - กันยายน พ.ศ. 2566

5) การจัดทำแปลงเปรียบเทียบในป่าธรรมชาติ โดยคัดเลือกป่าธรรมชาติที่อยู่ใกล้เคียงกับแปลงทดลองและมีสภาพสมบูรณ์จำนวน 3 พื้นที่ แต่ละพื้นที่จัดทำแปลงขนาด 50 x 65 เมตร จำนวน 1 แปลง ในแต่ละแปลงทำการวางแปลงย่อยขนาด 15 x 15 เมตร จำนวน 5 แปลง โดยวิธีการสุ่ม สำรวจชนิดไม้ด้วยการติดหมายเลขต้นไม้ทุกต้น จำแนกชนิด วัดขนาด DBH และความสูง สำหรับกล้าไม้หรือต้นไม้ที่มีความสูงไม่ถึง 130 เซนติเมตร วัดขนาด D10 และความสูง วัดขนาดการปกคลุมเรือนยอดของต้นไม้ทุกต้นเช่นเดียวกับกล้าไม้และหน่อต้นไม้ที่เกิดขึ้นใหม่ก็ทำการติดหมายเลขและจำแนกชนิด

6) การเก็บข้อมูลการมีส่วนร่วมและความพึงพอใจของชุมชน โดยจัดทำแบบสอบถามที่มีเนื้อหาเกี่ยวกับการมีส่วนร่วมและความพึงพอใจในการฟื้นฟูป่าของชุมชน

การวิเคราะห์ข้อมูล

ดัชนีค่าความสำคัญ (Importance value index, IVI) โดยวิเคราะห์หาค่าความหนาแน่น (Density) ความเด่น (Dominance) ความถี่ (Frequency) เพื่อนำมาหาค่าความสัมพัทธ์ในแต่ละค่า จากนั้นรวมค่าความสัมพัทธ์ทั้งสามค่าก็คือดัชนีค่าความสำคัญ (Kutintara, 1999)

-ค่าดัชนีความหลากหลายทางชีวภาพ โดยใช้ Shannon-Wiener Index (Kutintara, 1999)

- สถิติที่ให้สำหรับการทดสอบความแตกต่างระหว่างรูปแบบการฟื้นฟู คือ One-way analysis of variance จากโปรแกรมสำเร็จรูป SPSS

ผลและวิจารณ์

1. อัตราการเติบโตและการรอดตายของกล้าไม้

ผลการศึกษาการเติบโตของกล้าไม้ปลูกทดลองจำนวน 27 ชนิด ในทุก ๆ รูปแบบการฟื้นฟู พบว่ามีอัตราการเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากและความสูงเฉลี่ย 20.6 มม./ปี และ 91.0 ซม./ปี ตามลำดับ และมีอัตราการรอดตายเฉลี่ย 42.3 % อย่างไรก็ตาม การเติบโตของกล้าไม้มีความผันแปรระหว่างชนิดคือ

- กล้าไม้ที่มีอัตราการเจริญเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากสูงสุด 5 ชนิดแรก (Figure 2) ได้แก่ เพกา (*Oroxylum indicum*) สัก (*Tectona grandis*) มะกอกป่า (*Spodias pinnata*) มะค่าโมง (*Afzelia xyloczrpa*) และพฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) มีค่าเท่ากับ 36.0, 35.6, 32.1, 29.5, 23.3 มม./ปี ตามลำดับ

- กล้าไม้ที่มีอัตราการเจริญเติบโตทางความสูงสูงสุด 5 ชนิดแรก (Figure 3) ได้แก่ สัก (*Tectona grandis*) ขี้เหล็ก (*Senna siamea*) แดง (*Xylia xylocarpa*) มะกอกป่า (*Spondisa pinnata*) และพฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) มีค่าเท่ากับ 132.2, 123.8, 110.8, 98.8, 96.1 ซม./ปี ตามลำดับ

- กล้าไม้ที่มีอัตราการรอดตายสูงสุด 5 ชนิดแรก (Figure 4) ได้แก่ ประดู่ป่า (*Pterocarpus*

macrocarpus) เก็ดดำ (*Dalbergia cultrata*) มะกอกป่า (*Spondisa pinnata*) พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) และมะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) มีค่าเท่ากับ 61.1, 58.8, 58.8, 57.5, 56.8 %. yr^{-1} ตามลำดับ

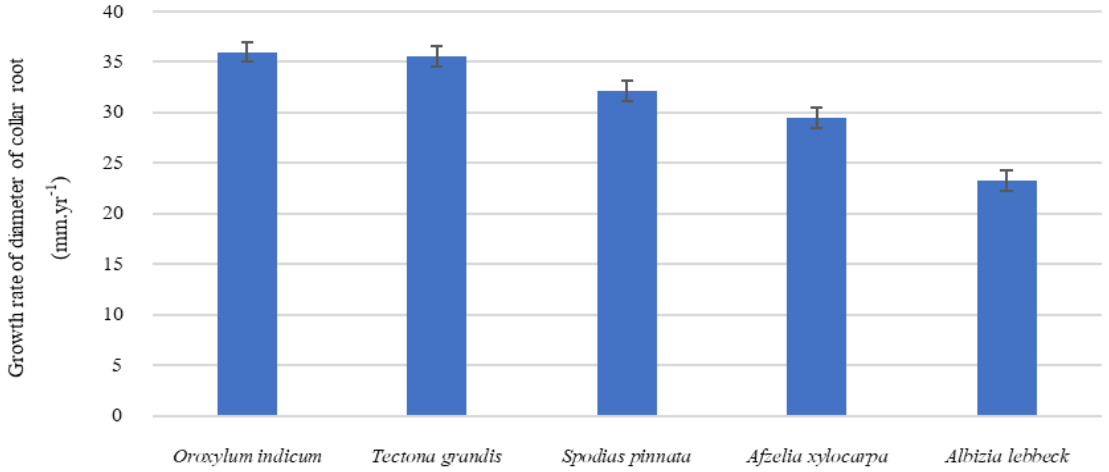


Figure 2 The top five seedling species ranked with the growth rate of collar root.

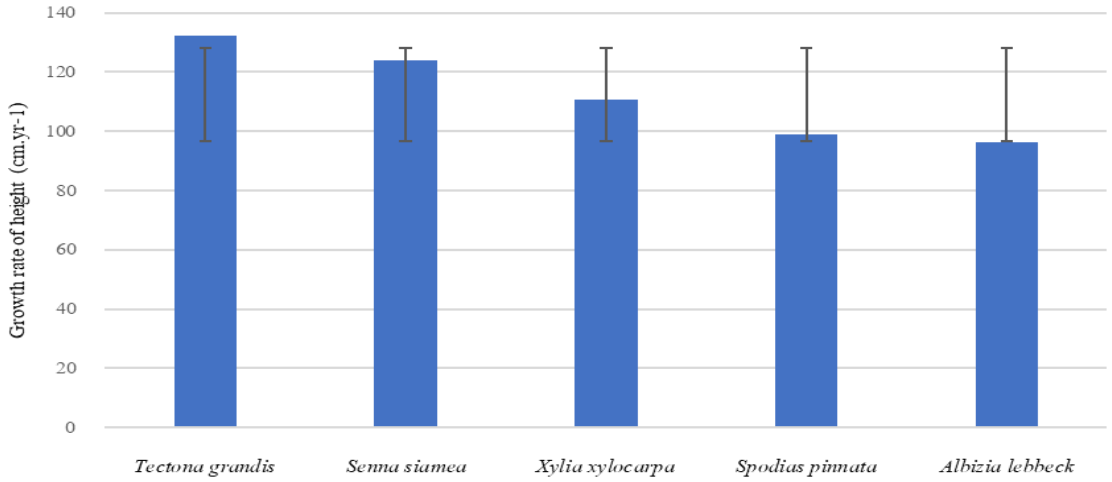


Figure 3 The top five of seedling species ranked based on growth rate of height.

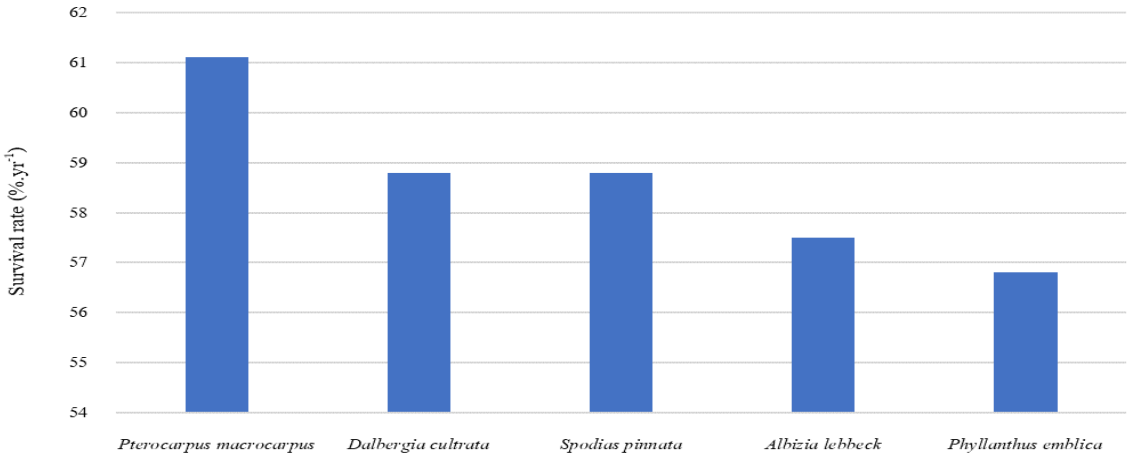


Figure 4 The top five seedling species ranked based on the survival rate.

2. การเติบโตของกล้าไม้ตามรูปแบบการฟื้นฟู

การเจริญเติบโตของกล้าไม้ที่นำมาปลูกฟื้นฟูในแต่ละรูปแบบมีอัตราการรอดตาย อัตราการเติบโตทางความสูงและเส้นผ่านศูนย์กลางระดับคอราก แตกต่างกันระหว่างชนิดกล้าไม้และรูปแบบการฟื้นฟู ดังนี้

-รูปแบบการฟื้นฟูที่กล้าไม้มีอัตราการรอดตายสูงสุด คือ การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (Framework species planting, FSP, 51.4 %.yr^{-1}) รองลงมาคือ การปลูกแบบผสมผสาน (Mixed species planting, MSP) การปลูกตามแนวพระราชดำริ (Royal initiative reforestation, RIR) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (Fast growing species planting, FGS) และการปลูกผสมโดยใช้ไม้โตเร็วและไม้โตช้า (Mixed planting with fast-and slow growing species, MFS) เท่ากับ 44.8, 42.7, 41.6 และ 31.2 %.yr^{-1} ตามลำดับ (Figure 5)

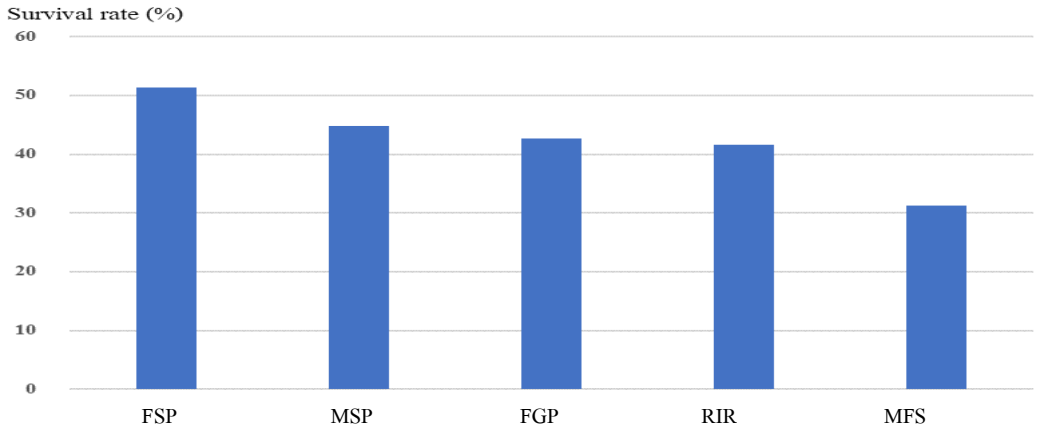


Figure 5 The ranking of forest restoration types ranked based on seedling survival rate (%.yr^{-1}). Abbreviates indicate forest restoration types; FSP (Framework species planting), MSP (Mixed species planting), FGP (Fast growing species planting), RIR (Royal initiative reforestation), and MFS (Mixed planting with fast-and slow growing species), respectively.

-รูปแบบการฟื้นฟูที่กล้าไม้มีอัตราการเจริญเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากสูงสุด คือ การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (FSP, 28.6 มม./ปี) รองลงคือ การปลูกแบบผสมผสาน (MSP) การปลูกผสมโดยใช้ไม้โตเร็วและไม้โตช้า (MFS) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (FGS) และการปลูกตามแนวพระราชดำริ (RIR) มีค่าเท่ากับ 21.1, 19.3, 18.1 และ 15.6 มม./ปี ตามลำดับ (Figure 6 A)

-รูปแบบการฟื้นฟูที่กล้าไม้มีอัตราการเจริญเติบโตทางความสูงสูงสุด คือ การปลูกโดยไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า (MFS, 104.7 ซม./ปี) รองลงมา คือ การปลูกแบบเชิงโครงสร้าง (FSP) การปลูกตามแนวพระราชดำริ (RRI) การปลูกแบบผสมผสาน (MSP) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (FGS) มีค่าเท่ากับ 96.4, 88.1, 85.4 และ 80.7 ซม./ปี ตามลำดับ (Figure 6 B)

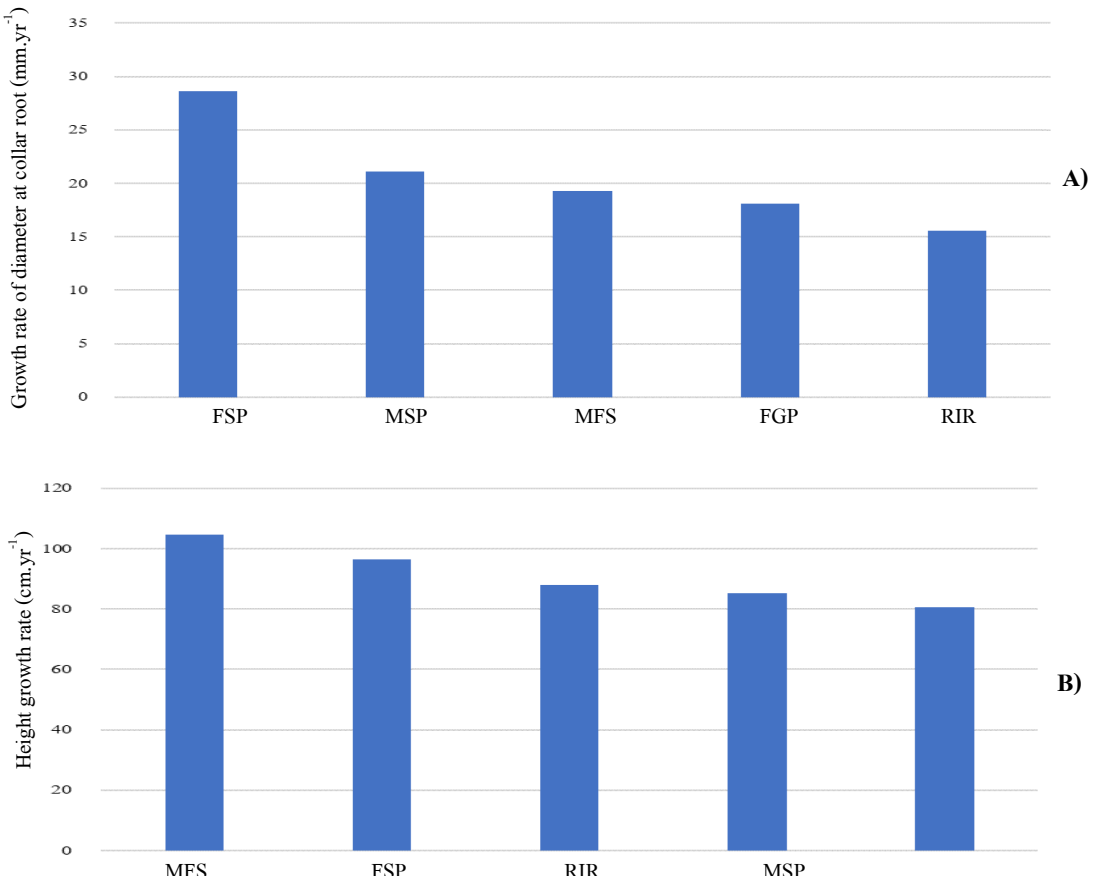


Figure 6 The ranking of forest restoration types based on seedling growth rate of; A) diameter at collar root (D10, mm.yr^{-1}) and B) height (cm.yr^{-1}). Abbreviates indicate forest restoration types; MFS (Mixed planting with fast-and slow growing species), FSP (Framework species planting), RIR (Royal initiative reforestation), MSP (Mixed species planting), and FGP (Fast growing species planting), respectively.

3. การสืบพันธุ์ตามธรรมชาติของชนิดไม้ในแปลงฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพ

การสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพันธุ์ไม้ในพื้นที่ป่าฟื้นฟู ทั้งที่เกิดจากการงอกของเมล็ดไม้ตามธรรมชาติและจากการแตกหน่อใหม่จากตอเดิม พบว่ามีพันธุ์ไม้จำนวน 45 ชนิด โดยชนิดที่พบมากที่สุด 5 ลำดับแรก คือ ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) ยอป่า (*Morinda coreia*) แคหัวหมู (*Markhamia stipulata*) ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*) และแดง (*Xylia xylocarpa* var. *kerrii*) ซึ่งพบการสืบต่อพันธุ์ของชนิดไม้ดังกล่าวนี้อยู่ในทุกรูปแบบของการฟื้นฟูป่า โดยพบว่าปัจจัยที่มีผลต่อการสืบพันธุ์ตามธรรมชาติ คือ ประสิทธิภาพของเหง้าของต้นไม้เดิมที่สามารถแตกกอจากเหง้าเดิมได้เป็นจำนวนมาก รวมถึงระยะห่างของต้นแม่ไม้ และรูปแบบการกระจายเมล็ด เช่น ประดู่ป่า และแคหัวหมู่ซึ่งใช้ลมในการกระจายเมล็ดสอดคล้องกับการศึกษาของ Asanok, *et al.* (2015) ที่รายงานการสืบต่อพันธุ์ของพืชที่อาศัยลมในการกระจายเมล็ดทำให้กล้าไม้มี

การตั้งตัวได้ดีเนื่องเป็นระยะห่างที่ปลอดภัยจากการแข่งขันกับต้นแม่ไม้เดิม

การสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพันธุ์ไม้พบว่าความหลากหลายของพันธุ์ไม้ (Species diversity) และชนิดไม้เด่น เมื่อพิจารณาจากดัชนีความหลากหลายทางชีวภาพของ Shannon-Weiner index และดัชนีค่าความสำคัญ (IVI) พบว่ามีความแปรผันระหว่างรูปแบบการฟื้นฟูป่า ดังนี้

ค่าเฉลี่ยค่าความหลากหลายทางชีวภาพของ Shannon-Weiner index (H') ของการปลูกฟื้นฟูรูปแบบที่ 1 หรือการฟื้นฟูตามธรรมชาติ (Natural restoration) และการฟื้นฟูแบบที่ 4 หรือปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (Framework species planting) มีค่าสูงสุดและมีความหลากหลายในระดับปานกลาง (2.62±0.16 และ 2.62±0.48 ตามลำดับ) รองลงคือ รูปแบบที่ 4 (Type-4) รูปแบบที่ 5 (Type-5) และรูปแบบที่ 6 (Type-6) ส่วนรูปแบบการฟื้นฟูด้วยไม้โตเร็ว (Type-2) และ ปลูกผสมผสานระหว่างไม้โตเร็วและโตช้า (Type-3) มีค่าความหลากหลายของพรรณไม้ค่อนข้างต่ำ (Table 1) เมื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของความหลากหลายทางชีวภาพพันธุ์พืชระหว่างรูปแบบการฟื้นฟู โดยวิธี One-way analysis of variance (Table 2) พบว่าในแต่ละรูปแบบการฟื้นฟูมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.01$) แสดงให้เห็นว่าการเลือกรูปแบบการฟื้นฟูป่ามีความสำคัญต่อการช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการฟื้นสภาพป่าดั้งเดิม รวมถึงการคืนกลับของความหลากหลากทางชีวภาพในป่าฟื้นฟู

Table 1 Species diversity index (H') in each forest restoration type. SD. means the standard deviation.

Forest Restoration types	Species diversity index (H')			
	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Mean±SD.
Type-1 Natural restoration	2.57	2.50	2.80	2.62±0.16
Type-2 Fast-growing species planting	1.56	0.84	1.99	1.46±0.58
Type-3 Mixed planning by fast and slow-growing species	1.23	1.67	2.17	1.69±0.47
Type-4 Framework species planting by native species.	2.91	2.07	2.86	2.62±0.48
Type-5 Mixed species planting with 10 species	2.25	1.97	1.96	2.06±0.16
Type-6 Royal initiative reforestation	2.23	2.15	1.69	2.02±0.29

Table 2 ANOVA test of average of species diversity index (H') at various forest restoration types.

Source of Variation	*SS*	*df*	*MS*	*F*	*P-value*	*F crit*
Between Groups	3.35	5	0.67	4.38	0.01**	3.10
Within Groups	1.84	12	0.15			
Total	5.18	17				

Note: significant different ** $p < 0.01$

การศึกษาครั้งนี้พบว่ารูปแบบการฟื้นฟูด้วยชนิดพืชโครงสร้างนั้นช่วยทำให้ความหลากหลายของพรรณพืชฟื้นกลับคืนได้เร็วขึ้นใกล้เคียงกับการทดแทนตามธรรมชาติ สอดคล้องกับรายงานวิจัยของนักวิจัยหลายท่านที่ระบุว่า การคัดเลือกชนิดพันธุ์พืชที่เหมาะสมที่ปรากฏอยู่ในระบบนิเวศเดิมของพื้นที่มีส่วนสำคัญต่อการฟื้นฟูระบบนิเวศป่าดั้งเดิมให้กลับคืนมาได้อย่างมีประสิทธิภาพและรวดเร็ว (Di Sacco *et al*., 2021; Gann *et al*., 2019; Elliott *et al*., 2013) ขณะที่รูปแบบการปลูกพืชโตเร็วและปลูกพืชโตเร็วผสมกับพืชโตช้าเป็นไปในทิศทางตรงกันข้าม อาจเป็นไปได้ว่าในช่วงแรกของการสืบต่อพันธุ์นั้นพืชในกลุ่มไม้โตเร็วดังกล่าวมีการสืบต่อพันธุ์ที่ดีจนอาจมีส่วนยับยั้งการตั้งตัวของพันธุ์ไม้ถาวรหรือไม้ดั้งเดิมของพื้นที่ซึ่งอาจต้องใช้เวลาและรอจนกว่าปัจจัยแวดล้อมจะมีความเหมาะสมต่อการตั้งตัวของกลุ่มถาวร โดยเฉพาะความชื้นดินและร่มเงาที่สูงขึ้น (Saikhammoon *et al*., 2023; Staporn *et al*., 2022) เมื่อเปรียบเทียบกับช่วงแรกของการทดแทนที่มีความแห้งแล้งและความเข้มแสงสูงซึ่งกลุ่มพันธุ์ไม้โตเร็วหรือไม้เบิกนำสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าเนื่องจากเป็นไม้ที่ต้องการความเข้มแสงสูง (Light demanding species) (Marod *et al*., 2012a; Asanok *et al*., 2012) แสดงให้เห็นว่า การเลือกปลูกชนิดไม้โตเร็วแม้ว่าทำให้ความหลากหลายของพันธุ์ไม้ถาวรเข้ามาตั้งได้ช้าแต่พืชในกลุ่มดังกล่าวนับว่ามีความสำคัญต่อการปรับเปลี่ยนปัจจัยแวดล้อมที่ค่อนข้างวิกฤติภายหลังเปลี่ยนสภาพเป็นป่าเสื่อมโทรม (Degraded forest) ให้มีความเหมาะสมต่อสืบต่อพันธุ์ของพันธุ์ไม้ถาวรในระยะยาว อย่างไรก็ตาม การคัดเลือกชนิดไม้โตเร็วเพื่อฟื้นฟูป่าสิ่งที่ควรพิจารณาคือ ต้องไม่นำชนิดพืชต่างถิ่นรุกราน (Invasive alien species) เข้ามาปลูกฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมโทรมโดยเด็ดขาดโดยเฉพาะบริเวณพื้นที่ต้นน้ำ เนื่องจากพืชต่างถิ่นรุกรานเมื่อครอบครองพื้นที่ได้แล้วก็ยากที่พันธุ์ไม้ถาวรจะเข้ามาตั้งตัวในบริเวณดังกล่าวได้ ดังรายงานของ Marod *et al*. (2012b) ที่พบว่าการปลูกกระถินยักษ์ (*Leucaena leucocephala*) ฟื้นฟูป่าบริเวณแนวรอยต่อป่าดิบแล้ง เขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูหลวง ยับยั้งการสืบต่อพันธุ์ของพันธุ์ไม้ถาวรจากป่าดิบแล้งไม่ให้เข้ามาตั้งตัวภายใต้พื้นที่ของกระถินยักษ์ส่งผลให้การฟื้นฟูกลับคืนสู่ป่าดิบแล้งเป็นไปได้ยาก

เมื่อพิจารณาชนิดพรรณไม้เด่นและประชากรของพันธุ์ไม้ระหว่างรูปแบบการฟื้นฟูก็พบว่ามีความแตกต่างกันค่อนข้างชัดเจน ดังนี้

<u>รูปแบบที่ 1</u> ป่าฟื้นฟูตามธรรมชาติ

แปลงทดลองที่ 1 พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมด 25 ชนิด 111 ต้น ส่วนใหญ่เป็นกลุ่มไม้ต้นที่สำคัญ ได้แก่ ประดู่ป่า ตะแบก และตะแบกเกรียบ มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 89.43, 50.68, 23.61 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมด 20 ชนิด 50 ต้น ได้แก่ ประดู่ป่า ตะแบก และตะแบกขน มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 106.80, 32.73, 28.13 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมด 23 ชนิด 46 ต้น ได้แก่ แดง ตีนนก และยมหิน มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 75.76, 25.95, 39.59 % ตามลำดับ

รูปแบบที่ 2 การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว

แปลงทดลองที่ 1 พบว่ากล้าไม้มะกล่ำต้น มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 46.44 % รองลงมาคือ ตะแบก มะฮอกกานี พฤกษ์ และนนทรี 44.14, 40.69, 39.54, 29.20 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์มีค่าดัชนีความสำคัญทางนิเวศสูงสุดเท่ากับ 112.63% รองลงมาคือ ตะแบก และนนทรี 51.52, 35.8% ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์มีค่าดัชนีความสำคัญทางนิเวศสูงสุดเท่ากับ 38.14% รองลงมาคือ ตะแบก นนทรี และมะฮอกกานี 33.46, 18.01, 4.5% ตามลำดับ

รูปแบบที่ 3 การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็วผสมไม้โตช้าไม้โตเร็ว

แปลงทดลองที่ 1 พบว่ากล้าไม้ประดู่มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุดเท่ากับ 110.00% รองลงคือ คูน นนทรี และพฤกษ์ 22.50, 22.50, 22.50% ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์มีค่าดัชนีความสำคัญทางนิเวศสูงสุดเท่ากับ 62.31% รองลงมาคือ ตะแบก นนทรี และคูน 34.85, 34.85, 32.77% ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบว่ากล้าไม้คูน มีค่าดัชนีความสำคัญทางนิเวศสูงสุดเท่ากับ 38.89% รองลงมาคือ พฤกษ์ ประดู่ และตะแบก 31.20, 27.35, 25.43% ตามลำดับ

รูปแบบที่ 4 การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง

แปลงทดลองที่ 1 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 17.15% รองลงมาคือ ตะแบก สมอพิเภก และประดู่ 14.46, 14.46, 13.12 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์ ค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 40.37% รองลงมาคือ ประดู่ สมอพิเภก และคูน 39.60, 35.25, 13.66% ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบว่ากล้าไม้ยางโอน มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 17.27% รองลงมาคือ ประดู่ สมอพิเภก และพฤกษ์ 14.97, 16.44, 13.32 % ตามลำดับ

รูปแบบที่ 5 การปลูกแบบผสมผสาน

แปลงทดลองที่ 1 พบว่ากล้าไม้ตะแบก มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุดเท่ากับ 27.20 % รองลงมาคือ พฤกษ์ สมอพิเภก และเพกา 24.85, 24.85, 22.49 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบว่ากล้าไม้พฤกษ์ค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 49.39% รองลงมาคือ 3 ประดู่ มะขามป้อม และสัก 30.30, 30.30, 26.97 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบว่ามะขามป้อมมีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 47.01% รองลงมาคือ ประดู่ ตะแบก และพฤกษ์ 28.21, 26.50, 22.65 % ตามลำดับ

รูปแบบที่ 6 การปลูกฟื้นฟูตามแนวพระราชดำริ ปลูกป่า 3 อย่าง ประโยชน์ 4 อย่าง

แปลงทดลองที่ 1 พบว่ากล้าไม้สมอพิเภก มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 29.92 % รองลงมาคือ มะขามป้อม พฤกษ์ และสัก 27.80, 25.67, 25.67 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 2 พบว่ากล้าไม้ประดู่ ค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 33.67 % รองลงมาคือ นนทรี มะขามป้อม และสัก 25.56, 25.56, 28.50 % ตามลำดับ

แปลงทดลองที่ 3 พบว่าพฤกษ์ มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด 64.58 % รองลงมาคือ ประดู่ นนทรี และมะขามป้อม 53.57, 22.02, 15.77 % ตามลำดับ

4. การเสวนากลุ่ม (Focus group discussion)

การจัดเสวนากลุ่มเพื่อให้เกิดการระดมความคิดเห็นจากผู้มีส่วนได้ส่วนเสียในพื้นที่ในหัวข้อเรื่อง องค์ความรู้และประสบการณ์การสร้างป่าเพื่อฟื้นฟูระบบนิเวศและสร้างความมั่นคง และสอบถามโดยแบบสอบถาม พบว่าผู้มาร่วมเสวนา เป็นเพศชาย จำนวน 16 คน (47.06**%**) และเพศหญิง จำนวน 18 คน (52.94%) ชาวบ้านให้ความคิดเห็นในเรื่องของการฟื้นฟูป่าสามารถเพิ่มความหลากหลายทางชีวภาพและการฟื้นฟูป่าจำเป็นต้องมีการป้องกันไฟป่ามากที่สุดถึง 100% และรูปแบบที่ทำให้ป่าสมบูรณ์ดีที่สุด และรูปแบบที่ทำให้ป่าสมบูรณ์ได้เร็วที่สุด ชาวบ้านทั้งเพศชายและหญิงส่วนใหญ่ให้ความคิดเห็นว่าควรใช้รูปแบบที่ 4 การปลูกพืชชนิดโครงสร้าง (26.47 และ 20.59 % ตามลำดับ) เพื่อนำมาใช้ในการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพ

4.1 ความรู้ ความเข้าใจ เกี่ยวกับการฟื้นฟูป่าเสื่อมสภาพ

จากการสำรวจโดยใช้แบบสอบถามในการสัมภาษณ์ชาวบ้านที่มาร่วมเสวนาในด้านความรู้ ความเข้าใจ เกี่ยวกับการฟื้นฟูป่าเสื่อมสภาพ จำนวน 6 ข้อ พบว่า ชาวบ้านให้ความคิดเห็นเรื่อง การฟื้นฟูป่าสามารถเพิ่มความหลากหลายทางชีวภาพ และการฟื้นฟูป่าจำเป็นต้องมีการป้องกันไฟป่า คิดเป็น 100% รองลงมา คือ การฟื้นฟูป่าจำเป็นใช้วิธีการที่เหมาะสมสำหรับป่าแต่ละประเภท คิดเป็น 94.12**%** และการฟื้นฟูป่าจำเป็นต้องคำนึงถึงประโยชน์ต่อชุมชน คิดเป็น 88.24 % (Table 3)

Table 3 The Percentage of people who understand about restoring of degraded forest

Topic	Yes	No
1. Degraded forest is restoring by passive restoration	82.35	17.65
2. Restoring should be selected proper tree	82.35	17.65
3. Restoring of forest is a need to be one of need of the community	88.24	11.76
4. Restoring of forest requires the proper means of each type of forest	94.12	5.88
5. Restoring of forest can increase the biodiversity	100.00	0.00
6. Forest restoration is necessary to prevent forest fires	100.00	0.00

4.2 ความรู้ ความเข้าใจ เกี่ยวกับการโครงการรูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพ

จากการสำรวจโดยใช้แบบสอบถามในการสัมภาษณ์ชาวบ้านที่มาร่วมเสวนาในด้านความรู้ ความเข้าใจ เกี่ยวกับการโครงการรูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์เสื่อมสภาพ พบว่า รูปแบบที่ทำให้ป่าสมบูรณ์ดีที่สุด และรูปแบบที่ทำให้ป่าสมบูรณ์ได้เร็วที่สุด คือ รูปแบบที่ 5 คิดเป็น 26.47% และ 20.59% ตามลำดับ รูปแบบที่ก่อให้เกิดประโยชน์ต่อชุมชนของท่านได้ดีที่สุด และรูปแบบที่ก่อให้เกิดรายได้ต่อครอบครัวของท่านได้มากที่สุด คือ รูปแบบที่ 6 คิดเป็น 29.41% และ 38.24% ตามลำดับ และรูปแบบที่ท่านจะนำไปฟื้นฟูป่าเสื่อมสภาพในบริเวณใกล้เคียงกับพื้นที่ทำกินของท่าน คือ รูปแบบที่ 4 คิดเป็น 29.41 % (Table 4)

Table 4 The percentage of the information on the knowledge and understanding of the forest restoration project of the villagers who come to the discussion

Question	Type of forest restoration						
	1	2	3	4	5	6	7
1. What type of forest restoration do you think is best for the forest to be perfect?	20.59	20.59	2.94	17.65	26.47	11.76	0.00
2. What type of forest restoration do you think is the fastest way to complete the forest?	5.88	23.53	17.65	11.76	20.59	17.65	2.94
3. What type of forest restoration do you think best benefit your community?	2.94	23.53	2.94	14.71	23.53	29.41	2.94
4. What type of forest restoration do you think contribute the most to your family's income?	5.88	5.88	17.65	14.71	11.76	38.24	5.88
5. What type of forest restoration do you think you will be able to restore the forest to the area that is adjacent to your own?	5.88	8.82	11.76	29.41	26.47	14.71	2.94

Remarks:

Type 1: natural restoration
Type 2: fast-growing species planting
Type 3 mixed planning by fast and slow-growing species
Type 4: framework species planting by native species
Type 5: mixed species planting with 10 species
Type 6: Royal initiative reforestation
Type 7: Other types based on interviewers

ผลการศึกษาครั้งนี้ แสดงให้เห็นว่ารูปแบบการฟื้นฟูป่าที่ใช้ไม้โครงสร้างหรือไม้ท้องถิ่นมีอัตราการรอดตาย และอัตราการเจริญเติบโต รวมทั้งค่าความหลากหลายทางชีวภาพที่สูงกว่ารูปแบบการฟื้นฟูประเภทอื่นๆและยังได้รับการยอมรับจากชุมชน สอดคล้องกับรายงานของ Elliott *et al.* (2022) และ Di Sacco *et al.* (2021) ที่แนะนำรูปแบบการฟื้นฟูป่าด้วยการปลูกชนิดโครงสร้าง (Framework species

restoration) ด้วยการใช้พันธุ์ไม้ถาวรหรือไม้ท้องถิ่นในพื้นที่ ในการปลูกควรใช้พรรณไม้ที่โตเร็ว มีอัตราการรอดสูง มีทรงพุ่มกว้าง ติดดอกออกผลเร็ว ทนไฟ ขยายพันธุ์ได้ง่าย และสามารถดึงดูดสัตว์ป่าเข้ามาในพื้นที่ได้ดี เริ่มจากปลูกชนิดไม้ถาวร 20-30 ชนิด โดยควรปลูกร่วมกับพรรณไม้เบิกนำไปพร้อม ๆ กัน ใช้ต้นกล้าประมาณ 500 กล้าต่อไร่ ระยะห่าง 1.8 เมตร และมีการถางกำจัดวัชพืช โดยสามารถประเมินความสำเร็จในการปลูกป่าได้จากความหลากหลายทางชีวภาพและการกลับมาของชนิดพันธุ์ที่หายากหรือเป็น Keystone species มวลชีวภาพ และผลผลิตปฐมภูมิ อินทรีย์สารในดิน และความสามารถในการอุ้มน้ำของดิน การเพิ่มขึ้นของปริมาณและมูลค่าของป่า และบริการทางนิเวศ และปัญหาความยากจนลดลง ซึ่งสอดคล้องกับการพัฒนาการฟื้นฟูป่าของ Forest Restoration Research Unit (2000) ที่ได้พัฒนารูปแบบการฟื้นฟูป่าด้วยพรรณไม้โครงการใน 3 ระบบนิเวศป่า ได้แก่ ป่าไม่ผลัดใบ ป่าผลัดใบในพื้นที่สูง และป่าผลัดใบในพื้นที่ต่ำ ในการฟื้นฟูป่านั้นเป็นไปได้ยากที่เราจะปลูกชนิดพันธุ์ถาวรหรือท้องถิ่นได้หมดทุกชนิด ดังนั้น การส่งเสริมและเร่งรัดกระบวนการทางธรรมชาติให้ป่ากลับคืนมาเพื่อฟื้นฟูโครงสร้างและหน้าที่ของระบบนิเวศ และมีระดับความหลากหลายทางชีวภาพในอดีตให้กลับคืนมา จึงควรปลูกชนิดไม้โครงสร้างในการฟื้นฟูโดยปลูกร่วมกันระหว่างชนิดไม้ถาวรและไม้โตเร็ว ซึ่งพัฒนาครั้งแรกในประเทศออสเตรเลีย (Di Sacco *et al*., 2021)

สรุป

อัตราการเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากและความสูงเฉลี่ย ของกล้าไม้ที่ปลูกทั้งหมด มีค่า 20.6 มม./ปี และ 91.0 ซม./ปี ตามลำดับ มีอัตราการรอดตายเฉลี่ยอยู่ในระดับปานกลาง (42.3% ต่อปี)

รูปแบบการฟื้นฟูที่กล้าไม้มีอัตราการรอดตายสูงสุดคือ การปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (51.4%) รองลงมาคือ การปลูกแบบผสมผสาน (44.8%) การปลูกตามแนวพระราชดำริ (42.7%) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (41.6%) และการปลูกผสมโดยใช้ไม้โตเร็วและไม้โตช้า (31.2%) เป็นไปในทิศทางเดียวกับอัตราการเติบโตทางเส้นผ่านศูนย์กลางคอรากที่พบว่ารูปแบบการปลูกชนิดพืชโครงสร้าง (28.6 มม./ปี) รองลงมาคือ การปลูกแบบผสมผสาน (21.1 มม./ปี) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็วผสมไม้โตช้า (19.3 มม./ปี) การปลูกโดยใช้ไม้โตเร็ว (18.1 มม./ปี) และการปลูกตามแนวพระราชดำริ (15.6 มม./ปี) แสดงให้เห็นว่า รูปแบบการปลูกชนิดพืชโครงสร้างมีค่าดัชนีการตรวจวัดค่อนข้างสูงบ่งบอกถึงประสิทธิภาพในการคืนสู่สภาพป่าดั้งเดิมและความหลากหลายทางชีวภาพที่ดำเนินไปได้อย่างดีในรูปแบบนี้

ดังนั้น การฟื้นฟูป่าเสื่อมโทรมในพื้นที่อนุรักษ์ของจังหวัดน่าน ควรใช้รูปแบบการปลูกชนิดพืชโครงสร้าง เนื่องจากมีความเหมาะสมในการฟื้นฟูระบบนิเวศให้ฟื้นกลับได้อย่างมีประสิทธิภาพและได้รับการยอมรับจากชุมชน

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยครั้งนี้ได้รับการสนับสนุนทุนวิจัยจากกองทุนส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม งบประมาณด้านวิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม (ววน.) เพื่อสนับสนุนงานมูลฐาน (Fundamental Fund)ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2562-65 และ

ขอขอบคุณนายบัณฑิต ฉิมชาติ หัวหน้าอุทยานแห่งชาติศรีน่านและเจ้าหน้าที่ในการประสานงานในพื้นที่ ตลอดจนชาวบ้านหมู่บ้านวนาไพร ที่สนับสนุนให้ความร่วมมือในการร่วมวิจัยครั้งนี้

เอกสารอ้างอิง

Asanok, L., D. Marod, A. Pattanavibool, & T. Nakashizuka. 2012. Colonization of tree species along an interior-exterior gradient across the forest edge in a tropical montane forest, western Thailand. **Tropics** 21 (3): 67-80.

Asanok, L., D. Marod, P. Duengkae, U. Pranmongkol, H. Kurokawa, M. Aiba, M. Katabushi, & T. Nakashizuku. 2013. Relationships between functional traits and the ability of forest tree species to reestablish in secondary forest and enrichment plantations in the uplands of northern Thailand. **Forest Ecology and Management** 296: 9-23.

Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2012. Handbook of tree selection for protection flooding. Forest Herbarium office, Office of forest and plant conservation research. 120 p. (in Thai)

Di Sacco, A., K.A. Hardwick, D. Blakesley, P.H.S. Brancalion, E. Breman, L. Cecilio Rebola, S. Chomba, K. Dixon, S. Elliott, G. Ruyonga, K. Shaw, P. Smith, R.J. Smith, & A. Antonelli. 2021. Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. **Global Change Biology** 27: 1328-1348. https://doi.org/10.1111/gcb.15498

Elliott, S., D. Blakesley, & S. Chairuangsri. 2008. **Research for restoring tropical forest ecosystem: A practical guide**. Department of Biology, Faculty of Science, Chiang Mai University, Thailand.

Elliott, S., D. Blakesley, & K. Hardwick. 2013. **Restoring tropical forests. A practical guide**. Royal Botanic Gardens, Kew.

Elliott, S., N.I.J. Tucker, D. Shannon, & P. Tiansawat, 2022. The framework species method—harnessing natural regeneration to restore tropical forest ecosystems. **Philosophical Transaction Royal Society B** 378: 20210073. https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0073

Forest Restoration Research Unit. 2000. **Seed and tree seedling: for forest restoration in Northern of Thailand.** Department of Biology, Faculty of Science, Chai Mai University. Thailand.

Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C.R. Nelson, J. Jonson, J.G. Hallett, C. Eisenberg, M.R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decleer, & K.W. Dixon. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology** 27 (S1): S1 – S46. https://doi.org/10.1111/rec.13035

Marod, D., P. Duengkae, L. Asanok, & A. Pattanavibool. 2012a. Vegetation structure and floristic composition along the edge of montane forest and agricultural land in Um Phang Wildlife Sanctuary, Western Thailand. **Kasetsart Journal (Natural Science)** 46: 162-180.

Marod, D., P. Duengkae, U. Kutintara, S. Sungkaew, C. Wachrinrat, L. Asanok, & N. Klomwattanakul. 2012b. The influences of an invasive plant

species (*Leucaena leucocephala*) on tree regeneration in Khao Phuluang Forest, Northeastern Thailand. **Kasetsart Journal (Natural Science)** 46: 39 - 50

Saikhammoon, R., S. Sungkaew, S. Thinkampaeng, W. Phumphuang, T. Kamyo, & D. Marod. Forest Restoration in an Abandoned Seasonally Dry Tropical Forest in the Mae Klong Watershed, Western Thailand. 2023. **Environment and Natural Resources Journal** 21(5): 443-457. doi: 10.32526/ennrj/21/202301

Staporn, D., D. Marod, J. Wongprom, & S. Diloksumpun. 2022. Drivers of Native Species Regeneration in the Process of Restoring a Dry Evergreen Forest from Exotic Tree Plantations in Northeastern Thailand. **Forests** 13, 1321

Kutintara, U. 1999. **Ecology: Fundamental Basics in Forestry**. Faculty of Forestry, Kasetsart university, Bangkok. Thailand. (in Thai)

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 335-350 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความสำคัญของช่องว่างป่าต่อนกอพยพในป่าดิบเขาระดับต่ำ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย

ศุภลักษณ์ ศิริ[1], ยุวดี พลพิทักษ์[1*], อภิษฎา เรืองเกตุ[2], มงคล สาฟูวงศ์[3] และ ประทีป ด้วงแค[4]

รับต้นฉบับ: 23 พฤษภาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 10 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 13 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ช่องว่างป่าในธรรมชาติสร้างความซับซ้อนให้เกิดขึ้นกับโครงสร้างป่า นับเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยที่มีลักษณะเฉพาะและดึงดูดให้นกเข้ามาใช้ประโยชน์ วัตถุประสงค์การศึกษาเพื่อตรวจสอบการปรากฏ ดัชนีมวลกาย การเลือกใช้แหล่งที่อยู่อาศัย และอิทธิพลของขนาดช่องว่างป่าต่อโอกาสในการพบนกอพยพ คือนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน (*Phylloscopus omeiensis*) และนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง (*Phylloscopus valentini*) ในป่าดิบเขาระดับต่ำ ลุ่มน้ำห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่

วิธีการ: คัดเลือกแปลงถาวรป่าดิบเขาระดับต่ำ ขนาด 400 x 400 เมตร เพื่อสำรวจนกอพยพในบริเวณช่องว่างป่า (Forest gap; FG) และบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบ (Under closed canopy; UCC) โดยใช้วิธีตั้งตาข่าย (mist net) จำนวน 12 จุด และทำการติดห่วงขานก สำรวจเป็นประจำทุกเดือน รวมทั้งสิ้น 61 เดือน ตั้งแต่ตุลาคม พ.ศ. 2557 - ตุลาคม พ.ศ. 2562

ผลการศึกษา: พบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน (*P. omeiensis*) 63 ครั้ง จากนกที่ถูกติดห่วงขา 45 ตัว และพบนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง (*P. valentini*) 79 ครั้ง จากนกที่ถูกติดห่วงขา 50 ตัว ข้อมูลการถูกจับซ้ำในพื้นที่ศึกษาพบว่า นกทั้งสองชนิดมีการกลับมาใช้พื้นที่มากที่สุด 3 ปีต่อเนื่องกัน ส่วนของช่วงเวลาในการแวะพัก (Stopover) พบ 3 – 7 เดือนใน *P. omeiensis* และ 5 – 8 เดือนใน *P. valentini* การพิจารณาคะแนนไขมันในช่วงอพยพพบว่า *P. omeiensis* และ *P. valentini* มีไขมันเพิ่มขึ้นจากเดิมก่อนอพยพกลับถิ่นฐานเดิม 69% และ 78% ตามลำดับ ส่วนการเลือกใช้ถิ่นอาศัยย่อยซึ่งเปรียบเทียบระหว่างบริเวณช่องว่างป่ากับบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบ ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในนกทั้งสองชนิด ขณะที่ความสัมพันธ์ของนกกับขนาดช่องว่างป่าพบว่ามีขนาดพื้นที่ใช้ประโยชน์อยู่ระหว่าง 400 – 500 ตารางเมตร มากที่สุด

สรุป: กระบวนการทดแทนตามธรรมชาติสร้างช่องว่างป่าที่มีสภาพแวดล้อมเฉพาะตัวขึ้นในพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำ เอื้อประโยชน์ต่อกลุ่มนกอพยพในการใช้เป็นแหล่งอาศัยและฟื้นฟูร่างกายก่อนฤดูกาลอพยพกลับถิ่นที่อยู่อาศัยเดิม

คำสำคัญ: ไขมัน; ช่องว่างป่า; นกอพยพ; ป่าดิบเขา; นกกระจ้อยวงตาสีทอง

[1] สาขาวิชาการป่าไม้ โครงการจัดตั้งวิทยาลัยการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

[2] สาขาวิชาเกษตรศาสตร์และสหกรณ์ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช นนทบุรี 11120

[3] สถานีวิจัยสัตว์ป่าดอยเชียงดาว กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช เชียงใหม่ 10336

[4] ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

[*]**ผู้รับผิดชอบบทความ**: E-mail: yuwadee_ppt@mju.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.05

ORIGINAL ARTICLE

The Importance of Natural Forest Gap on Migratory Birds in a Lower Montane Forest at Doi Suthep-Pui National Park

Supalak Siri[1], Yuwadee Ponpituk[1*], Apisada Rueangket[2], Mongkol Safoowong[3], and Prateep Duengkae[4]

Received: 23 May 2024 Revised: 10 June 2024 Accepted: 13 June 2024

ABSTRACT

Background and Objective: Gaps in the natural forest create complexity within the forest structure, providing unique habitats that attract birds. The objectives aimed to examine the presence, body condition index, microhabitat selection (under closed canopy; UCC and forest gap; FG), and the influence of forest gap size on the abundance of capture migratory birds, Martens's Warbler (*Phylloscopus omeiensis*) and Bianchi's Warbler (*Phylloscopus valentini*) in lower montane forest (LMF) at Huai Kog Ma watershed, Doi Suthep-Pui National Park, Chiang Mai province.

Methodology: The study was carried out at LMF permanent plot, 400 x 400 m, and 12 mist net points were established to observe migratory birds in under FG and UCC areas. All captured birds were ringed tagged and monthly monitored for a total of 61 months, from October 2014 to October 2019.

Main Results: The survey results recorded 63 captures of the Martens's Warbler (*P. omeiensis*) from 45 individuals, and 79 captures of the Bianchi's Warbler (*P. valentini*) from 50 individuals, all marked with ring bands. Recapture data showed that both species returned to the same location up to three consecutive years. The stopover duration ranged of *P. valentini* had slightly longer than *P. omeiensis*, 5-8 and 3-7 months, respectively. Fat score assessments had increased during migration for *P. omeiensis* and *P. valentini*, 69% and 78%, respectively, indicating fat accumulated before they migrated back to their habitats. Habitat preference analysis revealed no statistical significant differences of species between FG and UCC. Additionally, forest gaps approximately 400 – 500 m^2 were frequently utilized by these birds.

Conclusion: The natural succession creates forest gap with unique environments in LMF, providing the habitats and rejuvenate for migratory birds before return back to their original habitats.

Keywords: Fat; forest gap; migratory bird; montane forest; *Phylloscopus*

[1] Program in Forestry, the Established Project of College of Forestry, Maejo University Phrae Campus, Phrae 54140

[2] School of Agriculture and Cooperatives, Sukhothai Thammathirat Open University, Nonthaburi 11120

[3] Doi Chiang Dao Wildlife Research Station, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Chiang Mai 50170

[4] Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900

[*]**Corresponding author:** E-mail: yuwadee_ppt@mju.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.05

คำนำ

การบินอพยพย้ายถิ่นของนกเป็นกระบวนการทางธรรมชาติ ซึ่งจะเกิดขึ้นกับนกอพยพ (Migratory birds) นกในกลุ่มนี้มีพฤติกรรมการบินอพยพจากพื้นที่หนึ่งไปสู่อีกพื้นที่หนึ่ง บินอพยพในระยะทางไกลหลายร้อยกิโลเมตร ในบางชนิดบินอพยพไกลหลายพันกิโลเมตร และพฤติกรรมดังกล่าวจะเกิดขึ้นเป็นประจำทุกปี เพื่อค้นหาสภาพทางนิเวศและแหล่งที่อยู่อาศัยที่ดีที่สุด เนื่องจากมีความจำเป็นต้องหลีกหนีสภาพอากาศที่หนาวเย็นไปสู่บริเวณที่มีอุณหภูมิอากาศที่อบอุ่นกว่า ซึ่งถือเป็นการตอบสนองต่อสภาพภูมิอากาศ (Liang *et al*., 2021) ในถิ่นอาศัยเดิมที่สภาพแวดล้อมมีอุณหภูมิต่ำในช่วงฤดูหนาวส่งผลให้แหล่งที่อยู่อาศัยไม่มีความเหมาะสมต่อนก ดังนั้นถิ่นที่อยู่อาศัยหลายแห่งในบริเวณป่าเขตร้อนจึงมีความหลากหลายทางชีวภาพของนกเพิ่มมากขึ้นในช่วงที่นกอพยพบินอพยพเข้ามาในพื้นที่ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในช่วงฤดูหนาวหรือช่วงนอกฤดูผสมพันธุ์ของนกอพยพในแต่ละปี (Greenberg *et al*., 1995) ในระหว่างการอพยพนกต้องพบกับความท้าทายในการค้นหาที่พักอาศัยและแหล่งหลบภัย ส่งผลให้นกมีอัตราการตายเพิ่มสูงขึ้นในระหว่างการอพยพเมื่อเปรียบเทียบกับฤดูกาลอื่นๆ ของปี (Bozó *et al*., 2018) แหล่งที่อยู่อาศัยที่นกอพยพเลือกใช้เพื่อพักและฟื้นฟูสภาพร่างกายก่อนอพยพกลับถิ่นฐานเดิม จำเป็นต้องเป็นพื้นที่ที่มีแหล่งทรัพยากรอาหารที่เพียงพอต่อการอยู่อาศัยร่วมกันกับนกประจำถิ่น (resident birds) เนื่องจากมีการแก่งแย่งทรัพยากรระหว่างชนิด (Inter-species competition) และภายในชนิดเดียวกันเอง (Intra-species competition) เกิดขึ้นในพื้นที่นั้น ๆ (Marod and Kutintara, 2009) ดังนั้นการสำรวจพบนกอพยพจึงสามารถบ่งชี้ถึงปริมาณและคุณภาพของถิ่นที่อยู่อาศัยที่เป็นจุดแวะพักของนกในธรรมชาติได้

นกกระจ้อยวงตาสีทอง เป็นนกอพยพมานอกฤดูผสมพันธุ์ (Non-breeding visitor) ซึ่งถูกจัดอยู่ในอันดับ Passeriformes วงศ์ Phylloscopidae ในประเทศไทยพบ 4 ชนิด ประกอบด้วย นกกระจ้อยวงตาสีทองหัวเทา (*Phylloscopus tephrocephalus*) นกกระจ้อยวงตาสีทองหางสีเรียบ (*P. soror*) นกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน (*P. omeiensis*) และนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง (*P. valentini*) (Bird Conservation Society of Thailand, 2023) ทางตอนเหนือประเทศไทย นกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนและนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองเป็นนกอพยพที่สามารถพบเห็นได้เป็นประจำในบริเวณป่าดิบเขาระดับต่ำ และพบสม่ำเสมอทุกปีในอุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย (Siri *et al*., 2019) การวิจัยในครั้งนี้จึงมุ่งเน้นไปที่นกกระจ้อยวงตาสีทองทั้ง 2 ชนิด เนื่องจากเป็นนกอพยพที่มีความชุกชุมสูงในพื้นที่ศึกษาและมีพฤติกรรมการหากินอยู่ภายใต้เรือนยอดไม้ (Understory birds) ข้อมูลจาก Birdlife International (2024) ระบุว่า ถิ่นฐานเดิมของนกกระจ้อยวงตาสีทองทั้งสองชนิดอาศัยและทำรังวางไข่อยู่ในป่าเขตอบอุ่น (Temperate forest) โดยนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนใช้พื้นที่ในป่า Tropical moist montane ความสูงตั้งแต่ 1,200 เมตร

เป็นถิ่นอาศัยที่มีความเหมาะสมต่อการแวะพักในช่วงฤดูกาลอพยพ ส่วนนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองใช้ Tropical moist montane เป็นแหล่งแวะพักหลักและใช้พื้นที่ป่า Tropical moist lowland เป็นแหล่งแวะพักเพื่อการฟื้นฟูสภาพร่างกายในช่วงฤดูกาลอพยพของนก

นอกจากพื้นที่ป่าในธรรมชาติ (Natural forest) ที่จัดได้ว่าเป็นบริเวณที่อุดมสมบูรณ์และไม่ถูกรบกวนแล้วนั้น บริเวณช่องว่างป่าในธรรมชาติ (Natural forest gap) ที่มีสาเหตุมาจากการโค่นล้มของไม้ต้นอย่างน้อยตั้งแต่หนึ่งต้นขึ้นไป เป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดสภาพอากาศเฉพาะพื้นที่และสร้างพื้นที่ให้มีลักษณะเฉพาะตัว (Zhu *et al*., 2007) อีกทั้งยังเป็นบริเวณที่มีทรัพยากรจำนวนมากและมีอิทธิพลต่อการกระจายตัวในเชิงพื้นที่ของนกป่า (Lima & Guilherme, 2021) ทั้งนี้การโค่นล้มของไม้ต้นในหลายพื้นที่ทั่วโลกถูกยืนยันว่าเป็นบริเวณที่นกประจำถิ่นและนกอพยพเลือกจะเข้าไปใช้ประโยชน์ในการหากิน (Smith & Dallman, 1996; Perkins, 2014; Siri *et al*., 2019; Leuenberger *et al*., 2021)

เป็นที่ทราบกับดีว่างานวิจัยที่มีการดำเนินการและติดตามในระยะยาวเป็นงานที่มีประโยชน์ เป็นแนวทางการทำงานที่นำมาซึ่งความรู้ความเข้าใจเกี่ยวกับระบบนิเวศที่ซับซ้อน สร้างองค์ความรู้ใหม่ และสามารถต่อยอดไปสู่การจัดการพื้นที่ได้ดียิ่งขึ้น ข้อมูลที่มาจากการสำรวจอย่างต่อเนื่องเป็นงานที่มีคุณค่า เนื่องจากสามารถให้ข้อมูลในเชิงลึกได้ เช่น การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างและการทำงานของระบบนิเวศ ความอุดมสมบูรณ์ของถิ่นอาศัย ความหนาแน่นของประชากรสัตว์ป่า ซึ่งสามารถนำไปใช้ในการอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพ และคาดการณ์ความเสี่ยงที่อาจมีผลกระทบต่อการจัดการทรัพยากรป่าไม้ในอนาคต (Danell *et al*., 2006; Lindenmayer *et al*., 2012)

ดังนั้น จะเห็นได้ว่าการสำรวจและติดตามการเข้าใช้ประโยชน์ของนกอพยพจะสะท้อนให้เห็นถึงคุณภาพของถิ่นที่อยู่อาศัย รวมทั้งยังสามารถระบุพื้นที่ที่นกเลือกใช้ประโยชน์ในช่วงฤดูกาลอพยพได้ นอกจากนี้ ขนาดของร่างกายหรือมวลกายยังเป็นข้อมูลที่จำเป็นในการตรวจสอบการแปรผันซึ่งมีความเชื่อมโยงกับช่วงเวลาต่าง ๆ ของนกในแต่ละกิจกรรม เช่น ช่วงการสืบพันธุ์ ช่วงทำรังวางไข่ และช่วงการอพยพย้ายถิ่น เป็นต้น ยิ่งไปกว่านั้นมวลกายอาจสะท้อนถึงภาวะโภชนาการและความพร้อมทางด้านร่างกายของนก (Labocha & Hayes, 2012) ดังนั้น วัตถุประสงค์การศึกษาเพื่อ 1) ติดตามการปรากฏของนกอพยพ 2) ประเมินน้ำหนัก ไขมัน และกล้ามเนื้อของนกอพยพ 3) เปรียบเทียบการเลือกใช้ถิ่นที่อยู่อาศัยย่อย (Microhabitat) ของนกอพยพระหว่างบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบและบริเวณช่องว่างป่า และ 4) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างนกกับขนาดของช่องว่างป่า (Gap size) ในแปลงถาวรป่าดิบเขาระดับต่ำ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย ซึ่งการศึกษาการใช้พื้นที่ของนกอพยพในบริเวณช่องว่างป่าที่มีสาเหตุมาจากการรบกวนตามธรรมชาติ (Natural disturbance) โดยเฉพาะอย่างยิ่งในประเทศไทยยังมีการศึกษาวิจัยอยู่อย่างจำกัด

อุปกรณ์และวิธีการ

พื้นที่ศึกษา

ดำเนินการศึกษาในแปลงถาวรป่าดิบเขาระดับต่ำ ขนาด 400 x 400 เมตร บริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลแม่สา-คอกม้า (18° 54' N – 98° 54' E) อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพปุย จังหวัดเชียงใหม่ พื้นที่มีความสูง 1,250 – 1,540 เมตร

การเก็บข้อมูลภาคสนาม

1. สำรวจช่องว่างป่า (Forest gap) ภายในแปลงถาวร และทำการสุ่มเลือกช่องว่างป่าทั้งหมด 12 จุด (Figure 1) พร้อมทั้งทำการวัดขนาดตามวิธีของ Runkle (1992) ซึ่งพบช่องว่างป่ามีขนาดตั้งแต่ 130, 154, 209, 240, 380, 392, 442, 450, 494, 532, 589 และ 1,020 ตารางเมตร

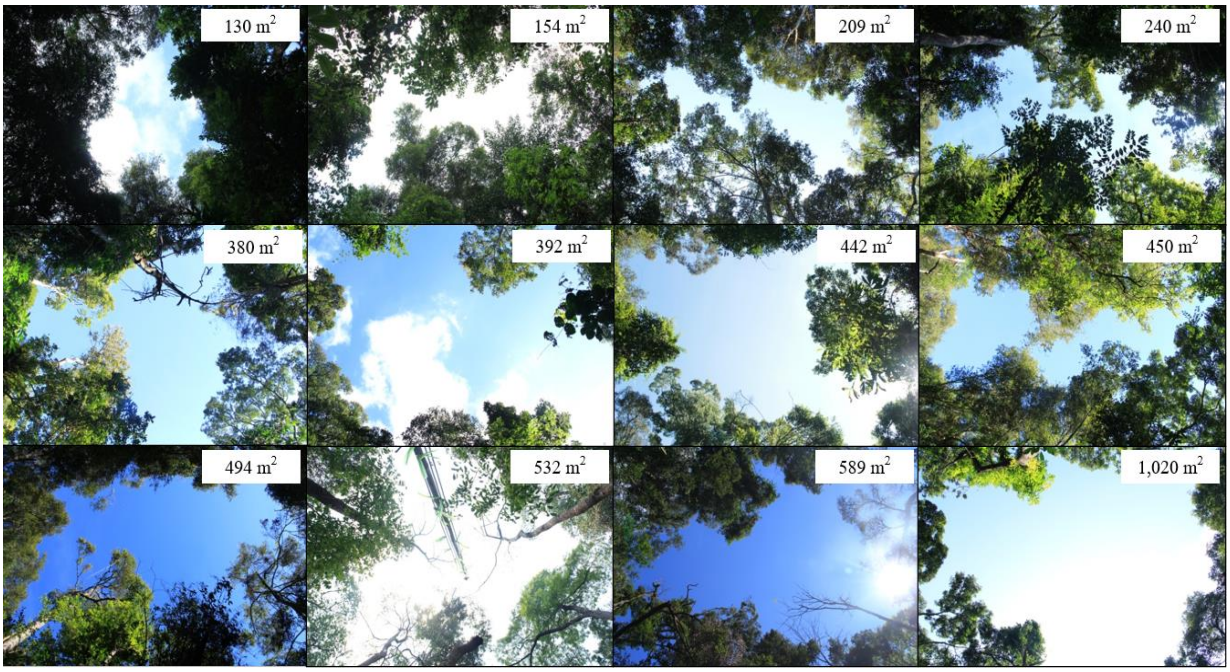


Figure 1 Canopy gaps (size 130 – 1,020 m^2) in a lower montane forest, Doi Suthep-Pui National Park.

2. สำรวจนกโดยวิธีการตั้งตาข่าย (mist-net) จำนวน 12 จุด แต่ละจุดสำรวจทำการตั้งตาข่ายสำรวจนกต่อเนื่องกันระหว่างบริเวณช่องว่างป่า (Forest gap; FG) และบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบ (Under closed canopy; UCC) โดยเว้นระยะห่างระหว่างตาข่ายในแต่ละพื้นที่ประมาณ 10 เมตร สำหรับขนาดตาข่ายที่ใช้แบ่งเป็น ช่องว่างป่าที่มีขนาดเล็ก (130 – 209 ตารางเมตร) ใช้ตาข่ายสูง 9 เมตร ยาว 9 เมตร ส่วนช่องว่างป่าที่มีขนาดตั้งแต่ 240 ตารางเมตร ใช้ตาข่ายสูง 9 เมตร ยาว 18 เมตร และใช้ตาข่ายขนาดเดียวกันในพื้นที่เรือนยอดแน่นทึบ ทำการเปิดตาข่ายเพื่อสำรวจนกตั้งแต่เวลา 06.00 – 16.00 น. และตรวจสอบตาข่ายทุก ๆ 30 – 60 นาที หากมีฝนตกหรือพายุขณะสำรวจจะทำการปิดตาข่ายทันทีเพื่อความปลอดภัยของนก (Bibby *et al*., 1998; Wunderle *et al*., 2005)

3. การจำแนกชนิดนก ลักษณะภายนอกของนกกระจ้อยวงตาสีทองทั้ง 2 ชนิด มีความ

คล้ายคลึงกัน จึงพิจารณาในส่วนหางเพิ่มเติม ดังนี้ นกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนจะมีสีขาวที่ปลายขนหาง 2 คู่นอก โดยหางเส้นที่อยู่ถัดเข้ามาจากหางคู่นอกสุดจะมีแถบสีขาวสั้นหรือตื้นกว่านกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง ซึ่งมีแถบสีขาวยาวลึกลงมาเกินครึ่งของความยาวหาง (Figure 2) ภายหลังจากระบุชนิดทำการบันทึกเวลาที่นกติดตาข่าย พิกัดจุดตั้งตาข่าย ชั่งน้ำหนักตัวนกด้วยเครื่องชั่งน้ำหนักที่มีความละเอียดทศนิยม 1 ตำแหน่ง พิจารณาระดับไขมันโดยมีค่าคะแนนตั้งแต่ 0 – 8 คะแนน และพิจารณาระดับกล้ามเนื้อโดยมีค่าคะแนนตั้งแต่ 0 – 3 คะแนน ตาม Kaiser (1993) และ Milenkaya *et al*. (2013) จากนั้นติดห่วงขานกทุกตัวก่อนปล่อยกลับคืนสู่ธรรมชาติ โดยงานวิจัยในครั้งนี้ใช้ระยะเวลาในการเก็บข้อมูลตั้งแต่เดือนตุลาคม ปี 2557 ถึง เดือนตุลาคม ปี 2562 ซึ่งทำการสำรวจเป็นประจำทุกเดือน เดือนละ 4 วัน ติดต่อกัน งานวิจัยนกอพยพในครั้งนี้คณะวิจัยได้รับใบอนุญาตจากกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช หมายเลขใบอนุญาต 0907.4/9819

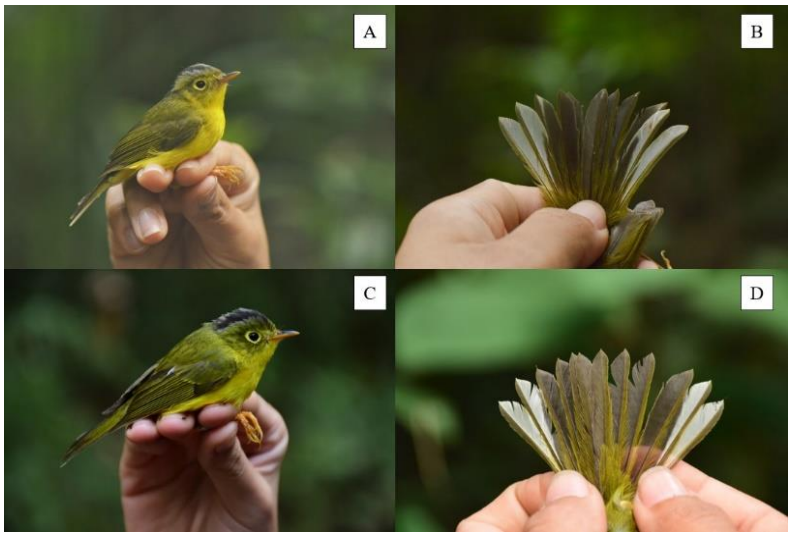


Figure 2 Keys to species identification: A. the lateral view of *P. omeiensis*, B. whitish outer two rectrices (R6, R5) of *P. omeiensis*, C. the lateral view of *P. valentini* and D. whitish outer two rectrices (R6, R5) of *P. valentini.*

การวิเคราะห์ข้อมูล

1. ตรวจสอบการกระจายของข้อมูลที่ต้องการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยด้วย Shapiro's test และทดสอบความแปรปรวนระหว่างกลุ่มด้วย Bartlett's test ดำเนินการโดยใช้โปรแกรม R version 4.3.2 (R Core Team, 2023)

2. เปรียบเทียบค่าเฉลี่ยจำนวนครั้งที่พบนก (Capture bird) ระหว่างบริเวณช่องว่างป่าและบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบซึ่งเป็นอิสระต่อกันด้วย Independent Samples t-test โดยกำหนดระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05

3. หาค่าความสัมพันธ์ของจำนวนครั้งที่พบนกกับขนาดช่องว่างป่า ด้วยค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เพียร์สัน (Pearson's Correlation Coefficient) และตีความระดับความสัมพันธ์ตาม Hinkle *et al.* (1988)

ผลและวิจารณ์

1. การปรากฏของนกอพยพ

การศึกษานกอพยพในพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำ บริเวณแปลงศึกษาสังคมพืชถาวร ตั้งแต่เดือนตุลาคม ปี 2557 ถึง เดือนตุลาคม ปี 2562 ด้วยวิธีการตั้งตาข่าย ผลการสำรวจพบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน (*P. omeiensis*) ทั้งหมด 63 ครั้ง เป็นนกที่ถูกจับใส่ห่วงขารายตัว (Individual) จำนวน 45 ตัว ส่วนนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง (*P. valentini*) สำรวจพบทั้งสิ้น 79 ครั้ง จากนก 50 ตัว ที่ถูกทำเครื่องหมายรายตัว

บริเวณแปลงศึกษาสังคมพืชถาวรในป่าดิบเขาระดับต่ำ พบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนอพยพเข้ามาในพื้นที่เร็วที่สุดในเดือนสิงหาคม ปี 2562 เมื่อพิจารณาเดือนที่พบนกตัวแรกอพยพเข้ามาในพื้นที่ในช่วงต้นฤดูกาลอพยพพบว่า ในแต่ละปีนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนมีระยะเวลาของการอพยพเข้ามาในพื้นที่ครั้งแรกค่อนข้างกว้าง คือ สามารถพบนกตัวแรกของฤดูกาลอพยพในพื้นที่ศึกษาได้ตั้งแต่เดือนสิงหาคมไปจนถึงเดือนธันวาคมและพักอาศัยอยู่ในพื้นที่นานเป็นระยะเวลา 3 – 7 เดือน ก่อนจะอพยพกลับ ส่วนนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองตัวแรกที่สำรวจพบของแต่ละปี พบอพยพเข้ามาในพื้นที่ระหว่างเดือนกันยายน - เดือนตุลาคม และพักอาศัยอยู่ในพื้นที่ในช่วงฤดูกาลอพยพนานเป็นระยะเวลา 5 – 8 เดือน ก่อนบินอพยพกลับถิ่นฐานเดิม (Table 1)

เมื่อเปรียบเทียบเดือนที่นกตัวแรกอพยพมาถึงและระยะเวลาในการแวะพักอาศัยในพื้นที่ศึกษาของนกทั้งสองชนิดพบว่า มีการอพยพเข้ามาในพื้นที่พร้อมกันในเดือนตุลาคม (ปี 2557 – 2558) และอพยพมาถึงพร้อมกันในเดือนกันยายน (ปี 2559 – 2560) แต่ในปี 2561 นกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองอพยพเข้ามาในพื้นที่เร็วกว่านกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนถึง 2 เดือน และในปี 2562 นกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนอพยพเข้ามาในพื้นที่เร็วกว่า 1 เดือน ในส่วนของระยะเวลาในการพักอาศัย พบว่านกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองใช้ระยะเวลาในการพักอาศัยอยู่ในพื้นที่ยาวนานกว่านกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน

จำนวนครั้งในการสำรวจพบนกติดตาข่ายและจำนวนตัวนกที่สามารถระบุรายตัวได้จาก ปี 2557 ถึงปี 2562 พบว่าปี 2560 (Table 2) สามารถสำรวจพบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนได้มากที่สุด 21 ครั้ง (17 ตัว) รองลงมา คือ ปี 2559 พบนก 18 ครั้ง (15 ตัว) ในส่วนของนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง พบนกติดตาข่ายสำรวจมากที่สุดในปี 2560 รองลงมา คือ ปี 2559 และปี 2561 ซึ่งสำรวจพบนก 22 ครั้ง (20 ตัว) 20 ครั้ง (14 ตัว) และ 18 ครั้ง (13 ตัว) ตามลำดับ ดังแสดงรายละเอียดใน Table 2 ส่วนจำนวนครั้งในการสำรวจพบนกและจำนวนนกรายตัวในปี 2562 ที่พบจำนวนน้อยลง อาจเนื่องมาจากเป็นปีที่ดำเนินการสำรวจนกในช่วงต้นฤดูกาลอพยพเท่านั้น

แนวโน้มการสำรวจพบนกในช่วงต้นฤดูกาลอพยพมีความแตกต่างกันในแต่ละปี ซึ่งปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับสภาพอากาศเป็นปัจจัยหลักที่ส่งผลต่อการอพยพของนก (Bozó *et al*., 2018)

Table 1 Bird migration captured during January through December between 2014 – 2019 in a lower montane forest, Doi Suthep-Pui National Park.

Year	Martens's Warbler (*P. omeiensis*)											
	Jan	**Feb**	**Mar**	**Apr**	**May**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**	**Oct**	**Nov**	**Dec**
2014										✓	✓	✓
2015		✓	✓							✓	✓	
2016	✓	✓	✓						✓	✓	✓	✓
2017	✓								✓	✓	✓	✓
2018	✓	✓	✓									✓
2019		✓						✓		✓		
Year	**Bianchi's Warbler (*P. valentini*)**											
	Jan	**Feb**	**Mar**	**Apr**	**May**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**	**Oct**	**Nov**	**Dec**
2014										✓		✓
2015		✓								✓	✓	✓
2016	✓	✓							✓	✓	✓	✓
2017	✓		✓	✓					✓		✓	✓
2018		✓	✓	✓						✓	✓	✓
2019	✓		✓						✓	✓		

Table 2 Number of observations and number of individual birds on seasonal migration from 2014 – 2019, Doi Suthep-Pui National Park.

Year	Martens's Warbler (*P. omeiensis*)		Bianchi's Warbler (*P. valentini*)	
	Observation	**Individual birds**	**Observation**	**Individual birds**
2014	9	8	4	3
2015	8	7	10	5
2016	18	15	20	14
2017	21	17	22	20
2018	5	5	18	13
2019*	2	2	5	5

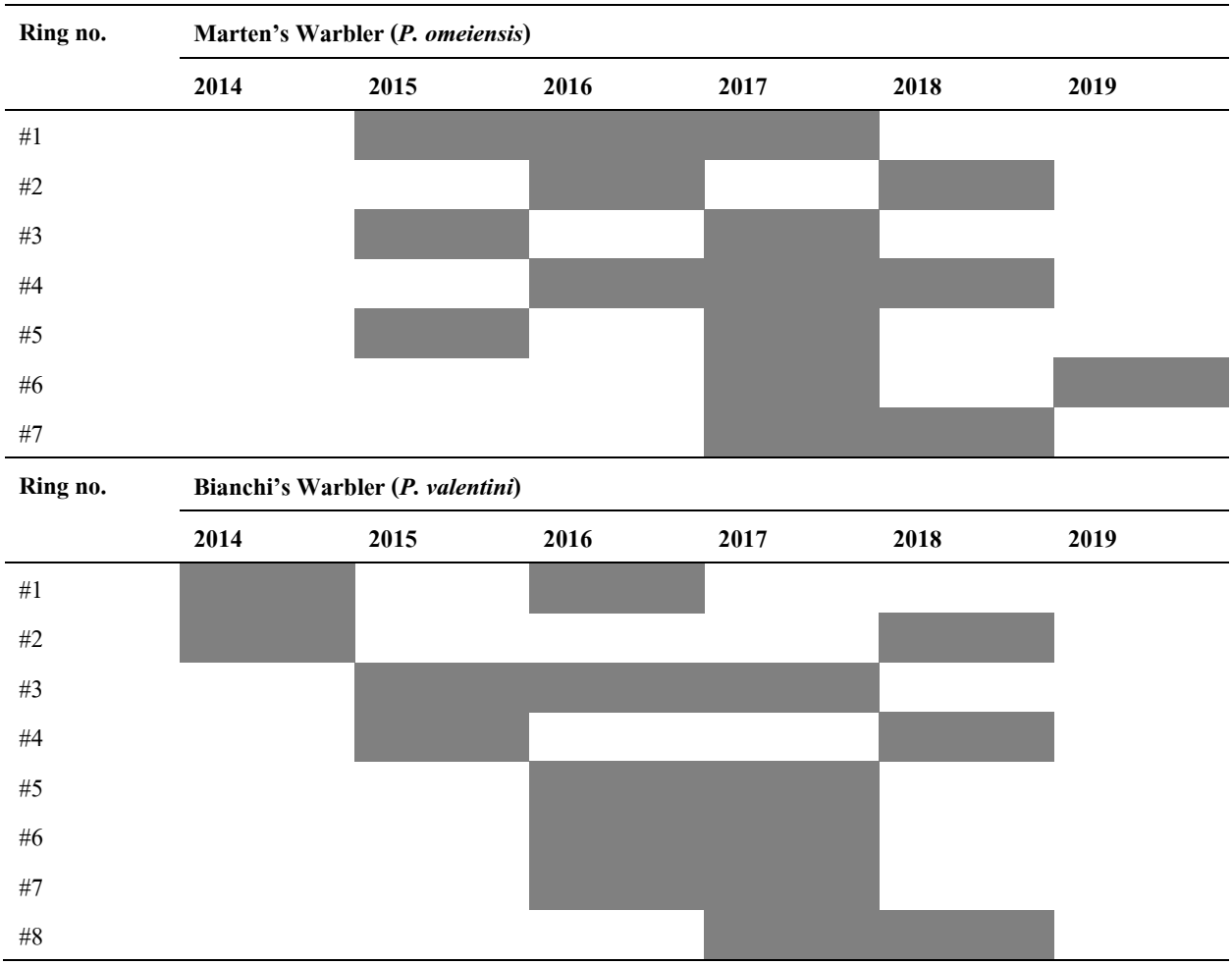
Remarks: * Seasonal migration in 2019 was conducted from August through October.

เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงของฤดูกาล การลดลงของอุณหภูมิ ความยาวของวันที่มีผลต่อแสงแดดตอนกลางวัน สภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลง และความพร้อมของทรัพยากร เป็นตัวกระตุ้นให้นกเริ่ม

กระบวนการอพยพไปสู่ถิ่นฐานใหม่ เพื่อหาแหล่งอาหารหรือค้นหาพื้นที่ที่มีสภาพอากาศที่เหมาะสม (Wolfson, 1952; Wilson, 2023)

ข้อมูลการจับซ้ำ (Recapture) ในนกที่ถูกติดห่วงขา จากนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน 45 หมายเลข พบเป็นนกที่ถูกจับซ้ำหรืออพยพกลับมาในพื้นที่ศึกษา โดยมีระยะห่างการถูกจับซ้ำอย่างน้อย 1 ปี พบทั้งสิ้น 7 ตัว ประกอบด้วยนกที่ถูกจับซ้ำในพื้นที่ 2 ปี จำนวน 5 ตัว และนกที่ถูกจับซ้ำในพื้นที่ 3 ปี จำนวน 2 ตัว และทั้งสองตัวสำรวจพบในพื้นที่ศึกษาต่อเนื่องเป็นประจำทุกปี ส่วนข้อมูลการจับซ้ำในนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง จากนก 50 ตัวที่ถูกจับใส่ห่วงขาระบุหมายเลข พบการอพยพกลับเข้ามาในพื้นที่ทั้งหมด 8 ตัว ถูกจับซ้ำในพื้นที่ 2 ปี พบ 7 ตัว และเป็นนกที่ถูกจับซ้ำในพื้นที่ต่อเนื่อง 3 ปี เพียง 1 ตัว (Table 3)

Table 3 Recaptured data of Marten's Warbler (*P. omeiensis*) and Bianchi's Warbler (*P. valentini*) from 2014 – 2019 in a lower montane forest, Doi Suthep-Pui National Park. Gray color indicated recaptured birds.



ในส่วนของการถูกจับซ้ำถือได้ว่าเป็นข้อมูลที่มีความสำคัญในการช่วยยืนยันว่า พื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำในบริเวณที่ทำการศึกษามีแหล่งทรัพยากรที่นกอพยพทั้งสองชนิดต้องการ จึงส่งผลให้นก

เลือกที่จะอพยพเข้ามาในพื้นที่อีกครั้ง หลังจากการอพยพเข้ามาในพื้นที่ครั้งแรก และการติดห่วงขานกยังสามารถติดตามอัตราการรอดชีวิตของนก ซึ่งพบนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองมีอายุมากที่สุดอย่างน้อย 5 ปี (ถูกจับครั้งแรกในปี 2557 และถูกจับซ้ำครั้งล่าสุดในปี 2561) การติดห่วงขานกจึงเป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพในการติดตามความชุกชุมของนกในแต่ละพื้นที่ (Peach *et al*., 1999)

2. น้ำหนัก ไขมัน และมวลกล้ามเนื้อของนก

น้ำหนักเฉลี่ยในช่วงต้นฤดูกาลอพยพพบว่านกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนและนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองมีค่าเฉลี่ยน้ำหนักตัวเท่ากับ 7.17±0.16 กรัม และ 7.31±0.07 กรัม ตามลำดับ ส่วนน้ำหนักเฉลี่ยก่อนอพยพกลับถิ่นเดิมมีค่าเท่ากับ 7.78±0.47 กรัม และ 7.18±0.13 กรัม ตามลำดับ ในส่วนของคะแนนไขมัน (Fat score) และคะแนนกล้ามเนื้อ (Muscle score) ของนกทั้งสองชนิดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจากช่วงต้นฤดูกาลอพยพ และมีค่าสูงสุดในช่วงเดือนสุดท้ายก่อนนกอพยพกลับ (Table 4)

จาก Table 4 แสดงให้เห็นว่านกอพยพทั้งสองชนิดเลือกพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำเป็นจุดพักเพื่อสะสมพลังงาน (Stopover) ทั้งในแง่ของการหยุดพักเพื่อหากิน ซึ่งเป็นแหล่งอาศัยที่สำคัญในการฟื้นฟู (Recovery) ไขมันและกล้ามเนื้อ เห็นได้ว่าก่อนการอพยพกลับถิ่นฐานเดิม ค่า Fat score และ Muscle score ของนกทั้งสองชนิดมีค่าเฉลี่ยเพิ่มขึ้น

Table 4 Mean with standard error of body weight, fat and muscle score of Marten's Warbler (*P. omeiensis*) and Bianchi's Warbler (*P. valentini*), Doi Suthep-Pui National Park.

Indices	**Marten's Warbler (*P. omeiensis*)**			**Bianchi's Warbler (*P. valentini*)**		
	Arrived	**Stopover**	**Pre-leave**	**Arrived**	**Stopover**	**Pre-leave**
Weight (g)	7.17±0.16	7.28±0.08	7.78±0.47	7.31±0.07	7.25±0.06	7.18±0.13
Fat score	0.71±0.35	0.71±0.11	1.20±0.32	0.64±0.15	0.72±0.09	1.14±0.34
Muscle score	1.85±0.14	2.07±0.05	2.40±0.22	1.78±0.10	2.03±0.04	2.28±0.18

ดังนั้น จากผลการศึกษาช่วงระยะเวลาในการพักอาศัยเพื่อสะสมพลังงานของนกอพยพและค่าน้ำหนักตัวเฉลี่ยก่อนอพยพกลับชี้ให้เห็นว่าพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำ มีความสำคัญต่อการเป็นแหล่งทรัพยากรอาหารของนกอพยพในช่วงฤดูหนาวหรือช่วงนอกฤดูผสมพันธุ์ เมื่อพิจารณาความสมบูรณ์ของร่างกายกับช่วงเดือนในการอพยพกลับของนกเห็นได้ชัดเจนว่านกในพื้นที่ศึกษาส่วนใหญ่เริ่มอพยพกลับในช่วงเดือนมีนาคม ซึ่งเป็นช่วงฤดูร้อนของประเทศไทยและฤดูดังกล่าวส่งผลต่อระยะเวลาของการได้รับแสงอาทิตย์ในรอบวัน ความยาวของช่วงเวลากลางวันที่เพิ่มมากขึ้นส่งผลให้นกสามารถมีกิจกรรมการหาอาหารเพิ่มสูงขึ้น (Pokrovsky *et al*., 2021) ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อการสะสมพลังงานเพื่อสำรองไว้ก่อนอพยพกลับ

3. การเลือกใช้พื้นที่

บริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบพบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนทั้งหมด 34 ครั้ง (29 ตัว) บริเวณช่องว่างป่าพบ 29 ครั้ง (25 ตัว) และนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองพบ 46 ครั้ง (38 ตัว) ในบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบ ส่วนในช่องว่างป่าพบ 33 ครั้ง (23 ตัว)

ผลการตรวจสอบการกระจายของข้อมูลและการทดสอบความเท่ากันของความแปรปรวนมีค่า p>0.05 จึงดำเนินการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของจำนวนครั้งที่พบนกแต่ละชนิดระหว่างบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบและบริเวณช่องว่างป่าด้วยสถิติ t-test พบว่านกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนใช้พื้นที่บริเวณเรือนยอดแน่นทึบ 6.40±2.01 ครั้ง และใช้ช่องว่างป่า 5.60±2.01 ครั้ง ซึ่งแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ (t= -0.31, df=8, p=0.76) เช่นเดียวกันกับนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง สำรวจพบในบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบ 8.60±1.74 ครั้ง และบริเวณช่องว่างป่า 6.20±1.71 ครั้ง ซึ่งไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (t= -0.97, df=8, p=0.36) (Figure 3)

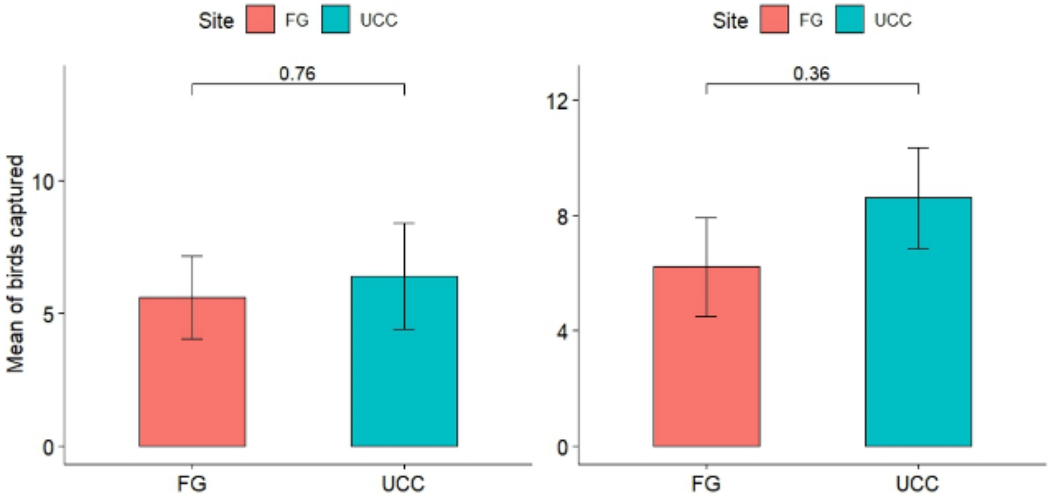


Figure 3 Mean of birds captured: Marten's Warbler (*P. omeiensis*) (left) and Bianchi's Warbler (*P. valentini*) (right) between forest gap (FG) and under closed canopy (UCC) in a lower montane forest, Doi Suthep-Pui National Park.

จากผลการศึกษาสามารถอธิบายได้ว่า นกอพยพทั้งสองชนิดเลือกใช้พื้นที่ช่องว่างป่ากับบริเวณที่มีเรือนยอดแน่นทึบไม่แตกต่างกัน ซึ่งเป็นการยืนยันว่าช่องว่างป่ามีความสำคัญต่อสังคมพืชป่าดิบเขา (Arihafa & Mack, 2013) นอกจากบริเวณเรือนยอดแน่นทึบจะมีพื้นที่ผิวของใบไม้หนาแน่นกว่าบริเวณช่องว่างป่าและเป็นพื้นผิวที่สัมพันธ์กับประเภทอาหาร เช่น หนอนและแมลง ซึ่งนกกินแมลงกินเหยื่อเหล่านี้เป็นอาหาร ช่องว่างป่าที่เปิดโล่งส่งผลให้ความเข้มแสงและอุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญต่อการส่งผลให้มีความหลากหลายของแมลงเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะแมลงกลุ่มที่ชอบอาศัยอยู่ในพื้นที่เปิดโล่ง (Achury *et al.*, 2023) เอื้อต่อการเข้ามาหากินของนกอพยพ

4. นกอพยพกับขนาดช่องว่างป่า

พิจารณาเฉพาะบริเวณช่องว่างป่าเพื่อหาความสัมพันธ์ของจำนวนครั้งที่พบนกกับขนาดช่องว่างป่าที่มีขนาดตั้งแต่ 130 – 1,020 ตารางเมตร ของนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนและนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง พบว่าค่าสหสัมพันธ์ที่ได้จากการวิเคราะห์ Spearman's Correlation (ρ) แสดงให้เห็นว่าขนาดของช่องว่างป่ามีความสัมพันธ์เชิงบวกกับจำนวนครั้งในการพบนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน ในระดับค่อนข้างต่ำมาก (ρ=0.15, p=0.64, n=34) ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับขนาดของช่องว่างป่าในระดับความสัมพันธ์ต่ำ (ρ=0.31, p=0.32, n=46)

ความแตกต่างของขนาดช่องว่างป่าในธรรมชาติมีผลต่อการเข้ามาใช้ประโยชน์ของนกอพยพ โดยที่นกกระจ้อยวงตาสีทองทั้งสองชนิดเลือกใช้ช่องว่างป่าที่มีขนาดเล็ก ตั้งแต่ 130 ตารางเมตร และสามารถสำรวจพบนกเพิ่มมากขึ้นเมื่อช่องว่างป่ามีขนาดเพิ่มขึ้น แต่อย่างไรก็ตามในนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีนมีจำนวนครั้งในการสำรวจพบนกมากที่สุดในช่องว่างป่าขนาด 442 ตารางเมตร และมีแนวโน้มของจำนวนครั้งในการพบนกลดลงเมื่อช่องว่างป่ามีขนาดใหญ่มากกว่า 600 ตารางเมตร ส่วนนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลืองมีจำนวนครั้งการพบนกสูงสุดในช่องว่างป่าขนาด 507 ตารางเมตร (Figure 4) จากผลการตรวจสอบอิทธิพลของขนาดช่องว่างป่ากับการเข้าใช้ประโยชน์ของนกอพยพ แสดงให้เห็นว่าขนาดของช่องว่างป่าในพื้นที่ศึกษาที่มีขนาดใหญ่เริ่มส่งผลกระทบในด้านลบต่อประชากรนกกระจ้อยวงตาสีทองทั้งสองชนิด ส่วนในแง่ของพื้นที่ ช่องว่างป่าจัดเป็นถิ่นที่อยู่อาศัยย่อย (Microhabitat) ที่ช่วยสร้างความหลากหลายให้กับสภาพแวดล้อมในธรรมชาติ ทั้งในแง่ของความหลากหลายด้านทรัพยากร และเป็นแหล่งรวบรวมความหลากหลายของพืชพรรณและสัตว์ป่า (Schnitzer & Carson, 2001; Siri *et al*., 2019; Buajan *et al*., 2021)

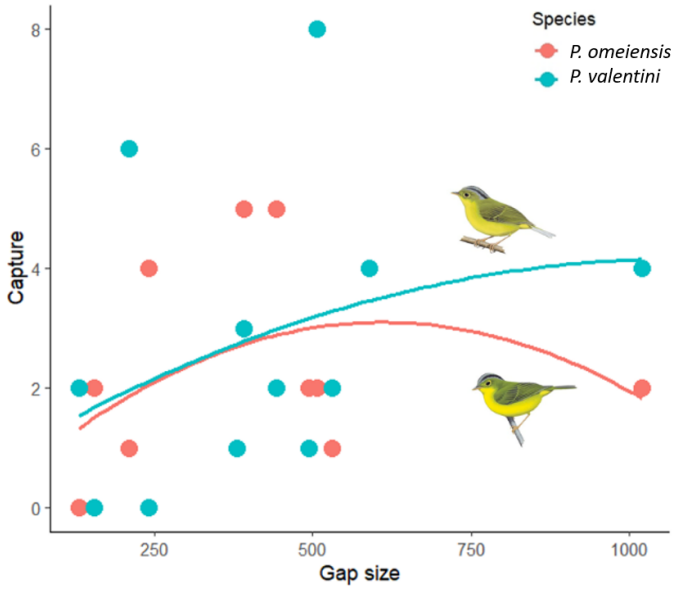


Figure 4 Correlation between capture bird and gap size (130-1,020 m^2) in a lower montane forest, Doi Suthep-Pui National Park.

แต่อย่างไรก็ตามการสำรวจและติดตามอย่างต่อเนื่องมีความจำเป็นอย่างยิ่งในการประเมินความเหมาะสมของพื้นที่อยู่อาศัยในช่วงฤดูกาลอพยพของนก เนื่องจากในปัจจุบันสภาวะการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศกำลังส่งผลกระทบต่อ

โครงสร้างป่าและพลวัตของช่องว่างป่าในธรรมชาติ อุณหภูมิที่สูงขึ้นส่งผลให้เกิดความแห้งแล้งและลมพายุ อีกทั้งเกิดถี่ขึ้น ยาวนานและมีความรุนแรง กระตุ้นการเกิดโรคต่าง ๆ ในต้นไม้ และในส่วนของแมลงศัตรูป่าไม้ยังมีวงจรชีวิตที่เร็วขึ้น สามารถเจริญเติบโต สืบพันธุ์ และกระจายเพื่อขยายขอบเขตได้อย่างรวดเร็ว (Jactel *et al*., 2019; Battisti & Larsson, 2023) สาเหตุดังกล่าวส่งผลให้ต้นไม้ในธรรมชาติมีความทนทานต่ำลง เพิ่มอัตราการตายของต้นไม้ในป่าเขตร้อนรวมถึงการโค่นล้มของไม้ต้นในธรรมชาติ (Deb *et al*., 2018; Taccoen *et al*., 2021; Bauman *et al*., 2022) ที่เป็นสาเหตุของการเกิดช่องว่างป่าในอนาคต ดังนั้นการโค่นล้มที่เกินความสมดุลในธรรมชาติอาจก่อให้เกิดช่องว่างป่าที่มีขนาดใหญ่มากเกินไป ซึ่งสามารถส่งผลกระทบทางด้านลบต่อนกอพยพ โดยเฉพาะนกอพยพกลุ่มที่กินแมลงเป็นอาหาร เนื่องจากมีความอ่อนไหวง่ายต่อการเปลี่ยนแปลงถิ่นที่อยู่อาศัยในธรรมชาติ

สรุป

ในระยะเวลา 5 ปี สำรวจพบนกนกกระจ้อยวงตาสีทองพันธุ์จีน (*P. omeiensis*) 63 ครั้ง (45 ตัว) และสำรวจพบนกกระจ้อยวงตาสีทองแถบปีกเหลือง (*P. valentini*) 79 ครั้ง (50 ตัว) โดยที่ *P. omeiensis* ใช้ระยะเวลาในการแวะพักเพื่อสะสมพลังงานก่อนกลับถิ่นฐานเดิม เฉลี่ย 3-7 เดือน ส่วน *P. valentini* ใช้ระยะเวลาพักเพื่อสะสมพลังงานนาน 5-8 เดือน และก่อนอพยพกลับ *P. omeiensis* มีการสะสมไขมันเพิ่มขึ้นจากเดิม 69 เปอร์เซ็นต์ และ *P. valentini* มีไขมันเพิ่มขึ้น 78 เปอร์เซ็นต์

สัดส่วนการเข้าใช้ประโยชน์จากช่องว่างป่าพบว่า *P. omeiensis* และ *P. valentini* ใช้พื้นที่บริเวณช่องว่างป่า 46 และ 38 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับในช่วงฤดูกาลอพยพ และในส่วนของความสัมพันธ์ระหว่างช่องว่างป่าที่มีขนาดแตกต่างกันกับการเข้าใช้ประโยชน์ของนกอพยพ พบว่านกกระจ้อยวงตาสีทองทั้งสองชนิดเลือกใช้ประโยชน์จากช่องว่างป่าที่มีขนาดแตกต่างกัน คือ *P. omeiensis* สำรวจพบมากที่สุดในช่องว่างป่าขนาด 442 ตารางเมตร ส่วน *P. valentini* เข้าใช้ประโยชน์จากช่องว่างป่าขนาด 507 ตารางเมตรมากที่สุด ถึงแม้ว่าจำนวนครั้งในการพบนกจะเพิ่มขึ้นเมื่อช่องว่างป่ามีขนาดเพิ่มขึ้นในระดับหนึ่ง แต่นกกระจ้อยวงตาสีทองทั้งสองชนิดมีแนวโน้มเข้าใช้ประโยชน์น้อยลงในช่องว่างป่าที่มีขนาดใหญ่ (1,020 ตารางเมตร)

ดังนั้นจึงสามารถสรุปได้ว่าการศึกษาในครั้งนี้สะท้อนให้เห็นถึงความสำคัญของการมีช่องว่างป่าในช่วงฤดูกาลอพยพของนก ซึ่งเป็นพื้นที่ที่ช่วยสร้างความหลากหลายให้กับโครงสร้างป่าในธรรมชาติ แต่ช่องว่างป่าที่มีขนาดใหญ่อาจส่งผลกระทบต่อนกในอนาคต

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณศูนย์วิทยาการขั้นสูงด้านทรัพยากรธรรมชาติเขตร้อน มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ที่สนับสนุนทุนในการดำเนินงานวิจัยชิ้นนี้ ขอบคุณสถานีวิจัยสัตว์ป่าดอยเชียงดาว กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ที่อนุเคราะห์ห่วงขานกเพื่อใช้ในติดตามนกอพยพ ตลอดจนขอขอบคุณ คุณนิวัติ อินทวิน คุณวัชรพล

คำบูชา และอาสาสมัครเก็บข้อมูลสัตว์ป่าในแปลงถาวรป่าดิบเขาห้วยคอกม้าทุกท่านที่ให้ความกรุณาช่วยเหลือในการเก็บข้อมูลภาคสนามด้วยดีตลอดมา

เอกสารอ้างอิง

Arihafa, A. & A. Mack. 2013. Treefall gap dynamics in a tropical rain forest in Papua New Guinea. **Pacific Science** 67(1): 47-58.

Achury, R., M. Staab, N. Blüthgen, & W. W. Weisser. 2023. Forest gaps increase true bug diversity by recruiting open land species. **Oecologia** 202: 299-312.

Bibby, C., M. Jones, & S. Marsden. 1998. **Expedition field techniques: bird surveys**. Royal Geographical Society, London.

Bozó, L., T. Csörgo, & W. Heim. 2018. Weather condition affect spring and autumn migratory of Siberian leaf warblers. **Avian Research** 9(33): https://doi.org/10.1186/s40657-018-0126-5

Buajan, S., J. Liu, & Z. He. 2021. The spatial variability of soil physical properties of different sized-gap in a subtropical forest, China. **Applied Environmental Research** 43(1): 41-55.

Bauman, D., C. Fortunel, G. Delhaye, Y. Malhi, L. A. Cernusak, L. P. Bentley, S. W. Rifai, J. Aguirre-Gutiérrez, I. O. Menor, O. L. Phillips, B. E. McNellis, M. Bradford, S. G. W. Laurance, M. F. Hutchinson, R. Dempsey, P. E. Santos-Andrade, H. R. Ninantay-Rivera, J. R. C. Paucar, & S. M. McMahon. 2022. Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. **Nature** 608: 528-533.

Battisti, A., & S. Larsson. 2023. Climate change and forest insect pets. In: Allison, J. D., T. D. Paine, B. Slippers and M. J. Wingfield (eds.). **Forest Entomology and Pathology Volume 1: Entomology**. Springer, Cham, pp. 773-787.

Bird Conservation Society of Thailand. 2023. **Complete Thai Birds Checklist: Ver. July 2022 — Checklist_ThaiBirds_2022**. BCST Bird Data & Reports. Available source: https://www.bcst.or.th/report-archives/. (Accessed: January 10, 2014)

BirdLife International. 2024. **IUCN Red List for birds**. Available source: http://datazone.birdlife.org. (Accessed: January 16, 2014)

Danell, K., R. Bergstrom, P. Duncan, & J. Pastor. 2006. **Large mammalian herbivores, ecosystem dynamics, and conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, England.

Deb, J. C., S. Phinn, N. Butt, & C. A. McAlpine. 2018. Climate change impacts on tropical forests: identifying risks for tropical Asia. **Journal of Tropical Forest Science** 30(2): 182-194.

Greenberg, R. 1995. Insectivorous migratory birds in tropical ecosystems: the breeding currency

hypothesis. **Journal of Avian Biology** 26(3): 260-264

Hinkle, D. E., W. Wiersma, & S. G. Jurs. 1988. **Applied statistics for the behavioral sciences** (2nd ed.). Boston, MA: Houghton Mifflin.

Jactel, H., J. Koricheva, & B. Castagneyrol. 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. **Current Opinion in Insect Science** 35: 103-108.

Kaiser, A. 1993. A new multi-category classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. **Journal of Field Ornithology** 64(2): 246-255.

Labocha, M. K., & J. P. Hayes. 2012. Morphometric indices of body condition in birds: A review. **Journal of Ornithology** 153(1): 1-22.

Lindenmayer, D. B., G. E. Likens, A. Andersen, D. Bowman, C. M. Bull, E. Burns, C. R. Dickman, A. A. Hoffmann, D. A. Keith, M. J. Liddell, A. J. Lowe, D. J. Metcalfe, S. R. Phinn, J. R. Smith, N. Thurgate, & G. M. Wardle. 2012. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology** 37(7): 745-757.

Liang, J., Y. Peng, Z. Zhu, X. Li, W. Xing, X. Li, M. Yan, & Y. Yuan. 2021. Impacts of changing climate on the distribution of migratory birds in China: Habitat change and population centroid shift. **Ecological Indicators** 127: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107729

Lima, J., & E. Guilherme. 2021. Birds associated with treefall gaps in a lowland forest in southwestern Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica** 51(1): 42-51.

Leuenberger W, J. B. Cohen, L. Rustad, K. F. Wallin, & D. Parry. 2021. Short-Term increase in abundance of foliage-gleaning insectivorous birds following experimental ice storms in a Northern Hardwood Forest. **Frontiers in Forests and Global Change** 3:566376. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.566376

Marod, D., & U. Kutintara. 2009. **Forest ecology**. Department of forest Biology, Faculty of Forestry, Aksorn Siam Publ., Bangkok. (in Thai)

Milenkaya, O., N. Weinstein, S. Legge, & J. R. Walters. 2013. Variation in body condition indices of crimson finches by sex, breeding stage, age, time of day, and year. **Conservation Physiology** 1: https://doi: 10.1093/conphys/cot020

Peach, W. J., R. W. Furness, & A. Brenchley. 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. **Ringing and Migration** 19: 57-66.

Pokrovsky, I., A. Kölzsch, S. Sherub, W. Fiedler, P. Glazov, O. Kulikova, M. Wikelski, & A. Flack. 2021. Longer days enable higher diurnal activity for migratory birds. **Journal of Animal Ecology** 90(9): 2161-2171.

Perkins, K. A., & P. B. Wood. 2014. Selection of forest canopy gaps by male Cerulean Warblers in West Virginia. **The Wilson Journal of Ornithology** 126(2): 288-297.

Runkle, J. R. 1992. **Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps**. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, US.

R Core Team. 2023. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available source: http://www.R-project.org. (Accessed: January 10, 2024)

Smith, R., & M. Dallman. 1996. Forest Gap Use by Breeding Black-Throated Green Warblers. **The Wilson Bulletin** 108(3): 588–591.

Schnitzer, S. A., & W. P. Carson. 2001. Treefall Gaps and the Maintenance of Species Diversity in a Tropical Forest. **Ecology** 82(4): 913-919.

Siri, S., Y. Ponpithuk, M. Safoowong, D. Marod, & P. Duengkae. 2019. The natural forest gaps maintenance diversity of understory birds in Mae Sa-Kog Ma Biosphere Reserve, northern Thailand. **Biodiversitas** 20(1): 181-189.

Taccoen, A., C. Piedallu, I. Seynave, A. Gégout-Petit, L. M. Nageleisen, N. Bréda, & J. C. Gégout. 2021. Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. **Forest Ecology and Management** 489: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119048

Wolfson, A. 1952. Day Length, Migration, and Breeding Cycles in Birds. **The Scientific Monthly** 74(4): 191-200.

Wunderle, J. M., R. M. R. Willig, & L. M. P. Henrigues. 2005. Avian distribution in treefall gaps and understorey of *terra firme* forest in the lowland Amazon. **Ibis** 147: 109-129.

Wilson, G. 2023. Effects of Climate Change on Migratory Birds Caused by Global Warming. **Entomology, Ornithology, Herpetology: Current Research** 12:308. https://doi/10.35248/2161-0983.23.12.308.

Zhu, J. J., H. Tan, F. Q. Li, M. Chen, & J. X. Zhang. 2007. Microclimate regimes following gap formation in a montane secondary forest of eastern Liaoning Province, China. **Journal of Forestry Research** 18(3): 167-173.

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 351-370 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

การประเมินการบริการระบบนิเวศด้านวัฒนธรรม: กรณีศึกษาความเต็มใจที่จะจ่ายสำหรับพื้นที่สีเขียวในจังหวัดกรุงเทพมหานคร ประเทศไทย

อารีรัตน์ ญาณวุฒิ[1], นิสา เหล็กสูงเนิน[2*], พันธนา ตอเงิน[3] และ เออวดี เปรมัษเฐียร[4]

รับต้นฉบับ: 10 พฤษภาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 12 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 15 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

หลักการและวัตถุประสงค์: อุทยาน 100 ปีจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย (อุทยาน 100 ปี จุฬาฯ) เป็นพื้นที่สีเขียวเพื่อให้เป็นพื้นที่มีประโยชน์สู่สังคมและส่วนรวม ด้วยแนวความคิดการรองรับการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศโลก และเป็นพื้นที่พักผ่อนหย่อนใจ โดยมีวัตถุประสงค์ของการศึกษาครั้งนี้เพื่อประเมินความเต็มใจที่จะจ่ายในการบำรุงรักษาอุทยาน 100 ปี จุฬาฯ โดยใช้วิธีการประเมินค่าโดยการสัมภาษณ์ประชาชนโดยตรง (Contingent Valuation Method: CVM)

วิธีการ: ใช้แบบสอบถามสัมภาษณ์กลุ่มตัวผู้ใช้บริการพื้นที่ และไม่ได้ใช้พื้นที่อุทยาน 100 ปี จุฬาฯอย่างจำนวน 403 ตัวอย่าง จากกลุ่มอายุ 15 – 60 ปี .ในเขตปทุมวัน จังหวัดกรุงเทพฯ ในช่วงเดือนมกราคม ถึงมีนาคม พ.ศ.2563 การศึกษานี้ใช้วิธีนำการวิเคราะห์ Chi-square เพื่อทดสอบความเป็นอิสระระหว่างตัวแปร และค่าความเต็มใจที่จะจ่ายโดยใช้โปรแกรม RStudio

ผลการศึกษา: กลุ่มตัวอย่างชื่นชอบกิจกรรมในสวนสาธารณะมากที่สุดคือการออกกำลังกายและการพักผ่อน และพบว่าร้อยละ 71 ของกลุ่มตัวอย่างมีความยินดีจ่ายที่ 100 บาท/คน/ปี โดยใช้ตัวแปรอายุ การศึกษา อาชีพ และรายได้มีความสัมพันธ์อย่างมีความสำคัญกับความเต็มใจที่จะจ่ายจากการทดสอบ χ^2 นอกจากนี้การเข้ามาใช้สวนสาธารณะบ่อยขึ้น โอกาสที่จะมีความเต็มใจที่จะจ่ายก็ยิ่งมากขึ้นเท่านั้น ผลการวิจัยชี้ให้เห็นว่าการตระหนักรู้ด้านสิ่งแวดล้อมและสถานะทางเศรษฐกิจและสังคมมีความสำคัญสำหรับกลุ่มตัวอย่างที่ยินดีจ่ายเงินเพื่อการบำรุงรักษาอุทยาน100 ปี จุฬาฯ

สรุป: การศึกษานี้เป็นส่วนหนึ่งที่สามารถช่วยให้นักวางผังเมืองเข้าใจการรับรู้ของประชาชนในชุมชน และช่วยให้พวกเขาสามารถเสนอสิทธิประโยชน์ด้านสวัสดิการที่เหมาะสมแก่ชุมชนได้ หน่วยงานอุทยาน100 ปี จุฬาฯสามารถนำไปจัดทำโครงการที่เกี่ยวข้องกับการศึกษาด้านสิ่งแวดล้อมเพื่อปรับปรุงความตระหนักรู้ของประชาชนในชุมชนต่อไป

คำสำคัญ: มูลค่าทางเศรษฐกิจ, ป่าไม้ในเมือง, การประเมินมูลค่าทางการเงิน, นันทนาการในสวนสาธารณะ

[1] ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

[2] ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

[3] ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ 10330

[4] ภาควิชาเศรษฐศาสตร์เกษตรและทรัพยากร คณะเศรษฐศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

***ผู้รับผิดชอบบทความ**: Email: ffornsl@ku.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.06

ORIGINAL ARTICLE

Ecosystem Culture Services Evaluating: A Case Study on Willingness to Pay for Urban Green Area in Bangkok, Thailand

Arerut Yarnvudhi[1], Nisa Leksungnoen[2*], Pantana Tor-ngern[3], and Aerwadee Premashthira[4]

Received: 10 May 2024 Revised: 12 June 2024 Accepted: 15 May 2024

ABSTRACT

Background and Objectives: Chulalongkorn University Centenary Park (CU 100 Park) has been established as urban park to serve communities as a climate change mitigator and provide recreational purposes. This study aimed to assess the willingness to pay (WTP) for maintaining the park using a contingent valuation method (CVM).

Methodology: A total of 403 respondents with the 15-60 age groups was interviewed face to face Thailand during January to March 2020. The Chi-square analysis was applied to test the independence between variables and WTP based on RStudio program.

Main Results: The most favorite activities in the park were exercising and leisure. The average WTP values was THB 100-yr^{-1} person (USD 3.03) based on 71 % of respondents who agreed to pay. The most favorite activities in the park were exercising and leisure. Demographic variables including age, education, occupation, and income were highly significantly related to WTP based on χ^2 test. In addition, the more frequent of visiting the park, the better chance to contribute to WTP. The results indicated that the environmental awareness and socio-economic status are important for people to willing to pay to conserve the park.

Conclusion: Our findings could help urban planners to understand urban residents' perceptions and enable them to offer the proper welfare benefits to communities. We recommended to an authority of the park to build a program related to environmental education in order to improve the public's awareness.

Keywords: Economic value, urban forest, assessing monetary value, park recreation

[1] Cooperating Centre of Thai Forest Ecological Research Network, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok, 10900 Thailand

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

[3] Department of Environmental Science, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Bangkok, 10300 Thailand

[4] Department of Agricultural and Resource Economics, Faculty of Economics, Kasetsart University, Bangkok, 10900 Thailand

***Corresponding author**: Email: ffornsl@ku.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.06

Introduction

The world population is projected to reach 8.5 billion in 2030 especially in developing countries such as those in Asia. Half of the world's population lives in urban areas and expected to increase to 68% by 2050 (United Nations, 2022). Urban areas are, thus, the places where environmental problems as known as pollutions, urban heat island (UHI), and stressful lifestyle directly affect citizens' daily lives (Piracha & Chaudhary, 2022). Green areas, mainly the parks provided many social, ecological and economic benefits; improving air quality such mitigating the urban heat island effect; believing to heal and provide relaxation conditions for urban residents, by enhancing human health and well-being either directly or indirectly (Konijnendijk *et al*., 2013; Nowak *et al*., 2013). The usefulness of parks is various including of aesthetic, recreational, and sporting purposes, play area for children, and as peaceful retreat for adults (López-Mosquera *et al*., 2014). However, the roles of parks in urban areas are usually under consideration, in terms of the awareness and the monetary.

Urbanization impacts on biodiversity and ecosystems on various scales and modifying existing ecosystem, thus creating unique urban environments (Cilliers *et al*., 2013; Niemelä *et al*., 2010; Williams *et al*., 2009). Local and regional energy balance are affected in terms of the hydrological cycle, gas exchange, total carbon fixational and plant production (Schneider *et al*., 2012). Indeed, urban ecosystem is unique and differ qualitatively from other ecosystems (Daily, 1997). Forests in urban areas provide various services to human (Nowak & Dwyer, 2007), as it either contributes direct or indirect services which are known collectively as ecosystem services (ES) (The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 2010). Urban park primarily aims at providing cultural services which enhancing amenity values and serve benefits to humans who interact with nature on physiological function and health, psychological and spiritual well-being (Fuller *et al*., 2007). Moreover, regulating services related to pollution mitigation (Kura *et al*., 2013), UHI, and carbon sequestration under microclimate change are also provided from urban green space (Nowak *et al*., 2013), and noise pollution (Morillas *et al*., 2018). Whereas provisioning services (timber and non-timber products) and supporting services (soil regeneration and nutrient cycle etc.) are less emphasized relatively to natural ecosystems.

Assigning a monetary value to cultural ecosystem services under the concept of non-market valuation is difficult especially with natural services. However, some techniques designated for measuring values of those services, for example,

revealed and stated preference techniques which are widely used to measure the utility of economic value of environmental changes (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010). One of the preferable techniques used for cultural service valuation is stated preference (Hanemann, 1994; Spash & Hanley, 1994). The choice experiments (CE) and contingent valuation method (CVM) are two common methods of stated preference approaches. The CE provides various scenarios for the respondents to choose based on the design of the choices for the future estimation which is time consuming (Seenprachawong, 2016), while the CVM uses the supposed situation for the respondents to decide to pay to prevent or to encourage that situation to happen (Pearce, 2006). However, the results from CVM can be sensitive to numerous sources of bias due to survey design and implementation (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010), therefore, the researchers should be consider and aware of this issues. With CVM people's attitudes are reveled through the questions leading toward the maximum willingness to pay (WTP) for environmental improvement (Brandli *et al*., 2014; Song *et al*., 2015; Tyrvainen, 2001; Wang *et al*., 2017). The responses will directly reflect the interaction and the benefits of urban park to urban residents. As a result, the authority of the park can improve the well-being of residents based on their acceptance. Several studies have been conducted to value environmental goods or services using the CVM on perspective on the WTP value of urban green spaces (Botes & Zanni, 2021; López-Mosquera *et al*., 2014; Lorenzo *et al*., 2000; Song *et al*., 2013).

The CU 100 Park was established in the middle of capital city, Thailand and mainly provide leisure, sports, amenities and aesthetic so called "cultural services" (Chulalongkorn University Centenary Park, 2016) for urban residents. Recently, ES in provisioning and regulating services provided by the CU 100 Park were reported by Yarnvudhi *et al*. (2021a), but no culturing services with evaluated monetary value been reported in this park. Therefore, this study has an emphasis on the CVM applied to obtain information associated with people's preferences for ES especially in culturing services provided by the CU 100 Park. The finding would support the decision of the authority to maintain and improve the quality of ES in the park.

Materials and Methods

Study areas

This study was conducted in "Chulalongkorn University Centenary Park" (CU 100 Park) with the area of 4.48 ha. This park was created with the objectives of future uncertainties climate change to serve to societies' activities,

communities' health, economic, climate change on flood defenses (Chulalongkorn University Centenary Park, 2016). It is a Chulalongkorn University (CU) property and authorized by Property Management Chulalongkorn University (PMCU) with a free access. It is located in metropolitan city of urban area in Pathumwan district Bangkok, Thailand (lat 13.73'N, long 100.52'E), where it ranges in altitude from 2 m above mean sea level near Chao Phraya River (Bangkok Metropolitan Administration (BMA), 2019) (Figure 1).

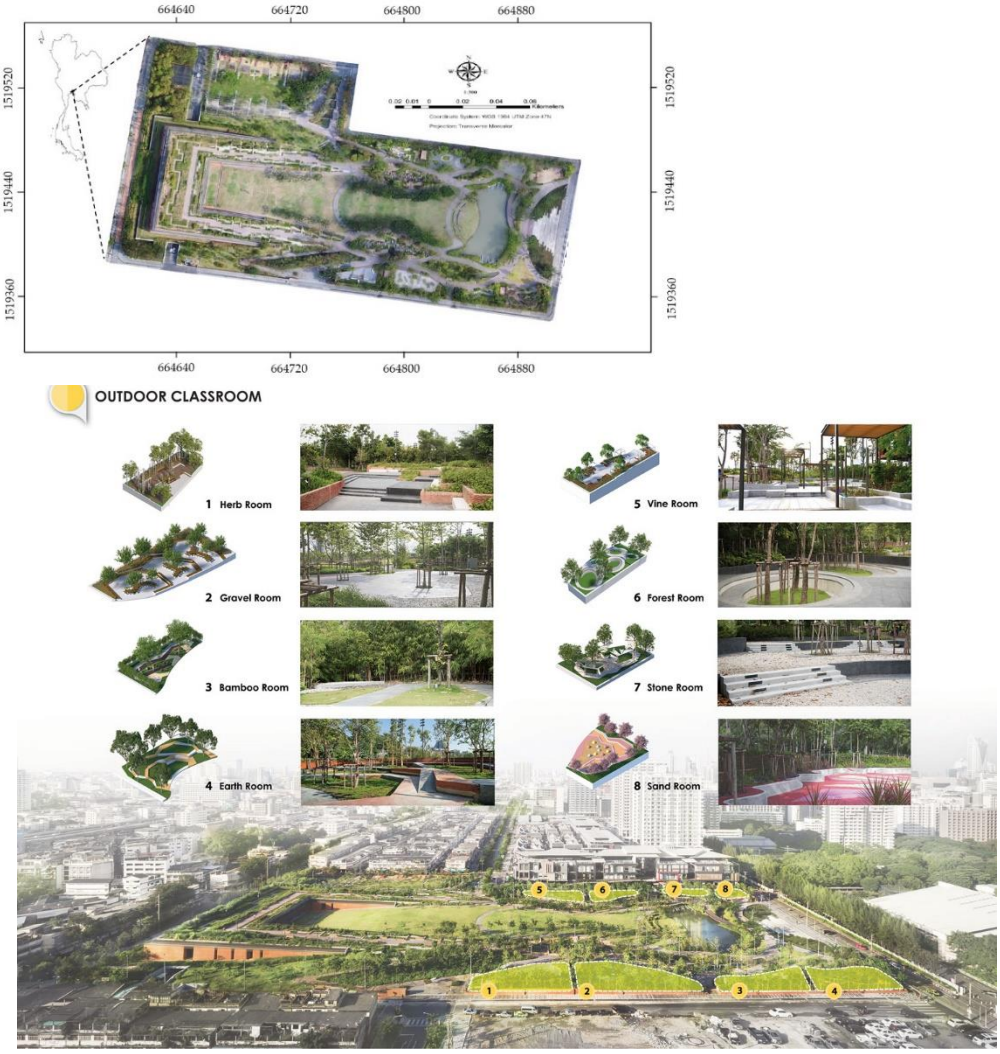


Figure 1 Location and outdoor activities of the Chulalongkorn University Centenary park (CU 100 Park) (4.48 ha) (Chulalongkorn University centenary Park, 2016).

Data collection and analysis

To investigate the preferences toward the CU 100 Park in cultural services, we conducted a contingent valuation method (CVM) to elicit the visitors and non-visitors within the Pathumwan district to earn the willingness to pay (WTP) to

maintain the CU 100 Park services. Non visitors would benefit the park as the admiration of exists the park and might be preserved for future use or future generations. The survey data were collected from face-to-face interviewing in the CU 100 Park and Pathumwan district, Bangkok, Thailand from January to March 2020. Sample sizes were calculated using Eq.1, following Krejcie & Morgan (1970).

$$S = X^2 NP(1-P) / d^2(N-1)+X^2P(1-P)……..(Eq.1)$$

where; S is required sample size, X^2 is the table value of chi-square for 1 degree of freedom at the desired confidence level (0.05 = 3.841), N is the population size, P is the population proportion (assumed to be 0.50 since this would provide the maximum sample size), d is the degree of accuracy expressed as proportion (0.05).

The total sample size of 403 was representative of visitors and non-visitors as population in Pathumwan district where the population were 46,925 (Pathumwan District Office, 2022). Respondents over the age of 15 were interviewed because it was stated that the age between 15-60 years are capable of working in labor market (Bureau of Technical Advisors department of health, 2022). The interviews were conducted in the CU 100 Park between 07.00-10.00 am. due to main activity of exercise in the park and 03.00-06.00 pm. when it is after the kindergarten, school, and office time in Thailand.

The questionnaire was based on Idris *et al*. (2022) in which the profile of the respondents can be identified, such as gender, age, education, income, and occupation. Before implementing the full-scale survey, there were two stages for complete questionnaire. The first stage was a pilot tests which were launched to improve the quality of questions (Mitchell & Carson, 1989; Whitehead, 1993). We used 50 pilot tests (Mertens, 2023), in this study and the respondents were required to express their preferences on the monetary value to maintain the CU 100 Park applying an open-ended question with 6 trained interviewees. The study was conducted in accordance with the Declaration of Helsinki (World Medical Association, 1964). The protocol was applied for the Strategic Initiative for Developing Capacity of Ethical Review (SIDCER) of Thailand which provided the certificate of the Central Research Ethics Committee (CREC). The author, Aerwadee Premashthira is certified by the CREC (Office of Research Ethics, 2014).

Second stage, the questionnaire was adjusted, and some information was inserted to promote the clear understanding of the questions by the survey respondents.

The questionnaire comprised three sections, the first section aimed to identify the

respondent's perception on culturing services which provided by the CU 100 Park (Appendix Table 1 and 2). The second section descript to maintaining the CU 100 park, the CVM research was undertaken in this section because it outlines the information about the sample and the WTP (Appendix Table 1). The third section were demographic factor; gender and age, education, income, and occupation. For the first and the third section were using a quantitative method because it focuses on the measurement of phenomena involved the collection and analysis of numerical data using descriptive statistic with percentage (Collis and Hussey, 2003). To perform the tests, the excel Microsoft11 was accumulated the data and the RStudio program was used statistical software of the Chi-square analysis to test the independence between variables and WTP (Appendix Table 2). ParticipantT were willing and able to give informed consent for participation in the study.

Results and Discussion

1. Demographic information

Questionnaires from 403 respondents who visited (88%) and non-visited (12%) to the CU 100 Park, showed that 61% of the respondents were female and 39% were male. The majority of the respondents were at the age of 21-40 (68%) (Table 1), which people in this age group were reported to be more concerned on environment problem such as pollution especially particulate matter 2.5 ($PM_{2.5}$) (Tantiwat *et al*., 2021) and health concerning (Thavorncharoensap *et al*., 2013) than other age groups. Moreover, the young generations (26-35 years old) are greatly concerned with global environmental problems (Petcharat *et al*., 2020). Most of the respondents (62%) obtained undergraduate degree while 27% of them were Master's degree or above indicating that most of the respondents had high education. The employees, government officers, undergraduate and graduate students were the most used the park. The monthly income between THB 10,001- and THB 30,000- was account for 50% of the respondents (Table 1). In summary, the respondents in this study were in the working age, educated, and having average monthly income according to the GDP per capita of Thailand THB19,760- (World Bank, 2022).

2. Awareness and activities of respondents

Among all respondents, 44% has lived in Pathumwan district and 56% came from outside of Pathumwan district (Appendix Table 1). Over 60% of respondents was either unknown that the park is managed by the Property Management Chulalongkorn University (PMCU) or the objective of the park is to mitigate climate crisis in the future. People usually visited the park 1-3 times a week

Table 1 Percentage of respondents willing to pay by demographic and socioeconomic variables for Chulalongkorn University Centenary Park (CU 100 Park).

Variable/ characteristic	Respondents (%)	Willingness to pay (WTP) in THB (%)					
		0	100	500	1,000	1,500	> 1,500
Gender							
Female	61	14.39	**37.97**	6.20	1.49	0.25	0.50
Male	39	14.64	18.86	4.47	0.50	0.25	0.50
Age category (years)							
less 20	12	2.23	8.19	0.99	0.25	0.00	0.25
21-30	37	10.92	**20.84**	4.47	0.50	0.00	0.00
31-40	31	9.93	17.12	3.23	0.50	0.25	0.25
41-50	15	2.98	9.93	1.24	0.25	0.00	0.25
51-60	3	1.24	0.50	0.50	0.25	0.25	0.00
More than 60	2	1.74	0.25	0.25	0.25	0.00	0.25
Education							
High school	11	4.71	4.96	0.50	0.74	0.00	0.50
Bachelor degree	62	18.11	**36.48**	5.21	0.74	0.25	0.50
Master degree	27	6.20	15.38	4.96	0.50	0.25	0.00
Occupation							
Government	18	3.47	11.17	2.98	0.00	0.25	0.25
Private company employee	38	11.66	**23.82**	2.23	0.00	0.25	0.00
Student	30	7.69	16.87	4.22	0.50	0.00	0.25
Retirement	1	0.74	0.00	0.25	0.50	0.00	0.00
Trader	3	1.24	1.24	0.25	0.00	0.00	0.00
Housewife	3	2.23	0.74	0.00	0.00	0.00	0.25
Others	7	1.99	2.98	0.99	0.74	0.00	0.25
Monthly income (THB)							
Less10,000	27	8.44	15.14	2.23	0.25	0.00	0.50
10,001 - 30,000	50	13.90	**31.27**	3.23	1.24	0.00	0.50
30,001 - 60,000	16	3.47	8.19	3.47	0.25	0.25	0.00
More than 60,000	6	1.24	2.23	1.74	0.25	0.25	0.00
Not mention	1	1.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

and spent time up to an hour for exercises (walk, run and yoga), leisure time such as picnic, sitting, and chatting and taking photos (Figure 2). Respondents believed that these activities are good for maintaining physical health, for satisfying psychological needs, and provide bridge between family members and neighbors and friends. While, playing game such as Pokémon game and using free wifi were the least frequently recorded in this study (Pokemon Go Thailand, 2019).

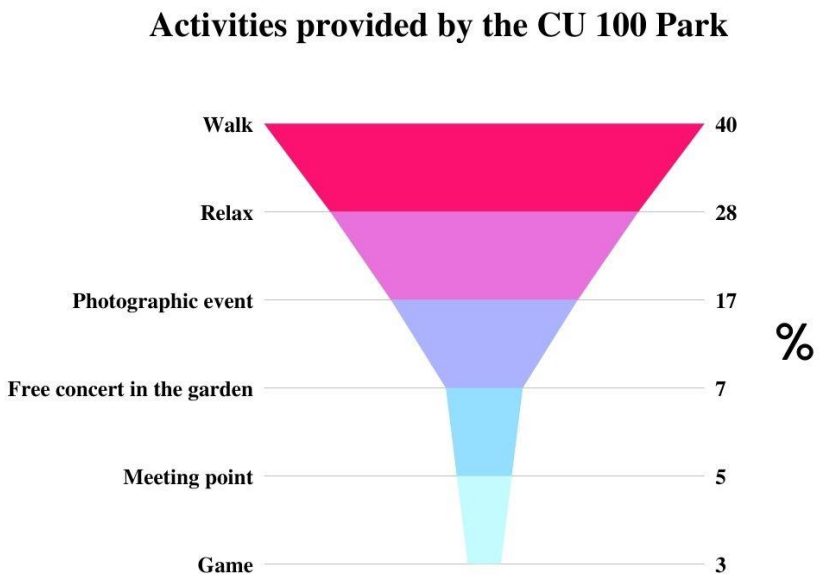


Figure 2 Activities provided by the Chulalongkorn University Centenary Park (CU 100 Park) (activities can be answer more than one answer).

The PMCU provides various facilities in the park to support the activities of urban residents. The most satisfied facilities were the greenness of the trees, trails for walking and running, while the building was the least facility that respondents used (Figure 3). The respondents would like the PMCU to add more toilets and the exercise equipment (Figure 4). Events of concerts and/or marathon are often arranged in the park but 42% of respondents indicated that it was quite difficult to access the information of the events in the park. This is because the information is only posted on Facebook page that requires to be friend before accessing to the information online. Even the events are difficult to obtain information, but all activities are free of charge. Therefore, most respondents suggested the PMCU to organize more activities on outdoor art exhibition, running event, yoga, and outdoor concerts (Figure 5).

Figure 3 Satisfaction facilities of respondents toward the CU 100 Park.

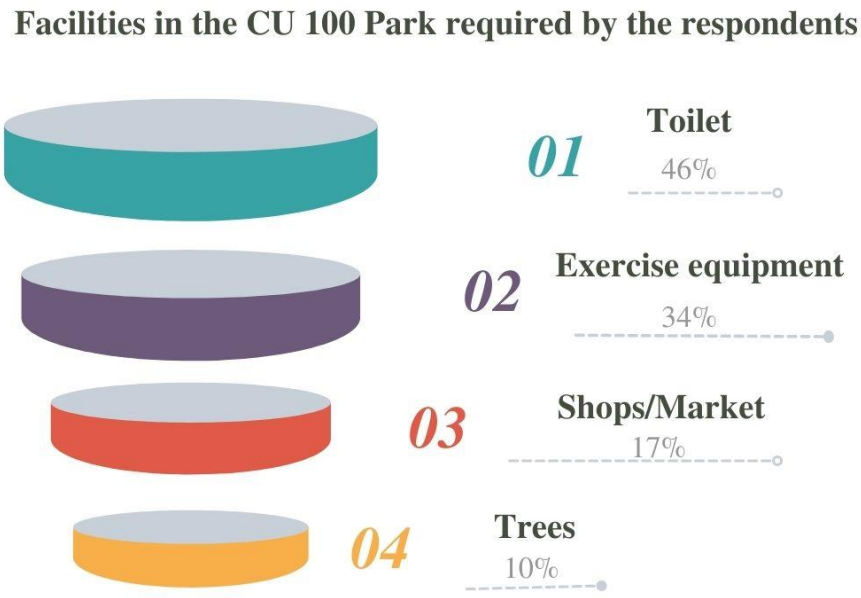


Figure 4 Facilities required by the respondents for the CU 100 Park (facilities can be answer more than one answer).

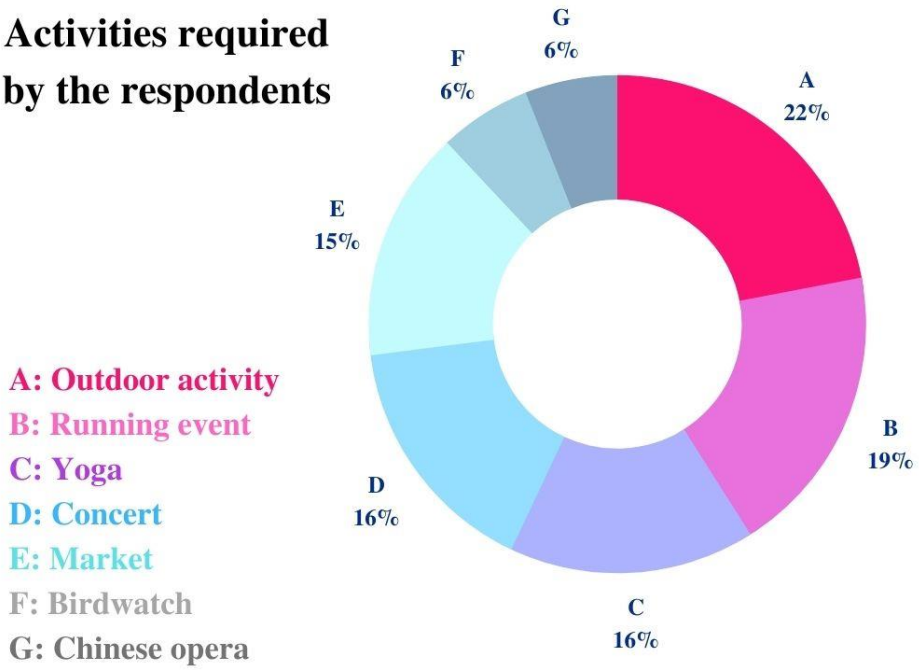


Figure 5 Activities required by the respondents (activities can be answer more than one answer).

3. Analysis of willingness to pay (WTP)

Seventy percent of the respondents would like to pay with the monthly payment. Interestingly, in the study of Bejranonda and Attanandana (2011) reported that among the WTP respondents, entrance fee and environment tax were chosen as the method payment. In this study, 30% of them refused to pay because these people realized that the park was financially supported and managed by the PMCU. Bejranonda and Attanandana (2011) studied the WTP using the CVM technique in Bangkok residents towards green space in Thailand. Respondents were asked for WTP to use green space and 36% refused to pay, which was similar to this study, with the reason that the government should provide green space area for urban residents because they already paid income tax.

Total WTP in this study was worth THB4,692,500- yr^{-1} base on the average payment from sample size of THB 100 (USD 3.03) (Table 1). The WTP in this study was lower when compared to the other studies because people unaware of payment for services and believed that CU should be responsible for the expenses. Bejranonda and Attanandana (2011) reported that people were willing to contribute an average of THB 750.48 (USD 23.45) yr^{-1} per person and they used the parks during weekend for exercise and recreational activities in Bangkok, Thailand. While Petcharat et al. (2020) reported that the respondents were WTP USD42- yr^{-1} per person for

Bang Kachao public park, Thailand as they were more amenable to paying for a better quality of ecosystem services and value the green area. In addition, the WTP was reported with higher amount of USD 32.60 yr^{-1} per person in Wuhan, China (Tian *et al*., 2020) because people were aware of the negative impacts of biophysical environments when there is no green space.

The demographic characteristics (gender, age, education, occupation, and income) and awareness factors (Pathumwan residential, park objective, park owner, PMCU activities, and frequency of visiting the park) were analyzed for the relevance to WTP. The WTP was highly significant correlated with all demographic variables ($P<0.05$) apart from gender that was marginally significant ($p=0.0563$) (Table 2). The results were consistent with the report of Tian *et al*. (2020) who indicated that perception related to WTP of people in the city of Wuhan, China were income, occupation and education level. The respondents with more monthly income would pay more than who's with less income which associate with occupation as employees and government officer in this study. While, Bejranonda and Attanandana (2011) also found that the factor affecting respondents' WTP for green space development were income, age, and gender. They also stated that male WTP values in male respondents were more than female, therefore, the more often ones used green space areas, the greater the probability that they would pay compared to others. Interestingly, the awareness factor on frequency of visiting the park was the only variable that had a significant correlation on influent of the WTP value in this study (Table 2). Song *et al*. (2015) found similar results in Jinan park, China that the WTP value was related with living standards, especially monthly income and visit frequency as high income person could better afford to visit the park more often and pay for maintenance. However, in this study even female visited the park more frequent than male and might positively influence on the probability of WTP, χ^2 indicated that no statistical difference in WTP between gender (Table 2).

The elderly was less likely to be WTP for using green space when compared to younger respondents. Petcharat *et al.* (2020) indicated that young respondents between age 26-35-years old tended to pay more to improve the green area in Bang Kachao public park in Thailand, as so it can provide various activities such as jogging, riding, bicycles, and environmental education programs for young group. As well as is can become a well-known check in location among young Facebook users. Respondent's education level of undergraduate and graduate education has positive

effect on WTP, indicating that improving education on environmental awareness is in need to be concerned. The results are similar to the study in Kampala city in South Africa by Gelo a& Turpie (2021) that the high education (bachelor's degree) increased the likelihood of accepting of WTP. In summary, educated people might have a better chance to obtain various and updated information and be able to decide wisely to believe in the reasonable information in environmental situation.

Table 2 Chi-square (χ^2) test of variables related to willingness to pay (WTP) for Chulalongkorn University Centenary Park (CU 100 Park).

Variables	χ^2	**df**	***p*-value**
Demographic variables			
Gender	10.759	5	0.0563
Age	54.183	25	0.0006**
Educational	26.868	10	0.0027**
Occupations	90.423	30	<0.0001***
Income	57.307	20	<0.0001***
Awareness variables			
Pathumwan residential	5.217	5	0.3899
Park objectives	5.059	5	0.3850
Park owner	8.599	5	0.1262
PMCU activity	8.027	5	0.1547
Frequency of visiting park	39.486	20	0.0057*

Environmental awareness is likely to be the key factor influencing WTP. In Pinggu urban green spaces in Beijing, China, the researcher concluded that enhancing ecological education can lead to the sustainable preservation for long term (Xua *et al*., 2020). Apart from the frequency of visiting the park, other awareness factors including Pathumwan residential, park objective, park owner, PMCU activities were not significantly correlated to the WTP value. This could be that these factors might not be the driving force to pay because they were unable to relate how this awareness could lead to the improvement of their life with the green space services. In summary, the important of factors affecting the WTP in this park of the surveyed respondents were income and occupation because these factors lead to a lifestyle and recreation as well as the free time to appreciate the

nature. Age and education are also as important in terms of awareness and the ability to access that environmental information. The background of the urban residents can relate to the WTP as well as the time they spend to visit the park. The frequent they visit the park, the better chance for them to connect to the nature and realize how important for them to have some relax green space.

Conclusion

This study adopted CVM to measure respondents' WTP for maintain of the CU 100 Park as the main results are that concerning of environmental issue and the benefits of green spaces in urban are what influence WTP. Assessing valuation, the park utility of aesthetic, amenity, spaces, and park environmental where the respondent can usually take benefits and escape from the urban life. The respondents' WTP for the park was measured of this value (THB100- yr^{-1} person) with an interesting result was found that respondents demanding of environmental for physical health and concerning environmental problem through their lifestyle in urban. However, the respondents believed that PMCU or government should pay for environmental maintenance of the park. The result also indicated that the respondents' awareness of the maintenance and environmental issue of the park should be improved. To improve the respondents' or people should understand of non-use value of urban park and the importance of ecological function which is necessary to strengthen ecological education in the sense of awareness or responsibilities of environmental changes need to be emphasis on knowledge and learning through schools or universities program. Thus, the combination of above can be create people responsibility and/or improvement of natural environment. In order to gain more responsibility and awareness of the park, the differences in the use of facilities which can be support physical activities (exercise equipment), recreation (bird watching, sitting by the pond or fish feeding), and social interactions (arrange some event such animal event or seasonal product market etc.) for visitors could be provided by the PMCU.

Acknowledgments

The authors would like to appreciate the physiological team especially Mr.Traithep Jaroenpanichsanti and Miss Jutatip Kaewchai for their assistance with the field data collection.

References

Bangkok Metropolitan Administration. 2019. **Bangkok Metropolitan Administration Pathumwan population and areas**. Available source: http://data.bangkok.go.th/dataset/pathumwan (Accessed: 27 October 2021) (in Thai)

Bejranonda, S., & V. Attanandana. 2011. **Valuation of urban green space in Bangkok, Thailand**. The Asian Conference on Sustainability. Energy and the Environment, Osaka, Japan.

Botes, C. M., & A. M. Zanni. 2021. Trees, ground vegetation, sidewalks, cycleways: users' preferences and economic values for different elements of an urban street- a case study in Taipei. **Environment Economics and Policy Studies** 23:145-171. https://doi.org/10.1007/s10018-020-00284-5

Brandli, L. L., P.D.M. Prietto, & A. Neckel. 2014. Estimating the willingness to pay for improvement of an urban park in Southern Brazil using the contingent valuation method. **Journal of Urban Planning and Development**, 14(4), 05014027. https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000254

Bureau of Technical Advisors department of health. 2022. **Thailand health and environmental health**. Available source: http://advisor.anamai.moph.go.th/main.php?filename=env105 (Accessed:10 March 2023)

Chulalongkorn University Centenary Park. 2016. **Chulalongkorn University Centenary Park a Gift of the Century to Society**. Available source:http://www.cu100.chula.ac.th/cu-centenary-park/ (Accessed: 23 October 2021)

Cilliers, S., J. Cilliers, R. Lubbe, & S. Siebert. 2013. Ecosystem services of urban green spaces in African countries—perspectives and challenges. **Urban Ecosystems** 16:681-702. https://doi.org/10.1007/s11252-012-0254-3

Collis, J., & R. Hussey. 2003. **Business research: a practical guide to undergradute and postgraduate students**. Basingstoke, Palgrave macmillan.

Daily, G. C. 1997. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Island Press.

Fuller, R., K. Irvine, P. Devine-Wright, P. Warren, & K. Gaston. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. **Biology Letters** 3:390-394. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149

Gelo, D., & J. Turpie. 2021. Bayesiann analysis of demand for urban green space: A contigent valuation of developing a new urban park. **Land Use Policy** 109:105623. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105623

Hanemann, M. W. 1994. Valuing the environment through contingent valuation. **Journal of Economic Perspectives** 8(4): 19-43.

Idris, I., M.E. Hoque, & P. Susanto. 2022. Willingness to pay for the preservation of urban green space in Indonesia. **Cogent Economics & Finance** 10(1), 2008588. https://doi.org/10.1080/23322039.2021.2008588

Konijnendijk, V. D. B. C. C., M. Annerstedt, A. Nielsen Busse, & S. Maruthaveeran. 2013. **Benefit of urban parks a systematic review - A report for IFPRA**. Available source: www.ifpra.org (Accessed: 23 October 2021)

Krejcie, R. V., & D.W Morgan. 1970. Determining sample size for research activities. **Educational and Psychological Measurement** 30: 607-610.

Kura, B., S. Verma, E. Ajdari, & A. Iyer. 2013. Growing public health concern from poor urban air quality: sustainable urban living. **Computational Water, Energy, and Environmental Engineering**, 2:1-9. https://doi.org/doi:10.4236/cweee.2013.22B001

López-Mosquera, N., T. García, & R. Barrena. 2014. An extension of the theory of planned Behavior to predict willingness to pay for the conservation of an urban park. **Journal of Environmental Management** 135:91-99. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.019

Lorenzo, A. B., C.A. Blanche, Y. Qi, & M. Guidry. 2000. Assessing residents' willingness to pay to preserve the community urban forest: A small-city case study. **Journal of Arboriculture** 26(6): 319-325.

Mertens, D. M. 2023. **Research and evaluation in education and psychology: Integrating diversity with quantitative, qualitative, and mixed methods** (6th ed.). Sage Publication Inc.

Mitchell, R. C., & R. Carson. 1989. **Using surveys to value public goods: The contingent valuation method**. Fesources for the Future.

Morillas, J. M. B., G.R. Gozalo, D.M. González, P.A. Moraga, & R. Vílchez-Gómez. 2018. Noise pollution and urban planning. **Current Pollution Reports**.https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s40726-018-0095-7

Niemelä, J., S.R. Saarela, T. Söderman, L. Kopperoinen, V. Yli-Pelkonen, S. Väre, & D. Kotze. 2010. Using the ecosystem approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. **Biodiversity and Conservation** 19: 3225-3243. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8

Nowak, D. J., & J.F. Dwyer. 2007. **Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems (2 ed.)**. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4289-8

Nowak, D. J., E. J. Greenfield, R. E. Hoehn, & E. Lapoint. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. **Environmental Pollution** 178:229-236. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019

Office of Research Ethics. 2014. **The Strategic Initiative for Developing Capacity in Ethical Review (SIDCER) & Forum for Ethical Review Committee in Asia and the Western Pacific (FERCAP)**. Available source:https://www.rihes.cmu.ac.th/ore/?page_id=1399&lang=en (Accessed: 9 May 2021)

Pathumwan District Office. 2022. **Pathumwan population**. Available source https://webportal.bangkok.go.th/pathumwan (Accessed: 10 February 2022) from

Pearce, D. W. 2006. **Framework for assessing the distribution of environmental quality**. Edward Elger.

Petcharat, A., Y. Lee, & J.B. Chang. 2020. Choice experiments for estimating the non-market value of ecosystem services in the Bang Kachao green area, Thailand. **Sustainability** 12: 1218637. https://doi.org/10.3390/su12187637

Piracha, A., & M.T. Chaudhary. 2022. Urban Air Pollution, Urban Heat Island and Human Health: A Review of the Literature. **Sustainability** 14:9234. https://doi.org/10.3390/su14159234

Pokemon Go Thailand. 2019. **Pokemon GO Thailand Meeting 2019**. Available source:https://okayevent.com/pokemon-go-thailand-meeting-2019/ (Accessed: 10 February 2022)

Schneider, A., K. Logan, & C. Kucharik. 2012. Impacts of urbanization on ecosystem goods and services in the U.S. **Ecosystem**. https://doi.org/10.1007/s10021-012-9519-1

Seenprachawong, U. 2016. **An economic valuation of coastal ecosystems in Phang Nga Bay, Thailand**. Springer Singapore.

Song, X.-h., T.D. Cho, X-x. Lang, & Y.J. Piao. 2013. Influencing the willingness to pay for urban park service functions. **Journal of Environmental Science International** 22(10):1279-1285. https://doi.org/10.5322/JESI.2013.22.10.1279

Song, X., X. Lv, & C. Li. 2015. Willingness and motivation of residents to pay for conservation of urban green spaces in Jinan, China. **Acta Ecologica Sinica** 35: 89-94. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2015.06.003

Spash, C. L., & N. Hanley. 1994. Cost-benefit analysis and the greenhouse effect. **University of Stirling Innovation and Excellence** 94(6): 1-34. https://mpra.ub.uni-muenchen.de/38666/1/MPRA_paper_38666.pdf

Tantiwat, W., C. Gan , & W. Yang. 2021. The estimation of the willingness to pay for air-quality improvement in Thailand. **Sustainability** 13:12313. https://doi.org/10.3390/su132112313

Thavorncharoensap, M., Y. Teerawattananon, S. Natanant, W. Kulpeng, J. Yothasamut, & P. Werayingyong. 2013. Estimating the willingness to pay for a quality adjusted life year in Thailand: does the context of health gain matter? **ClinicoEconomics and Outcomes Research** 5:29-36. https://doi.org/10.2147/CEOR.S38062

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. Earthscan, London, UK.

Tian, Y., H. Wu, G. Zhang, L. Wang, D. Zheng, & S. Li. 2020. Perceptions of ecosystem services, disservices and willingness-to pay for urban green space conservation. **Journal of Environmental Management** 260, 110140. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110140

Tyrvainen, L. 2001. Economic valuation of urban forest benefits in Finland. **Journal of Environmental Management** 62:75-92. https://doi.org/10.1006/jema.2001.0421

United Nations. 2022. **World Urbanization Prospects 2022**. Available souce:https://www.un.org/sw/desa/68-world-population-projected-live-urban-areas-2050 (Accessed: 5 January 2023)

Wang, Y., M. Sun, & B. Song. 2017. Public perceptions of and willingness to pay for sponge city initiatives in China. **Resources, Conservation and Recycling**, 122: 11-20. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.02.002

Whitehead, J. 1993. Sample size calculations for ordered categorical data. **Statistics in Medicine** 12(24): 2257-2271. https://doi.org/10.1002/sim.4780122404

Williams, N., M. Schwartz, P. Vesk, M. Mccarthy, A. Hahs, S. Clemants, R. Corlett, R. Duncan, B. Orton, K. Thompson, & M. McDonnell. 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. **Journal of Ecology** 97: 4-9. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x

World Bank. 2022. **World Bank national accounts data: GDP per capita (current US$) - Thailand**. World Bank Group. Available source:https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?locations=TH (Accessed: 25 March 2023)

World Medical Association. 1964. **Declaration of Helsinki**. Available source: https://www.wma.net/what-we-do/medical-ethics/declaration-of-helsinki/ (Accessed: 9 May 2021)

Xua, F., Y. Wang, N. Xiang, J. Tian, & L. Chen. 2020. Uncovering the willingness-to-pay for urban green space conservation: A survey of the capital area in China. **Resources, Conservation & Recycling**, 162: 105053. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105053

Yarnvudhi, A., N. Leksungnoen, P. Tor-Ngern, A. Premashthira, S. Thinkampheang, & S. Hermhuk. 2021. Evaluation of regulating and provisioning services provided by a park designed to be resilient to climate change in Bangkok, Thailand. **Sustainability** 13:13624. https://doi.org/10.3390/su132413624

Appendix 1 The description of variables (demographic and awareness variables) visitors and non-visitors for estimating willingness to pay (WTP) to the CU 100 Park that related to awareness.

Variable	Description
Willingness to pay (WTP)	1 if the person is willing to pay per year, otherwise: 0
Demographic variables	
Gender	1 if female, 0 if male
Age (years)	Less than 20, 21 – 30, 31 – 40, 41 – 50, 51 – 60, More than 60
Education	High school, Bachelor degree, Master degree
Occupation	Employee, Student, Government, Housewife, Trader, Retired, Others
Income	Less THB10,000, THB 10,001 - THB30,000, THB 30,001 - THB60,000, More THB60,000, Not mention
Awareness variables	
Residential	1 if Phatumwan residential, 0 if non Phatumwan residential
Park objectives	1 if know objectives of the park, otherwise: 0
Park owner	1 if know the owner of the park, otherwise: 0
Park provides activity	1 If know the park provide activities, otherwise: 0
Spending visits the park	Amount of visiting the park per week

Descriptive question related to awareness

Variables	Number	%
Residential		
Hypothesis: the one who live closer will be more aware		
Pathumwan resident	176	44
Non Pathumwan resident	227	56
Objectives of the park establishment		
Hypothesis: the one who know objective establishment of the park will be more aware		
Know the objectives	151	37
Not know the objectives	252	63
The owner of the park (Property Management Chulalongkorn University PMCU)		
Hypothesis: the one who know the Park owner will be more aware		
Know the PMCU	133	33
Not know the PMCU	270	67

Activities provided by PMCU		
Hypothesis: the one who know that the Park provide various activities will be more aware		
Know	193	48
Not know	210	52
Frequency of park visiting		
Hypothesis: the one who visit the Park more often will be more aware		
Never	47	12
1 - 2 times	303	75
3 – 5 times	37	9
More than 5 times	16	4

Appendix 2 Willingness to Pay for maintain the Chulalongkorn University Centenary Park CU 100 Park.

Willingness to pay	**Number**	**Percent of respondents**
Not Willing to pay	220	54.59
Willing to pay THB 100	137	34.00
Willing to pay THB 500	32	7.94
Willing to pay THB 1,000	8	1.99
Willing to pay THB 1,500	2	0.50
Willing to pay above THB 1,500	4	0.99
220 Respondents not WTP at first if the PMCU organized some event, the respondents would WTP for the Park		
Not Willing to pay	117	53.18
Willing to pay THB 100	92	41.82
Willing to pay THB 500	11	5.00
Willing to pay THB 1,000	0	0
Willing to pay THB 1,500	0	0
Willing to pay above THB 1,500	0	0

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 371-374 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความหลากชนิดและพลวัตของกล้าไม้ต้นในป่าดิบชื้น เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา จังหวัดระนอง

สถิตย์ ถิ่นกำแพง[1], ดอกรัก มารอด[1], สราวุธ พะลายะสุต[2], พรประภา อนุกูล[2] และ เดชา ดวงนามล[3*]

รับต้นฉบับ: 21 พฤษภาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 17 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 21 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์ การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศในปัจจุบันอาจส่งผลต่อการสืบต่อพันธุ์ของกล้าไม้ที่มีการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงปัจจัยแวดล้อมได้ค่อนข้างรวดเร็ว วัตถุประสงค์การศึกษา เพื่อทราบการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศระดับท้องถิ่นต่อการตั้งตัวกล้าไม้ในป่าดิบชื้น เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา

วิธีการ: ทำการวางแปลงกล้าไม้ ขนาด 2 x 2 เมตร จำนวน 50 แปลง ภายในแปลงถาวรขนาด 4 เฮกแตร์ เพื่อติดตามพลวัตป่า โดยทำการติดหมายเลขกล้าไม้ต้นทุกต้น ระบุชนิดกล้าไม้และติดตามข้อมูลการเกิดและรอดตายทุกเดือน พร้อมติดตั้งอุปกรณ์เก็บข้อมูลอุณหภูมิและความเข้มแสงอัตโนมัติ ตั้งแต่ เดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2566 - มกราคม พ.ศ. 2567 ทำการวิเคราะห์ข้อมูล ดัชนีค่าความสำคัญของพรรณไม้ ดัชนีค่าความหลากหลาย อัตราการเกิด อัตราการตาย และการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ

ผลการศึกษา: พบความหลากชนิดกล้าไม้ต้น จำนวน 128 ชนิด 83 สกุล ใน 39 วงศ์ ความหนาแน่นของกล้าไม้ มีค่าเท่ากับมีค่าเท่ากับ 47,100 ต้นต่อเฮกแตร์ มีค่าดัชนีความหลายชนิดของ Shannon-Weiner ค่อนข้างสูง ($H^{/}$= 4.33) ชนิดกล้าไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญใน 5 ลำดับแรก ได้แก่ เข็มทอง (*Greenea corymbosa*) เชียด (*Cinnamomum altissimum*) ผักหวานช้างผสมโขลง (*Rinorea sclerocarpa*) แดงควน (*Syzygium attenuatum*) และดำตะโก (*Diospyros wallichii*) มีค่าเท่ากับ 8.81, 8.68, 7.84, 7.31 และ 6.17 เปอร์เซ็นต์ พลวัตของกล้าไม้พบว่าอัตราการเพิ่มจำนวนมีค่าสูงกว่าอัตราการตาย เกือบ 5 เท่า (เท่ากับ5.57 ± 3.79 และ 0.27 ± 0.42 เปอร์เซ็นต์ต่อเดือน) โดยเฉพาะอัตราการตายสูงมากในช่วงฤดูแล้ง (ธันวาคม-กุมภาพันธ์) ที่สอดคล้องกับปริมาณน้ำฝนที่ต่ำ อุณหภูมิและความเข้มแสงที่สูงในรอบปี แม้ว่าอัตราการตายและการเพิ่มจำนวนมีความแปรผันระหว่างชนิด โดยชนิดที่มีอัตราการเพิ่มจำนวนสูงสุด ตะเคียนรากใบใส กรายดำ ตะเคียนรากใบขุ่น ไข่เขียว และพลับระนอง นั้นส่วนใหญ่เป็นไม้เด่นในป่าดิบชื้นของไทย และอัตราการตายสูง เข็มเขากวาง เข็มทอง และ พะบ้าง เป็นไม้ชั้นรองของป่าดิบชื้น อย่างไรก็ตาม ยางมันหมู และนาคบุตร ซึ่งเป็นกล้าไม้เด่นแต่ก็มีอัตราการตายสูงในช่วงฤดูแล้ง

สรุป: การเปลี่ยนแปลงสภาพอากาศท้องถิ่นมีแนวโน้มส่งผลต่อการสืบต่อพันธุ์และการตั้งตัวของกล้าไม้ โดยเฉพาะต่อความแห้งแล้งที่จะเกิดขึ้นในอนาคต ความรู้ที่ได้สามารถใช้ในการวางแผนอนุรักษ์ชนิดไม้ที่มีความเปราะบางต่อการเปลี่ยนแปลงได้อย่างมีประสิทธิภาพ

คำสำคัญ: พลวัตกล้าไม้ ความหลากชนิดของกล้าไม้ การสืบต่อพันธุ์ การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศท้องถิ่น

[1] ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

[2] เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา ตำบลสุขสำราญ ระนอง 85120

[3]สถานีวิจัยเพื่อการพัฒนาชายฝั่งอันดามัน คณะประมง มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ระนอง 85120

***ผู้รับผิดชอบบทความ**: E-mail: rdidcd@ku.ac.th

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.07

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 371-374 (2567)

ORIGINAL ARTICLE

Species Diversity and Tree Seedling Dynamics in Moist Evergreen Rain Forest at Khlong Naka Wildlife Sanctuary, Ranong Province

Sathid Thinkampheang[1], Dokrak Marod [1], Sarawuth Palayasuth[2], Pornprapa Anukul[2] and Decha Duangnamol[3*]

Received: 21 May 2024 Revised: 17 June 2024 Accepted: 21 June 2024

ABSTRACT

Background and Objectives: Recently, the current climate change, the reproduction of seedlings that respond relatively quickly to changes in environmental factors may be affected. This study aimed to clarify the impact of micro-climate on the establishment of seedlings in moist evergreen forest at Khlong Nakha Wildlife Sanctuary.

Methodology: Fifty seedling quadrats; The plot of 2 × 2 m, were established and all tree seedling were tagged and identified. Seedling monitoring was done every month from February 2023 to January 2024. In addition, the data logger with automated recorded for temperature and light intensity was also set up. Data analysis includes the importance value index (IVI), diversity index, recruitment rate, mortality rate, and climate change.

Main Results: The total seedlings species of 128 species 83 genera and 39 families was found the seedling density is 47,100 individual. ha^{-1} and which had high species diversity based on Shannon-Weiner index ($H^{/}$= 4.33). The dominance species based on importance value index (IVI) was *Ixora javanica, Cinnamomum altissimum, Rinorea sclerocarpa, Syzygium attenuatum,* and *Diospyros wallichii*, with values of 8.81, 8.68, 7.84, 7.31, and 6.17 percentage, respectively. Seedling dynamics during one year showed that the recruitment rate had higher than mortality rate, almost five times (5.57 ± 3.79 and 0.27 ± 0.42 $\%.m^{-1}$). Especially, the mortality rate is very high during the dry season (December-February), which corresponds with low rainfall, high temperatures, and high light intensity throughout the year. Although mortality and recruitment rate vary between species, the species with the highest recruitment rate are *Hopea montana, Hopea subpeltata, Hopea griffithii, Parashorea stellata*, and *Diospyros ranongensis.* These species are mostly dominant trees in Thailand's tropical rainforests. In contrast, species with high mortality rates include *Gaertnera vaginans, Greenea corymbosa,* and *Mischocarpus pentapetalus* which are secondary trees in the rainforest. However, *Dipterocarpus kerrii* and *Mesua ferrea* which are also dominant species, exhibit high mortality rates during the dry season.

Conclusion: Micro-climate changes obviously showed high impacted on seedling regeneration, in particular increased drought event. This knowledge on seedling adaptation is useful for species conservation planning, in particular, susceptible species to maintain their species in the forest ecosystem.

Keywords: Seedling dynamics, species diversity, regeneration, micro-climate change

[1] Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900

[2] Khlong Naka Wildlife Sanctuary, Naka Subdistrict, Suksamran District, Ranong 85120

[3] Andaman Coastal Research Station for Development Faculty of Fisheries, Kasetsart University, Ranong 85120

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

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.07

คำนำ

การเปลี่ยนแปลงภูมิอากาศ (Climate change) เป็นที่ทราบกันดีว่าส่งผลกระทบในวงกว้างต่อระบบนิเวศบริการ (Ecosystem services) และความหลากหลายทางชีวภาพ (biodiversity) เนื่องจากความอุดมสมบูรณ์ของสิ่งมีชีวิตบนโลกมีความเกี่ยวข้องกับความผันแปรของสภาพภูมิอากาศที่เกี่ยวข้องกับการมีชีวิตรอดและหน้าที่ของสิ่งมีชีวิตภายในระบบนิเวศ โดยเฉพาะระบบนิเวศที่มีความเปราะบางสูง (Fragile ecosystem) กลุ่มป่าไม่ผลัดใบ (Evergreen forests) เช่น ป่าดิบเขา (Montane evergreen forest) หรือป่าดิบชื้น (Moist evergreen forest) ที่มักพบปัญหาพื้นที่ขาดความแห้งแล้งน้อยกว่าในกลุ่มป่าผลัดใบ (Deciduous forests) เช่น ป่าผสมผลัดใบ (Mixed deciduous forest) และป่าเต็งรัง (Deciduous dipterocarp forest) หากการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศรุนแรงมากขึ้น อาจมีผลทำให้กลุ่มป่าไม่ผลัดใบได้รับผลกระทบดังกล่าวในระดับที่รุนแรงมากจนส่งผลกระทบต่อการตั้งตัวของพรรณไม้ในระดับกล้าไม้ที่มีความอ่อนไหวและเปราะบางต่อการเปลี่ยนแปลงปัจจัยแวดล้อมค่อนข้างสูง (Whigham *et al.*, 2008) และการลดประชากรในระดับกล้าไม้ลงอาจส่งผลทำให้เกิดการสูญพันธุ์ในระดับท้องถิ่นได้ (Browne, 2021) โดยเฉพาะชนิดพันธุ์พืชถิ่นเดียว (Endemic species) หรือพรรณไม้ที่มีสถานภาพใกล้สูญพันธุ์ (Endangered species) หรือ ใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง (Critically endangered) เนื่องจากความแล้ง (Drought) ที่เพิ่มขึ้นนับเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้อัตราการตายของกล้าไม้ป่าเขตร้อนเพิ่มสูงขึ้นนั้นเอง (Engelbrecht *et al.,* 2006, 2002)

ผลกระทบของปัจจัยความแห้งแล้งในช่วงปรากฏการณ์ El Niño ต่อความเปราะบางหรือการปรับตัวในระดับกล้าไม้ มักพิจารณาใน 2 ปัจจัย คือ 1) ระดับความรุนแรงของความแห้งแล้ง (Lyon, 2004) และ 2) ระดับความทนทานของกล้าไม้ (Poorter& Markesteijn, 2008) กลุ่มป่าผลัดใบมักเคยผ่านสภาวะความแห้งแล้งที่รุนแรงมาก่อนจึงทำให้กล้าไม้ต้นมีความทนทานต่อความแห้งแล้งค่อนข้างสูง สอดคล้องกับรายงาน Browne *et al*. (2021) ที่พบว่าอัตราการตายของกล้าไม้ในป่าปานามา (Panamanian forests) บริเวณพื้นที่มีความชื้นสูง (Wetter site) พบการตายของกล้าไม้สูงกว่าบริเวณพื้นที่แห้งแล้ง ในช่วงปรากฏการณ์วิกฤติความแห้งแล้งรุนแรงจากการเกิด El Niño ระหว่างปี ค.ศ. 2015-2016 แสดงให้เห็นว่าระดับความทนทานของกล้าไม้มีความสำคัญมากกว่าความรุนแรงของความแห้งแล้ง อย่างไรก็ตาม การศึกษาในเชิงลึกระดับความแตกต่างระหว่างชนิดและภูมิภาคจำเป็นต้องมีการวิจัยเพิ่มเติมเพื่อการประเมินถึงผลกระทบที่ถูกต้องต่อพลวัตของกล้าไม้ภายใต้สถานการณ์ความแห้งแล้งที่รุนแรงมาก การวิจัยพลวัตและการตั้งตัวในระดับกล้าไม้ที่พบส่วนใหญ่นั้นดำเนินการในกลุ่มป่าผลัดใบ (Marod *et al*., 2004, 2002; Nuttiprapun *et al.,* 2023) แต่พบน้อยมากในกลุ่มป่าไม่ผลัดใบ โดยเฉพาะในป่าดิบชื้นที่พบกระจายอยู่ในภาคใต้และภาคตะวันออกของประเทศไทยซึ่งมีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปีค่อนข้างสูงรวมถึงมีการกระจายเกือบตลอดทั้งปี

เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา เป็นพื้นที่ป่าที่สมบูรณ์ ที่ตั้งอยู่ใกล้กับคอคอดกระ ที่เป็นสะพานแผ่นดินที่แคบที่สุดของคาบสมุทรมลายูที่ด้านทิศตะวันออกขนาบด้วยอ่าวไทยและด้านตะวันตกขนาบด้วยทะเลอันดามัน มีความกว้างจากปากแม่น้ำกระบุรี จังหวัดระนอง ไปยังอ่าวสวีในจังหวัดชุมพร เพียง 44 กิโลเมตร พื้นที่คอคอดกระอยู่ห่างจากเส้นแบ่งเขตภูมิพฤกษ์ Kangar-Pattani ประมาณ 450 กิโลเมตร เป็นแนวแบ่งระหว่างเขตภูมิพฤกษ์ของภูมิภาคย่อยซุนดาแลนด์กับอินโดจีน (Corlett, 2009) จากมุมมองทางนิเวศวิทยาการลดลง

หรือเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิและปริมาณน้ำฝนตามแนวเส้นแวงจากเส้นแบ่งเขตภูมิพฤกษ์ Kangar-Pattani อาจส่งผลทำให้ชนิดสังคมพืชเกิดการเปลี่ยนแปลงไปตามปัจจัยภูมิอากาศ โดยเฉพาะการเปลี่ยนแปลงในระดับชนิดไม้ซึ่งส่วนใหญ่เป็นกลุ่มไม้วงศ์ยาง (Dipterocarpaceae) ในระดับเรือนยอดชั้นบนที่ส่วนใหญ่มีสถานภาพใกล้สูญพันธุ์ เช่น ยางมันหมู (*Dipterocarpus kerrii*) ยางยูง (*Dipterocarpus grandiflorus*) ยางเสียน (*Dipterocarpus gracilis*) และกระบาก (*Anisoptera costata*) เป็นต้น นอกจากนี้ ยังพบพืชหายากและพืชถิ่นเดียวอีกหลายชนิด เช่น พลับพลึงธาร (*Crinum thaianum*) (Nanthavong *et al*., 2008) มะพลับระนอง (*Diospyros ranongensis*) มะพลับไทย (*Diospyros thaiensis*) (Phengklai,. 2001) บุหรงสุราษฎร์ (*Dasymachalon blumei*) (Li & Gilbert, 2011) เป็นต้น หากการเปลี่ยนแปลงสภาพอากาศมีความรุนแรงมากขึ้นจนทำให้พื้นที่มีระดับความแห้งแล้งรุนแรงและยาวนานมากขึ้น อาจทำให้การสืบต่อพันธุ์ของกลุ่มพืชดังกล่าวไม่สามารถดำเนินต่อไปได้โดยเฉพาะในระดับกล้าไม้ ซึ่งหากสามารถทราบถึงการปรับตัวและความต้องการทางด้านนิเวศวิทยาของชนิดไม้ (Adaptation and ecological niche of species) ก็อาจนำมาใช้ในการคัดเลือกชนิดที่ต้องมีการจัดการเร่งด่วนเพื่อการอนุรักษ์ให้คงอยู่ภายใต้ระบบนิเวศป่าดิบชื้นเพื่อการใช้ประโยชน์ในอนาคต ดังนั้น วัตถุประสงค์ของการศึกษาครั้งนี้ เพื่อต้องการทราบถึงความหลากชนิดพลวัตและการตั้งตัวของกล้าต้นในป่าดิบชื้น เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา จังหวัดระนอง เพื่อประโยชน์ในการวางแผนการอนุรักษ์และการใช้ประโยชน์ทรัพยากรความหลากหลายทางชีวภาพพรรณพืชในอนาคต

อุปกรณ์และวิธีการ

1. สถานที่ศึกษา

เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา มีพื้นที่อยู่ในตำบลเชี่ยวเหลียง ตำบลบ้านนา ตำบลบางหิน ท้องที่อำเภอกะเปอร์ ตำบลนาคา ตำบลกำพวน ท้องที่อำเภอสุขสำราญ จังหวัดระนอง ตำบลเขาพัง ท้องที่อำเภอบ้านตาขุน จังหวัดสุราษฎร์ธานี พื้นที่ด้านทิศตะวันออกติดกับเขตจังหวัดสุราษฎร์ธานี ด้านทิศใต้ติดกับเขตจังหวัดพังงา (Figure 1) มีเนื้อที่ 331,500 ไร่

ลักษณะภูมิประเทศ ส่วนใหญ่เป็นเทือกเขาสูงสลับซับซ้อนมีพื้นที่ราบน้อยมาก พื้นที่โดยทั่วไปมีความลาดชันตั้งแต่ 26 % ระดับความสูงของพื้นที่จากระดับน้ำทะเล ต่ำสุด 20 เมตร สูงสุด 1,395 เมตร โดยเฉลี่ยประมาณ 300 - 500 เมตร จากระดับน้ำทะเล ยอดเขาที่สูงที่สุดคือ เขาหลังคาตึก มียอดเขาสูงประมาณ 1,395 เมตร ลักษณะทางธรณี ประกอบไปด้วย หินยุคคาร์บอนิเฟรัส-เพอร์เมียน (Carboniferous-permian) หรือกลุ่มหินภูเก็ต (Puket Formation) มีชั้นคุณภาพลุ่มน้ำภาคใต้ อยู่ในชั้นคุณภาพลุ่มน้ำชั้นที่ 1A และ 1B ป่าดิบชื้น เป็นสังคมพืชเด่นที่พบในพื้นที่ พันธุ์ไม้เด่นในระดับเรือนยอดส่วนใหญ่เป็นกลุ่มไม้วงศ์ยาง (Dipterocarpaceae) (Corlett and Primack,. 2011) เช่น ยางมันหมู (*Dipterocarpus kerrii*) ยางยูง (*Dipterocarpus grandiflorus*) ยางเสียน (*Dipterocarpus gracilis*) และกระบาก (*Anisoptera costata*) เป็นต้น สังคมพืชบริเวณคลองนาคานับเป็นป่าดั้งเดิมที่มีความสมบูรณ์สูง พบพืชหายากและพืชถิ่นเดียวหลากหลายชนิด เช่น พลับพลึงธาร (*Crinum thaianum*) มะพลับระนอง (*Diospyros ranongensis*) มะพลับไทย (*Diospyros thaiensis*) บุหรงสุราษฎร์ (*Dasymachalon blumei*) เป็นต้น

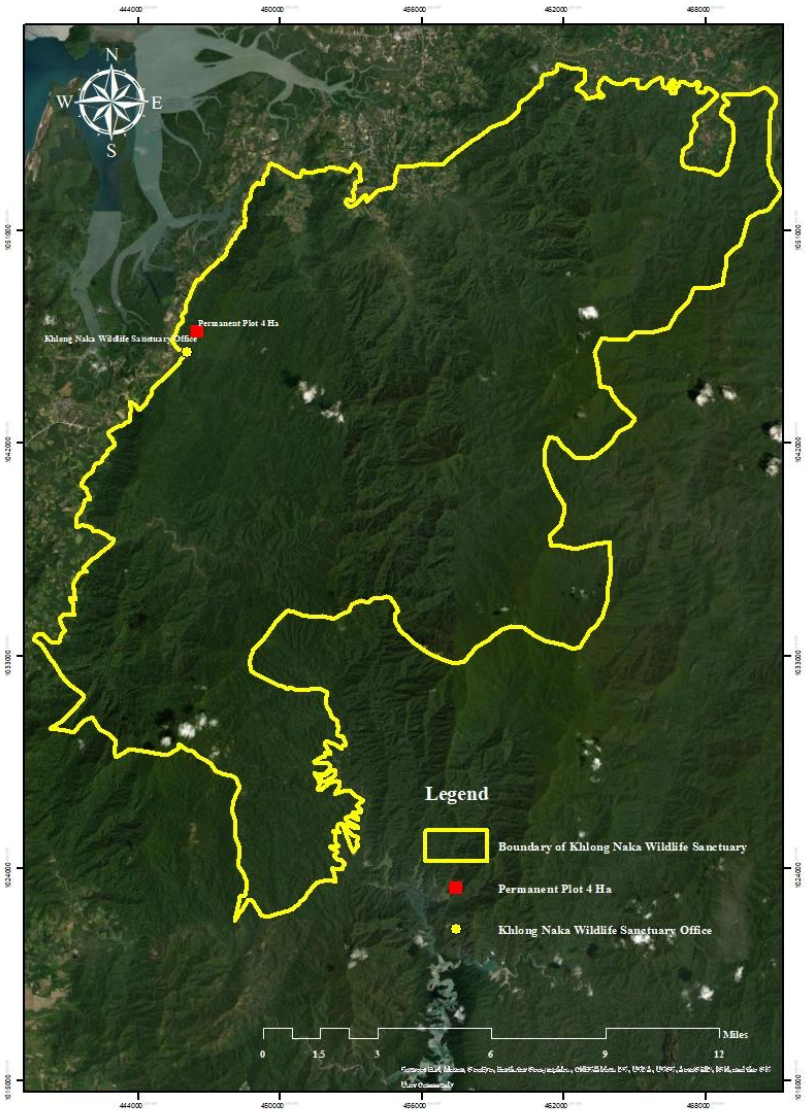


Figure 1 Plot location and study area around Khlong Naka Wildlife Sanctuary, Ranong Province.

2. การเก็บข้อมูล

2.1 ทำการคัดเลือกพื้นที่ศึกษาการตั้งตัวของกล้าไม้ โดยเลือกวางแนวแปลงสำรวจ 5 แนวสำรวจ โดยแต่ละแนวมีระยะห่างกัน 40 เมตร แต่ละแนวทำการวางแปลงกล้าไม้ขนาด 2 x 2 เมตร และแต่ละแปลงห่างกัน 20 เมตร รวมแปลงตัวอย่างกล้าไม้ทั้งหมดเท่ากับ 50 แปลง ภายในแปลงถาวรขนาด 4 เฮกแตร์ (200 X 200 เมตร)

2.2 สำรวจองค์ประกอบชนิดของกล้าไม้ต้นภายในแต่ละแปลง ด้วยการติดเบอร์หมายเลขกล้าไม้ต้น (มีความสูงตั้งแต่ 1 เซนติเมตร ไม่เกิน 1.30 เมตร) ทุกต้นที่พบทั้งหมด ทำการจำแนกชนิดและลักษณะนิสัย (Habit) อ้างอิงรายชื่อพรรณไม้ตาม (Smitinand,. 2014) พร้อมทำการติดตามการรอดตายและการเกิดใหม่ของกล้าไม้ทุก ๆ เดือน เป็นระยะเวลา 12 เดือน ตั้งแต่ กุมภาพันธุ์ พ.ศ. 2566-มกราคม พ.ศ. 2567

2.3 ทำการรวบรวมข้อมูลสภาพภูมิอากาศย้อนหลัง 30 ปี (ปี พ.ศ. 2537- 2566) จากสถานีตรวจวัดอากาศชายฝั่งทะเลอันดามัน (จังหวัดระนอง) เพื่อทำการคาดการณ์การเปลี่ยนแปลงในอนาคตตามการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ

2.4 ติดตั้งอุปกรณ์วัดอุณหภูมิและความเข้มแสงแบบอัตโนมัติ (HOBO UA-002-64 Pendant Waterproof Temperature & Light Intensity Logger

(64K Byte Memory)) บริเวณแนวสำรวจกล้าไม้ จำนวน 3 แนว รวม 9 ตัว เพื่อเก็บข้อมูลการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิและความเข้มแสงทุกเดือน เพื่อนำมาวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิและความเข้มแสงกับการตั้งตัวของกล้าไม้

3. การวิเคราะห์ข้อมูล

3.1 ดัชนีค่าความสำคัญของพรรณไม้ (Importance value index, IVI) คำนวณโดยใช้ผลรวมของค่าความหนาแน่นสัมพัทธ์ (Relative density, RD) และความถี่สัมพัทธ์ (Relative frequency, RF) (Marod & Kutintara, 2019)

3.2 ดัชนีค่าความหลากหลาย (Diversity index) คำนวณตามสมการของ Shannon-Wiener (1949) คือ

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} p_i \ln p_i$$

H = ค่าดัชนีความหลากหลายของพื้นที่

pi = สัดส่วนจำนวนชนิด (n) ที่พบต่อผลรวมของจำนวนทั้งหมดทุกชนิดในสังคม (N)

หรือ $pi = n_i/N$ เมื่อ i = 1,2,3,...,s N

S = จำนวนชนิดพรรณไม้ทั้งหมดในพื้นที่

3.3 อัตราการตาย (Mortality rate, M %) และอัตราการเพิ่มจำนวน (Recruitment rate, R %) ตามสมการของ Condit *et al*. (1999) ดังนี้

$$M = [(\ln No - \ln Ns)/t] \times 100$$

$$R = [(\ln Nt - \ln Ns)/t] \times 100$$

No = จำนวนต้นกล้าไม้เมื่อเริ่มสำรวจ

Nt = จำนวนต้นกล้าไม้เมื่อเวลา t ที่วัดซ้ำ

Ns = จำนวนต้นกล้าไม้ที่รอดตายเมื่อสำรวจ ณ เวลา t

t = จำนวนเดือนที่ทำการติดตาม

3.4 วิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศบริเวณชายฝั่งอันดามัน จากแบบจำลอง Trend Forecasting Models and Seasonality with Time Series และทดสอบความแตกต่างของปัจจัยภูมิอากาศระหว่างพื้นที่ด้วยการทดสอบความแปรปรวนทางสถิติ (ANNOVA) ที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

ผลและวิจารณ์

1. การเปลี่ยนแปลงภูมิอากาศฝั่งทะเลอันดามัน

การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศย้อนหลัง 30 ปี บริเวณฝั่งทะเลอันดามัน พบว่ามีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปี 4,244.26 ± 724.57 มิลลิเมตร มีฝนตกกระจายเกือบทั้งปี (Figure 2) มีจำนวนวันที่ฝนตกเฉลี่ยรายปี 195.43 ± 20.97 วัน และมีจำนวนวันที่ฝนตกทิ้งช่วงยาวนานมากที่สุดเฉลี่ย 35.55 ± 5.32 วัน อุณหภูมิรายเดือนเฉลี่ย 27.99 ± 0.91 องศาเซลเซียส มีอุณหภูมิสูงสุดในเดือน เมษายน (29.60 ± 0.82 องศาเซลเซียส) และอุณหภูมิสูงสุดเฉลี่ยรายเดือนสูงที่สุดในเดือน เมษายน (34.65 ± 1.16 องศาเซลเซียส) เมื่อพิจารณาข้อมูลสภาพสภาพภูมิอากาศและคาดการณ์การเปลี่ยนแปลงในอนาคต พบว่า การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ (อุณหภูมิสูงสุด อุณหภูมิต่ำสุด และอุณหภูมิเฉลี่ย) รวมถึงปริมาณน้ำฝนรายเดือนไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระดับความเชื่อมั่น 95% อย่างไรก็ตาม ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปีที่สูงและการกระจายตัวของฝนที่มีความต่อเนื่อง ทำให้พืชได้รับน้ำเพียงพอตลอดปี แม้ว่าจะมีช่วงฝนทิ้งช่วงยาวนาน และการที่ป่าดิบชื้นภาคใต้ของประเทศไทยมีฝนตกเกือบทั้งปีเป็นปัจจัยสำคัญที่ช่วยให้พืชมีโอกาสเจริญเติบโตและรอดชีวิตได้มากขึ้น และอุณหภูมิสูงสุดและอุณหภูมิต่ำสุดของพื้นที่ยังมีแนวโน้มที่เพิ่มสูงขึ้นในอนาคตนั้น (Figure 3) อาจส่งผลต่อการเจริญเติบโตและการอยู่รอดของพรรณไม้บ้างชนิดที่มีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ เนื่องจากอุณหภูมิที่ร้อนขึ้นอาจเป็นการทำให้พรรณไม้ต้องมีการปรับตัวเพื่อความอยู่รอดในอนาคต

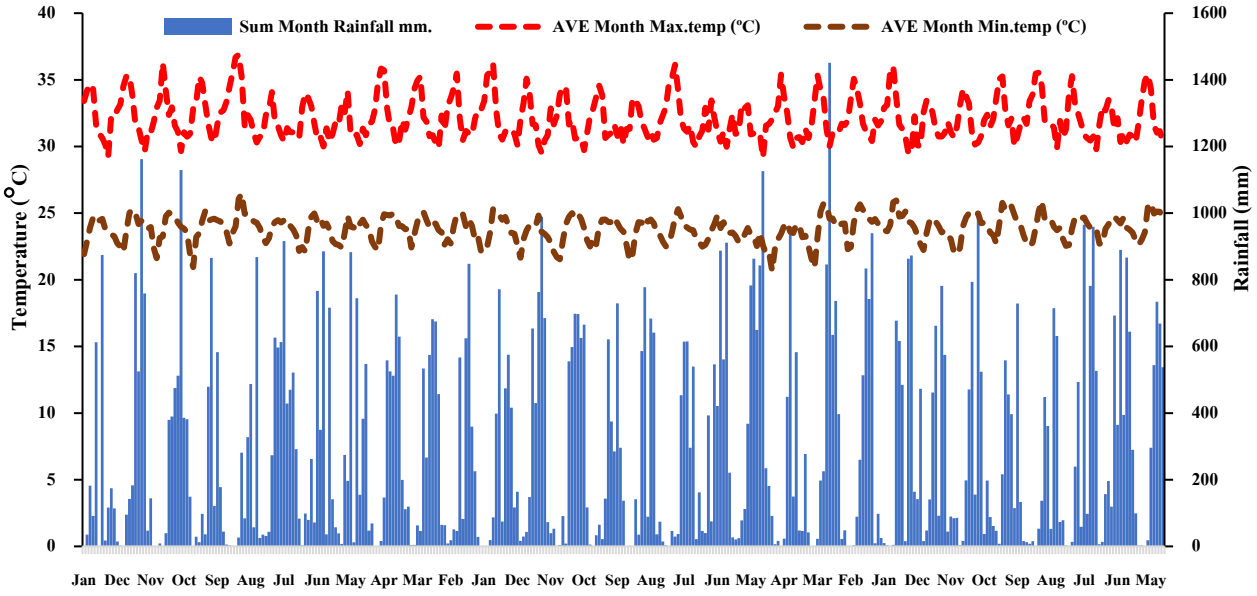


Figure 2 Climate changes, rainfall, mean and max monthly temperature, during 1994-2023 at Andaman Sea coast.

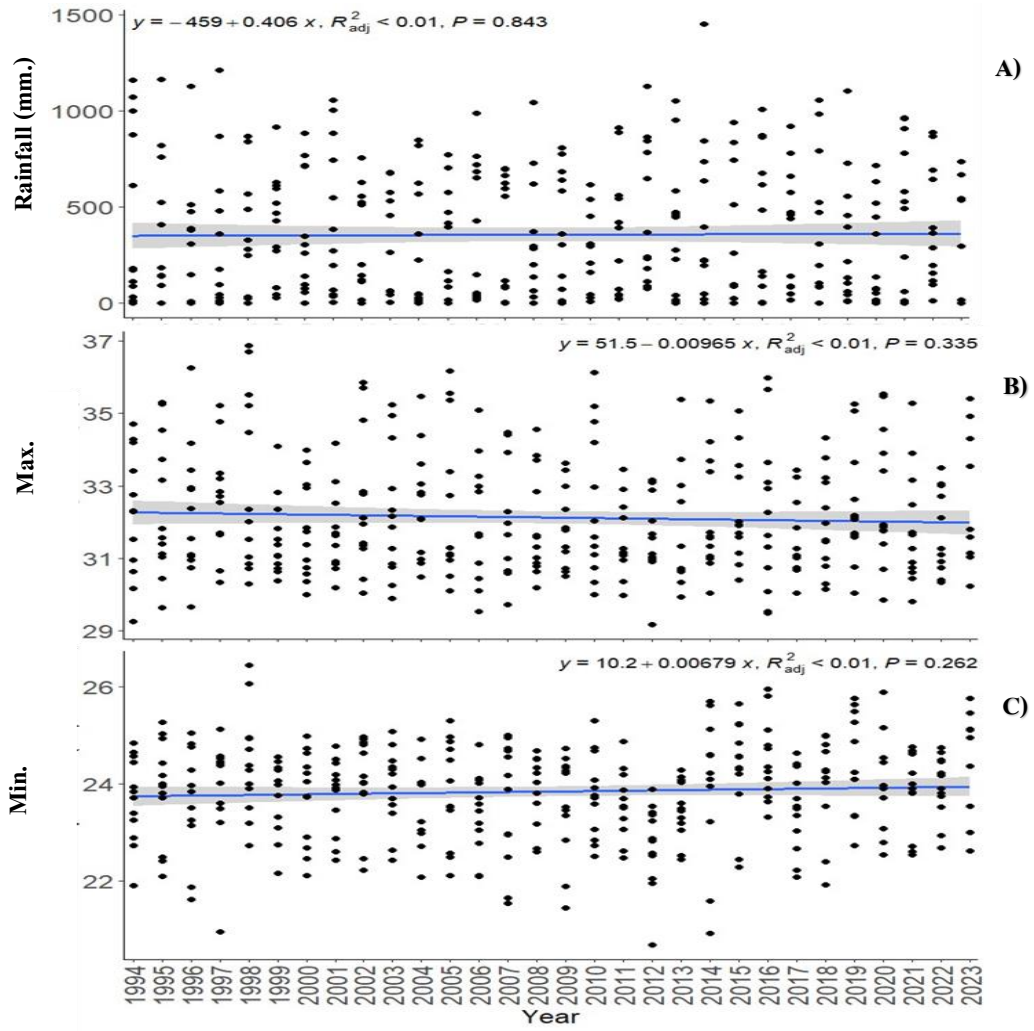


Figure 3 Forecasting climate trends at Andaman Sea coast based on climatic data from 1994-2023; A) rainfall, B) maximum temperature, and C) minimum temperature, respectively.

ขณะที่การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศท้องถิ่น (Micro-climate) ภายในบริเวณแปลงกล้าไม้ตัวอย่างตลอดการศึกษา (กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2566- มกราคม พ.ศ. 2567) พบว่าอุณหภูมิเฉลี่ย มีค่าเท่ากับ 25.84 ±1.34 องศาเซลเซียส (C°) มีอุณหภูมิเฉลี่ยสูงสุดในเดือนพฤษภาคม (28.61± 1.55 องศาเซลเซียส) และอุณหภูมิเฉลี่ยต่ำสุดในเดือนพฤศจิกายน (28.17±1.42 องศาเซลเซียส)) ความเข้มแสงเฉลี่ยภายในแปลงตลอดการศึกษา มีค่าเท่ากับ 3381.47±2313.25 ลักซ์ โดยมีความเข้มแสงเฉลี่ยสูงสุดในเดือนมีนาคม (9,249.57± 950.54 ลักซ์) และความเข้มแสงเฉลี่ยต่ำสุดในเดือนสิงหาคม (201± 155.22 ลักซ์) และปริมาณน้ำฝนรายปี 3,863.1 มิลลิเมตร โดยปริมาณน้ำฝนสูงสุดในเดือนกันยายน (909 มิลลิเมตร) และปริมาณน้ำฝนต่ำสุดในเดือน มีนาคม (0.7 มิลลิเมตร) (Figure 4)

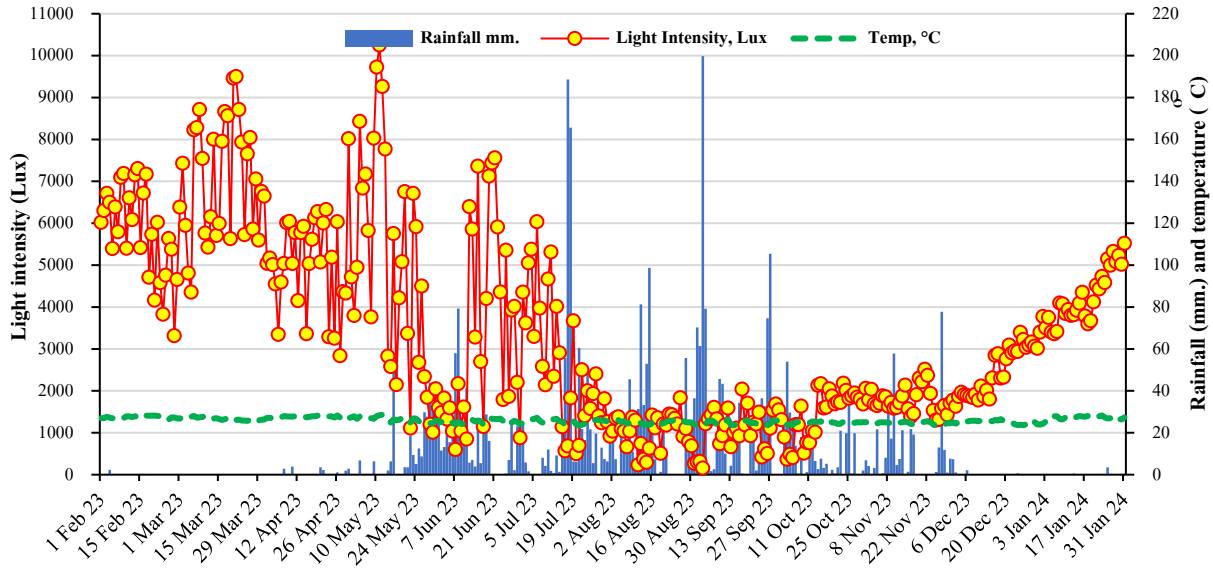


Figure 4 Average daily temperature, light intensity and rainfall around the seedling quadrats during February 2023 - January 2024

3. ความหลากชนิดของกล้าไม้

ความหลากชนิดของกล้าไม้ต้น พบชนิดพันธุ์ไม้ จำนวน 128 ชนิด 83 สกุล 39 วงศ์ และไม่สามารถระบุชนิดได้ จำนวน 6 ชนิด โดยมีค่าดัชนีความหลากชนิดของ Shannon-Weiner เท่ากับ 4.33 ชนิด วงศ์ที่พบจำนวนชนิดมากที่สุด 5 ลำดับแรก ได้แก่ Rubiaceae Phyllanthaceae Lauraceae Anacardiaceae และ Dipterocarpaceae ตามลำดับ ความหนาแน่นของกล้าไม้ (Seedling density) มีค่าเท่ากับ 47,100 ต้นต่อเฮกแตร์ ชนิดกล้าไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญใน 10 ลำดับแรก (IVI) ได้แก่ เข็มทอง (*Greenea corymbosa*) เชียด (*Cinnamomum altissimum*) ผักหวานช้างผสมโขลง (*Rinorea sclerocarpa*) แดงควน (*Syzygium attenuatum*) ดำตะโก (*Diospyros wallichii*) ลักเคยลักเกลือ (*Diospyros sumatrana*) ชมพู่น้ำ (*Syzygium siamense*) กรายดำ (*Hopea oblongifolia*) ตะเคียนรากใบใส (*Hopea montana*) และ UK 4 (Figure 5) โดยมีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 8.81, 8.68, 7.84, 7.31, 6.17, 6.01, 5.16, 4.71, 4.69 และ 4.45 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนไม้ชนิดอื่น ๆ ก็มีค่าลดหลั่นลงไป (Table 1)

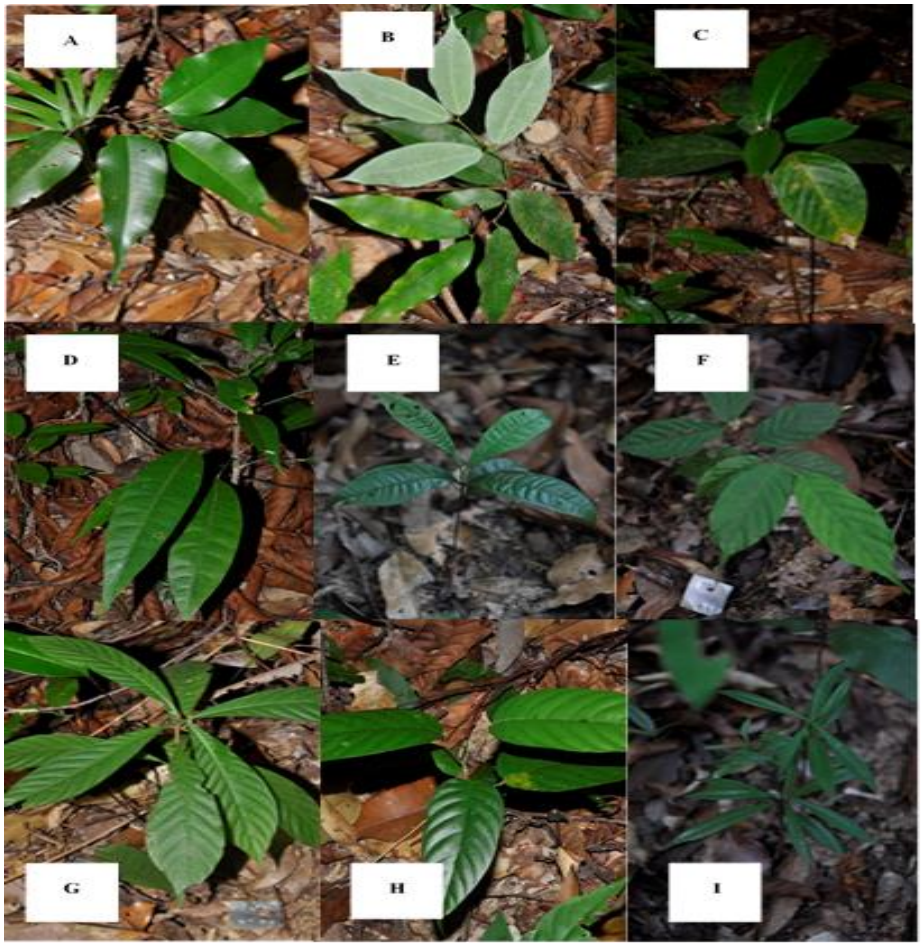


Figure 5 Dominance seedling species; A) *Hopea montana*, B) *Mesua ferrea*, C) *Dipterocarpus kerrii*, D) *Swintonia floribunda*, E) *Syzygium siamense*, F) *Rinorea sclerocarpa*, G) *Greenea corymbosa*, H) *Hopea oblongifolia* and I) *Syzygium attenuatum*

Table 1 Ten dominance seedling species based on IVI in MEF at Klong Naka Wildlife Santuary.

NO.	Botanical name	Family	Density (individual. ha^{-1})	IVI (%)
1	*Greenea corymbosa*	Rubiaceae	2,350	8.81
2	*Cinnamomum altissimum* Kosterm.	Lauraceae	2,600	8.68
3	*Rinorea sclerocarpa* Melch.	Violaceae	2,050	7.84
4	*Syzygium attenuatum*	Myrtaceae	1,800	7.31
5	*Diospyros wallichii* King & Gamble	Ebenaceae	1,500	6.17
6	*Diospyros sumatrana* Miq.	Ebenaceae	1,500	6.01
7	*Syzygium siamense* (Craib) Chantar.	Myrtaceae	1,100	5.16
8	*Hopea oblongifolia*	Dipterocarpaceae	1,200	4.71
9	*Hopea montana*	Dipterocarpaceae	1,350	4.69
10	UK 4	Rubiaceae	1,000	4.45
	other species (118)		30,850	136.76
			47,100	200

4. พลวัตกล้าไม้ต้น

เมื่อพิจารณาการตั้งตัวของกล้าไม้ป่าดิบชื้นในระยะเวลา 1 ปี (กุมภาพันธ์ 2566 - มกราคม 2567) พบว่า จำนวนชนิดพรรณของกล้าไม้มีแนวโน้มสูงขึ้นในช่วง 5 เดือนแรก (กุมภาพันธ์ – มิถุนายน) ซึ่งเป็นช่วงที่มีฝนตกชุก และเริ่มคงที่ในช่วงหลัง (กรกฎาคม – มกราคม) ความหนาแน่นของกล้าไม้มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นตลอดการสำรวจ โดยความหนาแน่นของกล้าไม้เฉลี่ย (Average tree density) มีค่าเท่ากับ 3,9957.50±6,066.95 ต้นต่อแฮกแตร์ พลวัตกล้าไม้พบว่ามีอัตราการเพิ่มจำนวนเฉลี่ย (Average recruitment rate) มีค่าสูงกว่ากว่าอัตราการตายเฉลี่ย (Average mortality rate) ค่อนข้างสูงถึงเกือบ 5 เท่า (4.57±4.05 และ 1.09±1.18 %.m^{-1} ตามลำดับ) ซึ่งในช่วงเดือนพฤษภาคม – มิถุนายน มีอัตราการเพิ่มจำนวนสูงที่สุด และในช่วงเดือนธันวาคม – มกราคม มีอัตราการตายสูง (10.62 และ 2.84 %.m^{-1} ตามลำดับ) (Table 2)

Table 2 Seedling dynamics of Tropical Rain Forest during February 2023-January 2024.

Variables							
Month	**Feb**	**Mar**	**Apr**	**May**	**Jun**	**Jul**	
Species	112	117	120	122	127	128	
Seedling density (individual. ha^{-1})	29,300	32,550	34,000	34,900	38,700	40,950	
M (%.m^{-1})	0.00	3.11	1.24	0.29	0.00	0.00	
R (%.m^{-1})	10.52	4.36	2.61	10.62	5.65	0.00	
Month	**Aug**	**Sep**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb-Jan**
Species	128	128	128	128	128	128	124.50±5.49
Seedling density (individual. ha^{-1})	40,950	44,600	46,250	47,200	46,840	43,250	39,957.50 ±6,066.95
M (%.m^{-1})	0.00	0.86	0.22	1.09	2.37	2.84	1.09±1.18
R (%.m^{-1})	0.00	9.40	3.86	3.12	0.15	0	4.57±4.05

เมื่อพิจารณาพลวัติของกล้าไม้รายชนิด (Seedling dynamics) โดยพิจารณากล้าไม้เด่นที่มีจำนวนต้นมากกว่า 10 ต้น จำนวนทั้งหมด 32 ชนิด ที่นำมาวิเคราะห์พลวัตของกล้าไม้ พบว่าอัตราการตายและอัตราการเพิ่มจำนวนมีความแปรผันระหว่างชนิดไม้และช่วงเวลา (Figure 6) โดยสามารถจำแนกรูปแบบการเปลี่ยนแปลง เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงสุทธิในแต่ละช่วงเวลา ออกเป็น 3 กลุ่ม คือ

1. กลุ่มที่มีอัตราการเพิ่มจำนวนสูงกว่าอัตราการตาย มีทั้งหมด 19 ชนิด คือ เชียด (CINALT) ผักหวานช้างผสมโขลง (RINSCL) ลักเคยรักเกลือ (DIOSUN) ตะเคียนรากใบใส (HOPMON). แดงควน (SYZALT) กรายดำ (HELROB) ตะเคียนรากใบขุ่น (HOPGRI) ไข่เขียว (PARSTE) โมรี (DIOOBL) ชมพู่น้ำ (SYZSIA) เปรียง (SWIFLO) พลองขี้ควาย (MEMCOE) นวล (GARMEG) นูดต้นใบเล็ก (PRUGRI) ทุเรียนดง (CLEMYR) มะก้อง (AGLSPE) ชันโจรใบเล็ก (KOKFIL) ปอฟาน (STERUB) นกนอนใบใหญ่ (CLETON) และ พลับระนอง (DIORAN) ซึ่งพรรณไม้กลุ่มนี้เป็นพรรณไม้ทั้งในระดับเรือนยอดชั้นรองและชั้นไม้พุ่มที่เข้ามาตั้งตัวในพื้นที่ในช่วงแรกแล้วและส่วนใหญ่เป็นพรรณไม้เด่นในพื้นที่จึงส่งผลให้อัตราการเพิ่มจำนวนสูงกว่าอัตราการตาย

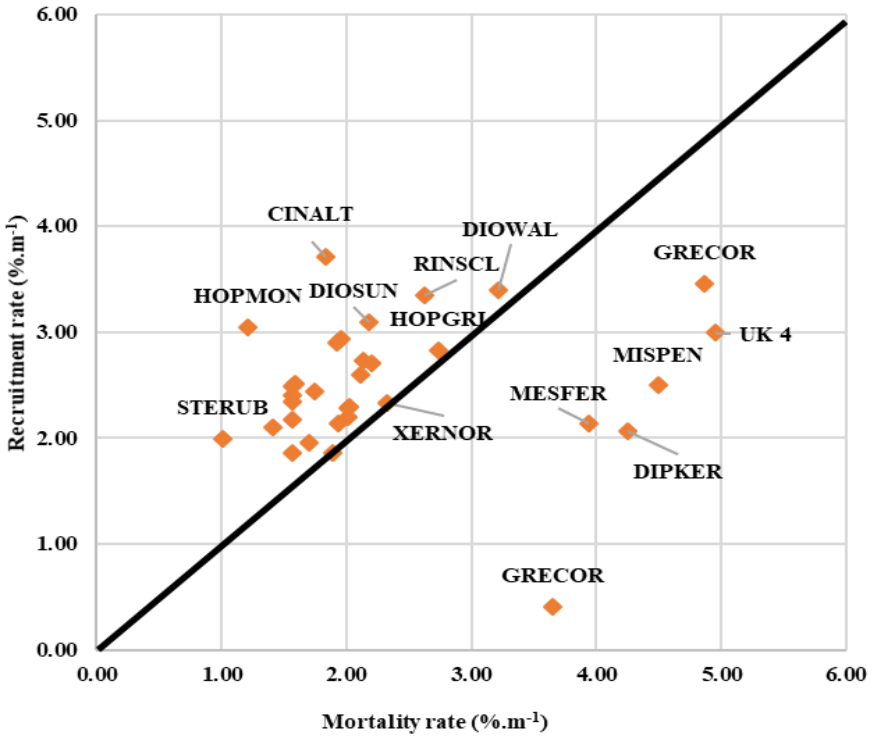


Figure 6 The relationship between the recruitment rate and mortality rate in the Tropical Rain Forest at Khlong Naka Wildlife Sanctuary

2. กลุ่มที่มีอัตราการตายสูงกว่าอัตราการเพิ่มจำนวน มีทั้งหมด 6 ชนิด คือ เข็มเขากวาง (GAEVAG) เข็มทอง (GRECOR) ยางมันหมู (DIPKER) นาคบุตร (MESFER) พะบ้าง (MISPEN) และ UK 4 ตามลำดับ พรรณไม้กลุ่มนี้ในช่วงฤดูฝนมีอัตราอัตราการเพิ่มจำนวนสูงและมีอัตราการตายสูงในช่วงฤดูแล้ง โดยเฉพาะยางมันหมู และนาคบุตร ซึ่งเป็นไม้เด่น (Climax species)ในพื้นที่ที่ต้องการปริมาณน้ำที่สูงในการเจริญเติบโต การขาดแคลนน้ำในช่วงฤดูแล้งทำให้พรรณไม้เหล่านี้มีความเครียดและอาจนำไปสู่การตายได้ และอุณหภูมิที่สูงขึ้นในช่วงฤดูแล้งทำให้เกิดการคายน้ำเพิ่มขึ้นและความเครียดจากความร้อนจึงส่งผลให้มีการตายสูงในช่วงนี้ (Bunyavejchewin. *et al*., 2009; Slik ,. 2004)

3. กลุ่มที่มีอัตราการตายและอัตราการเพิ่มจำนวนใกล้เคียงกัน มีทั้งหมด 7 ชนิด คือ ดำตะโก (DIOWAL) คอเหี้ย (XERNOR) พลับกล้วย (DIOFRU) เข็มดง (GAEVAG) เถาแส้ม้า (ERYALB) ข้าวเย็นใต้ดอกแดง (TRIVER) และ เหมือดคนใต้ (HELROB) ซึ่งพรรณไม้กลุ่มนี้เป็นพรรณไม้พื้นถิ่นที่เข้ามาตั้งตัวในพื้นที่ในช่วงแรกแล้ว และสามารถตั้งตัวได้ดีในพื้นที่จึงส่งผลให้อัตราการตายและอัตราการเพิ่มจำนวนใกล้เคียงกัน โดยพรรณไม้ส่วนใหญ่เป็น พรรณไม้ชั้นรองที่ทนต่อการได้รับแสงน้อยในป่าดิบชื้นเป็นชนิดของพืชที่สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่มีแสงน้อย ซึ่งพบได้มากในป่าดิบชื้นของภาคใต้ของประเทศไทย ที่สามารถทนทานต่อการขาดแคลนน้ำ การเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมในช่วงฤดูแล้งได้ดี (Richards, 1996; Ashton, 2014)

จะเห็นได้ว่า อัตราการเพิ่มจำนวนชนิดกล้าไม้ค่อนข้างสัมพันธ์กับช่วงฤดูกาลโดยจำนวนชนิดกล้าไม้มีแนวโน้มสูงขึ้นในช่วงฤดูฝนที่มีฝนตกชุกเริ่มคงที่และลดลงในเมื่อเข้าสู่ช่วงแล้งฝน ขณะที่มีอัตราการตายสูงในช่วงฝนทิ้งช่วงหรือช่วงฤดูแล้ง

(เดือนธันวาคม – มกราคม) แสดงให้เห็นว่า การตั้งตัวของพรรณไม้ป่าดิบชื้นค่อนข้างเปราะบางต่อการเกิดภาวะแห้งแล้งในช่วงฤดูแล้ง เนื่องจากความแห้งแล้ง (Drought) ที่เพิ่มขึ้นนับเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้อัตราการตายของกล้าไม้ป่าเขตร้อนเพิ่มสูงขึ้นนั้นเอง (Engelbrecht et al., 2006, 2002; Lyon, 2004) โดยเฉพาะกลุ่มพรรณพุ่ม เช่น เข็มเขากวาง เข็มทอง รวมถึงชนิดของกล้าไม้ในระดับเรือนยอด เช่น ยางมันหมู เนื่องจากต้องมีการแข่งกันกันด้านการใช้น้ำเพื่อเติบโตที่ค่อนข้างสูงประกอบกับการเพิ่มประชากรกล้าไม้ที่เพิ่มจำนวนและความหนาแน่นสูงมากในช่วงที่ฝนตกชุกจึงทำให้เกิดการตายหรือตัดสางขยายระยะตามธรรมชาติเพิ่มขึ้น (Marod et al., 1999) ซึ่งแตกต่างจากกลุ่มพรรณไม้ระดับเรือนยอดชั้นรองอื่น ๆ เช่น เชียด ผักหวานช้างผสมโขลง ลักเคยรักเกลือ แดงควน โมรี ชมพู่น้ำ เปรียง พลองขี้ควาย นวล นูดต้นใบเล็ก และ พลับระนอง ที่ยังพบว่าอัตราการเพิ่มจำนวนนั้นสูงกว่าอัตราการตาย แม้ว่าจะมีฝนทิ้งช่วงในช่วงฤดูแล้ง ขณะที่กล้าไม้หลายชนิดมีความสมดุลของอัตราการเพิ่มจำนวนและอัตราการตายแม้ว่ามีการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศท้องถิ่น (Richards, 1996; Slik, 2004; Ashton, 2014) (Figure 6) แสดงให้เห็นถึงระดับความสามารถในการปรับตัว (Adaptation) ต่อการทนความแห้งแล้งที่แตกต่างกันในระดับชนิดซึ่งมีผลต่อการคงไว้ซึ่งชนิดพันธุ์เมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศเมื่อป่าดิบชื้นตกอยู่ภายใต้สถานการณ์ที่พื้นที่มีแนวโน้มเกิดความแห้งแล้งรุนแรงและยาวนานมากขึ้น (Poorter & Markesteijn, 2008)

ดังนั้น การเข้าใจถึงการปรับตัวของกล้าไม้ต่อความแห้งแล้งที่จะเกิดขึ้นจากการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศในอนาคตย่อมที่จะมีความรุนแรงมาก ย่อมสามารถนำมาใช้ในการวางแผนอนุรักษ์ชนิดไม้ที่มีความเปราะบางต่อการเปลี่ยนแปลงได้อย่างมีประสิทธิภาพ และช่วยเป็นการคงไว้ของชนิดพันธุ์พืชท้องถิ่นเพื่อการอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพเพื่อการใช้ประโยชน์ในอนาคตอีกด้วย อย่างไรก็ตาม การศึกษาพลวัตและการตั้งตัวของกล้าไม้ในแปลงถาวรอย่างต่อเนื่อง รวมถึงการคาดการณ์และติดตามข้อมูลการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ ซึ่งอาจต้องศึกษาเชิงลึกในทางสรีระวิทยา (Physiology) ด้านคุณลักษณะเชิงหน้าที่พรรณพืช (Plant functional traits) ทั้งในระดับไม้ใหญ่และไม้พื้นล่างเพื่อตรวจสอบการปรับตัวของพรรณพืชว่าจักสามารถดำรงชีวิตอยู่ภายใต้สภาวะความเครียด (Stress) จากการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศได้มากน้อยเพียงใดในระดับสังคมพืชและชนิดพันธุ์ไม้ เป็นข้อมูลที่มีความสำคัญที่ต้องทำอย่างเร่งด่วนและต่อเนื่อง

สรุป

ความหลากชนิดของกล้าไม้ต้นป่าดิบชื้น มีจำนวนจำนวน 128 ชนิด 83 สกุล 39 วงศ์ ชนิดกล้าไม้เด่น ได้แก่ เข็มทอง เชียด ผักหวานช้างผสมโขลง แดงควน ดำตะโก ลักเคยลักเกลือ ชมพู่น้ำ กรายดำ ตะเคียนรากใบใส เป็นต้น

การเปลี่ยนแปลงสภาพอากาศท้องถิ่นส่งผลต่อพลวัตและการสืบต่อพันธุ์ของกล้าไม้ป่าดิบชื้น โดยอัตราการเพิ่มจำนวนชนิดกล้าไม้ค่อนข้างสัมพันธ์ความชื้นสูงในช่วงฤดูฝนที่มีฝนตกชุก ซึ่งมีค่าสูงถึงเกือบ 5 เท่า เมื่อเทียบกับอัตราการตาย (5.57 ±3.79 และ 0.27 ± 0.42 เปอร์เซ็นต์ต่อเดือน ตามลำดับ) แตกต่างจากอัตราการตายที่พบมากเมื่ออยู่ในสภาวะแห้งแล้งหรือฝนทิ้งช่วงเป็นเวลานานในช่วงฤดูแล้ง (เดือนธันวาคม – มกราคม) แต่การเปลี่ยนแปลงดังกล่าวมีความผันแปรระหว่างชนิดกล้าไม้ แสดงให้เห็นว่า การตั้งตัวของพรรณไม้ป่าดิบชื้นค่อนข้างเปราะบางต่อการเกิดภาวะแห้งแล้ง แม้จะเป็นการเปลี่ยนแปลงช่วงเวลาสั้นๆ ระหว่างฤดูกาล

กิตติกรรมประกาศ

คณะผู้วิจัยขอขอบคุณ สำนักงานการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ที่สนับสนุนทุนการศึกษาในครั้งนี้ และขอขอบคุณ สมาชิกห้องวิจัยนิเวศวิทยาทุกท่าน เจ้าหน้าที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา ที่ช่วยสนับสนุนการเก็บข้อมูลภาคสนามเป็นอย่างดี

เอกสารอ้างอิง

Ashton, P. S. (2014). "**On the Forests of Tropical Asia: Lest the Memory Fade**." Royal Botanic Gardens, Kew.

Browne, L., L. Markesteijn, B.M.J. Engelbrecht, F.A. Jones, O.T Lewis, E. Manzané-Pinzón, S.J. Wright, & L. S. Comita. 2021. Increased mortality of tropical tree seedlings during the extreme 2015–16 El Niño. **Global Change Biology** *27*(20): 5043–5053. https://doi.org/10.1111/gcb.15809

Bunyavejchewin, S., P.J. Baker, & S.J. Davies. 2009. **Seasonal drought and the phenology of a seasonal tropical evergreen forest in western Thailand**. Ecological Research, 24(5): 927-936.

Corlett, R. T. 2019. **The Ecology of Tropical East Asia (3rd Edition)**. New York, Oxford University. Pub., Co.

Corlett, R. T., & R. B. Primack. 2011. **Tropical Rain Forests: An Ecological and Biogeographical Comparison**. John Wiley & Sons.

Engelbrecht, B. M. J., J.W. Dalling, T.R.H. Pearson, R.L. Wolf, D.A. Gálvez, T. Koehler, M.T. Tyree, & T. A. Kursar. 2006. Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. **Oecologia** 148(2): 258–269. https://doi.org/10.1007/s0044 2-006-0368-5

Engelbrecht, B. M. J., S.J. Wright, & D. De Steven. 2002. Survival and ecophysiology of tree seedlings during El Niño drought in a tropical moist forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology** 18(4): 569–579. https://doi.org/10.1017/S0266 46740 2002377

Hanson, H.C. & E.D. Churchill. 1964. **The Plant Community**. New York: Reinhold Pub., Co.

Li, B., & M.G. Gilbert. 2011. **Dasymachalon." In: Flora of China**, Volume 19. Science Press & Missouri Botanical Garden Press.

Marod D., U. Kutintara, H. Tanaka and T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology** 161: 41-57.

Marod, D., & U. Kutintara. 2019. **Forest ecology. Faculty of Forestry Publishing Fund**. Kasetsart University, Aksorn Siam Publishing, Bangkok.

Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka, & T. Nakashizuka. 1999. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science** 10- : 777-786.

Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka, & T. Nakashizuka. 2004. Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. **Journal of Vegetation Science** 15: 691- 700

Nanthavong, K., M.F. Newman, & J.F. Maxwell. 2008. **"*Crinum thaianum*" In: IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2021-3.

Nutiprapun, P., S. Hermhuk, S. Nanami, A. Itoh, M. Kanzaki, & D. Marod. 2023. Effects of El Niño drought on seedling dynamics in a seasonally dry tropical forest in Northern Thailand. **Global Change Biology** 00:1–11. DOI: 10.1111/gcb.16466

Oosting, H.J. 1956. **The Study of Plant Community: An Introduction to Plant Ecology**. W.H.Freeman Ltd., San Francisco.

Phengklai, C. 2001. The genus Diospyros (Ebenaceae) in Thailand. **Thai Forest Bulletin (Botany)** 29: 1-119.

Richards, P. W. 1996. **The Tropical Rain Forest: An Ecological Study**. Cambridge University Press.

Shannon, C.E. 1949. Mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal** 27: 379-423.

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.

Smitinand, T. 2014. **Thai plant names (Revised edition 2014).** Office of The Forest Herbarium, Forest and Plant Conservation Research Office, Department of National Parks Wildlife and Plant Conservation. (in Thai).

Whigham, D. F., M.K. Mc Cormick, & J.P. O'Neill. 2008. **Specialized seedling strategies II: Orchids, bromeliads, carnivorous plants, and parasites**. pp.79-100. *In* M. A. Leck, V. T. Parker, & R. L. Simpson (Eds.), *Seedling ecology and evolution*. Cambridge University Press.

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย 8(1): 385-404 (2567)

นิพนธ์ต้นฉบับ

การประเมินศักยภาพการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งในด้านการบริการของระบบนิเวศเกษตรของประเทศไทย

ฑีฆา โยธาภักดี [1*], เอกพันธ์ ไกรจักร์[2] , กราญ์จนา ถาอินชุม[3] , ชามา อินซอน[4] และ ณัฐฐิญา กงภูธร[5]

รับต้นฉบับ: 25 พฤษภาคม 2567 ฉบับแก้ไข: 18 มิถุนายน 2567 รับลงพิมพ์: 22 มิถุนายน 2567

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ผู้ผสมเกสรช่วยรักษาความหลากหลายทางพันธุกรรมของพืช ด้วยการทำหน้าที่การบริการในระบบนิเวศ วัตถุประสงค์เพื่อการประเมินมูลค่าการบริการของระบบนิเวศของผู้ผสมเกสรในด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติและด้านการเป็นแหล่งผลิต

วิธีการ: พื้นที่ศึกษา 6 ภาคของประเทศไทย จำนวน 16 จังหวัด เก็บข้อมูลกลุ่มตัวอย่างแบบเจาะจง 29 ราย โดยใช้แบบสัมภาษณ์ เครื่องมือวิเคราะห์เป็นการประยุกต์ใช้แนวคิดมูลค่ารวมทางเศรษฐกิจของสิ่งแวดล้อม

ผลการศึกษา: ศักยภาพของผู้ผสมเกสรด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ พบผึ้งมีศักยภาพการทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรมีมูลค่ามากที่สุดในสวนลำไย 68 กิโลกรัม/ไร่ และชันโรงมีพบในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 359.34 กิโลกรัม/ไร่ ด้านการเป็นแหล่งผลิตพบผึ้งมีศักยภาพในรายได้จากการจำหน่ายผลผลิตมากที่สุด คือ ลำไย 13,080 บาท/ไร่ และชันโรงพบในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 15,734.43 บาท/ไร่/ปี ด้านมูลค่าทางเศรษฐกิจที่เกิดจากการจำหน่ายผลิตภัณฑ์ของผึ้ง พบกำไรมากที่สุดคือ ผึ้งหลวง 1,183.93 บาท/รัง/ปี รองลงมาคือ ผึ้งพันธุ์ 742.16 บาท/รัง/ปี ชันโรง 517.83 บาท/รัง/ปี และผึ้งโพรง 337.96 บาท/รัง/ปี

สรุป: มูลค่าที่ประเมินออกมาเป็นเป็นตัวเงิน ช่วยแสดงให้เห็นถึงคุณค่าและศักยภาพของผู้ผสมเกสร กลุ่มผึ้งที่ทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรของดอกไม้ของพืช ด้วยการทำหน้าที่ควบคุมกลไกทางธรรมชาติในระบบนิเวศ ดังนั้น การตระหนักในการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรเหล่านี้ ต้องมีการรักษาระบบนิเวศในแปลงให้ปลอดสารเคมี ช่วยให้ผู้ผสมเกสรทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรและขยายพันธุ์พืชได้อย่างมีประสิทธิภาพ

คำสำคัญ: มูลค่าที่เป็นตัวเงิน, ด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ, ธุรกิจการเกษตร

[1] สาขาการตลาดดิจิทัล มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

[2] คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

[3] คณะทรัพยากรธรรมชาติ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สงขลา 90110

[4] คณะเกษตร มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

[5] สำนักพัฒนาและจัดการองค์ความรู้ สำนักงานพัฒนาเศรษฐกิจจากฐานชีวภาพ (องค์การมหาชน)

*** ผู้รับผิดชอบบทความ**: Email: teekasom@gmail.com

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.08

ORIGINAL ARTICLE

Potential Assessment of Apis Bees Pollinators for Agricultural Ecosystem Services of Thailand

Teeka Yotapakdee [1*], Ekaphan Kraichak[2], Krajana Thainchom[3], Chama Inson[4], and Natthiya Kongphuthorn[5]

Received: 25 May 2024 Revised: 18 June 2024 Accepted: 22 June 2024

ABSTRACT

Background and Objectives: Pollinators can do to conserve biodiversity with the pollination services in ecosystems services. The objective evaluated in ecosystem services of pollinators in regulation services and provisioning services.

Methodology: Study area was included 6 parts of Thailand which concluded in 16 provinces as collected data using purposive sampling 29 samples by questionnaire. Methodology was applied the concept of total economic value of environments.

Main Results: Potential of bee pollinators in part of regulation services was maximizing yielded of bee in longan farm 68 kg./rai and stingless bee in lychee mixed farm 359.34 kg./rai. Provisioning services were maximizing income of bee in longan farm 13,080 ThB/rai and stingless bee in lychee mixed farm 15,734.43 ThB/rai/year. On the other hand, economic value from bee production was maximizing profit in royal bee 1,183.93 ThB/beehive/year, honey bee 742.16 ThB/beehive/year, stingless bee 517.83 ThB/beehive/year and Indian honey bee 337.96 ThB/beehive/year, respectively.

Conclusion: The monetary value showed worth and potential of bee pollinators which in part of the pollination services in regulation services and provisioning services. Therefore, awareness of pollinators will protect farm ecosystem that no chemicals pesticides for the pollination efficiency of pollinators.

Keywords: Monetary value, regulation services, agribusiness

[1] Department of Digital Marketing, Maejo University, Phrae Campus, Phrae 54140, Thailand

[2] Faculty of Science, Kasetsart University, Chatuchak, Bangkok 10900, Thailand

[3] Faculty of Natural Resources, Prince of Songkla University, Songkla 90110, Thailand

[4] Faculty of Agriculture, Kasetsart University, Chatuchak, Bangkok 10900, Thailand

[5] Office of Knowledge Management and Development, Biodiversity-Based Economy Development Office (Public Organization)

*** Corresponding Author: Email**: teekasom@gmail.com

https://doi.org/10.34044/j.tferj.2024.8.1.08

คำนำ

การผสมเกสรของพืชมีอยู่หลายวิธี เช่น ลม แรงโน้มถ่วงของโลก และผู้ผสมเกสร ซึ่งผู้ผสมเกสร ประกอบด้วย 6 กลุ่ม ได้แก่ 1) กลุ่มผึ้ง (ชันโรง ผึ้งป่า ผึ้งกัดใบ ผึ้งหลวง แมลงภู่) 2) กลุ่มต่อ แตน และมด 3) กลุ่มผีเสื้อ 4) กลุ่มแมลงวันดอกไม้ (แมลงวันผึ้ง แมลงวันหัวเขียว แมลงวันบ้าน) 5) กลุ่มด้วง (แมลงนูน ด้วงผลไม้ ด้วงถั่ว ด้วงงวง) 6) กลุ่มสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม (ค้างคาว) โดยการผสมเกสรของแมลงมีความสำคัญต่อการขยายพันธุ์พืชทั้งในพื้นที่การเกษตรและพื้นที่ป่าไม้ (Thongprom, 2018) รวมทั้งยังสามารถบ่งบอกความอุดมสมบูรณ์ของป่าได้ ในกรณีผึ้งหลวงที่พบในอ.ศรีสวัสดิ์ จ.กาญจนบุรี (Junkaew *et al.*, 2017) พบผึ้งหลวงเลือกสร้างรังบนต้นไม้ที่มีขนาดสูงใหญ่ตั้งแต่ 30 เมตรขึ้นไป และอยู่ในป่าลึกที่มีความอุดมสมบูรณ์ มีแหล่งน้ำในบริเวณใกล้เคียง การทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรในสวนป่า Taman Hutan Raya Ir. H. Djuanda อินโดนีเซีย นั้น พบว่า ผึ้งทำหน้าที่ในการช่วยผสมเกสรในพื้นที่ป่าได้ดีกว่าพื้นที่การเกษตร สามารถช่วยขยายพันธุ์พืชที่หายาก พืชท้องถิ่นให้ยังคงอยู่ เป็นการช่วยอนุรักษ์พืชอีกทางหนึ่ง (Nuriyah *et al.*, 2021) นอกจากนี้ ระบบนิเวศมีความสำคัญต่อการขยายพันธุ์พืชอีกด้วย โดยเป็นความสัมพันธ์ระหว่างสิ่งมีชีวิตต่างชนิดในการพึ่งพาอาศัยกันและกัน ภาวะการได้ประโยชน์ร่วมกัน เช่น ผึ้งและดอกไม้ โดยผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งช่วยผสมเกสรและแพร่ขยายพันธุ์ได้ถึงร้อยละ 87 (Christmann, 2019) ในประเทศไทยพบมีการใช้ผึ้งช่วยผสมเกสรเพื่อเพิ่มผลผลิต ส่วนใหญ่เป็นการใช้ผึ้งพันธุ์ European honeybee ช่วยผสมเกสรพืชเศรษฐกิจของประเทศไทยพบผลผลิตเพิ่มขึ้น ได้แก่ ลำไย ร้อยละ 78.78 เงาะโรงเรียนร้อยละ 75.09 ลิ้นจี่ร้อยละ 42.5 พืชตระกูลแตงร้อยละ 39 และงาร้อยละ 26.70 (Department of Agricultural Extension, 2022) สิ่งที่เกษตรกรผู้เลี้ยงผึ้งต้องพิจารณาให้ความสำคัญ คือ ระบบนิเวศ และแหล่งพืชอาหาร รวมทั้งการดูแลเกี่ยวกับควบคุมศัตรูผึ้ง (Treetrapetch *et al.*, 2021) โดยความหลากหลายของแหล่งพืชอาหารของผึ้งใน อ.ทองผาภูมิ จ.กาญจนบุรี (Maksong, 2016) พบในช่วงเดือนกุมภาพันธ์-พฤษภาคม มีพืชอาหารของผึ้งมากที่สุด อย่างไรก็ตามในเขตพื้นที่สีเขียวในเมืองเขตกรุงเทพฯ (Stewart *et al.*, 2018) พบปัจจัยที่ส่งผลต่อพฤติกรรมและที่อยู่ของผู้ผสมเกสร คือ ความอุดมสมบูรณ์ของแหล่งพืชอาหาร พื้นที่สีเขียวในเมืองขนาดเล็ก เช่น พื้นที่สวนสาธารณะ พื้นที่วัด พื้นที่โรงเรียน เป็นต้น ควรมีการปลูกพืชอาหารเพื่อช่วยทำให้ผู้ผสมเกสรสามารถอาศัยอยู่ได้

การผสมเกสรของผึ้งที่ช่วยรักษาความหลากหลายทางพันธุกรรมของพืชดอกต่าง ๆ ทำให้เกิดระบบนิเวศที่สมบูรณ์ ด้วยการทำหน้าที่ควบคุมกลไกทางธรรมชาติในระบบนิเวศ หรือแม้กระทั่งการตระหนักถึงความเสี่ยงในการลดลงของผู้ผสมเกสรที่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศด้วยเช่นเดียวกัน (IPBES, 2016) จะเห็นว่าการพึ่งพาอาศัยกันของสิ่งมีชีวิตก่อให้เกิดประโยชน์ในด้านการบริการระบบนิเวศ ทำให้การประเมินทางเศรษฐศาสตร์ด้านการบริการระบบนิเวศในด้านคุณค่าจะถูกประเมินในรูปของมูลค่าที่เป็นตัวเงิน (Monetary value) เพื่อตระหนักถึงส่วนที่ขาดหายไปของราคาที่ต้องจ่าย (Missing prices) ของทรัพยากรธรรมชาติที่มีการใช้งาน และก่อให้เกิด

คุณค่ากับประโยชน์ที่เกิดขึ้น (Coastal Quest and Gordon Betty Moore Foundation, 2012) โดยมีแนวคิดการประเมินการบริการของระบบนิเวศด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ (Regulating services) และด้านการเป็นแหล่งผลิต (Provisioning services) ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้ง เป็นการประยุกต์ใช้ร่วมกับแนวคิดการพิจารณาในด้านความสมดุลทางเศรษฐกิจการเงิน สังคม บริบทพื้นที่ ความจำเป็นขั้นพื้นฐานของมนุษย์และสิ่งแวดล้อม เพื่อให้เกิดประโยชน์โดยรวม (Porto *et al.*, 2020) ซึ่งการวัดมูลค่านี้สามารถแสดงศักยภาพทั้งทางเศรษฐกิจและระบบนิเวศสำหรับผู้มีส่วนได้ส่วนเสียที่สามารถใช้ในการตัดสินใจด้านการทำธุรกิจเกษตรแบบปลอดสารเคมี และการเลี้ยงผึ้งร่วมกัน (Hanley *et al.*, 2015) ดังนั้น งานวิจัยชิ้นนี้จึงมีวัตถุประสงค์ในการประเมินการบริการของระบบนิเวศของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้ง ในด้านการบริการการควบคุมกลไกทางธรรมชาติและด้านการเป็นแหล่งผลิต เพื่อแสดงให้เห็นคุณค่าของการบริการระบบนิเวศในรูปของมูลค่าที่เป็นตัวเงิน และศักยภาพของผู้ผสมเกสรที่ทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรของพืชแต่ละชนิด

อุปกรณ์และวิธีการ

1. พื้นที่ศึกษา

แบ่งเป็น 6 ภาค จำนวน 16 จังหวัด กลุ่มตัวอย่าง 29 ราย (Table 1) ได้แก่

ภาคเหนือ 6 ราย: เชียงใหม่ (2) ลำพูน (1) แพร่ (2) อุตรดิตถ์ (1)

ภาคกลาง 4 ราย: สมุทรสงคราม (2) สระบุรี (1) ราชบุรี (1)

ภาคตะวันตก 2 ราย: ตาก (2)

ภาคตะวันออก 4 ราย: ระยอง (1) จันทบุรี (2) ตราด (1)

ภาคตะวันออกเฉียงเหนือ 5 ราย: นครราชสีมา (5)

ภาคใต้ 8 ราย: ชุมพร (3) สงขลา (2) พัทลุง (1) นครศรีธรรมราช (1) ตรัง (1)

2. การเก็บรวบรวมข้อมูล

ข้อมูลปฐมภูมิ ใช้แบบสัมภาษณ์ 2 ชุด ได้แก่ 1) กลุ่มเกษตรกรที่ทำการเกษตรโดยมีผู้ผสมเกสรในแปลง และ 2) กลุ่มเกษตรกรที่เลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสร เกี่ยวกับอัตราการติดผล (fruit set) ของไม้ผล ปริมาณผลผลิตของไม้ผล ต้นทุนผลตอบแทน ของการผลิตไม้ผลและการเลี้ยงผึ้งชันโรง

ข้อมูลทุติยภูมิ เกี่ยวกับการเลี้ยงผู้ผสมเกสรร่วมกับการทำฟาร์มเกษตร การทำธุรกิจการเลี้ยงผึ้ง และข้อมูลเกี่ยวกับการเลี้ยงผึ้ง ชันโรง จากกรมส่งเสริมการเกษตร

3. ประชากรและกลุ่มตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษา

ประชากรที่ใช้ในการศึกษา คือ กลุ่มเกษตรกรผู้ที่เลี้ยงผู้ผสมเกสร ได้แก่ ผึ้ง ชันโรง จากนั้นทำการเก็บข้อมูลกลุ่มตัวอย่างในพื้นที่ศึกษารวม 29 ตัวอย่าง จาก 16 จังหวัด (Table 1) เป็นการเลือกกลุ่มตัวอย่างแบบเจาะจง (Purposive sampling) โดยพิจารณาจากกลุ่มวิสาหกิจชุมชน หรือเจ้าของฟาร์มที่เลือกเป็นไปตามวัตถุประสงค์ของการวิจัย ดังนี้

- คุณสมบัติของกลุ่มเกษตรกรที่เลี้ยงผู้ผสมเกสร ได้แก่ 1) เกษตรกรเป็นประธานหรือสมาชิกของแปลงใหญ่/รัฐวิสาหกิจ/ชมรมฯ/กลุ่มวิสาหกิจ/กลุ่มอนุรักษ์ และ 2) เกษตรกรที่เลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสรมีประสบการณ์ในการเลี้ยง

อย่างน้อย 3 ปีขึ้นไป หรือ 3) เกษตรกรที่เลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสรมีรูปแบบฟาร์มขนาดกลาง เช่น การลงทุนเลี้ยงผึ้งขนาดกลาง 100-500 รัง หรือ 4) เกษตรกรที่เลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสรมีการทำธุรกิจในการจำหน่ายผลผลิต เป็นผลิตภัณฑ์อื่นๆ

- คุณสมบัติของกลุ่มเกษตรกรที่ทำการเกษตรและมีพื้นที่ปลูกไม้ผล ได้แก่ 1) เกษตรกรอยู่ในกลุ่มเกษตรกรแปลงใหญ่ หรือทำการปลูกพืชร่วมกับการเลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสร และ 2) เกษตรกรมีประสบการณ์ในการปลูกพืชหรือการเลี้ยงผู้ช่วยผสมเกสร อย่างน้อย 3 ปีขึ้นไป ซึ่งเกษตรกรแต่ละรายจะมีผู้ผสมเกสรในแปลง เช่น ผึ้งโพรง หรือชันโรง อยู่แล้ว หรือบางส่วนมีการเช่า รังผึ้งโพรง หรือชันโรงมาเพื่อผสมเกสรในแปลงร่วมด้วย นอกจากนี้ กลุ่มตัวอย่างที่เก็บข้อมูลมีความประสงค์ที่จะให้ข้อมูลในงานชิ้นนี้ด้วย ดังนั้น กลุ่มตัวอย่างที่ได้ในแต่ละภาค จึงมีลักษณะการเก็บไม่เท่ากัน

กลุ่มตัวอย่าง แบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มเกษตรกรที่เลี้ยงผู้ผสมเกสร จำนวน 29 ราย กลุ่มเกษตรกรที่ทำการเกษตรและมีพื้นที่ปลูกไม้ผล จำนวน 12 ราย

Table 1 Samples' community enterprise and private farm of pollinators

Community enterprise	Member (person)	Samples (person)	Fruit farm	Pollinator farm
Doilang stingless bee bank, Chiangmai	7	1	-	✓(Stingless bee)
Banchangpian community enterprise, Chiangmai province	20	1	-	✓(Stingless bee)
Native honeybee community enterprise, Uttaradit province	82	1	-	✓(Indian honeybee)
Honeybee community enterprise, Lamphun province	7	1	✓(Longan)	✓(European honeybee)
Honeybee community enterprise, Phrae	36	1	-	✓(European honeybee)
Organic farm, Phrae province	50	1	✓(Orange mixed)	✓(Indian honeybee)
Total Northern	**202**	**6**		
Native honeybee and pollinators center, Ratchaburi province	200	1	-	✓(Indian honeybee)
Stingless bee farm, Samut Songkhram	2	2	✓(Lychee mixed)	✓(Stingless bee)
Private farm name koonton bee farm, Saraburi province	1	1	-	✓(European honeybee)
Total Center	**203**	**4**		
Avocado farm, Tak province	101	2	✓(Avocado & avocado mixed)	✓(Indian honeybee)
Total Western	**101**	**2**		

Table 1 (continue)

Community enterprise	Member (person)	Samples (person)	Fruit farm	Pollinator farm
Banthapma community enterprise of stingless bee, Rayong province	48	1	-	✓(Stingless bee)
Banbangsakaeo community enterprise of stingless bee, Chanthaburi province	20	1	-	✓(Stingless bee)
Farmer group of stingless bee, Trad	42	1	✓(Rambutan)	✓(Stingless bee)
Baantungtarad large scale farming of stingless bee, Chanthaburi province	20	1	-	✓(Stingless bee)
Total Eastern	**130**	**4**		
Farmer group of stingless bee, Nakhon Ratchasima province	3	1	✓(Avocado mixed)	✓(Stingless bee)
Pakchong khoayai avocado club, Nakhon Ratchasima province	66	4	✓(Avocado)	✓(Stingless bee)
Total Northeastern	**69**	**5**		
Lamae farmer group of stingless bee, Chumphon province	4	1	-	✓(Stingless bee)
Sirichan farm of bee and stingless bee, Trang province	19	1	-	✓(Stingless bee)
Native honeybee community enterprise, Songkhla province	37	1	-	✓(Indian honeybee)
Native honeybee community enterprise, Chumphon province	50	1	-	✓(Indian honeybee)
Native honeybee community enterprise, Nakhon Si Thammarat	40	1	-	✓(Indian honeybee)
Private farm name rungtip farm of bee, Chumphon province	1	1	-	✓(European honeybee)
Khunsai native giant bee community enterprise, Songkhla province	60	1	-	✓(Giant honeybee)
Native honeybee community enterprise, Phatthalung province	50	1	-	✓(Indian honeybee)
Total Southern	**261**	**8**		
Overall total	**966**	**29**		

4. การวิเคราะห์ข้อมูล

1) การประเมินการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้ง ใช้การประยุกต์จากแนวคิดเกี่ยวกับการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรภายใต้สภาพการปลูกในแปลงกลางแจ้งของ (Chuttong & Kumpoun, 2010; Chuttong, 2016) ด้านสัดส่วนการประเมินศักยภาพของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้ง เป็นการนำข้อมูลจากงาน Carreck & Williams (1998), FAO (2008), Hein (2009) และจากการเก็บข้อมูลในพื้นที่มาประกอบกัน โดยพบว่า ด้านการจัดการฟาร์มที่ดีช่วยให้มีการผสมเกสรคิดเป็นร้อยละ 70 ด้านผู้ผสมเกสรที่ทำหน้าที่เป็นตัวช่วยในการผสมเกสรคิดเป็นร้อยละ 20 ด้านลมที่มีส่วนช่วยในการพัดละอองเกสรคิดเป็นร้อยละ 10 ดังนั้น ด้านการประเมินศักยภาพของผู้ผสมเกสรจะคิดที่สัดส่วนร้อยละ 20 ของการทำหน้าที่ด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ

การทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรแต่ละชนิด โดยการสอบถามจากเกษตรกรกลุ่มตัวอย่าง รวมทั้งการอ้างอิงการทำงานของผู้ผสมเกสรจากงานของ (Chuttong & Kumpoun, 2010; Chuttong, 2016) และคิดออกมาเป็นค่าร้อยละของผู้ผสมเกสรแต่ละชนิด ซึ่งพบว่า ผึ้ง ทำหน้าที่ในการผสมเกสรได้ร้อยละ 20 จากการเก็บข้อมูล เนื่องจากผึ้งมีอัตราส่วนเก็บเกสรดอกไม้และน้ำหวาน 50 : 50 และมีความมั่นคงในการตอมดอกไม้อย่างสม่ำเสมอมีนิสัยไม่ชอบเลือก ด้านชันโรงทำหน้าที่ในการผสมเกสรได้ร้อยละ 80 จากการเก็บข้อมูล เนื่องจากชันโรงมีพฤติกรรมการเก็บเกสรดอกไม้และน้ำหวาน 80 : 20 ดังนั้น ด้านการประเมินศักยภาพของผู้ผสมเกสรจะคิดที่สัดส่วนผึ้งทำหน้าที่ร้อยละ 20 ชันโรงทำหน้าที่ร้อยละ 80 ของการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรในด้านการควบคุมกลไกลทางธรรมชาติของระบบนิเวศ

ด้านศักยภาพของผู้ผสมเกสร เป็นการประยุกต์แนวคิดด้านการประเมินศักยภาพของการบริการระบบนิเวศของผู้ผสมเกสร (Potential of ecosystems for pollination services: PPS) ของ Lowicki & Fagiewicz (2021) ดังนั้น จึงได้สมการศักยภาพของผู้ผสมเกสร ในการทำหน้าที่ควบคุมกลไกทางธรรมชาติในระบบนิเวศ ดังสมการ

ศักยภาพของผึ้ง (กิโลกรัม/ไร่/ปี) = ปริมาณผลผลิต (กิโลกรัม/ไร่/ปี) x 0.2 การทำหน้าที่ภายในฟาร์มของผึ้ง x 0.2 ศักยภาพการทำหน้าที่ของผึ้ง

ศักยภาพของชันโรง (กิโลกรัม/ไร่/ปี) = ปริมาณผลผลิต (กิโลกรัม/ไร่/ปี) x 0.2 การทำหน้าที่ภายในฟาร์มของชันโรง x 0.8 ศักยภาพการทำหน้าที่ของชันโรง

2) การประเมินด้านการเป็นแหล่งผลิต เป็นการประยุกต์ใช้การประเมินเศรษฐกิจด้านต้นทุน-ผลตอบแทนสำหรับการเป็นแหล่งผลิตในแปลงไม้ผลที่ได้จากการบริหารจัดการฟาร์มของเกษตรกร การมีผู้ผสมเกสรที่ทำหน้าที่อยู่ในแปลงและช่วยในการรักษาความสมดุลของระบบนิเวศของแต่ละแปลง

การวิเคราะห์ต้นทุน (Cost analysis)

ต้นทุนรวมเป็นต้นทุนทั้งหมดที่เกิดขึ้นจากการผลิต ประกอบด้วยต้นทุนคงที่รวมและต้นทุนผันแปรรวม ดังสมการ

ต้นทุนรวม (บาท/ปี) = ต้นทุนคงที่รวม (ค่าเสื่อมราคาอุปกรณ์) + ต้นทุนผันแปรรวม (ค่าพันธุ์ + ค่ารัง + ค่าอาหารเทียม + ค่าแรงงาน)

การวิเคราะห์ผลตอบแทนจากการผลิต (Benefit of production)

ผลตอบแทนจากการผลิต (รายรับรวม) คือ จำนวนเงินที่ได้จากการขายผลผลิต ดังสมการ

รายรับรวม (บาท/ปี) = ราคาผลผลิต (บาท/กก.) x ปริมาณผลผลิต (กก.)

ด้านศักยภาพของผู้ผสมเกสร การประเมินมูลค่าในรูปตัวเงิน เป็นการประยุกต์ใช้แนวคิดการประเมินการบริการระบบนิเวศของผึ้ง (Monetary valuation of the ecosystem services provided by honey bees) ของ Ferenczi *et al.* (2023) และแนวคิดมูลค่าทางด้านเศรษฐกิจของการบริการด้านการผสมเกสร (The economic value of the pollination services) ของ Adnan *et al.* (2021) เนื่องจากผู้ผสมเกสรมีความสำคัญต่อระบบนิเวศเกษตร ตัวของผู้ผสมเกสรเอง เช่น ผึ้งและชันโรง ยังให้น้ำผึ้งที่เป็นผลผลิตหลักที่ก่อให้มูลค่าทางเศรษฐกิจ นอกจากนั้นผลิตภัณฑ์จากผึ้งอื่น ๆ เช่น นมผึ้ง เกสรผึ้ง ไขผึ้ง เป็นต้น ยังสามารถสร้างมูลค่าจากผลิตภัณฑ์เหล่านี้ ส่งผลให้เป็นรายได้หมุนเวียนให้เกษตรกรเป็นส่วนหนึ่งของธุรกิจการเกษตรที่คำนึงถึงการทำฟาร์มที่ปลอดสารเคมี ดังนั้น จึงได้สมการศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตของระบบนิเวศในระบบเศรษฐกิจ ดังสมการ

ศักยภาพของผู้ผสมเกสร (บาท/ปี) = กำไร (บาท/ปี) x 0.2 การทำหน้าที่ภายในฟาร์มของผู้ผสมเกสร

3) การประเมินการเปลี่ยนแปลงมูลค่าทางเศรษฐกิจหมุนเวียนของผู้ผสมเกสร

เป็นการคำนวณมูลค่าด้วยการนำจำนวนสมาชิกที่เลี้ยงผู้ผสมเกสรทั้งหมดของกลุ่มตัวอย่าง คูณกับ กำไรที่ได้รับของผลิตภัณฑ์จากผู้ผสมเกสรแต่ละชนิด เนื่องจากสมาชิกภายในกลุ่มมีการนำองค์ความรู้ที่ได้จากการอบรมของหน่วยงานไปประยุกต์ใช้ หรือการแลกเปลี่ยนเรียนรู้กันระหว่างสมาชิกคนอื่น ๆ ส่งผลให้เกิดโอกาสในการผลิตที่มีประสิทธิภาพในวงกว้างต่อสมาชิกทั้งหมด ส่งผลให้เกิดมูลค่าเศรษฐกิจรวม ดังสมการ

มูลค่าทางเศรษฐกิจหมุนเวียนของผู้ผสมเกสร (บาท/ปี) = จำนวนสมาชิกของกลุ่มตัวอย่างทั้งหมด (คน) x กำไรที่ได้รับของผลิตภัณฑ์จากผู้ผสมเกสรแต่ละชนิด (บาท/ปี)

ผลและวิจารณ์

1. การประเมินด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติ

ผู้ผสมเกสรที่เกษตรกรนำมาใช้มี 2 ประเภท คือ ผึ้ง และชันโรง โดยการเลี้ยงผึ้งพบในสวนส้มผสมผสาน สวนลำไย และสวนอะโวคาโดผสมผสาน ส่วนชันโรงพบในสวนอะโวคาโด สวนลิ้นจี่ผสมผสาน และสวนเงาะ เมื่อวิเคราะห์ศักยภาพของผู้ผสมเกสรที่ทำหน้าที่ควบคุมกลไกทางธรรมชาติในระบบนิเวศภายในฟาร์มไม้ผล พบว่า ผึ้งทำหน้าที่ในการช่วยผสมเกสรในแปลงก่อให้เกิดผลผลิตในสวนส้มผสมผสาน 39.62 กิโลกรัม/ไร่ สวนลำไย 68 กิโลกรัม/ไร่ สวนอะโวคาโดผสมผสาน 34.33

กิโลกรัม/ไร่ ด้านชันโรงทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรเช่นเดียวกัน ก่อให้เกิดผลผลิตในสวนอะโวคาโด 112.67 กิโลกรัม/ไร่ ส่วนสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 359.34 กิโลกรัม/ไร่ สวนเงาะ 320 กิโลกรัม/ไร่ (Table 2) แสดงให้เห็นว่าศักยภาพการทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรก่อให้เกิดผลผลิตของไม้ผลแต่ละชนิด โดยชันโรงทำหน้าที่ได้ดีในแปลงลิ้นจี่ผสมผสาน และเงาะ รองลงมาคือ ผึ้งในแปลงลำไย และส้มผสมผสาน ซึ่งการประเมินศักยภาพของการบริการระบบนิเวศด้านการควบคุมกลไกทางธรรมชาติของผู้ผสมเกสร การจัดการฟาร์มโดยมีการใช้ผึ้งช่วยผสมเกสรพืชทางการเกษตรถือเป็นปัจจัยการผลิตหนึ่งที่ได้รับผลดีและเป็นที่ยอมรับของประเทศต่าง ๆ ทั่วโลก ที่ก่อให้เกิดการเพิ่มผลผลิตพืชทั้งด้านปริมาณและคุณภาพได้ถึงร้อยละ 40-90 (Department of agricultural extension, 2014) ซึ่งผึ้งมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของพืชในภาคการเกษตร สามารถเพิ่มคุณภาพและปริมาณผลผลิตของผลไม้ (Fruits) พืชตระกูลถั่ว (Nuts) และพืชที่ให้น้ำมัน (Oils) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Khalifa *et al.*, 2021) อีกด้านหนึ่งในพื้นที่หลังการสิ้นสุดการทำเหมืองของประเทศโปแลนด์ Lowicki and Fagiewicz (2021) พบศักยภาพการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรมีมากในพื้นที่การเกษตร (Cropland) รองลงมาคือ พื้นที่ทุ่งหญ้า (Grassland) พื้นที่ป่า (Forest) และพื้นที่อยู่อาศัยของคน (Settlement area) ตามลำดับ

2. การประเมินด้านการเป็นแหล่งผลิต

มูลค่าศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตไม้ผลของระบบนิเวศ ด้วยการวิเคราะห์ผลตอบแทนสุทธิ (กำไร) ที่เกิดจากการจัดการฟาร์มของเกษตรกรและการมีอยู่ของผู้ผสมเกสรในแปลง พบว่ากำไรจากการเลี้ยงผึ้งในสวนส้มผสมผสาน 26,037.50 บาท/ไร่/ปี ลำไย 65,400 บาท/ไร่/ปี อะโวคาโดแบบผสมผสาน 58,234.09 บาท/ไร่/ปี ส่วนการเลี้ยงชันโรงพบกำไรในสวนอะโวคาโด 23,166.67 บาท/ไร่/ปี สวนลิ้นจี่ผสมผสาน 78,672.13 บาท/ไร่/ปี สวนเงาะ 22,066.67 บาท/ไร่/ปี ด้านการประเมินศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตไม้ผลของระบบนิเวศในระบบเศรษฐกิจ พบว่า มูลค่าศักยภาพของผึ้งในสวนส้มผสมผสาน 5,207.50 บาท/ไร่/ปี ลำไย 13,080 บาท/ไร่/ปี อะโวคาโดแบบผสมผสาน 11,646.82 บาท/ไร่/ปี และชันโรงพบในสวนอะโวคาโด 4,633.33 บาท/ไร่/ปี สวนลิ้นจี่ผสมผสาน 15,734.43 บาท/ไร่/ปี สวนเงาะ 4,413.33 บาท/ไร่/ปี (Table 3) แสดงให้เห็นถึงการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรในการเป็นแหล่งผลิตอาหารของการบริการระบบนิเวศ โดยผู้ผสมเกสรที่มีศักยภาพได้แก่ ชันโรงในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน รองลงมาคือ ผึ้งในสวนลำไย ซึ่งการประเมินมูลค่าในรูปตัวเงินในการบริการระบบนิเวศของผึ้งในประเทศฮังการี Ferenczi *et al.* (2023) พบศักยภาพของผึ้งในแปลงเพาะปลูกทานตะวัน และ Rapeseed สามารถช่วยในการเพิ่มผลผลิตในแปลงที่เกิดขึ้นจากการทำหน้าที่ของผึ้ง โดยมีการนำรังผึ้งไปวางในแปลงของทานตะวันและ Rapeseed จำนวน 300 รังต่อ 100 เฮกตาร์ แต่อย่างไรก็ตาม การได้มาซึ่งผลผลิตต้องคำนึงถึงปัจจัยอื่น ๆ ร่วมด้วย ปี (Hoover *et al.*, 2012) เช่น การจัดการฟาร์ม สิ่งแวดล้อม สภาพอากาศ อุณหภูมิ ความชื้น ส่งผลร่วมกันด้วยในแต่ละปี

Table 2 Potential of pollinators in regulating services of each farm type; orange mixed farm (OMF), longan farm (LF), avocado mixed farm (AMF), avocado farm (AF), lychee mixed farm (LMF) and rambutan farm (RF), respectively.

List	**OMF**[1]	**LF**	**AMF**[2]	**AF**	**LMF**	**RF**
Pollinators	Indian honeybee	European honeybee	Indian honeybee	Stingless bee	Stingless bee	Stingless bee
Samples (person)	1	1	2	5	2	1
Average area (rai)	24	10	110	18	61	15
Yield (kg.)						
Orange	3,000 (75 ThB/kg.)					
Avocado	1,000 (35 ThB/kg.)		30,000 (40 ThB/kg.)	12,675 (40 ThB/kg.)		
Longan		17,000 (45 ThB/kg.)				
Lychee					3,000 (200 ThB/kg.)	
Rambutan						30,000 (15 ThB/kg.)
Durian			9,975 (170 ThB/kg.)			
Coconut					80,000 (10 ThB/unit)	
Pomelo					54,000 (65 ThB/kg.)	
Other	19,770		54,420			
Total yield (kg./year)	23,770	17,000	94,395	12,675	137,000	30,000
Average yield (kg./rai/year)	990.42	1,700.00	858.14	704.17	2,245.90	2,000.00
Potential of pollinators (kg./rai/year**)**	**39.62**	**68.00**	**34.33**	**112.67**	**359.34**	**320.00**

Note: [1]Orange mixed farm included in lime, sugar cane, pomelo, climbing wattle, *Melientha suavis* Pierre, Burmese grape, santol.

[2]Avocado mixed farm included in custard apple, mango, yellow star apple, canistel, passion fruit.

ผึ้งมีศักยภาพของการทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรมีมูลค่าต่อระบบนิเวศมากที่สุดในสวนลำไย 13,080 บาท/ไร่/ปี รองลงมาคือสวนอะโวคาโดผสมผสาน 11,646.82 บาท/ไร่/ปี และสวนส้มผสมผสาน 5,207.50 บาท/ไร่/ปี สอดคล้องกับ Sanpatong district agricultural extension office (2020) ในแปลงลำไยถ้ามีการนำผึ้งเข้ามาช่วยผสมเกสร

Table 3 Cost-benefits of each orchard farm; orange mixed farm (OMF), longan farm (LF), avocado mixed farm (AMF), avocado farm (AF), lychee mixed farm (LMF) and rambutan farm (RF), respectively.

List	OMF[1]	LF	AMF[2]	AF	LMF	RF
Samples (person)	1	1	2	5	2	1
Average area (rai)	24	10	110	18	61	15
Fixed cost (ThB/year)						
Lawnmower	2,250	1,500	24,000	30,000	1,500	5,000
Water pump	5,500	4,000			4,000	10,000
Insecticide sprayer	750	800			800	5000
Total fixed cost (ThB/year)	8,500	6,300	24,000	30,000	6,300	20,000
Variable cost (ThB/year)						
Labor	30,000	60,000	24,000		60,000	45,000
Fertilizer	4,000	14,700	36,000	60,000	14,700	50,000
Bagasse	3,500					
Fuel	6,000	15,000			15,000	
Plant hormones		15,000			15,000	4,000
Total variable cost (ThB/year)	43,500	104,700	60,000	60,000	104,700	99,000
Total cost (ThB/year)	52,000	111,000	84,000	90,000	111,000	119,000
Income (ThB/year)						
Orange	225,000					
Avocado	35,000		1,200,000	507,000		
Longan		765,000				
Lychee					600,000	
Rambutan						450,000
Durian			1,695,750			
Coconut					800,000	
Pomelo					3,510,000	
Other	416,900		3,594,000			
Total income (ThB/year)	676,900	765,000	6,489,750	507,000	4,910,000	450,000
Profit (ThB/year)	624,900	654,000	6,405,750	417,000	4,799,000	331,000
Area (rai)	24	10	110	18	61	15
Average profit (ThB/rai/year)	26,037.50	65,400.00	58,234.09	23,166.67	78,672.13	22,066.67
Potential of pollinators (ThB/rai/year)	**5,207.50**	**13,080.00**	**11,646.82**	**4,633.33**	**15,734.43**	**4,413.33**

Note: [1]Orange mixed farm had income included in lime 325,500, sugar cane 30,000, pomelo 24,000, climbing wattle 10,400, Melientha suavis Pierre 2,000, Burmese grape 22,500, and santol 2,500 THB/year.

[2]Avocado mixed farm had income included in custard apple 1,800,000, mango 360,000, yellow star apple 147,000, canistel 387,000, and passion fruit 900,000 THB/year

จะช่วยทำให้เปอร์เซ็นต์การติดผลของลำไยมีมากขึ้น ไม่ว่าต้นลำไยจะอายุเท่าใดก็ตาม และจะมีปริมาณมากกว่าต้นที่ไม่มีผึ้งและแมลงผสมเกสรอื่น ๆ ด้านชันโรงมีศักยภาพของการทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรมีมูลค่าต่อระบบนิเวศมากที่สุดในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 15,734.43 บาท/ไร่/ปี รองลงมาคือสวนอะโวคาโด 4,633.33 บาท/ไร่/ปี และสวนเงาะ 4,413.33 บาท/ไร่/ปี โดยชันโรงเป็นแมลงที่ลงตอมดอกเงาะในปริมาณที่มากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับแมลงชนิดอื่น (Boonthai & Sawatthum, 2014) พบชันโรงลงตอมดอกเงาะปริมาณมากที่สุดเวลา 11.00 น. รองลงมาคือเวลา 13.00 น. และ14.00 น. แมลงชนิดอื่นที่พบในจำนวนน้อย ได้แก่ แมลงวันทอง ผีเสื้อ ต่อ และแมลงภู่ ดังนั้น จะเห็นได้ว่าผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งทำหน้าที่ในการช่วยผสมเกสรได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยการประเมินมูลค่าทางเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสร ส่วนใหญ่จะแสดงให้เห็นถึงการทำงานอย่างมีประสิทธิภาพในด้านการเพิ่มขนาดผลผลิต (Fruit size) (Porto *et al*., 2020) สอดคล้องกับงานของ Klein *et al*. (2007) พบว่าการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรช่วยทำให้ผลผลิตเพิ่มขึ้นคิดเป็นร้อยละ 35 ซึ่งผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งส่วนใหญ่มีผลต่อการเพาะปลูกอย่างมาก

3. การประเมินด้านเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสร

มูลค่าศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตผลิตภัณฑ์เพื่อจำหน่าย พบจำนวนรังเฉลี่ยในการเลี้ยงผึ้งโพรง 150 รัง ผึ้งพันธุ์ 259 รัง ผึ้งหลวง 150 รัง และชันโรง 305 รัง สามารถสร้างกำไรให้กับเกษตรกรผู้เลี้ยงได้เท่ากับ ผึ้งโพรง 1,689.79 บาท/รัง/ปี ผึ้งพันธุ์ 3,710.82 บาท/รัง/ปี ผึ้งหลวง 5,919.67 บาท/รัง/ปี และชันโรง 2,589.17 บาท/รัง/ปี โดยการประเมินศักยภาพด้านเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสรในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตผลิตภัณฑ์เพื่อจำหน่ายคิดเป็นมูลค่าศักยภาพ เท่ากับ ผึ้งโพรง 337.96 บาท/รัง/ปี ผึ้งพันธุ์ 742.16 บาท/รัง/ปี ผึ้งหลวง 1,183.93 บาท/รัง/ปี และชันโรง 517.83 บาท/รัง/ปี (Table 4) แสดงให้เห็นถึง ผึ้งหลวงที่อพยพมาตามฤดูกาล และอาศัยอยู่ตามธรรมชาติมีศักยภาพสูงสุดในด้านเศรษฐกิจ เนื่องจากน้ำผึ้งราคาสูงและต้นทุนการผลิตต่ำ แต่ถ้าเทียบกับผึ้งที่เป็นสัตว์เศรษฐกิจ พบ ผึ้งพันธุ์มีศักยภาพสูงสุด รองลงมาคือ ชันโรง และผึ้งโพรง ซึ่งการเลี้ยงผึ้งโพรงของชุมชนห้วยหินลาดในอ.เวียงป่าเป้า จ.เชียงราย (Maneechot *et al*., 2020) พบผลผลิตของน้ำผึ้งเฉลี่ย 64.88 กก./ครัวเรือน/ปี มูลค่าสุทธิของการเลี้ยงผึ้งรวมทั้งชุมชน เท่ากับ 201,833 บาท/ปี นอกจากนี้ผึ้งหลวงในประเทศไทย ที่พบในชุมชนบ้านถ้ำพระพุทธ รอยต่อระหว่างจ.ตรังและจ.นครศรีธรรมราช สามารถสร้างมูลค่าทางเศรษฐกิจของน้ำผึ้งหลวงได้ 71,917 บาทต่อปี ราคาขาย 500 บาทต่อขวด (Sampantamit *et al*., 2013) ซึ่งมีราคาที่แตกต่างกันกับที่กาญจนบุรีที่มีราคาขาย 300-400 บาท/ขวด (750 มิลลิลิตร) (Junkaew *et al*., 2017) การประเมินมูลค่าในรูปตัวเงินในการบริการระบบนิเวศของผึ้งในพื้นที่การเกษตรของประเทศมาเลเซีย (Adnan *et al*., 2021) พบศักยภาพของผึ้งในการช่วยเพิ่มผลผลิตในพื้นที่การเกษตรของพืช ได้แก่ ทุเรียน แตงโม เมลอน และเงาะ ก่อให้เกิดมูลค่าทางเศรษฐกิจ 6,588,630.91 ริงกิตมาเลเซีย (51,325,434.79 บาท) ซึ่งค้นพบว่าผู้ผสมเกสรมีความสำคัญและมี

ประโยชน์อย่างมากต่อการทำการเกษตร โดยเกษตรกรที่ปลูกพืชเหล่านี้เป็นคนที่มีความต้องการใช้ผู้ผสมเกสรในพื้นที่ของตนเองส่วนพืชอื่น ๆ ที่เป็นพืชเศรษฐกิจ เช่น ขนุน ลองกอง มังคุด กล้วย และสละ ไม่พบการใช้ผู้ผสมเกสรในแปลงของประเทศมาเลเซีย

Table 4 Cost-benefits of pollinators farm

List	Indian honeybee	European honeybee	Giant honeybee	Stingless bee
Samples (farm)	9	4	1	15
Total beehive (beehive)	150	259	150	305
Cost (THB/year)				
Breeder bee box	2,457.14	38,640		38,333.33
bee box	2,142.86	20,000		51,425
Artificial food		11,040		2,500
Sugar		198,832		
Equipment	31,714.30	69,000	3,050	41,916.67
Labor	3,600	176,225	4,500	3,600
Fuel	3,360	3,360	4,500	3,360
Renting bee box	2,400	1,800		
Total cost (THB/year)	45,674.30	518,897.00	12,050.00	141,135.00
Income (THB/year)				
Honey bee	286,286	948,000	900,000	394,375
Bees Wax	5,714.29	217,000		
Royal Jelly		30,000		
Bee larvae	7,142.86	21,000		
Breeder bee box				511,250.00
Honey comb		24,000		10,000.00
Propolis				5,625.00
Bee soap		240,000		
Renting bee box				9,583.33
Total income (THB/year)	299,143.15	1,480,000.00	900,000.00	930,833.33
Profit (THB/year)	253,468.85	961,103.00	887,950.00	789,698.33
Average profit (THB/beehive/year)	1,689.79	3,710.82	5,919.67	2,589.17
Potential of pollinators (THB/beehive/year**)**	**337.96**	**742.16**	**1,183.93**	**517.83**

Note: European honeybee (*Apis mellifera ligustica* L.), Indian honeybee (*A. cerana indica* F.), Giant honeybee (*A. dorsata* F.) and stingless bees (*Tetragonula pagdeni* (Schwarz) and T. laeviceps Smith)

ด้านการประเมินศักยภาพของผู้ผสมในการทำหน้าที่เป็นแหล่งผลิตผลิตภัณฑ์เพื่อจำหน่ายในระบบเศรษฐกิจมีศักยภาพของผู้ผสมเกสรคิดเป็นมูลค่ามากที่สุด คือ ผึ้งหลวง 1,183.93 บาท/รัง/ปี รองลงมาคือ ผึ้งพันธุ์ 742.16 บาท/รัง/ปี ชันโรง 517.83 บาท/รัง/ปี และผึ้งโพรง 337.96 บาท/รัง/ปี สอดคล้องกับงานของ Ricketts *et al.* (2008) พบว่า การทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งในแปลงเพาะปลูกพืชเขตร้อน (Tropical crops) สามารถช่วยเพิ่มผลผลิตทางด้านขนาด คุณภาพ หรือความมั่นคงในการเก็บเกี่ยวได้ถึงร้อยละ 70 เนื่องจากผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งมีผลต่อการเพาะปลูกด้านการช่วยผสมเกสรในแปลงที่มีการจัดการระบบนิเวศที่เหมาะสม โดยงานวิจัยด้านประสิทธิภาพการผสมเกสรของชันโรง (*T. pagdeni*) ในการเพิ่มผลผลิตมะระจีนในสภาพไร่ อัตราส่วนของจำนวนรังต่อไร่ที่เหมาะสม และความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ (Theanworrakant *et al.*, 2017) โดยพบว่าชันโรงขนเงินมีประสิทธิภาพในการผสมเกสรและช่วยเพิ่มผลผลิตมะระจีนในสภาพไร่ได้ดี แปลงทดลองที่มีการวางรังชันโรงจำนวน 4, 8 และ 12 รังต่อไร่ มีจำนวนผลผลิตต่อไร่เพิ่มขึ้นร้อยละ 60.12, 85.40 และ 133.67 และน้ำหนักของผลผลิตต่อไร่เพิ่มขึ้นร้อยละ 70.50, 101.77 และ 161.46 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ที่มีการเพาะปลูกไม้ผลตามภูมิภาคต่าง ๆ สามารถใช้ผู้ผสมเกสรช่วยในการทำหน้าที่ผสมเกสร เนื่องจากเกษตรกรที่เลี้ยงผู้ผสมเกสรต่าง ๆ ให้เหตุผลว่าผลิตภัณฑ์ที่ได้เป็นที่ต้องการของตลาด ราคาดี ต้นทุนในการเลี้ยงต่ำ ผู้ผสมเกสรดูแลง่ายสามารถปล่อยให้หากินตามธรรมชาติได้ ซึ่งผู้ผสมเกสรเป็นตัวช่วยรักษาสมดุลของระบบนิเวศ รวมทั้งเป็นตัวชี้วัดสิ่งแวดล้อมภายในแปลงที่แสดงว่าปลอดสารเคมี

4. การประเมินการเปลี่ยนแปลงมูลค่าทางเศรษฐกิจหมุนเวียนของผู้ผสมเกสร

การประเมินมูลค่าทางเศรษฐกิจหมุนเวียนของกลุ่มตัวอย่างที่เลี้ยงผู้ผสมเกสร พบว่าจำนวนสมาชิกที่เลี้ยงผู้ผสมเกสร สามารถสร้างมูลค่าเศรษฐกิจที่เกิดจากการทำกำไรของผู้ผสมเกสรแต่ละชนิด โดยผึ้งโพรง 154.6 ล้านบาท ผึ้งพันธุ์ 43.2 ล้านบาท ผึ้งหลวง 53.3 ล้านบาท และชันโรง 198.2 ล้านบาท (Table 5) ซึ่งสมาชิกภายในกลุ่มมีการนำองค์ความรู้ที่ได้จากการอบรมของหน่วยงานไปประยุกต์ใช้ หรือการแลกเปลี่ยนเรียนรู้กันระหว่างสมาชิกคนอื่น ๆ ส่งผลให้เกิดโอกาสในการผลิตที่มีประสิทธิภาพในวงกว้างต่อสมาชิกทั้งหมด ส่งผลให้เกิดมูลค่าเศรษฐกิจรวม 449.4 ล้านบาท เนื่องจากเกษตรกรที่เลี้ยงผู้ผสมเกสรต่าง ๆ ให้เหตุผลว่าผลิตภัณฑ์ที่ได้เช่น น้ำผึ้งเป็นที่ต้องการของตลาด การเลี้ยงผึ้งดูแลง่าย สามารถปล่อยให้หากินตามธรรมชาติได้ ซึ่งผู้ผสมเกสรเป็นตัวช่วยรักษาสมดุลของระบบนิเวศ รวมทั้งเป็นตัวชี้วัดสิ่งแวดล้อมภายในแปลงที่แสดงว่าปลอดสารเคมี โดยมีหลักในการเลือกพื้นที่ที่นำผู้ผสมเกสรไปไว้ในพื้นที่ คือ ต้องมีพืชที่เป็นแหล่งน้ำหวานที่ดี เป็นพื้นที่ที่มั่นใจว่าปลอดสารเคมี นอกจากนี้ยังต้องมีความสัมพันธ์ที่ดีระหว่างเจ้าของแปลงไม้ผลและเจ้าของผู้ผสมเกสร เพราะเจ้าของแปลงไม้ผลจะเป็นคนที่ช่วยดูแลสอดส่องความปลอดภัยของผู้ผสมเกสรในแปลงให้อีกทางหนึ่ง ถ้ามีเหตุการณ์ผิดปกติก็จะ

สามารถติดต่อให้เจ้าของผู้ผสมเกสรดูได้ทันเวลา ทันเหตุการณ์ ทำให้ได้รับความเสียหายน้อย เนื่องจากเจ้าของผู้ผสมเกสรส่วนใหญ่มีการดูแลเฉลี่ย 1 ครั้ง/สัปดาห์

Table 5 Economic value of pollinators

List	Indian honeybee (*Apis cerana*)	European honeybee (*Apis mellifera*)	Giant honeybee (*Apis dorsata*)	Stingless bee (*Trigona laeviceps*)
Beekeeper (person)	610	45	60	251
Profit (THB/year)	253,468.85	961,103.00	887,950.00	789,698.33
Economics value (THB/year)	154,615,998.50	43,249,635.00	53,277,000.00	198,214,280.83
Total economic value (THB/year)	**449,356,914.33**			

การประเมินมูลค่าเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสรในระดับประเทศ โดยเกษตรกรผู้เลี้ยงผู้ผสมเกสรของประเทศไทย 35,405 คน กลุ่มตัวอย่างเกษตรกรผู้เลี้ยงผู้ผสมเกสรจำนวน 966 คน คิดเป็นร้อยละ 0.03 ของเกษตรกรผู้เลี้ยงผึ้งทั้งประเทศ ซึ่งในปี 2565 เกษตรกรเหล่านี้สามารถสร้างมูลค่าทางเศรษฐกิจเกี่ยวกับผู้ผสมเกสรทั้งหมดของประเทศไทย 2,000 ล้านบาท (DOAENEWS, 2022) คิดเป็นมูลค่าเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสรจากกลุ่มตัวอย่างที่ศึกษาในงานวิจัยชิ้นนี้คิดเป็นร้อยละ 0.22 ของมูลค่าทางเศรษฐกิจของผู้ผสมเกสรทั้งหมดของประเทศไทย เนื่องจากผลิตภัณฑ์ของผู้ผสมเกสรที่พบ ได้แก่ น้ำผึ้ง ไขผึ้ง นมผึ้ง เกสรผึ้ง ตัวอ่อน กล่องพ่อแม่พันธ์ รังผึ้ง โพรโพลิส สบู่ หรือการให้เช่ารังผึ้งในการนำไปวางในแปลงไม้ผลที่ทำให้เป็นธุรกิจเกษตรได้ ซึ่งได้มีการศึกษาในพื้นที่จ.เชียงใหม่และจ.เชียงราย ในด้านผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมผึ้งที่สร้างรายได้ (Phankaew, 2016) พบผลิตภัณฑ์จากผึ้ง เช่น น้ำผึ้ง เกสรผึ้ง นมผึ้ง เป็นต้น สามารถสร้างมูลค่าได้ 1,269 ล้านบาท (37.7 ล้านเหรียญดอลลาร์สหรัฐ) ก่อให้เกิดโอกาสในการพัฒนาอุตสาหกรรมการเลี้ยงผึ้งในพื้นที่เพิ่มขึ้น เนื่องจากความต้องการผลิตภัณฑ์จากผึ้งสูงทั้งภายในประเทศและต่างประเทศ นอกจากนี้มีผึ้งอีกชนิดหนึ่ง คือ ผึ้งมิ้ม (*Apis florea*) เป็นผึ้งชนิดหนึ่งที่ปรับตัวได้ดีในสภาพแวดล้อมที่หลากหลายของทวีปเอเชีย สร้างรวงรังแบบชั้นเดียวขนาดความกว้างประมาณ 20 - 30 ซม. บนกิ่งก้านของต้นไม้ขนาดเล็ก ไม้พุ่ม จึงพบผึ้งมิ้มในเกือบทุกภาพภูมิประเทศของประเทศไทย ผึ้งมิ้มมีขนาดประชากรเล็ก สามารถเลี้ยงแบบจำกัดเขตพื้นที่แหล่งอาหารได้ มีความสามารถในการปรับตัวได้ดี โรคและศัตรูธรรมชาติน้อย ผึ้งมิ้มไม่ค่อยแสดงพฤติกรรมดุร้ายจึงบริหารจัดการได้ง่าย และมีการต่อยอดวิธีการพัฒนาการเลี้ยงผึ้งมิ้มในเชิงเศรษฐกิจ เพื่อผลิตน้ำผึ้งเอกลักษณ์เฉพาะ (Unique uniflora honey) จากดอกไม้สมุนไพร

4 ชนิด คือ กุหลาบ มะลิ ดาวกระจาย พวงชมพู ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Duangphakdee *et al.*, 2021) ด้านทัศนคติของเกษตรกรที่มีต่อผู้ผสมเกสร พบว่าสามารถสร้างรายได้ ทำเป็นอาชีพเสริมได้ และนำมาทำผลิตภัณฑ์อื่น ๆ ได้ด้วย รวมทั้งเจ้าของแปลงไม้ผลมีความต้องการผู้ผสมเกสรไปไว้ในสวนไม้ผล เนื่องจากปริมาณผลผลิตเพิ่มขึ้น จากที่ได้มีการนำเอาผู้ผสมเกสรไปไว้ในแปลง มีการลดการใช้สารเคมีในแปลงลง และยังคงรักษาสมดุลของระบบนิเวศเกษตรได้ เพื่อให้แมลงธรรมชาติที่ช่วยผสมเกสรยังคงอยู่ รวมทั้งมีการแนะนำถ่ายทอดองค์ความรู้จากเครือข่ายให้กับเกษตรกรท่านอื่น ๆ ที่อยู่ในรูปกลุ่มวิสาหกิจหรือกลุ่มแปลงใหญ่ร่วมกัน เพื่อให้การเลี้ยงมีการพัฒนาขับเคลื่อนร่วมกันอย่างมีประสิทธิภาพ

สรุปผล

การประเมินมูลค่าการบริการของระบบนิเวศของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งที่ช่วยในการผสมเกสรดอกไม้ เป็นการประยุกต์ใช้แนวคิดมูลค่ารวมทางเศรษฐกิจของสิ่งแวดล้อม โดยมีผู้ผสมเกสร คือ ผึ้งและชันโรง ที่ได้ทำหน้าที่ด้านควบคุมกลไกทางธรรมชาติ โดยผึ้งทำหน้าที่ในการช่วยผสมเกสรในแปลงก่อให้เกิดผลผลิตมากที่สุดในสวนลำไย 68 กิโลกรัม/ไร่ รองลงมา คือ สวนส้มผสมผสาน 39.62 กิโลกรัม/ไร่ และสวนอะโวคาโดผสมผสาน 34.33 กิโลกรัม/ไร่ ด้านชันโรงทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรก่อให้เกิดผลผลิตมากที่สุดในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 359.34 กิโลกรัม/ไร่ รองลงมาคือสวนเงาะ 320 กิโลกรัม/ไร่ และสวนอะโวคาโด 112.67 กิโลกรัม/ไร่ ด้านศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการเป็นแหล่งผลิตมีมูลค่าต่อระบบนิเวศมากที่สุดของผึ้งในสวนลำไย 13,080 บาท/ไร่/ปี รองลงมาคือสวนอะโวคาโดผสมผสาน 11,646.82 บาท/ไร่/ปี สวนส้มผสมผสาน 5,203.33 บาท/ไร่/ปี ส่วนชันโรงมีศักยภาพของผู้ผสมเกสรในการเป็นแหล่งผลิตมีมูลค่าต่อระบบนิเวศมากที่สุดพบในสวนลิ้นจี่ผสมผสาน 15,734.43 บาท/ไร่/ปี รองลงมาคือสวนอะโวคาโด 4,633.33 บาท/ไร่/ปี สวนเงาะ 4,413.33 บาท/ไร่/ปี โดยมูลค่าที่ประเมินออกมาเป็นตัวเงิน ช่วยแสดงให้เห็นถึงคุณค่าและศักยภาพของผู้ผสมเกสรที่ทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรของดอกไม้ของพืชแต่ละชนิด ซึ่งผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งเป็นตัวบ่งชี้ระบบนิเวศที่ปลอดสารเคมี โดยเฉพาะการผสมเกสรของผึ้งที่ช่วยรักษาความหลากหลายทางพันธุกรรมของพืชดอกต่าง ๆ ทำให้เกิดระบบนิเวศที่สมบูรณ์ อีกทั้งยังรักษาสมดุลของห่วงโซ่อาหาร ด้วยการทำหน้าที่ควบคุมกลไกทางธรรมชาติในระบบนิเวศ ดังนั้น การประเมินมูลค่าการบริการของระบบนิเวศของผู้ผสมเกสร เพื่อช่วยในการตัดสินใจนำผู้ผสมเกสรเหล่านี้มาช่วยผสมเกสรในแปลงได้อย่างเหมาะสม หรือแม้กระทั่งการรักษาระบบนิเวศในแปลงให้ปลอดสารเคมี ช่วยให้ผู้ผสมเกสรที่มีอยู่ตามธรรมชาติได้ทำหน้าที่ช่วยผสมเกสรและขยายพันธุ์พืชได้ดียิ่งขึ้น

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณสำนักพัฒนาและจัดการองค์ความรู้ สำนักงานพัฒนาเศรษฐกิจจากฐานชีวภาพ (องค์การมหาชน) ที่ให้ทุนสนับสนุนในโครงการข้อมูลบัญชีรายการแมลงช่วยผสม

เกสรในประเทศไทย ขอขอบคุณวิสาหกิจชุมชนทุกกลุ่มที่ให้ข้อมูลและความร่วมมือในการลงพื้นที่ทำงานเป็นอย่างดี และขอบคุณมหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ ที่ให้โอกาสในการทำงานวิจัยชิ้นนี้

เอกสารอ้างอิง

Adnan, N., M. P. Mamat & T. M Tuan Ibrahim. 2021. **Pollination services support for agriculture productions values.** pp. 1-5. *In* Proceeding of IOP Conference Series: Earth and Environmental Science and 3rd Asia Pacific Regional Conference on Food Security (ARCoFS 2021), March 9, 2021, Kelantan, Malaysia https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/756/1/012089

Boonthai, S. & A. Sawatthum. 2014. Diversity of insect pollinator of rambutan var. Sri Thong. **Khon Kaen Agriculture Journal** 42(SUPPL.3): 287-291. (in Thai)

Carreck, N. & I. Williams. 1998. The economic value of bees in the UK. **Bee World** 79(3): 115-123.

Christmann, S. 2019. Do we realize the full impact of pollinator loss on other ecosystem services and the challenges for any restoration in terrestrial areas?. **Restoration Ecology Journal** 27(4): 720–725. https://doi.org/10.1111/rec.12950

Chuttong, B. 2016. **Bee pollination of strawberry crop.** Science and Technology Reseaerch Institute, Chiangmai University. Available source:https://stri.cmu.ac.th/article_detail.php?id=30 (Accessed: June 14, 2023) (in Thai)

Chuttong, B. & W. Kumpoun. 2010. **Bee pollination for increasing the quality and production of strawberry crop.** Science and Technology Research Institute, Chiang Mai University. https://doi.nrct.go.th/ListDoi/listDetail?Resolve_DOI=10.14457/CMU.res.2010.230 (Accessed: June 14, 2023) (in Thai)

Coastal Quest and Gordon Betty Moore Foundation. 2012. **Measuring Nature's Balance Sheet of 2011 Ecosystem Services Seminar Series.** Palo Alto: Gordon and Betty Moore Foundation. Available source: https://www.moore.org/ecosystemservicesseminar.html (Accessed: May 1, 2024)

Department of agricultural extension. 2014. **Documentary 2/2014 of quality honey production.** Ministry of agriculture and cooperatives. Available source: https://esc.doae.go.th/wpcontent/uploads/2018/12 (Accessed: May 1, 2024)

Department of agricultural extension. 2022. **Bee pollinator of longan crop.** Ministry of Agriculture and Cooperatives. Available source: https://www.doae.go.th (Accessed: June 14, 2023) (in Thai)

Duangphakdee, O., N. Phoka, K. Soontharapirakkul & P. Rodim. 2021. **Research report of the development of value-added honey and products from native honeybees in Thailand.** King Mongkut's University of Technology Thonburi. (in Thai)

FAO. 2008. **Tools for conservation and use of pollination services: Initial survey of good pollination practices.** Global Action on

Pollination Services for Sustainable Agriculture. Rome: Publishing Management Service Information Division. Available source:https://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Biodiversity-pollination/SURVEY_DEC_08_Small.pdf (Accessed: May 1, 2024)

Ferenczi, A. F., I. Szucs, & A. B. Gathy. 2023. Evaluation of the Pollination Ecosystem Service of the Honey Bee (Apis mellifera) Based on a Beekeeping Model in Hungary. **Sustainability MDPI** 15(9906) https://doi.org/10.3390/su15139906

Hanley, N., T. D. Breeze, C. Ellis & D. Goulson. 2015. Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. **Ecosystem Services** 14: 124–132. Available source: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.013 (Accessed: May 1, 2024)

Hein, L. 2009. The Economic Value of the Pollination Service, a Review Across Scales. **The Open Ecology Journal** 2009(2): 74-82.

Hoover, S. E., J. J. Ladley, A. A. Shchepetkina, M. Tisch, S. P. Gieseg & J. M. Tylianakis. 2012. Warming, CO_2 , and nitrogen deposition interactively affect a plant‐pollinator mutualism. **Ecology Letters** 15(3): 227–234. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01729.x

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 2016. **Summary for policymakers of the assessment report on pollinators, pollination and food production.** Bonn, Germany. Available source: https://www.ipbes.net/assessment-reports/pollinators (Accessed: May 1, 2024)

Junkaew, K., N. Mianmit & R. Pothitan. 2017. Karen Knowledge of Utilization and Management of *Apis dorsata* in Si Sawat District, Kanchanaburi Province. *In* Proceeding of The 14th KU-KPS Conference, December 7-8, 2017, Kasetsart University. Kamphaeng Saen Campus, Nakhon Pathom (Thailand). Office of the Campus. Educational Administration and Student Affairs Division. Available source: https://kukr.lib.ku.ac.th/kukr_es/index.php/bkn/search_detail/result/20002753 (Accessed: May 1, 2024) (in Thai)

Khalifa, S.A.M.; Elshafiey, E.H.; Shetaia, A.A.; El-Wahed, A.A.A.; Algethami, A.F.; Musharraf, S.G.; lAjmi, M.F.; Zhao, C.; Masry, S.H.D.; Abdel-Daim, M.M.; et al. Overview of Bee Pollination and Its Economic Value for Crop Production. **Insects MDPI** 12(688):1-23. https://doi.org/10.3390/insects12080688

Klein, A. M., B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen & T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences** 274(1608): 303-131. https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721

Lowicki, D. & K. Fagiewicz. 2021. A new model of pollination services potential using a landscape approach: A case study of post-mining area in

Poland. **Ecosystem Services** 52(101370): 1-10. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101370

Maksong, S. 2016. Diversity of Bee Flora at Tipuya, Chalae, Thong PhaPhum, Kanchanaburi. **Thai Science and Technology Journal** 24(1): 76-86. (in Thai)

Maneechot, P., S. Onprom & P. Sunthornhao. 2020. Value Chain Analysis of Natural Beekeeping in Forests: A Case Study of Huay Hin Lat Nai Community, Wiang Pa Pao District, Chiang Rai Province. **Thai Journal of Forestry** 39(1): 165-175. (in Thai)

Nuriyah, S., A. A. Yusuf, W. Hermawan & T. Husodo. 2021. **Ecosystem Services From Honey Beees Apis cerana Fabr. In Taman Hutan Raya (Tahura) Ir. H. Djuanda Dago Expert Bandung Ecology and Economically.** pp. 1-5. *In* Proceeding of 4th International Conference on Sustainability Science (CSS2020), April 7, 2021, E3S Web of Conferences 249, Bandung, Indonesia https://doi.org/10.1051/e3sconf/202124903016

Phankaew, C. 2016. Apiculture and pollinator industry survey in Thailand. **International Journal of Agricultral Extension** 4(2): 95.103. https://esciencepress.net/journals/index.php/IJAE/article/download/1521/883

Porto, R. G., R. F. Almeida, O. Cruz- Neto, M. Tabarelli, B. F. Viana, C. A. Peres & A. V. Lopes. 2020. Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. **Food Security** 12: 1425-1442. https://doi.org/10.1007/s12571-020-01043-w

Ricketts, T. H., J. Regetz, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, A. Bogdanski, B. Gemmill-Herren, S. S. Greenleaf, A. M. Klein, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, A. Ochieng & B. F. Viana. 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns?. **Ecology Letters** 11(5): 499-515. https://doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x

Sampantamit, T., W. Markphan, W. Klawech, N. Sutummawong & S. Roongtawanreongsri. 2013. Conservation of Local Wisdom on Bees Hunting for Sustainable Utilization: Case Study at Pra Buddha Cave Community a Boundary between Trang and Nakhon Si Thammarat Province. **Thaksin Journal** 16(2): 55-66. (in Thai)

Sanpatong district agricultural extension office. 2020. Technology of bee pollination for increasing longan production. **Journal of Agricultural Extension** 53(294): 27-29. (in Thai)

Stewart, A. B., T. Sritongchuay, P. Teartisup, S. Kaewsomboon1 & S. Bumrungsri. 2018. Habitat and landscape factors influence pollinators in a tropical megacity, Bangkok, Thailand. **Peer Journal** 2018(7): Article e5335. https://doi.org/10.7717/peerj.5335

Theanworrakant, N., L. Yapanan, C. Thangsirimongko & S. Thophon. 2017. Pollination Efficacy of Stingless Bee (*Tetragonula pagdeni*) to Increase Yield of Bitter Guard in the Fields. **SDU research journal of science and technology** 10(3): 171-186. (in Thai)

Thongprom, A. 2018. **Introduction of Agro-ecosystem for apply in sustainable agriculture.** Technology Transfer and Development Bureau, Agricultural Land Reform Office (in Thai) https://alro.go.th/uploads/org/khonkaen/download/article/article_20190401165454.pdf (Accessed: May 1, 2024)

Treetrapetch, N., T. Jamjumrus & W. Chantanasombat. 2021. Factors affecting the success of Thai beekeepers in beekeeping. **Journal of Social Science and Buddhistic Anthropology** 6(5): 359-377. (in Thai)

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย (Thai Forest Ecological Research Journal, TFERJ) ISSN 2586-9566 (Print) และ ISSN 2985-0789 (Online) จัดทำโดย ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย (Thai Forest Ecological Research Network, T-FERN) ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ รับบทความจากผู้เขียนทั้งภายในและภายนอกมหาวิทยาลัยฯ รวมทั้งภายนอกประเทศ บทความที่เสนอเพื่อขอรับการพิจารณาอาจเขียนได้ทั้งภาษาไทยหรือภาษาอังกฤษ แต่บทคัดย่อต้องมีทั้งสองภาษา และเอกสารอ้างอิงต้องเป็นภาษาอังกฤษ นโยบายการจัดพิมพ์ของวารสารฯ เพื่อเป็นสื่อกลางเผยแพร่ผลงานวิจัยวิทยาศาสตร์พื้นฐานและการประยุกต์ทางป่าไม้ ได้แก่ นิเวศวิทยาป่าไม้ ความหลากหลายทางชีวภาพ การจัดการป่าไม้ วนวัฒนวิทยา ความสัมพันธ์เชิงระบบ และลักษณะทางสันฐานและทางกายภาพของพืชและสัตว์ป่า วารสารฯ จัดพิมพ์ปีละ 2 ฉบับ (มกราคม-มิถุนายน และ กรกฎาคม-ธันวาคม) โดยมีกำหนดออกในเดือนมิถุนายน และธันวาคม

คำแนะนำสำหรับผู้เขียน

การส่งต้นฉบับ ต้นฉบับต้องไม่เคยลงตีพิมพ์และไม่ได้อยู่ระหว่างกระบวนการพิจารณาลงตีพิมพ์ในวารสารหรือสิ่งตีพิมพ์อื่นใด ผลงานจัดอยู่ในงานเขียนประเภทใดประเภทหนึ่ง ดังต่อไปนี้ **(1) บทความวิจัยหรือนิพนธ์ต้นฉบับ (research/original article)** เป็นการเสนอผลงานวิจัยแบบสมบูรณ์ที่ผู้เขียนได้ดำเนินการวิจัยด้วยตนเอง และ **(2) บทความวิชาการ (review article)** เป็นบทความทางวิชาการที่นำเสนอสาระซึ่งผ่านการวิเคราะห์หรือประมวลจากการตรวจเอกสาร ทั้งนี้เรื่องที่เป็นบทความวิจัย และบทความสื่อสารอย่างสั้นจะได้รับพิจารณาให้ลงตีพิมพ์ก่อนเรื่องที่เป็นบทความวิจารณ์

การเตรียมต้นฉบับ

ต้นฉบับ

ต้นฉบับเขียนเป็นภาษาไทยหรือภาษาอังกฤษ ผ่านการตรวจทานการใช้ภาษาและคำสะกดต่าง ๆ อย่างถี่ถ้วน **ความยาวไม่เกิน 16 หน้ากระดาษ A4 (รวมรูปภาพและตาราง)** โดยมีระยะห่างบรรทัดเป็นสอง (double space) และใช้หน่วยวัดในระบบเอสไอ (SI system or International Units)

การพิมพ์

1. การพิมพ์ใช้ตัวอักษร **Angsana New** ขนาด 16
2. หัวข้อหลัก เช่น **คำนำ อุปกรณ์และวิธีการ** ฯลฯ ใช้อักษรตัวหนาและจัดกึ่งกลางหน้า
3. หัวข้อย่อย ใช้อักษรตัวหนาและจัดชิดซ้าย
4. ใส่หมายเลขหน้า บริเวณด้านล่าง จัดกึ่งกลางหน้ากระดาษ และใส่หมายเลขบรรทัดในแต่ละหน้า

รายละเอียดของเนื้อหา

หน้าแรก (Title page) เป็นหน้าที่แยกออกจากเนื้อหาอื่น ๆ ประกอบด้วย

1. ชื่อเรื่อง เรื่องที่เขียนเป็นภาษาไทย ให้ระบุชื่อเรื่องทั้งภาษาไทยและภาษาอังกฤษ ชื่อเรื่องควรกระชับและตรงกับเนื้อเรื่อง จัดให้อยู่กึ่งกลางหน้ากระดาษ

2. ชื่อผู้เขียน ให้ระบุชื่อเต็มทั้งภาษาไทยและภาษาอังกฤษ โดยไม่ต้องระบุเพศ ยศ หรือ ตำแหน่ง

3. สถานที่ทำงานของผู้เขียน ให้ระบุสถานที่ทำงานและที่อยู่ของผู้เขียนทุกท่าน (ทั้งภาษาไทยและอังกฤษ) พร้อมระบุ **ผู้รับผิดชอบหลัก (Corresponding author)** พร้อมทั้ง **E-mail address** ด้วย

เนื้อหา ประกอบด้วยหัวข้อหลัก ดังนี้

1. บทคัดย่อ สรุปสาระสำคัญของผลงานไว้โดยครบถ้วน และมีความยาวไม่เกิน 300 คำ และ ต้องมีบทคัดย่อเป็นภาษาอังกฤษ (**Abstract**) พร้อมระบุคำสำคัญ (Keywords)ไม่เกิน 5 คำ ตอนท้ายของบทคัดย่อ

2. คำนำ (Introduction) อธิบายความสำคัญของปัญหา การตรวจเอกสาร (literature review) เฉพาะส่วนที่เกี่ยวข้องกับงานวิจัยเท่านั้น และวัตถุประสงค์ของงานวิจัย

3. อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods) โดยเขียนให้กระชับและชัดเจน ไม่พรรณนาวิธีการวิเคราะห์ ใช้วิธีการอ้างอิงชื่อหรือองค์กร เช่น ใช้ตามวิธีของ AOAC (1990)

4. ผลและวิจารณ์ ผลการทดลองและวิจารณ์ผลเขียนในส่วนเดียวกัน

5. สรุป (Conclusion)

6. กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement) ถ้ามีไม่ควรเกิน 50 คำ

7. เอกสารอ้างอิง (Reference) การอ้างอิงวารสาร ให้พิมพ์ชื่อเต็มวารสาร การเรียบเรียงวารสารให้เรียบเรียงตามลำดับอักษรในภาษาไทย และตามด้วยภาษาอังกฤษ ก่อนส่งต้นฉบับควรตรวจทานเอกสารอ้างอิงในเนื้อหาและในท้ายบท ควรตรงกันและถูกต้องตามรูปแบบการเขียนเอกสารอ้างอิง ดังตัวอย่าง

(กรณี เอกสารอ้างอิงเป็นภาษาไทยต้องแปลให้เป็นภาษาอังกฤษเพื่ออ้างอิงในบทความ)

7.1 การอ้างอิง (citation) ในเนื้อหาใช้ระบบ name-and-year system

7.2 การเรียงลำดับ ต้องเรียงตามลำดับตัวอักษรชื่อผู้เขียน เอกสารทั้งหมดที่ถูกอ้างอิงในเนื้อหาต้องปรากฏในรายการเอกสารอ้างอิงท้ายบทความด้วย

หนังสือ และตำรา

Kramer, P.J. and T.T. Kozlowski. 1979. **Physiology of Woody Plants**. Academic Press, New York.

วารสาร

Kongsom, C. and I. A. Munn. 2003. Optimum rotation of *Eucalyptus camaldulensis* plantations in Thailand based on financial return and risk. **Thai Journal of Forestry** 22 (1): 29-35.

Nikles, D. G. 1993. Breeding methods for production of interspecific hybrids in clonal selection and mass propagation programmes in the tropics and subtropics, pp. 218-252. *In* J. Davidson (ed.) **Regional Symposium on Recent Advances in Mass Clonal Multiplication of Forest Trees for Plantation Programmes.** December 1-8, 1992. FAO/UN, Bogor.

รายงานการประชุมสัมมนาทางวิชาการ

Nuyim, T. 2001. Potentiality of *Melaleuca cajuputi* Powell cultivation to develop for economic plantation purpose**.** pp. 167-175. *In* **Proceedings of the 7th of silvicultural seminar: Silviculture for Commercial Plantations**. 12 – 14 December 2001. Kasetsart University, Bangkok. (in Thai)

ข้อมูลสารสนเทศจากแหล่งข้อมูลอิเลคทรอนิกส์

Sillery, B. 1998. **Urban rain forest: An African jungle come to life on New York's west side, Popular Science.** Available source: http://www.epnet.com/hosttrial/ligin.htm (Accessed: March 27, 1998)

8. ภาพ (Figure) และตาราง (Table) ต้องมีเนื้อหาและคำอธิบายเป็นภาษาอังกฤษ ให้แสดงเฉพาะข้อมูลที่สำคัญ พร้อมทั้งแนบไฟล์ต้นฉบับของภาพและตาราง ออกจากเนื้อหา

การส่งต้นฉบับ

ผู้เขียนต้องส่งไฟล์ต้นฉบับที่จัดเตรียมเนื้อหาตามรูปแบบของวารสาร ผ่านระบบวารสารออนไลน์ทางเว็บไซต์ **https://www.tferj.tfern.com** ซึ่ง**ผู้เขียนสามารถสมัคร (Register) เข้าใช้งานระบบได้โดยกรอกชื่อ-สกุล Email address พร้อมกำหนดรหัส (Password)** จากนั้นส่งบทความ (manuscript submission) เพื่อเข้ารับการพิจารณา ประกอบด้วย

1. ไฟล์ต้นฉบับในรูปแบบไฟลล์ .doc หรือ .docx และไฟลล์ .pdf

2. ไฟล์รูปภาพ (ถ้ามี) ซึ่งรูปแบบไฟล์ภาพที่ใช้เป็น .tiff หรือ .jpeg เท่านั้น กำหนดให้ใช้ภาพขาวดำหรือภาพสีที่มีความละเอียดอย่างน้อย 300 dpi ขึ้นไป

3. ไฟล์แบบฟอร์มนำส่งบทความวิจัย (**สามารถดาวน์โหลดได้ https://www.tferj.tfern.com**) และหากมีปัญหาในการใช้ระบบ กรุณาติดต่อมาที่ E-mail: dokrak.m@ku.ac.th

4. ให้ผู้เขียนแนะนำชื่อและ Email ผู้ทรงคุณวุฒิที่ผู้เขียนต้องการให้ทางวารสารพิจารณาคัดเลือกอย่างน้อย 3 ท่าน ในระบบวารสารออนไลน์ ทั้งนี้การคัดเลือกผู้ทรงฯ อาจไม่ใช่รายชื่อที่ผู้เขียนนำเสนอ

กระบวนการพิจารณาบทความ

เจ้าของบทความต้องเสนอชื่อ ที่อยู่และอีเมลล์ (E-mail address) ผู้ทรงคุณวุฒิที่มีความเชี่ยวชาญในสาขานั้น ๆ จำนวน 3 ท่าน มาพร้อมกับต้นฉบับบทความ ทั้งนี้ กองบรรณาธิการอาจจะพิจารณาเลือกผู้ทรงคุณวุฒิที่ความแนะนำมาหรือไม่ก็ได้ ต้นฉบับที่ส่งมาตีพิมพ์จะนำเข้าสู่กระบวนการพิจารณาดังนี้

1. การพิจารณากลั่นกรองบทความ (Peer review) ทุกบทความจะได้รับการกลั่นกรองเบื้องต้นจากกองบรรณาธิการ เพื่อพิจารณาถึงความสำคัญของบทความ ความเหมาะสมต่อวารสาร รวมถึงคุณภาพของเนื้อหาทางด้านวิทยาศาสตร์และข้อมูลที่นำเสนอ บทความที่ไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานจะถูกปฏิเสธ (Reject) โดยไม่จำเป็นต้องส่งพิจารณาตรวจทาน ส่วนบทความที่ผ่านเกณฑ์เบื้องต้นจะถูกส่งให้**ผู้ทรงคุณวุฒิ (Referee)** ในแต่ละสาขาทำการ**พิจารณากลั่นกรอง (Peer review) ในระบบปกปิดอย่างน้อยสองท่าน (double blinded system) ต่อหนึ่งบทความ** ข้อเสนอแนะจากผู้ทรงคุณวุฒิจะได้รับการทบทวนจากกองบรรณาธิการ และส่งต่อไปยังผู้เขียนเพื่อดำเนินการแก้ไขบทความตามคำแนะนำดังกล่าวและส่งผลงานที่ปรับแก้ไขแล้วมายังกองบรรณาธิการเพื่อการตัดสินใจขั้นสุดท้ายสำหรับการ ยอมรับ (Accept) หรือปฏิเสธ (Reject) บทความนั้น จะใช้เวลาในการพิจารณาทบทวนบทความประมาณ 2 เดือน นับจากวันที่ส่งบทความ หากเกินกว่ากำหนดนี้ผู้เขียนสามารถสอบถามมายังกองบรรณาธิการเพื่อรับทราบเหตุผลได้

2. บทความที่ถูกปฏิเสธ (Rejected manuscripts) ทางกองบรรณาธิการจะส่งคืนเอกสารทั้งหมด รวมถึงข้อคิดเห็นจากผู้ทรงคุณวุฒิให้กับผู้เขียนผ่านระบบรับส่งวารสารออนไลน์ เพื่อเป็นประโยชน์ในการปรับปรุงและส่งผลงานไปตีพิมพ์ยังวารสารอื่น ๆ ที่มีความเหมาะสม

3. บทความที่ได้รับการยอมรับ (Accepted manuscripts) กองบรรณาธิการสงวนสิทธิ์ในการตรวจแก้ไขต้นฉบับที่จะส่งไปตีพิมพ์ตามที่เห็นสมควร โดยจัดส่งต้นฉบับก่อนการตีพิมพ์ (draft proof) ให้ผู้เขียนตรวจสอบความถูกต้อง **ทั้งนี้จะต้องไม่มีการแก้ไขรายละเอียดใด ๆ ในส่วนของเนื้อหาและชื่อเจ้าของบทความ พร้อมดำเนินการชำระค่าตีพิมพ์บทความจำนวน 2,500 บาท สำหรับบทความภาษาไทย และ 4,000 บาท สำหรับบทความภาษาอังกฤษ** จากนั้น ทางกองบรรณาธิการจะทำเผยแพร่ออนไลน์บทความก่อนฉบับตีพิมพ์ (online first publication) ในรูปแบบภาพสี (color photos) จากนั้นจะทำการรวมบทความเพื่อตีพิมพ์เล่มวารสาร (บทความตีพิมพ์ในรูปแบบขาวดำ) รวมถึงนำเล่มวารสารเผยแพร่ผ่านทางเว็บไซต์ วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย (https://www.tferj.tfern.com) ซึ่งผู้เขียนหรือผู้ที่สนใจสามารถ download ผลงานในรูปแบบ PDF ได้

จริยธรรมในการตีพิมพ์ผลงาน

กองบรรณาธิการ วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย มีความมุ่งมั่นที่จะรักษามาตรฐานการตีพิมพ์ผลงาน ตลอดจนหลักปฏิบัติที่เกี่ยวข้องกับการประเมินและการเผยแพร่ผลงานในวารสาร ฯ ด้วยเหตุนี้ผู้เกี่ยวข้องทุกฝ่ายจึงต้องดำเนินการตามแนวทางจริยธรรม (Ethic) ในการตีพิมพ์ผลงานที่กำหนดไว้อย่างเคร่งครัด (https://publicationethics.org/) ทั้งในส่วนของผู้เขียนในการเสนอบทความเพื่อรับการพิจารณา ผู้ทรงคุณวุฒิในการประเมินบทความ และรวมถึงบรรณาธิการและกองบรรณาธิการที่ต้องพิจารณาดำเนินไปได้อย่างรวดเร็วและเป็นธรรมกับทุกบทความที่ส่งมารับการพิจารณาเพื่อตีพิมพ์ในวารสารฯ

ลิขสิทธิ์ของบทความ

บทความที่ส่งตีพิมพ์ในวารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย ต้องเป็นบทความที่ไม่ลอกเลียนบทความอื่นที่ตีพิมพ์แล้ว และเป็นบทความที่ไม่เคยตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารใดมาก่อน ลิขสิทธิ์ของบทความต้นฉบับ ถือเป็นกรรมสิทธิ์ของ ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ห้ามนำข้อความทั้งหมดหรือบางส่วนไปพิมพ์ซ้ำ เว้นเสียแต่ว่าได้ระบุการอ้างอิง (Citation) เป็นลายลักษณ์อักษร และความรับผิดชอบ เนื้อหาของต้นฉบับที่ปรากฏในวารสารนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย นั้น จะเป็นความรับผิดชอบของผู้เขียน ทั้งนี้จะไม่รวมความผิดพลาดที่เกิดจากเทคนิคการพิมพ์

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย
Thai Forest Ecological Research Journal
ปีที่ 8 ฉบับที่ 1: มกราคม – มิถุนายน 2567
Volume 8 Number 1: January - June 2024
ISSN 2586-9566 (Print) ISSN 2985-0789 (Online)

นิพนธ์ต้นฉบับ (Original article)

ผลของการตัดแต่งไม้ต้นต่อการเจริญเติบโตและศักยภาพการกักเก็บคาร์บอน
ในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ในพื้นที่อุทยานหลวงราชพฤกษ์ จังหวัดเชียงใหม่ **281**
วรเชษฐ์ วรเวชกุล, ณปภัช วงศ์น่าน, วิกาญดา สายวงค์ใจ, ปรียาภรณ์ แสงเรือน,
กิตตินันทน์ ปูอินต๊ะ, ธีรพล บุตรสีทอง, ธีรานนท์ ปาสุธรรม, ปิยะพงษ์ มีปัญญา,
กรมิษฐ์ สมหวัง, ภูธาดล ธีรอธิยุต, อาณดา นิรันตรายกุล, สุธีระ เหิมฮึก และวิชญ์ภาส สังพาลี

ความหลากหลายของเฟิร์นในพื้นที่สวนปาล์มน้ำมันที่มีชั้นอายุแตกต่างกัน
ในพื้นที่อำเภอศรีบรรพต จังหวัดพัทลุง **293**
พรภูมินทร์ นวลคง และ สราวุธ สังข์แก้ว

Microplastic Contamination in Three Amphibian Species:
Implications for Amphibian Ecosystems **305**
Chantip Chuaynkern, Pornsuree Tongsuk, Aingorn Chaiyes, Ratchata Phochayavanich,
Sunchai Makchai, and Yodchaiy Chuaynkern

การศึกษาลักษณะบางประการทางนิเวศวิทยาของแต่ละรูปแบบการฟื้นฟูป่าอนุรักษ์
ในอุทยานแห่งชาติศรีน่าน จังหวัดน่าน **317**
ณรงค์ คูณขุนทด, วรดลต์ แจ่มจำรูญ, ศศิวิมล มานะสินธุ์ และ นัทวุฒิ อินทรุจิกุล4

ความสำคัญของช่องว่างป่าต่อนกอพยพในป่าดิบเขาระดับต่ำ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย **335**
ศุภลักษณ์ ศิริ, ยุวดี พลพิทักษ์, อภิษฎา เรืองเกตุ, มงคล สาฟูวงศ์ และ ประทีป ด้วงแค

Ecosystem Culture Services Evaluating: A Case Study on Willingness to Pay
for Urban Green Area in Bangkok, Thailand **351**
Arerut Yarnvudhi, Nisa Leksungnoen, Pantana Tor-ngern, and Aerwadee Premashthira

ความหลากชนิดและพลวัตของกล้าไม้ต้นในป่าดิบชื้น เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าคลองนาคา จังหวัดระนอง **371**
สถิตย์ ถิ่นกำแพง, ดอกรัก มารอด, สราวุธ พะลายะสุต, พรประภา อนุกูล และ เดชา ดวงนามล

การประเมินศักยภาพการทำหน้าที่ของผู้ผสมเกสรกลุ่มผึ้งในด้านการบริการของระบบนิเวศเกษตร
ของประเทศไทย **385**
ฑีฆา โยธาภักดี, เอกพันธ์ ไกรจักร์, กราญ์จนา ถาอินชุม, ชามา อินซอน และ ณัฐฐิญา กงภูธร