เอกสารประชุมทางวิชาการ
เครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

RESEARCH
RESULT
RELATIONSHIP

Thailand Forest Ecological Research Network
T-FERN

วันที่ 26-27 มกราคม 2555

ห้องประชุม FORTROP ตึกวนศาสตร์ 60 ปี

คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

โดย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์

ศูนย์วิทยาการขั้นสูงด้านทรัพยากรธรรมชาติเขตร้อน มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

สารบัญ

	หน้า
หลักการและเหตุผล	**I**
กำหนดการสัมมนา	**IV**
หัวข้อบรรยาย	
1. Consequences of Land Use Change on Bird Distribution at Sakaerat Environmental Research Station	1
2. การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ	2
3. Topography and forest structure of a 15-ha forest Dynamic Plot Established within a Tropical lower montane Forest at Doi Inthanon, Thailand	20
4. Biomass Fluctuation of the forests along altitudinal gradients at Doi Intanon National Prak,Chiang Mai	22
5. Regeneration dynamics of a tropical seasonal forest relating to natural disturbances in Mae Klong watershed Research Station, Kanchanaburi Province.	23
6 Colonization of primary forest species and factors preventing regeneration at 30 year old successional area, northern Thailand	34
7 .พรรณพฤกษชาติแห่งประเทศไทยและการประเมินสถานภาพพืชถูกคุกคามในประเทศไทย	47
8 พืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย	74
9 ปฏิสัมพันธ์ระหว่างป่าไม้กับค้างคาว	83
10 Species diversity and distribution of the ant in different habitats of Sakaerat environmentalresearch station, Nakhon Ratchasima province	84
11 การฟื้นฟูแหล่งอาหารในป่าดิบเขา จังหวัดน่าน	85
12 ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อระบบนิเวศป่าไม้และสิ่งแวดล้อมในพื้นที่อนุรักษ์	86
13 ศักยภาพของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์	117
14 Growth and Survival rate of Three Native Species Enrichment Planted in 24-Year Old Mixed Reforestation at Trat Agroforestry Research Station	125
15 ความเจริญเติบโตและการแข่งขันของเถาวัลย์ในป่าธรรมชาติ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน	137

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

16 Effect of Different Burning Frequencies on Fire Behavior, Nutrient Dynamic, Soil Properties,and Vegetation Structure and Composition in Dry Dipterocarp forest, Huay Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. 159

หัวข้อโปสเตอร์

1 ผลกระทบของไฟป่าต่อการตั้งตัวของไม้ใผ่ข้าวหลาม (*Cephalostrachyum pergracile*) ภายหลังการออกดอกตายขุย 177

2 Application of GIS for the Suitable Habitat for *Aquilaria crassna* in Natural Forest at Nam Tok Phiew National Park: 178

3 Carbon sequestration from Ant Nest: 179

4 ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อระบบนิเวศป่าไม้และสิ่งแวดล้อมในพื้นที่อนุรักษ์: 180

5 การเจริญทดแทนของพันธุ์ไม้ดั้งเดิมภายหลังการฟื้นฟูป่าดิบแล้ง ที่สถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราช: 181

6 แบบจำลองน้ำท่าป่าต้นน้ำ: 182

7 โครงการสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพด้านพรรณพืชอุทยานแห่งชาติหมู่เกาะชุมพร 183

การประชุมสัมมนานิเวศวิทยาป่าไม้

หลักการและเหตุผล

ตามที่คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ได้ดำเนินการเปิดการเรียนการสอนมาอย่างยาวนาน จนครบรอบ 72 ปี เมื่อปี พ.ศ. 2551 ที่ผ่านมี ทางคณะวนศาสตร์ ได้มีการปรับปรุงหลักสูตรการเรียน การสอน ที่เกี่ยวข้องศาสตร์ด้านทรัพยากรป่าไม้ โดยเฉพาะศาสตร์ด้านนิเวศวิทยาป่าไม้ที่ได้พัฒนาต่อเนื่องตั้งแต่หลักสูตรระดับปริญญาตรี ถึงปริญญาเอก โดยมีภาควิชาชีววิทยาป่าไม้เป็นผู้รับผิดชอบโดยตรง ซึ่งทางภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ได้ตระหนักถึงภาระความรับผิดชอบและหน้าที่เกี่ยวกับเรื่องนี้เป็นอย่างดี จึงได้จัดให้มีการประชุมทางวิชาการด้านนิเวศวิทยาป่าไม้ ขึ้นเพื่อเป็นการบูรณาการการเรียนการสอน การวิจัยและการบริการทางวิชาการแก่สังคมเข้าไว้ด้วยกัน โดยสอดคล้องกับ ยุทธศาสตร์ที่ 3 กลยุทธ์ 3.2 ให้บริการวิชาการแก่สังคมด้านป่าไม้และสิ่งแวดล้อมในระดับชาติและนานาชาติ และยุทธศาสตร์ที่ 6 กลยุทธ์ที่ 6.4 การสร้างเครือข่ายความร่วมมือด้านการวิจัยกับหน่วยงานภายในและต่างประเทศ เพื่อเป็นการยกระดับการทำงานวิจัยด้านนิเวศวิทยาป่าไม้ร่วมกันระหว่างหน่วยงาน และยังเป็นการพัฒนาประสิทธิภาพบุคลากร การพัฒนางานด้านการศึกษาวิจัย เพื่อการอนุรักษ์และการจัดการทรัพยากรป่าไม้ในส่วนต่าง ๆ เพื่อให้อำนวยประโยชน์ต่อสังคม และผดุงรักษาทรัพยากรป่าไม้ของประเทศให้คงอยู่ตลอดไป โดยการจัดการประชุมในครั้งนี้ ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ ได้ร่วมมือกับ ศูนย์วิทยาการขั้นสูงด้านทรัพยากรธรรมชาติเขตร้อน มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ และศูนย์วิจัยป่าไม้ คณะวนศาสตร์ เพื่อจัดประชุม “เครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย” เพื่อเป็นศูนย์กลางรวบรวมแนวความคิดต่างๆ ของนักบริหาร นักวิชาการ ผู้เกี่ยวข้อง ผู้สอน และผู้สนใจ ตลอดจนสร้างเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ของประเทศไทย (Thailand Forest Ecological Research Network, T-FERN) ต่อไป

ปัจจุบันถือได้ว่า ประเด็นเรื่องของการสูญเสียทรัพยากรธรรมชาติ (depletion of resources) การเสื่อมโทรมของระบบนิเวศทั้งด้านโครงสร้างและหน้าที่ (degradation of ecosystem structure and function) ตลอดจนการสูญเสียความหลากหลายทางชีวภาพ (loss of biodiversity) เป็นหัวข้อที่นักวิทยาศาสตร์ทั่วโลกให้ความสำคัญมากในการที่จะดูแลรักษาระบบนิเวศต่าง ๆ ทั่วโลกให้คงอยู่อย่างยั่งยืน เนื่องจากของการเปลี่ยนแปลงตามธรรมชาติภายในระบบนิเวศมีการเปลี่ยนแปลงอย่างช้า ๆ โดยอาจต้องใช้เวลาเป็นสิบหรือร้อยปี จึงจะสามารถพิสูจน์ได้ถึงการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้น ดังนั้น การขยายเครือข่ายวิจัย (research network) และให้ความสำคัญการการวิเคราะห์ข้อมูลในระยะยาว (long-term data) จึงจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องเร่งเรียนรู้และทำความเข้าใจถึงปฏิสัมพันธ์ต่าง ๆ ขององค์ประกอบทั้งสิ่งมีชีวิตและไม่มีชีวิตภายในระบบนิเวศ (interaction between biotic and abiotic component of ecosystems) เพื่อประยุกต์ใช้ในการจัดการทรัพยากรธรรมชาติอย่างยั่งยืนต่อไป อย่างไรก็ตาม แม้ว่านักวิทยาศาสตร์ทั่วโลกให้ความตระหนักถึงความสำคัญของการศึกษาชีพลักษณ์ (phenomena) ที่ต้องใช้ระยะเวลาศึกษาที่ค่อนข้างยาวนาน

งานวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ในประเทศไทยมีการดำเนินการเรื่อยมาตั้งแต่ปี พ.ศ. 2503 อย่างไรก็ตาม ผลงานวิจัยดังกล่าวล้วนมุ่งให้ความสำคัญเฉพาะการสำรวจชนิดพันธุ์พืชเพื่อนำไปสู่การจัดการป่าไม้ด้านวนวัฒน์ ซึ่งในสมัยก่อนนั้นวิธีการวิจัยมักใช้การสำรวจด้วยแปลงขนาดเล็ก เพื่อสำรวจพรรณไม้ขนาดใหญ่และ

สำรวจในระยะเวลาอันสั้น ผลงานดังกล่าวมีความสำคัญต่อการเรียนรู้ความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (species diversity) และการจำแนกระบบนิเวศป่าไม้ เมื่อพิจารณาจากองค์ประกอบของพรรณพืช (species composition) ที่แตกต่างกันในแต่ละชนิดป่าของประเทศไทย ซึ่งการสำรวจในระยะเวลาอันสั้น ใช้พื้นที่สำรวจขนาดเล็กและไม่มีการติดตามการเปลี่ยนแปลง (monitoring) ในพื้นที่เดิม ส่งผลให้การวิจัยดังกล่าวเกิดข้อจำกัดต่อการประยุกต์ใช้เพื่อการจัดการป่าไม้อย่างยั่งยืนโดยเฉพาะความรู้ความเข้าใจด้านการกระจายตัวของชนิดพรรณพืช (spatial distribution) ในพื้นที่ที่มีความสัมพันธ์กับความต้องการทางนิเวศวิทยา (amplitude of tolerance) เฉพาะของแต่ละชนิด ตลอดจนการเปลี่ยนแปลงของระบบนิเวศป่าไม้ที่มีความสัมพันธ์กับสภาพภูมิอากาศที่มีความแปรปรวนอยู่ตลอดเวลา โดยเฉพาะผลกระทบของสภาวะโลกร้อน (global warming) ต่อพลวัตป่าไม้ (forest dynamics) และเพื่อตอบสนองการเปลี่ยนแปลงของระบบนิเวศป่าไม้ในภาพรวมของประเทศ การสร้าง**เครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้แห่งประเทศไทย (Thailand Forest Ecological Research Network, T-FERN)** จึงควรเร่งดำเนินการให้เกิดขึ้นอย่างเป็นระบบ เพื่อเร่งศึกษาวิจัยให้เกิดความเข้าใจถึงกระบวนการทางระบบนิเวศที่มีการเปลี่ยนแปลงไปตามธรรมชาติของตัวระบบเอง หรือเหตุการณ์ที่เกิดขึ้นเฉพาะหน้า (episodic or infrequent intervals) เช่น การตอบสนองของระบบนิเวศป่าไม้ต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะโลกร้อน หรือการเปลี่ยนแปลงที่เป็นผลสืบเนื่องจากภัยทางธรรมชาติ เป็นต้น การมีเครือข่ายวิจัยยังช่วยเพิ่มโอกาสในการศึกษาความเปลี่ยนแปลงระหว่างระบบนิเวศทั้งในส่วนท้องถิ่น ส่วนภูมิภาค และเชื่อมโยงไปสู่ระดับนานาชาติ ตลอดจนประยุกต์ใช้ความรู้ที่ได้รับนำมาใช้เพื่อการอนุรักษ์และการจัดการทรัพยากรธรรมชาติอย่างยั่งยืนต่อไป

ถึงแม้ว่ามีรายงานการวิจัยด้านนิเวศวิทยาระยะยาวของประเทศไทยในหลายพื้นที่แล้ว เช่น เขตสงวนชีวมณฑลสิ่งแวดล้อมสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง จังหวัดอุทัยธานี สถานีวิจัยต้นน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี อุทยานแห่งชาติดอยอินทนนท์ จังหวัดเชียงใหม่ และสถานีวิจัยห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ จังหวัดเชียงใหม่ เป็นต้น แต่การเชื่อมโยงของข้อมูลเพื่อการเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นนั้นยังไม่สามารถกระทำได้ อาจเนื่องด้วยการใช้วิธีการศึกษาและการวิเคราะห์ ตลอดจนรวมถึงช่วงระยะเวลาการศึกษาที่แตกต่างกัน ดังนั้น เพื่อให้มีความเข้าใจกระบวนการทางระบบนิเวศป่าไม้เพื่อตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะโลกร้อน จึงควรเร่งดำเนินการหามาตรการความร่วมมือเพื่อเชื่อมโยงเครือข่ายการวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ของประเทศไทยให้เป็นเครือข่ายเดียวกัน โดยมีคณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ เป็นศูนย์กลางสำหรับการดำเนินงานวิจัยและประสานกับหน่วยงานวิจัยอื่น ๆ การจัดทำฐานข้อมูลเพื่อประโยชน์ในการการอนุรักษ์และการจัดการทรัพยากรธรรมชาติอย่างยั่งยืน การแลกเปลี่ยนข้อมูลระหว่างหน่วยงานและเครือข่ายเพื่อใช้ศึกษาเปรียบเทียบตลอดจนหาข้อสรุปเพื่อสร้างมาตรการการอนุรักษ์ทรัพยากรความหลากหลายทางชีวภาพ ตลอดจนเตรียมความพร้อมเพื่อเชื่อมโยงเครือข่ายภายในประเทศเข้ากับระดับนานาชาติต่อไป

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ในฐานะเป็นสถาบันทางวิชาการ โดยได้ทำการเปิดสอนและทำการวิจัยเกี่ยวกับศาสตร์ด้านนิเวศวิทยาป่าไม้ ได้ตระหนักถึงภาระความรับผิดชอบและหน้าที่เกี่ยวกับเรื่องนี้เป็นอย่างดี จึงได้จัดให้มีการสัมมนาเรื่อง “นิเวศวิทยาป่าไม้” ขึ้น เพื่อเป็นศูนย์กลาง

รวบรวมแนวความคิดต่างๆ ของนักบริหาร นักวิชาการ ผู้เกี่ยวข้อง ผู้สอน และผู้สนใจ แล้วเสนอต่อหน่วยงานหรือบุคคลที่เกี่ยวข้อง ดังนั้น **ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้จึงได้ร่วมมือกับ ศูนย์วิทยาการขั้นสูงด้านทรัพยากรธรรมชาติเขตร้อน มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ และศูนย์วิจัยป่าไม้ คณะวนศาสตร์** เพื่อจัดประชุมสัมมนาเรื่องนี้ขึ้น เพื่อก่อให้เกิดการเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ของประเทศ ตลอดจนความรู้ที่ได้จากการศึกษาวิจัยในการประยุกต์ใช้เพื่อการจัดการและการอนุรักษ์ทรัพยากรธรรมชาติให้เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด

วัตถุประสงค์

1. เพื่อเสริมสร้างแรงจูงใจให้มีการศึกษา ค้นคว้า วิจัยด้านนิเวศวิทยาป่าไม้ให้กว้างขวางขึ้น

2. เพื่อส่งเสริมการนำเสนอ ข้อมูล สถิติ และผลงานการศึกษาวิจัย ตรวจสอบ ติดตามผล รวมทั้งการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีสมัยใหม่ในการศึกษานิเวศวิทยาป่าไม้ และนำผลการสัมมนาไปใช้เป็นฐานในการจัดการทรัพยากรธรรมชาติอย่างยั่งยืนต่อไป

3. เพื่อสนับสนุนให้ผู้เกี่ยวข้องทุกระดับ ทั้งนักบริหาร นักวิชาการ ผู้เกี่ยวข้อง และผู้สนใจทั่วไป จากหน่วยราชการ รัฐวิสาหกิจ และเอกชน ได้พบปะ ทราบความก้าวหน้า แลกเปลี่ยนข้อมูล อันนำไปสู่การประสานงาน และร่วมมือกันอย่างใกล้ชิด ในด้านการจัดและการอนุรักษ์ทรัพยากรธรรมชาติต่อไป

4. เพื่อสร้างเครือข่ายงานวิจัยด้านนิเวศวิทยาในระดับประเทศ โดยมีคณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ เป็นศูนย์กลางของเครือข่ายต่อไป

กำหนดการประชุมสัมมนานิเวศวิทยาป่าไม้

วันที่ 26 มกราคม 2555

เวลา	เนื้อหา/รายละเอียด	วิทยากร
8.00 – 8.40	**ลงทะเบียน**	
8.40 – 9.00	**พิธีเปิดการประชุมสัมมนาฯ** - กล่าวรายงาน - เปิดการประชุม	 หัวหน้าภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณบดีคณะวนศาสตร์
9.00 – 9.45	**บรรยายพิเศษ "บทบาทงานวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ต่อการพัฒนาประเทศ "**	**รศ.ดร.อุทิศ กุฏอินทร์**
9.45 – 10.00	**พักรับประทานอาหารว่าง**	
10.00 – 12.00	**Session 1: งานวิจัยนิเวศวิทยาระยะยาว** 1. Consequences of Land Use Change on Bird Distribution at Sakaerat Environmental Research Station 2. การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ 3. Topography and forest structure of a 15-ha forest Dynamic Plot Established within a Tropical lower montane Forest at Doi Inthanon, Thailand 4. Biomass Fluctuation of the forests along altitudinal gradients at Doi Intanon National Prak, Chiang Mai	**ประธาน: ดร.ประทีป ด้วงแค** รศ.ดร. ยงยุทธ ไตรสุรัตน์ นายธรรมนูญ เต็มไชย ดร. วิชญ์ภาส สังพาลี ผศ.ดร. สคาร ทีจันทึก
12.00-13.00	**พักรับประทานอาหาร**	
13.00 -15.00	**Session 1: งานวิจัยนิเวศวิทยาระยะยาว** 1. Regeneration dynamics of a tropical seasonal forest relating to natural disturbances in Mae Klong watershed Research Station, Kanchanaburi Province. 2. Colonization of primary forest species and factors preventing regeneration at 30 year old successional area, northern Thailand 3.พรรณพฤกษชาติแห่งประเทศไทยและการประเมินสถานภาพพืชถูกคุกคามในประเทศไทย 4. พืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย"	**ประธาน: ดร.สราวุธ สังข์แก้ว** รศ.ดร. ดอกรัก มารอด นายแหลมไทย อายานอก ดร. วรดลต์ แจ่มจำรูญ ผศ.ดร.เชิดศักดิ์ ทัพใหญ่
15.00-15.15	**พักรับประทานอาหารว่าง**	
15.15 -16.45	**Session 2: นิเวศวิทยาป่าไม้กับถิ่นอาศัยของสัตว์ป่า** 1. ปฏิสัมพันธ์ระหว่างป่าไม้กับค้างคาว 2. Species diversity and distribution of the ant in different habitats of Sakaerat environmental research station, Nakhon Ratchasima province 3. การฟื้นฟูแหล่งอาหารในป่าดิบเขา จังหวัดน่าน	**ประธาน: ดร.วัฒนชัย ตาเสน** ผศ.ดร.สาระ บำรุงศรี น.ส. ศศิธร หาสิน ดร. ธนากร ลัทธิถีระสุวรรณ

วันที่ 27 มกราคม 2555

เวลา	เนื้อหา/รายละเอียด	วิทยากร
9.00 – 10.30	**Session 3: นิเวศวิทยาป่าไม้กับสิ่งแวดล้อมและการประยุกต์ใช้** 1. ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อระบบนิเวศป่าไม้และสิ่งแวดล้อมในพื้นที่อนุรักษ์ 2. ศักยภาพของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ 3. Enrichment plantings of native species on secondary evergreen forest at TARES, Trat	**ประธาน: ดร.ดอกรัก มารอด** ดร. ทรงธรรม สุขสว่าง นายสำเริง ปานอุทัย ดร. จงรัก วัชรินทร์รัตน์
10.30 – 10.45	**พักรับประทานอาหารว่าง**	
10.45 -12.15	**Session 4: นิเวศวิทยาป่าไม้กับสิ่งแวดล้อมและการประยุกต์ใช้ (ต่อ)** 1. ความเจริญเติบโตและการแข่งขันของเถาวัลย์ในป่าธรรมชาติ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน 2. Effect of Different Burning Frequencies on Fire Behavior, Nutrient Dynamic, Soil Properties, and Vegetation Structure and Composition in Dry Dipterocarp forest, Huay Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. 3. การประเมินศักยภาพและจัดลำดับความสำคัญของกลุ่มป่าทางบกในประเทศไทย	**ประธาน: ดร.ดอกรัก มารอด** นายชิงชัย วิริยะบัญชา ผศ.ดร. กอบศักดิ์ วันธงชัย ดร.นันทชัย พงศ์พัฒนานุรักษ์
12.15-13.15	**พักรับประทานอาหาร**	
13.15–16.15	**การประชุมโต๊ะกลม (round table) เพื่อกำหนดแนวทางการพัฒนาและสร้างเครือข่ายงานวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ของประเทศไทย**	**ดร. จงรัก วัชรินทร์รัตน์ และผู้ร่วมสัมมนา**
16.15 -16.30	**พิธีปิดการประชุมสัมมนา**	**ผอ. ศูนย์วิทยาการขั้นสูงด้านทรัพยากรธรรมชาติเขตร้อน**

Poster presentation;

1. ผลกระทบของไฟป่าต่อการตั้งตัวของไม้ไผ่ข้าวหลาม (*Cephalostrachyum pergracile*) ภายหลังการออกดอกตายขุย ปณิดา กาจีนะ และคณะ
2. Application of GIS for the Suitable Habitat for *Aquilaria crassna* in Natural Forest at Nam Tok Phiew National Park: ต่อลาภ คำโย และคณะ
3. Carbon sequestration from Ant Nest: Sasithon Hasin et al.
4. ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อระบบนิเวศป่าไม้และสิ่งแวดล้อมในพื้นที่อนุรักษ์: โดย ดร.ทรงธรรม สุขสว่าง
5. การเจริญทดแทนของพันธุ์ไม้ดั้งเดิมภายหลังการฟื้นฟูป่าดิบแล้ง ที่สถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราช: ไกรสิทธิ์ พาณิชสวย และคณะ
6. แบบจำลองน้ำท่าป่าต้นน้ำ: ดร.พงษ์ศักดิ์ วิทวัสชุติกุล และคณะ
7. โครงการติดตามผลการศึกษาขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการในอุทยานแห่งชาติเขาแหลมหญ้า-หมู่เกาะเสม็ด: ชัยณรงค์ เรืองทอง และคณะ

Consequences of Land Use Change on Bird Distribution at Sakaerat Environmental Research Station

Yongyut Trisurat [1,*] and Prateep Duangkae [1]

ABSTRACT

The objectives of this research were to predict land-use/land-cover change in the Sakaerat Environmental Research Station (SERS) and to analyze its consequences on Black-crested Bulbul (*Pycnonotus melanicterus*), which is a popular species for bird-watching activity. The Dyna-CLUE model was used to determine land-use allocation in 2020 under two scenarios. Trend scenario was a continuation of recent land-use change (2002-2008), while the integrated land-use management scenario aimed to protect 45% of remaining forest cover, rehabilitate degraded areas as natural forest and provide wood supply for renewable energy. The maximum entropy model (Maxent), Geographic Information System (GIS) and FRAGSTATS package were used to predict bird occurrence and assess landscape fragmentation indices, respectively. The results revealed that parts of secondary growth, agriculture areas and dry dipterocarp forest close to road networks would be converted to other land use classes, especially eucalyptus plantation. Distance to dry evergreen forest, distance to secondary growth and distance to road are important factors for Black-crested Bulbul distribution because this species prefers to inhabit ecotones between dense forest and open woodland. The predicted of occurrence for Black-crested Bulbul in 2008 covers an area of 3,802 ha and relatively reduces to 3,342 ha in 2020 for trend scenario and to 3,627 ha for integrated-land use management scenario. However, intact habitats would be severely fragmented, which can be noticed by total habitat area, largest patch index and total core area indices, especially under trend scenario. These consequences are likely to diminish the recreation and education values of the SERS to the public.

---

[1] Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

[*] Corresponding author: Yongyut Trisurat, fforyyt@ku.ac.th

การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ

Longterm ecological research by using permanent plot in National Park in Thailand

ธรรมนูญ เต็มไชย และทรงธรรม สุขสว่าง

บทคัดย่อ

การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ อยู่ในความรับผิดชอบของส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ดำเนินการโดยศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ 8 แห่ง ได้เริ่มดำเนินการตั้งแต่ปี พ.ศ. 2553 โดยมีวัตถุประสงค์หลักเพื่อใช้เป็นตัวแทนในการศึกษาด้านนิเวศวิทยาระยะยาวในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ที่ครอบคลุมทุกภูมิภาคของประเทศ และเพื่อใช้ประโยชน์ในการตรวจติดตามความเปลี่ยนแปลงด้านนิเวศในพื้นที่ป่าอนุรักษ์

การดำเนินการวางแปลงตัวอย่างดังกล่าวได้ใช้วิธีการด้านนิเวศวิทยาควบคู่กับการใช้เทคนิคด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ซึ่งเข้ามาเกี่ยวข้องในทุกขั้นตอน เช่น การคัดเลือกตำแหน่งและขนาดของแปลงตัวอย่าง (120 x 120 ตารางเมตร) ที่อ้างอิงกับขนาดของจุดภาพ (pixel) ในถ่ายดาวเทียม การถ่ายทอดตำแหน่งของต้นไม้และการปกคลุมของเรือนยอดไม้ในแปลงตัวอย่างโดยอ้างอิงกับระบบพิกัดบนพื้นผิวโลกในระบบ UTM การวิเคราะห์ข้อมูลการกระจายและการปกคลุมเชิงพื้นที่โดยใช้เครื่องมือสารสนเทศภูมิศาสตร์ รวมถึงการวิเคราะห์มวลชีวภาพและการสร้างสมการการปกคลุมเรือนยอด (Forest Canopy Density : FCD) ผ่านทางภาพถ่ายดาวเทียม โดยมีแปลงตัวอย่างป่าสนสองใบในอุทยานแห่งชาติพุเตย จังหวัดสุพรรณบุรี และป่าดงดิบชื้นในอุทยานแห่งชาติเขาชะเมา - เขาวง เป็นแปลงตัวอย่างต้นแบบของการขยายผลในปี 2554

การใช้เครื่องมือระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในการจัดการข้อมูลในแปลงตัวอย่างดังกล่าว สามารถวิเคราะห์ข้อมูลด้านต่างๆ ได้ละเอียดและง่ายดาย โดยเฉพาะการอ้างอิงระบบพิกัดจะสามารถนำเอาภาพถ่ายดาวเทียมมาใช้ในการวิเคราะห์ความเปลี่ยนแปลงของมวลชีวภาพและการเก็บกักคาร์บอนและพลวัตของระบบนิเวศในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ได้เป็นอย่างดี

ปัจจุบันสามารถดำเนินการวางแปลงตัวอย่างโดยใช้วิธีการดังกล่าวได้แล้วจำนวน 12 แปลง ในอุทยานแห่งชาติ 11 แห่ง และคาดว่าจะดำเนินการครบทุกแห่งในปี 2564

คำนำ

การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ อยู่ในความรับผิดชอบของส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ดำเนินการโดยศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ 8 แห่ง ได้เริ่มดำเนินการตั้งแต่ปี พ.ศ. 2553 โดยมีวัตถุประสงค์หลักเพื่อใช้เป็นตัวแทนในการศึกษาด้านนิเวศวิทยาระยะยาวในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ที่ครอบคลุมทุกภูมิภาคของประเทศ และเพื่อใช้ประโยชน์ในการตรวจติดตามความเปลี่ยนแปลงด้านนิเวศในพื้นที่ป่าอนุรักษ์

การวางแปลงตัวอย่างถาวรโดยใช้ระบบสารสนเทศทางภูมิศาสตร์หรือ GIS มีเป้าหมายที่จะพัฒนาระบบการจัดเก็บและวิเคราะห์ข้อมูลที่สะดวก ง่าย และสามารถนำเอาเทคโนโลยีการสำรวจจากระยะไกล (Remote sensing) และสารสนเทศทางภูมิศาสตร์ (Geographic Information System, GIS) ซึ่งเทคโนโลยีเหล่านี้เมื่อเชื่อมโยงกับข้อมูลจากภาคสนาม (แปลงตัวอย่างถาวร) แล้ว จะสามารถวิเคราะห์ได้หลายแขนง ซึ่งจะเป็นประโยชน์อย่างมาก เช่น การวิเคราะห์ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนในพื้นที่ หรือการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของมวลชีวภาพย้อนหลังไปในอดีตก่อนทำการวางแปลงตัวอย่าง เป็นต้น

อย่างไรก็ดี ผู้ที่จะดำเนินการปฏิบัติงานนี้จำเป็นต้องมีความรู้ความเข้าใจในศาสตร์ด้านต่างๆ ที่เกี่ยวข้อง เช่น ด้านนิเวศวิทยา ด้านการรังวัด การใช้งานโปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ ด้านพฤกษศาสตร์ป่าไม้ ด้านการสำรวจจากระยะไกล (Remote sensing) ด้านการคณิตป่าไม้ (Forest Mensuration) เป็นต้น

ขนาดของแปลงตัวอย่าง

สำนักอุทยานแห่งชาติ โดยส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ ได้ศึกษาการวางแปลงตัวอย่างจากงานวิจัยและเอกสารอ้างอิงต่างๆ เช่น เอกสารของ ดอกรัก (2542) ได้อ้างถึง Mueller-Dombois (1974) ว่าได้เสนอขนาดพื้นที่แปลงตัวอย่างเล็กสุดที่ใช้ในเขตอบอุ่น ในป่าดงดิบเขตร้อน คือใช้ขนาด 625 – 10,000 ตารางเมตร และเมื่อพิจารณาถึงความสอดคล้องกับการนำเอาเทคโนโลยีด้านการสำรวจระยะไกล (remote sensing) มาใช้ประโยชน์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการวิเคราะห์ข้อมูล จึงได้เลือกใช้แปลงตัวอย่างขนาด 120 x 120 ตารางเมตร (1.44 เฮกตาร์) ซึ่งมีข้อดีของการใช้แปลงตัวอย่างขนาดนี้ คือ

1. แปลงตัวอย่างถาวรขนาดมาตรฐานที่ใช้กันทั่วไป คือ 100 x 100 ตารางเมตร (1 เฮกตาร์) ดังนั้นแปลงตัวอย่างขนาดที่เลือกใช้จึงไม่เล็กกว่าขนาดมาตรฐาน ส่วนขนาดที่เพิ่มขึ้นด้านละ 10 เมตร นั้น จะเป็นแนวกันชน (buffer) ของแปลงตัวอย่างไปในตัว

2. แปลงตัวอย่างขนาด 120 x 120 ตารางเมตร เป็นค่าสัดส่วนของจุดตัดหรือรายละเอียดภาพในภาพถ่ายดาวเทียมที่ลงตัวสำหรับภาพถ่ายดาวเทียมทุกดวงที่นิยมใช้ในงานป่าไม้ เช่น ดาวเทียม Landsat 5 TM มีรายละเอียดภาพ 30 เมตร ดาวเทียม SPOT มีรายละเอียดภาพ 15 เมตร และดาวเทียม THEOS มีรายละเอียดภาพ 15 เมตร เป็นต้น ซึ่งภาพถ่ายดาวเทียมเหล่านี้ได้ถูกวางแผนที่จะนำมาใช้ประโยชน์ในการศึกษาในครั้งนี้ด้วย

3. ขนาดแปลงตัวอย่างนี้ ไม่ใหญ่จนเกินไป ซึ่งช่วยลดความผิดพลาดเนื่องจากความบิดเบี้ยวของแปลงตัวอย่าง ประหยัดงบประมาณและเวลา รวมทั้งการปฏิบัติงานแต่ละครั้งไม่มากจนเกินไปจะช่วยรักษาประสิทธิภาพของการปฏิบัติงานไว้ได้

4. การใช้แปลงตัวอย่างขนาดใหญ่มากในพื้นที่เพียงบริเวณเดียว ไม่สามารถตอบคำถามเกี่ยวกับระบบนิเวศในพื้นที่ห่างออกไปในภูมิภาคอื่นได้ แต่การใช้แปลงตัวอย่างขนาดที่ไม่ใหญ่เกินไปแต่ให้มีการกระจายไปยังภูมิภาคต่างๆ อย่างครอบคลุมจะสามารถเป็นตัวแทนของระบบนิเวศได้ดีกว่า ซึ่งในแนวทางของส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ ได้เตรียมการให้มีแปลงตัวอย่างอย่างน้อย 148 แห่ง ครบทุกอุทยานแห่งชาติ

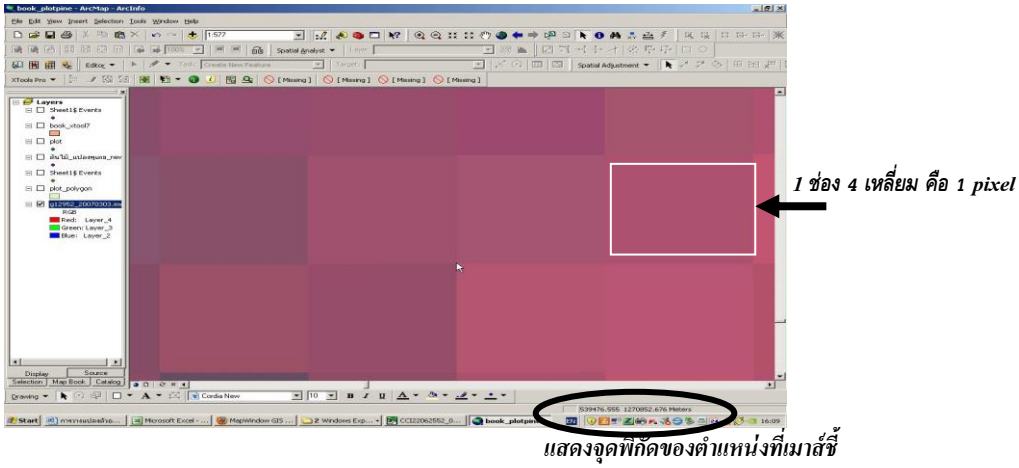
การวางแปลงตัวอย่างในภาคสนาม

1. <u>การพิจารณาคัดเลือกบริเวณที่จะทำการวางแปลงตัวอย่าง</u>

พิจารณาจากความโดดเด่นของระบบนิเวศในอุทยานแห่งชาติที่ทำการวางแปลง ซึ่งอาจพิจารณาจากระบบนิเวศที่น่าสนใจ หรือการคัดเลือกจากสังคมพืชที่เป็นตัวแทนของพื้นที่นั้นได้ ทั้งนี้ภายใต้ข้อจำกัดด้านการเข้าถึง การไม่ถูกรบกวนจากกิจกรรมการใช้ประโยชน์อื่นๆ และความยากง่ายในการปฏิบัติงาน

2. <u>การหาพิกัดตำแหน่งของแปลงตัวอย่างในภาคสนาม</u>

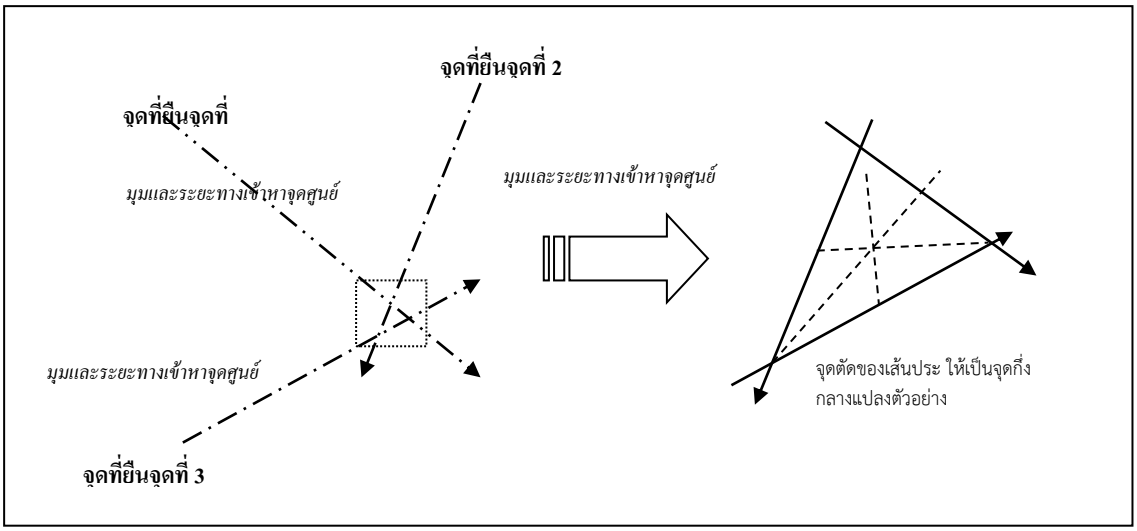
หลังจากคัดเลือกบริเวณ (อย่างกว้างๆ) พอที่จะทำการวางแปลงตัวอย่างได้แล้ว จะได้เริ่มวางหมุดแปลงตัวอย่างหมุดกึ่งกลางแปลงเป็นหมุดแรก ซึ่งหาได้จากจุดตัดของ pixel ในภาพถ่ายดาวเทียม โดยเลือกใช้ภาพถ่ายจากดาวเทียม Landsat 5 ซึ่งเป็นข้อมูลที่เหมาะสำหรับการศึกษาด้านทรัพยากรป่าไม้ การเลือกดูจุดตัดของ pixel ในภาพถ่ายดาวเทียม ทำได้โดยการเปิดดูภาพถ่ายดาวเทียมด้วยโปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ และทำการขยาย (zoom) จนสังเกตเห็นสี่เหลี่ยมของแต่ละ pixel จากนั้นทำการอ่านค่าพิกัดบริเวณจุดตัดของ pixel ผ่านทางโปรแกรมดังกล่าว (ภาพที่ 1)



ภาพที่ 1 ที่ขยายขนาดด้วยโปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์

จากนั้นนำค่าพิกัดที่อ่านได้ป้อนลงในเครื่องมือหาพิกัดภูมิศาสตร์ (GPS) แล้วนำไปค้นหาที่ตั้งของจุดพิกัดดังกล่าวในพื้นที่จริง เมื่อพบแล้วจะสมมติให้จุดๆ นี้เป็นเสมือนจุดกึ่งกลางของแปลงตัวอย่าง ซึ่งในกรณีใช้

เครื่อง GPS ที่ให้ความถูกต้องสูงและสภาพป่าไม่แน่นทึบจะไม่มีปัญหานัก แต่หากใช้เครื่อง GPS ที่ด้อยคุณภาพสำหรับงานป่าไม้หรือสภาพป่าที่รกทึบ จะพบว่าจุดพิกัดที่ได้จะไม่นิ่งอยู่กับที่ (มีค่าความคลาดเคลื่อนสูง) จึงต้องใช้วิธีการหามุมและทิศทางเข้าหาจุดจาก 3 ทิศทาง แนวทั้ง 3 ทิศทางจะตัดกันเป็นรูปสามเหลี่ยม ให้หาแนวของเส้นที่ลากจากจุดกึ่งกลางด้านไปยังมุมตรงกันข้าม ทั้ง 3 เส้น จุดตัดของเส้นดังกล่าวใช้เป็นจุดกึ่งกลางแปลงตัวอย่าง (ภาพที่ 2)



ภาพที่ 2 วิธีการหาจุดกึ่งกลางแปลงโดยการใช้มุมและทิศทางเข้าหาจุดจาก 3 ทิศทาง

3. <u>การวางแปลงตัวอย่างขนาด 120 x 120 ตารางเมตร</u>

จากหมุดกึ่งกลางของแปลงตัวอย่าง ใช้กล้องรังวัด วัดมุมออกไปทางทิศเหนือ ใต้ ตะวันออก และตะวันตก ในระยะทางด้านละ 60 เมตรทางราบ ทั้งนี้ทิศของมุมที่วัดออกไปจะใช้ทิศของกริดแผนที่ในระบบ WGS 84 (ซึ่งแตกต่างกับทิศของแม่เหล็กหรือเข็มทิศเล็กน้อยประมาณ 30 ลิปดา ขึ้นอยู่กับแต่ละพื้นที่)

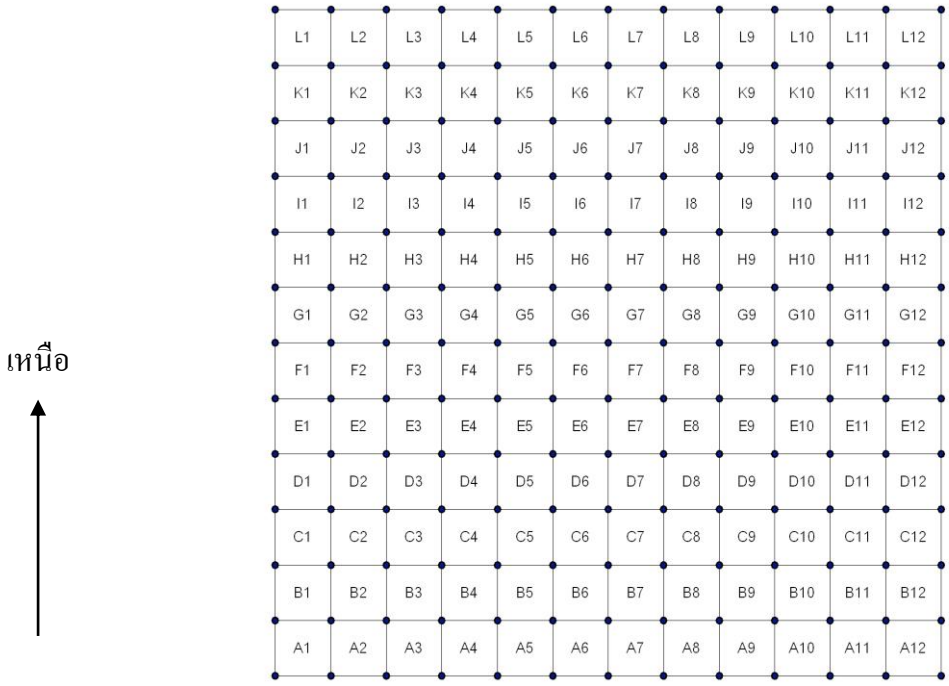
ทำการวัดมุมและระยะทาง จนครบเป็นแปลงตัวอย่างขนาด 120 x 120 ตารางเมตร โดยใช้กล้องรังวัดและเทปวัดระยะตามแนวราบ แต่ทั้งนี้หากเป็นสภาพป่าที่รกทึบ เช่น ป่าดงดิบชื้น อาจไม่ใช้กล้องรังวัด เพราะทัศนวิสัยในการมองเห็นค่อนข้างใกล้และจำเป็นต้องมีการถางแนวเพื่อเปิดแนวในการเล็ง ทำให้เกิดผลกระทบต่อพรรณไม้ในแปลงตัวอย่าง ซึ่งมีวิธีการที่ง่ายกว่าคือการใช้เครื่องมือ GPS ป้อนค่าพิกัดของจุดกึ่งกลางขอบแปลงแต่ละด้านไว้แล้วใช้คำสั่ง GOTO ในการค้นหาทิศทั้ง 4 จากนั้นใช้ไม้กากบาทที่ตั้งฉากวางที่จุดกึ่งกลางแปลงให้แขนแต่ละด้านหันไปตามทิศที่เล็งไว้ แขนทั้ง 4 นี้จะใช้เป็นแนวเล็งของแกนหลักทั้ง 4 ทิศ

ทำการตรวจสอบค่าพิกัดของมุมแปลงทั้งสี่มุมว่าถูกต้องใกล้เคียงกับค่าพิกัดภูมิศาสตร์ที่ควรจะเป็นหรือไม่ หากถูกต้องแล้วจึงทำการซอยแบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10 x 10 ตารางเมตร รวม 144 แปลงย่อย แต่ละแปลงย่อยทำการกำหนดรหัสแปลงให้เป็นระบบ เพื่อความง่ายในการตรวจสอบข้อมูลและการทำงาน โดยใช้อักษรภาษาอังกฤษ A – L เป็นชื่อแถว และเลข 1 – 12 เป็นชื่อหลัก ทั้งนี้หมุดย่อยทั้ง 169 หมุด จะฝังด้วยเสาปูนหน้ากว้าง 3 นิ้ว สูงเหนือพื้นดิน 50 เซนติเมตร พร้อมชื่อพิกัดตามลำดับแกน X และ Y (ภาพที่ 3)

4. <u>การวัดต้นไม้ในแปลงตัวอย่าง</u>

จากแปลงตัวอย่าง เก็บข้อมูลองค์ประกอบของชนิดพันธุ์ไม้ ขนาดความโต ความสูง และการปกคลุมเรือนยอด โดยแบ่งกลุ่มพรรณไม้เพื่อตรวจนับเป็น 3 ขนาด คือ 1). ไม้ยืนต้น (tree) หมายถึงต้นไม้ที่มีขนาดวัดรอบที่ระดับอก (1.3 เมตร) ตั้งแต่ 13.5 เซนติเมตรขึ้นไป และมีความสูงมากกว่า 1.3 เมตร โดยทำการวัดมิติต่างๆ เช่น ความโต ความสูงถึงกิ่งแรก ความสูงทั้งหมด ความกว้างเรือนยอด ชั้นคุณภาพไม้ ชื่อพรรณไม้ และทำการติดหมายเลขลำดับพร้อมคาดสีลำต้นบริเวณที่ทำการวัดขนาดความโต และพิกัดตำแหน่งต้นไม้ที่ปรากฏในแปลงตัวอย่าง สำหรับการนำไปใช้วิเคราะห์ด้านต่างๆ รวมทั้งประโยชน์ในการตรวจติดตามความเปลี่ยนแปลงของข้อมูล 2). ไม้หนุ่ม (sapling) หมายถึงพรรณไม้ที่มีขนาดวัดรอบที่ระดับอกต่ำกว่า 13.5 เซนติเมตร และมีความสูงมากกว่า 1.3 เมตร ซึ่งใช้ขนาดแปลงตัวอย่าง 4 x 4 ตารางเมตร ในมุมด้านล่างซ้ายมือของแปลงย่อยทุกแปลง แต่ทั้งนี้สามารถปรับเปลี่ยนรูปแบบได้ตามพิจารณาของผู้ดำเนินการ 3). กลุ่มกล้าไม้ (seedling) ซึ่งหมายถึงพรรณไม้ที่มีความสูงไม่เกิน 1.3 เมตร ทำการนับชนิดและจำนวนที่ปรากฏในแปลงตัวอย่างขนาด 1 x 1 ตารางเมตร ซึ่งอยู่มุมแปลงของแปลงย่อยที่ทำการตรวจนับไม้หนุ่ม

จัดเก็บข้อมูลในระบบคอมพิวเตอร์ด้วยโปรแกรมด้าน spread sheet โดยในแต่ละคอลัมภ์ประกอบด้วยข้อมูล 1 ฟิลด์ ซึ่งมีฟิลด์หลักๆ ประกอบด้วย



ภาพที่ 3 แผนผังแปลงตัวอย่างขนาด 120 x 120 ตารางเมตร แบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10 x 10 ตารางเมตร จำนวน 144 แปลงย่อย มีรหัสแปลงย่อย แสดงผลในโปรแกรมด้าน GIS

5. ติดตั้งอุปกรณ์บันทึกภูมิอากาศระบบดิจิตอล (data logger) เพื่อติดตามความเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิและความชื้น ในชั้นบรรยากาศในแปลงตัวอย่าง โดยทำการบันทึกด้วยระบบอัตโนมัติทุก 1 ชั่วโมง

6. <u>เก็บข้อมูลชีพลักษณ์</u> ของต้นไม้ทุกต้นที่ปรากฏในแปลงตัวอย่างทุกเดือน (เก็บข้อมูลระยะยาว) โดยแบ่งขั้นตอนของชีพลักษณ์ออกเป็น 9 ขั้นตอน คือ 1). ใบอ่อน 2). ใบแก่ 3). ทิ้งใบ 4). ดอกตูม 5). ดอกบาน 6). ดอกร่วง 7). ผลอ่อน 8). ผลแก่หรือสุก 9). ผลร่วง ซึ่งการบันทึกลักษณะของชีพลักษณ์ดังกล่าวจะแทนด้วยตัวเลข 1 – 9 ซึ่งสามารถนำไปใช้ในการวิเคราะห์ด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ได้ง่ายขึ้น

7. ติดตามความโต ความสูง และชั้นคุณภาพไม้ ซ้ำทุก 1 ปี (เก็บข้อมูลระยะยาว)

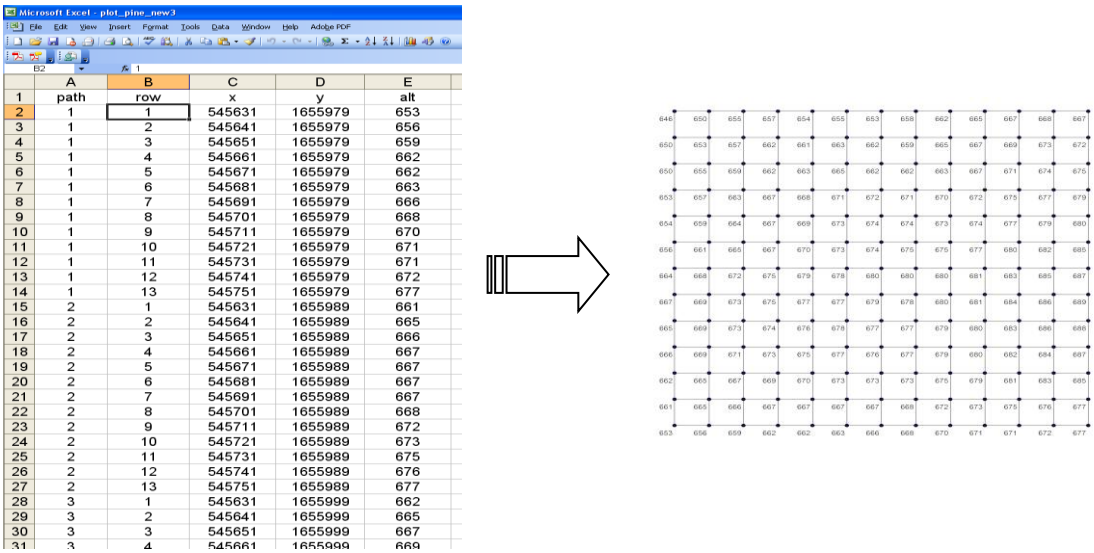
การสร้างแปลงตัวอย่างจำลองในระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์

1. <u>การสร้างแปลงตัวอย่างจำลอง</u>

แปลงตัวอย่างจำลองที่สร้างในระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์จะอ้างอิงกับพิกัดตำแหน่งของแปลงตัวอย่างในสภาพภูมิประเทศจริง แบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10 x 10 ตารางเมตร เท่าแปลงตัวอย่างจริงในภาคสนาม โดยแปลงตัวอย่างที่ทำการจำลองขึ้นนี้จะจัดเก็บในรูปของ shape file ซึ่งสามารถนำมาใช้ประโยชน์ในการวิเคราะห์ข้อมูลต้นไม้ในแปลงตัวอย่างได้ด้วย (เช่นเดียวกับภาพที่ 3)

2. <u>การสร้างแบบจำลองลักษณะภูมิประเทศ</u>

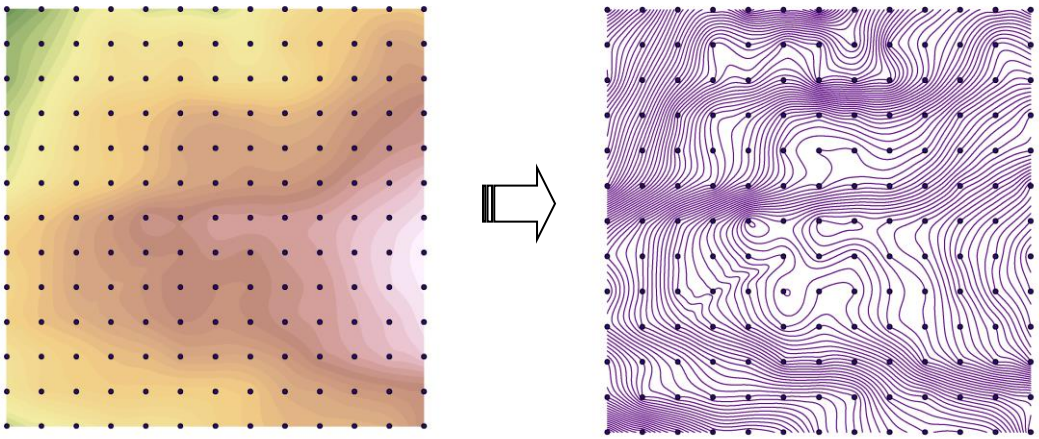
การจำลองสภาพภูมิประเทศของแปลงตัวอย่างสามารถจัดทำอย่างง่ายโดยการใช้เครื่องมือหาระดับความสูง (elevation) ของภูมิประเทศ ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ได้ใช้เครื่องมือ GPS ซึ่งสามารถบอกค่าระดับความสูงของพื้นที่ในแต่ละตำแหน่งพิกัดหมุดย่อย ข้อมูลที่ได้บันทึกลงในตาราง spread sheet เช่น Excel ในตารางประกอบด้วยข้อมูลหลักคือ ค่าพิกัด latitude, longitude ในระบบ UTM และค่าระดับความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลางหน่วยเป็นเมตร จากนั้นนำข้อมูลดังกล่าวจากตาราง spread sheet เข้าสู่โปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ แสดงการกระจายของแต่ละหมุดย่อย (ภาพที่ 4)



	A	B	C	D	E
1	path	row	x	y	alt
2	1	1	545631	1655979	653
3	1	2	545641	1655979	656
4	1	3	545651	1655979	659
5	1	4	545661	1655979	662
6	1	5	545671	1655979	662
7	1	6	545681	1655979	663
8	1	7	545691	1655979	666
9	1	8	545701	1655979	668
10	1	9	545711	1655979	670
11	1	10	545721	1655979	671
12	1	11	545731	1655979	671
13	1	12	545741	1655979	672
14	1	13	545751	1655979	677
15	2	1	545631	1655989	661
16	2	2	545641	1655989	665
17	2	3	545651	1655989	666
18	2	4	545661	1655989	667
19	2	5	545671	1655989	667
20	2	6	545681	1655989	667
21	2	7	545691	1655989	667
22	2	8	545701	1655989	668
23	2	9	545711	1655989	672
24	2	10	545721	1655989	673
25	2	11	545731	1655989	675
26	2	12	545741	1655989	676
27	2	13	545751	1655989	677
28	3	1	545631	1655999	662
29	3	2	545641	1655999	665
30	3	3	545651	1655999	667
31	3	4	545661	1655999	669

ภาพที่ 4 จากตารางในภาพ คอลัมภ์ C คือค่า Latitude คอลัมภ์ D คือค่า longitude และคอลัมภ์ E คือค่าระดับความสูง ตารางนี้บันทึกไว้ในรูปแบบ Excel และนำเข้าสู่โปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ แสดงเป็นแผนภาพความสูงของแต่ละหมุดย่อย

ใช้เครื่องมือสร้างแผนภาพภูมิประเทศ ซึ่งเป็นฟังก์ชันหนึ่งในโปรแกรม ArcGIS โดยอ้างอิงระดับความสูงของแต่ละหมุดย่อย ในรูปแบบของ raster และสร้างเป็นเส้นชั้นระดับความสูง (contour line) ในรูปแบบของ shape file (ภาพที่ 5) เส้นชั้นระดับความสูงในแปลงตัวอย่างจะนำไปใช้ในการจัดทำ profile หรือ forest diagram ในรูปแบบของแบบจำลอง 3 มิติ ทำให้เห็นสภาพสูงต่ำของพื้นที่ ซึ่งจะได้กล่าวต่อไป



ภาพที่ 5 ผลการ run ข้อมูลจะเป็นภาพแสดงระดับสูงตำของภูมิประเทศ

3. <u>การสร้างแบบจำลองการกระจายของต้นไม้ในแปลงตัวอย่าง</u>

ตำแหน่งของต้นไม้ เฉพาะที่เป็นไม้ยืนต้น (tree) ที่ปรากฏในแปลงตัวอย่างถาวร ได้จากการวัดพิกัดของต้นไม้ในแต่ละแปลงย่อย แล้วคำนวณค่าให้เป็นพิกัดตามระบบภูมิศาสตร์ ซึ่งแนะนำให้จัดการข้อมูลเหล่านี้ให้เรียบร้อยในโปรแกรมประเภทตารางคำนวณ เช่น Excel เป็นต้น

ภาพที่ 6 แสดงหน้าต่างตาราง Excel ซึ่งจัดเก็บข้อมูลต้นไม้แต่ละต้น

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R
1	no	plot_no	pole_x	pole_y	tree_no	name	group	species	code	gbh	Br_heigh	total_H	x_subplot	y_subplot	x_plot	y_plot	x_utm	y_utm
2	1	1	00	00	1	ยางเหียง	DIPTEROCARPACEA	ipterocarpus obtusifoliu	Diob	35.3	5	9.5	0.6	0.6	0.6	0.6	545631.6	1655979.6
3	2	1	00	00	2	รักป่า	ANACARDIACEAE	Gluta usitata	GLUS	42.5	3.5	7	4.9	3.85	4.9	3.85	545635.9	1655982.9
4	3	1	00	00	3	ยางเหียง	DIPTEROCARPACEA	ipterocarpus obtusifoliu	Diob	71.1	8	12	3.32	6.9	3.32	6.9	545634.3	1655985.9
5	4	1	00	00	4	สนสองใบ	PINACEAE	Pinus merkusii	PIME	142.3	13	23	2.2	8.76	2.2	8.76	545633.2	1655987.8
6	5	1	00	00	5	รัง	DIPTEROCARPACEA	Shorea siamensis	SHSI	82.9	5.5	14.5	5.62	6.25	5.62	6.25	545636.6	1655985.3
7	6	2	10	00	6	สนสองใบ	PINACEAE	Pinus merkusii	PIME	110.8	11	18	3.29	7.25	13.29	7.25	545644.3	1655986.3
8	7	2	10	00	7	สนสองใบ	PINACEAE	Pinus merkusii	PIME	123.6	13	23	9.12	6.7	19.12	6.7	545650.1	1655985.7
9	8	2	10	00	8	พะยอม	DIPTEROCARPACEA	Shoea roxburghii	SHRO	60	4	9.5	3.9	9.7	13.9	9.7	545644.9	1655988.7
10	9	3	20	00	9	ยางเหียง	DIPTEROCARPACEA	ipterocarpus obtusifoliu	DiOB	18.7	3	4.5	1.71	9.74	21.71	9.74	545652.7	1655988.7
11	10	3	20	00	10	รักป่า	ANACARDIACEAE	Gluta usitata	GLUS	20.5	3	6	8.58	3.1	28.58	3.1	545659.6	1655982.1
12	11	3	20	00	11	เต็ง	DIPTEROCARPACEA	Shorea obtusa	SHOB	22.2	1.3	3.5	7.53	5.8	27.53	5.8	545658.5	1655984.8
13	12	3	20	00	12	ประดู่ป่า	MINOSAE-PAPILION	erocarpus macrocarpu	PTMA	39.7	3	11	8.84	7.34	28.84	7.34	545659.8	1655986.3
14	13	4	30	00	13	ยางเหียง	DIPTEROCARPACEA	ipterocarpus obtusifoliu	DiOB	85.3	13	18.5	6.4	1	36.4	1	545667.4	1655980
15	14	4	30	00	14	เหมือดโลด	SYMPLOCACEAE	Symplocos racemosa	SYRA	44.8	1.8	7	7.05	1.7	37.05	1.7	545668.1	1655980.7
16	15	4	30	00	15	ก่อตลับ	FAGACEAE	Quercus sp.	QUSP	35.4	4	8	8.37	0.18	38.37	0.18	545669.4	1655979.2

ภาพที่ 6 การจัดการข้อมูลในตารางบันทึกข้อมูล (ดูคำอธิบายแต่ละคอลัมภ์ในหน้าถัดไป)

รายละเอียดและที่มาของข้อมูลในตารางบันทึกข้อมูลต้นไม้ในแปลงตัวอย่างในตารางที่ 6 ตามลำดับหมายเลขที่ระบุ มีดังนี้

1 เป็นลำดับที่ของ record ข้อมูล จะไม่มีก็ได้

2 ระบุลำดับที่แปลงย่อยของต้นไม้แต่ละต้น เนื่องจากในแต่ละแปลงย่อยมีต้นไม้ได้หลายต้น

3 ชื่อหมุดมุมแปลงย่อย ซึ่งระบุพิกัด x ของแปลงย่อย

4 ชื่อหมุดมุมแปลงย่อย ซึ่งระบุพิกัด y ของแปลงย่อย

5 หมายเลขต้นไม้ที่ทำการติดเบอร์ไว้ ต้องไม่ซ้ำกัน

6 ชื่อต้นไม้เป็นภาษาไทย

7 ชื่อวงศ์ของต้นไม้

8 ชื่อวิทยาศาสตร์

9 รหัสชื่อต้นไม้ใช้อักษร 4 ตัว 2 ตัวแรกเป็นอักษรนำหน้าของสกุล (genus) 2 ตัวหลังเป็นอักษรนำหน้าของชนิด (species)

10 ขนาดความโตวัดรอบที่ระดับอก

11 ความสูงถึงกิ่งแรก

12 ความสูงทั้งหมด

13 ค่าพิกัดต้นไม้ในแปลงย่อยในแกน x ของต้นไม้ ได้จากการวัดในสนาม

14 ค่าพิกัดต้นไม้ในแปลงย่อยในแกน y ของต้นไม้ ได้จากการวัดในสนาม

15 ค่าพิกัดต้นไม้ในแปลงใหญ่ในแกน x ได้จาก **3 + 13**

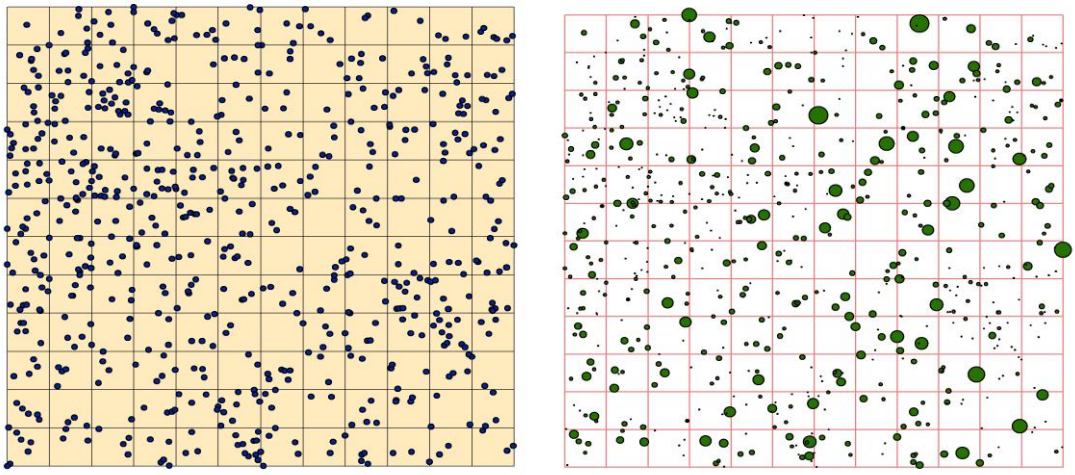
16 ค่าพิกัดต้นไม้ในแปลงใหญ่ในแกน y ได้จาก **4 + 14**

17 ค่าพิกัด latitude บนพื้นโลกในระบบ UTM ได้จาก **15** + ค่าพิกัด latitude UTM ที่มุมล่างซ้ายของแปลงขนาดใหญ่

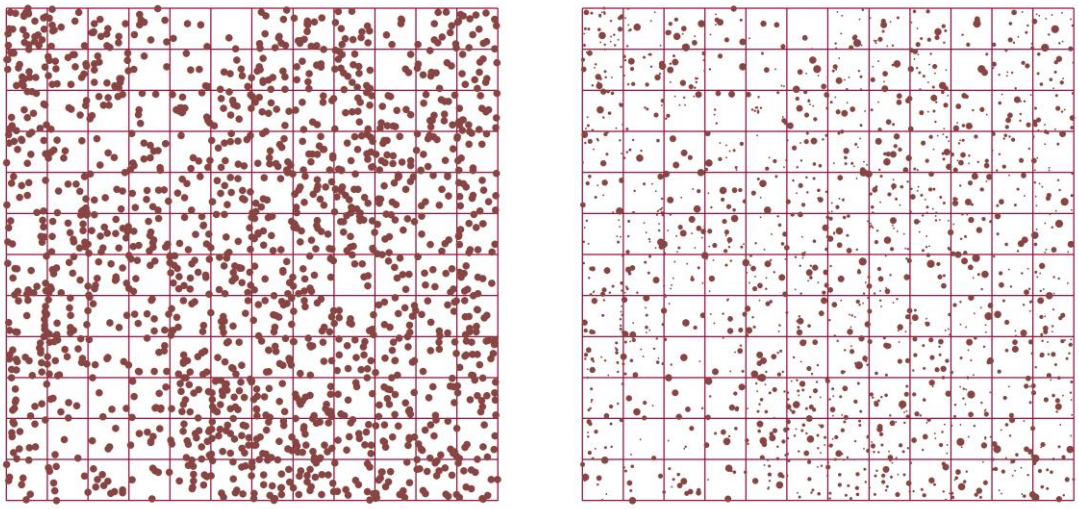
18 ค่าพิกัด longitude บนพื้นโลกในระบบ UTM ได้จาก **16** + ค่าพิกัด longitude UTM ที่มุมล่างซ้ายของแปลงขนาดใหญ่

ข้อมูลอื่นๆ นอกเหนือจากนี้ที่ควรคำนวณให้เสร็จในตารางคำนวณ ได้แก่ ค่าปริมาตรไม้ (volume) พื้นที่หน้าตัด (basal area) หรืออาจใช้วิธีเพิ่มฟิลด์ในตาราง attribute ในโปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ ก็ได้

เมื่อจัดเก็บข้อมูลเป็นที่เรียบร้อยแล้ว จึงนำเข้าสู่โปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ ซึ่งแสดงพิกัดตำแหน่งของต้นไม้แต่ละต้นในแปลงตัวอย่าง (ภาพที่ 7 และภาพที่ 8)



ภาพที่ 7 การกระจายของไม้ยืนต้นในแปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย ที่จำลองไว้ด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในแนวราบ 2 มิติ (ภาพซ้าย) ตำแหน่งของต้นไม้ (ภาพขวา) แสดงสัญลักษณ์ตามขนาดความโตของต้นไม้



ภาพที่ 8 การกระจายของไม้ยืนต้นในแปลงตัวอย่างป่าดงดิบชื้น อุทยานแห่งชาติเขาชะเมา-เขาวง ที่จำลองไว้ด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในแนวราบ 2 มิติ (ภาพซ้าย) ตำแหน่งของต้นไม้ (ภาพขวา) แสดงสัญลักษณ์ตามขนาดความโตของต้นไม้

ในชั้นข้อมูล (layer) ที่จัดเก็บข้อมูลการกระจายของต้นไม้ ตาราง attribute ของข้อมูลต้นไม้ที่สร้างขึ้น ประกอบด้วย field ต่างๆ ที่สร้างไว้จากตาราง spread sheet แสดงเป็นเรคคอร์ด แต่ละเรคคอร์ด มีรายละเอียด เช่น หมายเลขต้นไม้ ชื่อสามัญ ชื่อวิทยาศาสตร์ ชื่อวงศ์ รหัสต้นไม้ ความโต ความสูง เป็นต้น

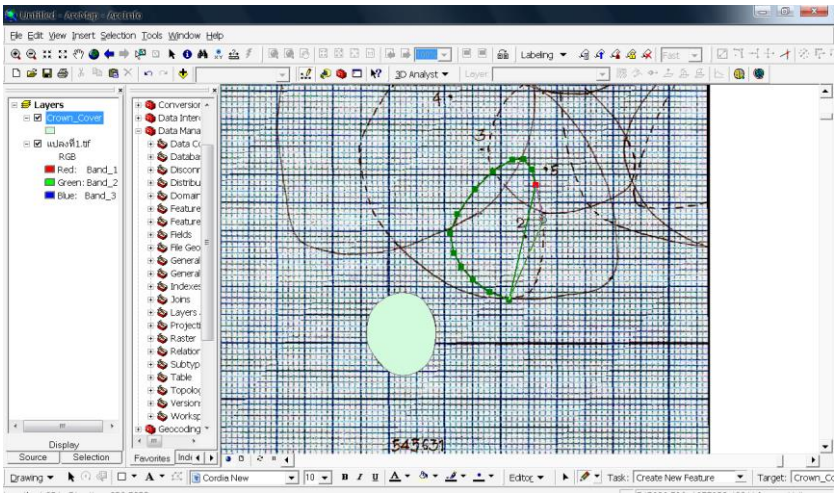
โดยวิธีนี้ สามารถเลือกดูต้นไม้ตามเงื่อนไขที่ต้องการ เช่น การเลือกดูเฉพาะชนิดหรือวงศ์ หรือขนาดความโต หรือการกำหนดเงื่อนไขอื่นๆ ได้โดยง่าย

6. <u>การสร้างแบบจำลองเรือนยอดในแนวราบ</u>

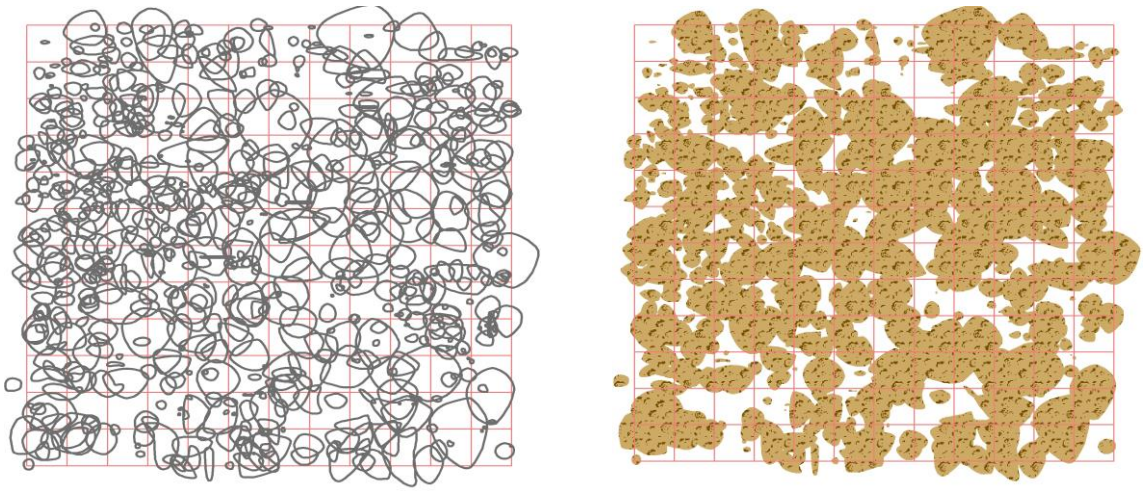
การสร้างแบบจำลองเรือนยอดในภาพของ Top view ของโครงสร้างป่าในแปลงตัวอย่าง จะทำให้มองเห็นการปกคลุมพื้นที่เรือนยอดไม้แต่ละต้นหรือแต่ละกลุ่ม ซึ่งจำเป็นต้องใช้ในการวิเคราะห์ช่องว่างหรือ

gap ระหว่างเรือนยอด (การศึกษาในอนาคตอาจนำเทคโนโลยี LIDAR เข้ามาใช้ในการวิเคราะห์ร่วม) การคำนวณหาร้อยละการปกคลุมพื้นที่ของแต่ละชนิด และพื้นที่ซ้อนทับกันของพรรณไม้แต่ละชนิด

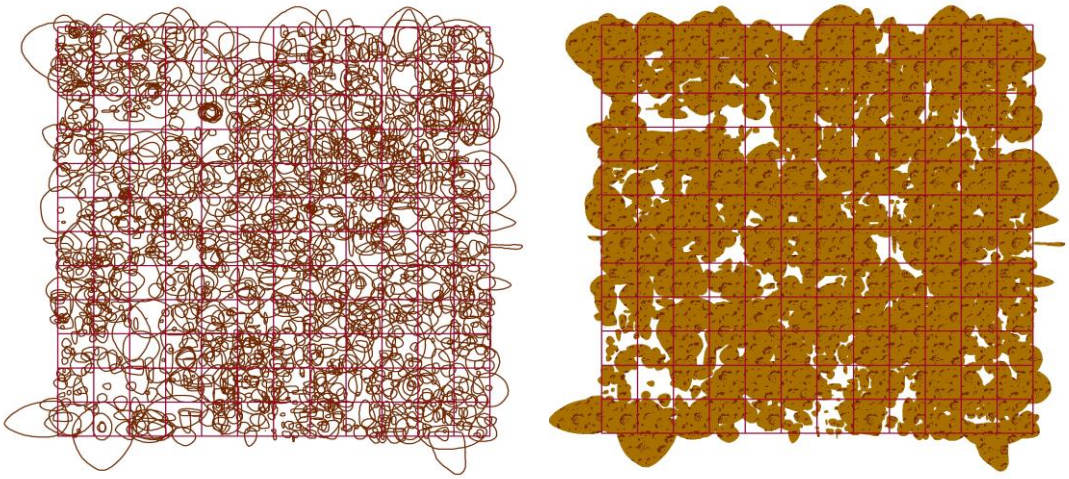
การได้มาซึ่งข้อมูล เริ่มต้นที่การวัดการแผ่เรือนยอดหรือความกว้างเรือนยอดต้นไม้แต่ละต้นในภาคสนามด้วยอุปกรณ์ง่ายๆ เช่น เทปวัด จากนั้นจึงนำข้อมูลที่วัดได้ไปถ่ายทอดลงในกระดาษกราฟ หรือกระดาษอื่นที่มีมาตราส่วน แล้วจึงนำไปสแกนเพื่อแปลงให้เป็นข้อมูลภาพดิจิตอล นำไปตรึงค่าพิกัด โดยยึดโยงกับพิกัดในภูมิประเทศจริง และถ่ายทอดข้อมูลการปกคลุมเรือนยอดไม้เก็บไว้ในรูปแบบ polygon บันทึกเป็น shape file



ภาพที่ 9 ขั้นตอนการถ่ายทอดข้อมูลเรือนยอดเพื่อเก็บไว้เป็นชั้นข้อมูล (layer) หนึ่ง



ภาพที่ 10 การปกคลุมเรือนยอดของต้นไม้ในแปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย จำลองด้วยระบบสารสนเทศภมิศาสตร์ในแนวราบ 2 มิติ



ภาพที่ 11 การปกคลุมเรือนยอดของต้นไม้ในแปลงตัวอย่างป่าดงดิบชื้น อุทยานแห่งชาติเขาชะเมา-เขาวง จำลองด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในแนวราบ 2 มิติ

ข้อมูลเรือนยอดไม้ที่สร้างขึ้น เป็นข้อมูลประเภท polygon แต่ข้อมูลการกระจายของต้นไม้ที่เป็นตำแหน่งของต้นไม้นั้นเป็นข้อมูลประเภทจุดหรือ point ข้อมูลทั้ง 2 layers นี้จะทำการเชื่อมโยง (Joins or Relates) ให้เป็นชั้นข้อมูลเดียวกัน เนื่องจากมี field ข้อมูลที่เป็น key ที่เหมือนกันและแต่ละเรคคอร์ดมีค่าที่ไม่ซ้ำกัน คือ field ที่เป็นหมายเลขต้นไม้

การสร้างข้อมูลการปกคลุมของเรือนยอดไม้ในลักษณะนี้ มีข้อดีคือ สามารถเลือกวิเคราะห์การปกคลุมของพรรณไม้ชนิดใดชนิดหนึ่ง หรือกลุ่มใดกลุ่มหนึ่ง หรือทั้งหมด ก็ได้ โดยไม่จำเป็นต้องวาดโปรไฟล์ซ้ำหลายๆ ครั้ง อีกทั้งการคำนวณพื้นที่ปกคลุมเรือนยอด หรือพื้นที่ซ้อนทับ ระหว่างเรือนยอดไม้ในแปลงนั้นสามารถทำได้ง่ายมากกว่าการนับจุดจากแผนภาพในกระดาษกราฟ แต่มีข้อพิจารณาประการหนึ่งว่า การคำนวณการปกคลุมเรือนยอดไม้นี้ควรคิดจากพื้นที่เพียง 100 x 100 ตารางเมตร เท่านั้น กล่าวคือให้ใช้บริเวณที่ห่างจากขอบแปลงเข้ามาด้านละ 10 เมตร ทั้งนี้เพราะว่าในสภาพความเป็นจริงบริเวณที่เป็นขอบแปลงจะมีเรือนยอดของ

ต้นไม้ที่อยู่ใกล้แปลงตัวอย่างปกคลุมเข้ามาด้วย (พื้นที่ 100 x 100 ตารางเมตร เพียงพอสำหรับการวัดร้อยละการปกคลุมของเรือนยอด เพราะเป็นขนาดพื้นที่แปลงตัวอย่างเล็กสุดที่ใช้ในเขตอบอุ่น ในป่าดงดิบเขตร้อน คือใช้ขนาด 625 – 10,000 ตารางเมตร)

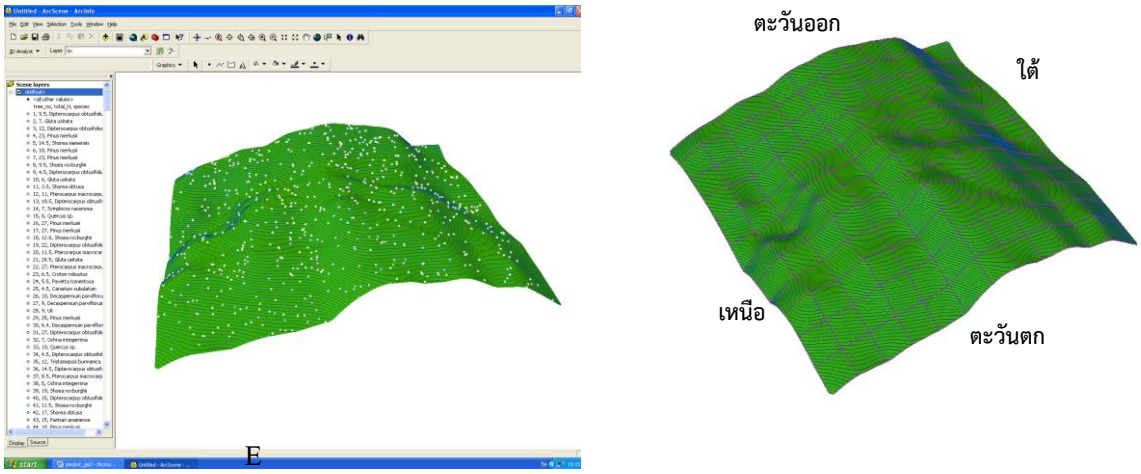
7. <u>การสร้างแบบจำลองโครงสร้างป่า</u>

แบบจำลองโครงสร้างป่าที่กล่าวถึงนี้หมายถึงเฉพาะที่เป็น forest diagram หรือที่รู้จักกันทั่วไปว่า forest profile ซึ่งโดยทั่วไปจะสร้างในลักษณะ 2 มิติ และเป็นการวาดลงในกระดาษ ซึ่งการนำมาใช้งานค่อนข้างจำกัด แต่หากใช้ GIS เข้ามาประยุกต์แล้ว การค้นหาหรือคัดเลือกข้อมูลในแปลงตามเงื่อนไขที่กำหนด หรือการเปลี่ยนมุมมองของสายตาก็เป็นเรื่องที่ง่ายดาย

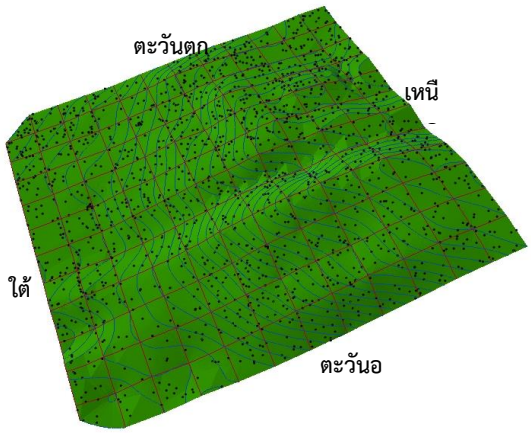
การสร้างภาพ 3 มิติของโครงสร้างป่า ต้องอาศัยโปรแกรมด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ เช่น ArcScene (อยู่ในชุดโปรแกรม ArcGIS) ข้อมูลที่เกี่ยวข้องที่ได้จัดทำไว้ในขั้นตอนก่อนหน้า จะถูกนำมาเป็นฐานข้อมูลในการสร้างแบบจำลอง โดยเริ่มจากการนำเข้าข้อมูลภูมิประเทศ ในที่นี้คือข้อมูลเส้นระดับความสูง (contour line) แสดงให้เป็นข้อมูลเชิง 3 มิติ แสดงพื้นผิวภูมิประเทศ ซึ่งจะเป็นฐานความสูงของข้อมูลอื่นๆ (ภาพที่ 12)

จากนั้นจึงนำชั้นข้อมูลที่เก็บข้อมูลรายละเอียดของต้นไม้ในแปลงตัวอย่าง จากชั้นข้อมูลต้นไม้ที่สร้างไว้แล้ว และแสดงเป็นข้อมูลเชิง 3 มิติ โดยอ้างอิงระดับความสูงตามพื้นผิวภูมิประเทศที่สร้างไว้ (ภาพที่ 13)

ทำการเปลี่ยนการแสดงสัญลักษณ์ของต้นไม้แต่ละต้นให้เป็นรูปต้นไม้ 3 มิติ โดยเลือกรูปทรงต้นไม้ที่มีลักษณะเหมือนหรือใกล้เคียงต้นไม้ชนิดนั้นๆ มากที่สุด และทำการกำหนดรายละเอียดให้มากที่สุด เช่น ความสูง ความเอน ความกว้างเรือนยอด เป็นต้น แต่โดยทั่วไปจะทำการตั้งค่าความแตกต่างเฉพาะกลุ่มชนิดและความสูงต้นไม้เท่านั้น (ภาพที่ 14)

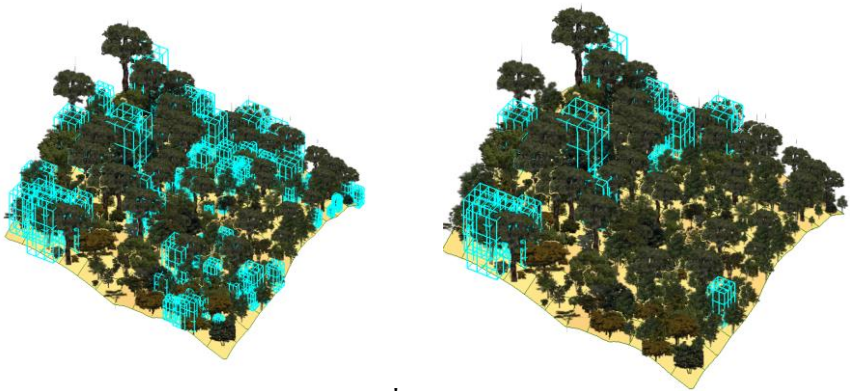


ภาพที่ 12 การกระจายของต้นไม้ในแปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย อ้างอิงความสูงของตำแหน่งจากข้อมูลพื้นผิวภูมิประเทศ



ภาพที่ 13 การกระจายของต้นไม้ในแปลงตัวอย่างปาดงดบชน อุทยานแห่งชาติเขาชะเมา-เขาวง อ้างอิงความสูงของตำแหน่งจากข้อมูลพื้นผิวภูมิประเทศ

ภาพที่ 14 แบบจำลองโครงสร้างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย



ภาพที่ 15 การค้นหาต้นไม้โดยการสร้างเงื่อนไข ภาพซ้ายผลการค้นหาต้นยางเหียง (*Dipterocarpus obtusifolius* Teijsm. ex Miq.) ที่ปรากฏในแปลงตัวอย่าง ภาพขวา ผลการค้นหาต้นยางเหียงที่มีขนาด dbh ตั้งแต่ 30 ซม. ขึ้นไป (กรอบสี่เหลี่ยมครอบ)

การวิเคราะห์ข้อมูล

ข้อมูลที่ทำการวิเคราะห์ในปัจจุบันและในแผนระยะยาวของส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ มีเป้าหมายหลักเพื่อต้องการศึกษานิเวศวิทยาของสังคมพืชในอุทยานแห่งชาติต่างๆ ของประเทศไทย การนำไปใช้ในการศึกษาการสะสมคาร์บอนในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ และการศึกษาผลกระทบของความเปลี่ยนแปลงภูมิอากาศที่มีต่อพลวัตของสังคมพืช การวิเคราะห์ข้อมูลมีประเด็นหลัก ดังนี้

1. ความหลากหลายทางชีวภาพของพรรณพืชที่สำรวจพบในแปลงตัวอย่าง และโครงสร้างของสังคมพืช ตามแนวทางของอุทิศ (2542) และดอกรัก (2542)

2. การศึกษาปริมาตรไม้ (volume) พื้นที่หน้าตัด (basal area) ความหนาแน่น (density) ความเด่น (dominance) การประเมินดัชนีความสำคัญของพันธุ์ไม้ในสังคมพืช ความคล้ายคลึงของสังคมพืชในแต่ละภูมิภาคของประเทศ ตามแนวทางของอุทิศ (2542) และดอกรัก (2542)

3. การศึกษาแบบแผนการกระจาย (pattern) ของพืชพรรณไม้สำคัญบางชนิด ตามแนวทางของอุทิศ (2542)

4. การศึกษาพลวัตของสังคมพืชในป่าอนุรักษ์ในภูมิภาคต่างๆ ของประเทศไทย โดยเน้นความสัมพันธ์ระหว่างชีพลักษณ์ของพืชและสภาพภูมิอากาศ ซึ่งเป็นแนวทางหนึ่งในการศึกษาผลกระทบของความเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิโลกต่อระบบนิเวศป่าไม้

5. การศึกษาปริมาณคาร์บอนสะสมและสมดุลของพลังงานและคาร์บอนในระบบนิเวศป่าเขตร้อนในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ทั่วประเทศ ตามแนวทางของ นิพนธ์ และคณะ (2547)

6. การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าความสะท้อนเชิงสเปกตรัม (Spectrum signature) ของแต่ละช่วงคลื่น ในภาพถ่ายดาวเทียม กับปริมาณมวลชีวภาพของพืชพรรณไม้ในแปลงตัวอย่าง โดยใช้แนวทางการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าความหนาแน่นเรือนยอด (Forest Canopy Density : FCD) และความเปลี่ยนแปลงของสังคมพืช

7. การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างดัชนีพืชพรรณ (Vegetation index) ที่คำนวณจากค่าความสะท้อนเชิงสเปกตรัม (Spectrum signature) ในภาพถ่ายดาวเทียมด้วยวิธีการต่างๆ เช่น วิธี Ratio Vegetation Index (RVI) วิธี Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) เป็นต้น ต่อพลวัตของสังคมพืชในแปลงตัวอย่าง ซึ่งจะนำไปสู่การสร้างสมการสำหรับการคาดคะเนลักษณะทางนิเวศวิทยาในอดีตและอนาคต

ความก้าวหน้าของการดำเนินงาน

ในปี 2554 สามารถดำเนินการวางแปลงตัวอย่างโดยใช้วิธีการดังกล่าวได้แล้วจำนวน 12 แปลง ในอุทยานแห่งชาติ 11 แห่ง ดังนี้

1. แปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย จังหวัดสุพรรณบุรี (แปลงต้นแบบ)
2. แปลงตัวอย่างป่าดงดิบชื้น อุทยานแห่งชาติเขาชะเมา - เขาวง จังหวัดระยอง/จันทบุรี (แปลงต้นแบบ)
3. แปลงตัวอย่างป่าชายหาด อุทยานแห่งชาติตะรุเตา จังหวัดสตูล
4. แปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง
5. แปลงตัวอย่างป่าเบญจพรรณ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ – ปุย
6. แปลงตัวอย่างป่าเต็งรังผสมสน อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ – ปุย
7. แปลงตัวอย่างป่าดงดิบแล้ง อุทยานแห่งชาติเขาใหญ่ จังหวัดนครราชสีมา
8. แปลงตัวอย่างป่าชายเลน อุทยานแห่งชาติหาดขนอม-หมู่เกาะทะเลใต้ จังหวัดนครศรีธรรมราช
9. แปลงตัวอย่างป่าดงดิบชื้น อุทยานแห่งชาติแก่งกรุง จังหวัดสุราษฎร์ธานี
10. แปลงตัวอย่างป่าดงดิบแล้ง อุทยานแห่งชาตินำ้ตกหงาว จังหวัดระนอง
11. แปลงตัวอย่างป่าชายหาด อุทยานแห่งชาติหาดท้ายเหมือง- เขาลำปี จังหวัดพังงา
12. แปลงตัวอย่างป่าชายหาด อุทยานแห่งชาติสิริินาถ จังหวัดภูเก็ต

และคาดว่าจะดำเนินการครบทุกแห่งในปี 2564 และแปลงตัวอย่างที่จัดทำจะมีการเก็บข้อมูลอย่างต่อเนื่องอย่างน้อยเป็นระยะเวลา 5 ปี

ข้อดีและข้อจำกัด

จากการดำเนินการโดยแปลงตัวอย่างต้นแบบ 2 พื้นที่ คือ แปลงตัวอย่างป่าสนสองใบ ในอุทยานแห่งชาติพุเตย จังหวัดสุพรรณบุรี และป่าดงดิบชื้นในอุทยานแห่งชาติเขาชะเมา – เขาวง จังหวัดระยอง/จันทบุรี และการนำไปขยายผลในปี 2554 เป็น 12 แปลงตัวอย่าง ในอุทยานแห่งชาติ 11 แห่ง พบว่า การจัดทำแปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ โดยวิธีการนี้ มีข้อดีและข้อด้อย ดังนี้

<u>ข้อดี</u>

1. การจัดเก็บข้อมูลในรูปของสารสนเทศภูมิศาสตร์ สามารถวิเคราะห์ข้อมูลนิเวศวิทยาเชิงพื้นที่ได้ละเอียดและดีกว่า โดยเฉพาะความสามารถในการสร้างแบบจำลองแปลงตัวอย่างขึ้นมาใหม่ให้มีขนาดแปลงย่อยเท่ากับขนาดของ pixel ภาพถ่ายดาวเทียมที่เลือกใช้งาน เพื่อนำไปวิเคราะห์ความสัมพันธ์กับค่าความสะท้อนเชิงสเปกตรัม (Spectrum signature) ของแต่ละช่วงคลื่น

2. ขนาดแปลงตัวอย่างที่ไม่ใหญ่จนเกินไป ช่วยลดความผิดพลาดเนื่องจากความบิดเบี้ยวของแปลงตัวอย่าง ประหยัดงบประมาณ เวลา และการปฏิบัติงานแต่ละครั้งที่ไม่มากจนเกินไปจะช่วยรักษาประสิทธิภาพของการปฏิบัติงานไว้ได้

3.การใช้แปลงตัวอย่างขนาดที่ไม่ใหญ่เกินไปแต่ให้มีการกระจายไปยังภูมิภาคต่างๆ อย่างครอบคลุม สามารถเป็นตัวแทนของระบบนิเวศได้ดีกว่าการใช้แปลงตัวอย่างขนาดใหญ่แต่ไม่กระจาย

ข้อจำกัด

1. ซอฟท์แวร์ด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ ที่มีฟังก์ชันการใช้งานด้านการวิเคราะห์เชิงพื้นที่ (spatial analysis) และการวิเคราะห์พื้นที่เชิงสถิติ (spatial geostatistical) มักมีราคาสูง ส่วนซอฟท์แวร์ประเภท open source มักมีข้อจำกัดเกี่ยวกับฟังก์ชันการใช้งาน

2. การปฏิบัติงานต้องอาศัยบุคคลากรที่มีความชำนาญหลายๆ ด้าน ซึ่งจะทำให้เกิดวิสัยทัศน์ในการวิเคราะห์ข้อมูลเป็นอย่างดี

3. ความบิดเบี้ยวของภาพถ่ายดาวเทียม ซึ่งเกิดจากลักษณะภูมิประเทศ ซึ่งส่วนใหญ่จะพบว่าขนาดของ pixel ในภาพถ่ายดาวเทียมไม่ได้มีขนาดตามที่กำหนดในคุณลักษณะของดาวเทียมนั้นๆ พอดี แต่ทั้งนี้อาจแก้ไขปัญหานี้ได้โดยการสร้างแบบจำลองแปลงย่อยขึ้นมาใหม่ให้ตรงกับขนาด pixel ที่แท้จริงได้ตามที่กล่าวไว้ในประเด็นข้อเด่น

สรุป

การศึกษานิเวศวิทยาระยะยาวโดยใช้แปลงตัวอย่างถาวรในอุทยานแห่งชาติ โดยส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ซึ่งใช้วิธีการด้านนิเวศวิทยาควบคู่กับการใช้เทคนิคด้านสารสนเทศภูมิศาสตร์ ใช้ขนาดของแปลงตัวอย่าง 120 x 120 ตารางเมตร ที่อ้างอิงกับขนาดของจุดภาพ (pixel) ในภาพถ่ายดาวเทียม การจัดเก็บข้อมูลที่อ้างอิงกับระบบพิกัดบนพื้นผิวโลก และการวิเคราะห์ข้อมูลด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ ช่วยให้วิเคราะห์ข้อมูลด้านต่างๆ ได้ละเอียดและง่าย โดยเฉพาะการนำเอาเทคโนโลยีด้านภาพถ่ายดาวเทียมมาใช้ในการวิเคราะห์ความเปลี่ยนแปลงของมวลชีวภาพ การเก็บกักคาร์บอน และพลวัตของระบบนิเวศในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ได้เป็นอย่างดี นอกจากนี้แล้วยังใช้ในการศึกษาความหลากหลายทางชีวภาพของพันธุ์พืชและสัตว์ป่าได้อีกด้วย

ในอนาคตอันใกล้ เมื่อดำเนินการแล้วเสร็จอย่างน้อยครอบคลุมทุกระบบนิเวศในทุกภูมิภาคประเทศไทยจะมีข้อมูลที่ชัดเจนเกี่ยวกับคุณค่าของระบบนิเวศในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ทั้งหมด โดยเฉพาะในประเด็นของการเก็บกักคาร์บอนและผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงของภูมิอากาศต่อระบบนิเวศป่าไม้

เอกสารอ้างอิง

ชวลิต ศิลปะทอง. 2553. http://kmcenter.rid.go.th/kmc14/gis_km14/gis_km14%2829%29.pdf. เข้าถึง 26 พฤศจิกายน 2553

ดอกรัก มารอด. 2542. การสุ่มตัวอย่างสังคมพืช. หน้า 130 – 138. *ใน* แนวทางในการศึกษาความหลากหลายทางชีวภาพ. โครงการจัดตั้งศูนย์ศึกษาความหลากหลายทางชีวภาพ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. อักษรสยามการพิมพ์, กรุงเทพฯ. 407 หน้า

ธรรมนูญ เต็มไชย และพิทยารัตน์ ใจแก้ว. 2553. การใช้ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในการจัดการข้อมูลในแปลงตัวอย่างถาวร เล่ม 1. ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี. ส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, 115 หน้า

นิพนธ์ ตั้งธรรม ทรงธรรม สุขสว่าง และ สำเริง ปานอุทัย. 2547. สมดุลของพลังงานในระบบนิเวศป่าเขตร้อน. หน้า 84 – 108 ใน การจัดการระบบนิเวศป่าเขตร้อนแบบผสมผสาน ประสบการณ์จากสถานีวิจัยลุ่มน้ำแม่กลอง. สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ โรงพิมพ์เฟื่องฟ้า, กรุงเทพฯ. 268 หน้า

ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี.2554. ข้อมูลทั่วไปในแปลงตัวอย่างถาวรป่าสนสองใบ อุทยานแห่งชาติพุเตย. ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี ส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช. สามใบเถาก๊อปปี้ปรินทร์, เพชรบุรี. 106 หน้า

สถิตย์ วัชรกิตติ. 2525. การสำรวจทรัพยากรป่าไม้. ภาควิชาการจัดการป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ. 172 น.

สำนักงานพัฒนาเทคโนโลยีอวกาศและภูมิสารสนเทศ (องค์การมหาชน). 2552. ตำราเทคโนโลยีอวกาศและภูมิสารสนเทศศาสตร์. อมรินทร์พริ้นติ้งแอนด์พับลิชชิ่ง จำกัด, กรุงเทพฯ. 332 หน้า

อุทิศ กุฏอินทร์. 2542. นิเวศวิทยา พื้นฐานเพื่อการป่าไม้. คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ. 566 หน้า

A. Rikimaru, P.S. Roy and S. Miyatake. 2002. Tropical forest cover density mapping. P 39 – 47 in Tropical Ecology 43 (1). International Society for Tropical Ecology. http://www.tropecol.com/ เข้าถึง 30 กันยายน 2554.

ESRI. 2549. ArcGIS 9 : Using ArcGIS Desktop.ESRI, New York Street, Redlands, CA, USA. 435 pages

Mueller-Dombois, D and H. Ellenburg. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Willey & Sons Inc., New York. 547 p.

Topography and forest structure of a 15-ha forest Dynamic Plot Established within a Tropical lower montane Forest at Doi Inthanon, Thailand

Witchaphart Sungpalee[1], Kriangsak Sri-ngernyuang[2] and Mamoru Kanzaki[3]

บทคัดย่อ

งานศึกษาวิจัยนิเวศระยะยาวของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำ ณ อุทยานแห่งชาติดอยอินทนนท์ จังหวัดเชียงใหม่ ได้เริ่มขึ้นในปี พ.ศ. 2539 โดยทำการวางแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 300 x 500 ตารางเมตร (15 เฮกแตร์) ที่ระดับความสูง 1700 เมตร จากระดับน้ำทะเล ภายในแปลงตัวอย่างได้สำรวจรังวัดแบ่งแปลงย่อยขนาด 10 x 10 ตารางเมตร โดยใช้เข็มทิศ พร้อมวัดค่าความสูง ค่าความแตกต่างระหว่างจุดต่ำสุดและสูงสุดของพื้นที่แปลงตัวอย่างมีค่าเท่ากับ 78 เมตร การสำมะโนประชากรต้นไม้ได้เริ่มดำเนินการขึ้นในปี พ.ศ. 2536 จนถึง ปี พ.ศ. 2542 โดยทำการวัดขนาดความโตที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 1 เซนติเมตร ติดหมายเลขประจำต้น บันทึกค่าพิกัด และรายชื่อชนิดพันธุ์ไม้ พร้อมเก็บตัวอย่างพันธุ์ไม้เพื่อการพิสูจน์และจำแนก จำนวนชนิดพันธไม้ที่พบในแปลงตัวอย่างมีจำนวนทั้งสิ้น 167 ชนิด 78,646 ต้น หรือคิดเป็น 5,243 ต้นต่อเฮกแตร์ จากนั้นได้ทำการวัดซ้ำเพื่อติดตามการเปลี่ยนแปลงของป่าในปี 2545 พบว่ามีจำนวนต้นไม้ทั้งสิ้น 96,631 ต้น หรือคิดเป็น 6,442 ต้นต่อเฮกแตร์ ค่าตัวแปรทางภูมิประเทศ (Topographic variables) พบว่า ค่า relative elevation มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับค่า index of convexity และ ค่า slope aspect ในขณะที่ ค่า slope inclination มีความสัมพันธ์เชิงลบกับค่า slope aspect องค์ประกอบและลักษณะโครงสร้างของพรรณไม้ ไม้เรือนยอดเด่นได้แก่ *Mastixia euonymoides* Prain, *Quercus eumorpha* Kurz, *Calophyllum polyanthum* Wall., *Manglietia garretii* Craib และ *Nyssa javanica* Wangerin ชนิดพันธุ์ไม้ที่พบมากที่สุดคือ *Mallotus khasianus* Hook. f. ความหนาแน่นของเนื้อไม้ พบว่ามีค่า 0.333 g.cm^{-3} (*Macaranga denticulata* (Blume) Muell.-Arg.) ถึง 0.731 g.cm^{-3} (*Quercus brevicalyx* A. Camus) โดยมีค่าเฉลี่ยของทุกชนิดรวมกัน เท่ากับ 0.549 g.cm^{-3} ค่าความผันแปรภายในชนิด (Intraspecific variation) มีค่าเท่ากับ 19.4% และความผันแปรระหว่างชนิด (Interspecific variation) มีค่าเท่ากับ 80% ในระดับ spatial ค่าเฉลี่ยความหนาแน่นของเนื้อไม้ มีความสัมพันธ์เชิงบวก กับค่า slope aspect และ slope inclination แต่มีความสัมพันธ์เชิงลบกับค่าอัตราการเติบโตสัมพันธ์ (RGR) และอัตราการตายของลูกไม้อีกด้วย ผลผลิตมวลชีวภาพของแปลงตัวอย่างมีค่าเท่ากับ 373.72 Mg ha^{-1} โดย *Mastixia euonymoides* Prain มีค่าสูงสุดเท่ากับ 61.29 Mg ha^{-1} หรือคิดเป็น 16.40% รองลงมาคือ *Quercus eumorpha* Kurz มีค่าเท่ากับ 38.96 Mg ha^{-1} หรือคิดเป็น 10.42% และ *Calophyllum polyanthum* Wall. มีค่าเท่ากับ 24.85 Mg ha^{-1} หรือคิดเป็น 6.65% ในระดับวงศ์ (Familly) ผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน พบว่าวงศ์ Fagaceae มีปริมาณมากที่สุดคิดเป็น 89.13% Mg ha^{-1} หรือคิดเป็น 23.85% รองลงมา คือ วงศ์ Carnaceae (16.40%) และวงศ์ Lauraceae (12.78%) เมื่อเปรียบเทียบผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดินกับแปลงวิจัยอื่นๆ พบว่า มีค่ามากกว่า แปลงวิจัยในป่าดิบเขา ที่แปลง Laplanada ประเทศฟิลิปปินส์ มากกว่าป่าเขตร้อนที่ BCI ประเทศปานามา ที่ Pasoh ประเทศมาเลเซีย ที่ Yasumi ประเทศเอควอดอร์ มากกว่าป่าผลัดใบผสม ที่ห้วยขาแข้ง และที่ Mudumalai ประเทศอินเดีย แต่อย่างไรก็ตามแปลงวิจัย

ดอยอินทนนท์ มีผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดินน้อยกว่าที่แปลง Lambir ประเทศมาเลเซีย ในส่วนของพลวัตของป่าพบว่า แปลงวิจัยดอยอินทนนท์ มีค่า biomass change แบบบวกสูงสุดเมื่อเทียบกับแปลงวิจัยอื่น

---

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

[2] Faculty of Architecture and Environmental design, Maejo University, Chiang Mai 50290, Thailand,

[3] Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kyoto 606–8502, Japan

Biomass Accumulation in Forest Stand along an Altitudinal Gradient and Forest Restoration Work Applications

Sakhan TEEJUNTUK

Abstract

This Study was study in forest stand along the altitudinal gradient as Doi Inthanon National Park and tries to use this basic data for forest restoration works. The community structure, population change and aboveground biomass during 1999-2006 were study. The result showed that the total of 289 species, 150 genera and 69 families were found in five forest types. The mean DBH, density and basal area of tree were found to increase with the rising of altitude. HEF was found to have largest basal area, density and aboveground biomass while POF, PDF, MDF and DDF had less in all these values respectively. The cluster analysis classified all these 5 forest types floristically into three forest zones and could be clustered into six forest community groups. The absolute growth rate was different between groups and it was found that group II was higher than other groups. The relative growth rate in group II was higher than other groups, however depending on successful establishment and survival of the component species of the stands. Group III had the largest density than in other groups and group V had the lowest. In spite of the large gain and loss of individuals, all groups gained in net basal area coverage, about 0.34-7.81 m^2/ha during the 7 years period. The aboveground biomass gain in all groups were in the range of 2.69-54.95 ton/ha within 6 years, by which group II had the lowest and group III had the highest gain. The biomass accumulation of each forest group indicated that group III was the highest biomass and followed by group V, VI, IV, II and I as 485.27, 249.08, 184.53, 131.87, 43.32 and 29.17 ton/ha. The average aboveground biomass in case forest community from Doi Inthanon National Park may be used to make the criteria to evaluate the success of forest restoration various original forest community types.

Department of Silviculture, Faculty of Forestry, Kasetsart University Chatuchak Bangkok Thailand

Regeneration dynamics of a tropical seasonal forest relating to natural disturbances in Mae Klong Watershed Research Station, Kanchanaburi Province.

Marod, D.[1], Tanaka, H.[2], , Takahashi, M.[2], Ishida, A.[3], Panuthai, S.[4], Saito, T.[62]and Nakashizuka, T.[5]

Abstract

We studied the regeneration dynamics of a tropical seasonal forest with special reference to the interaction with the simultaneous death of bamboos dominant on the forest floor and occasional occurrences of forest fire. Fourteen years (1992-2006) of monitoring data at a 4 ha permanent plot established in a mixed deciduous forest (MDF) in Mae Klong Watershed Research Station, western Thailand was analyzed. Just before and during the study period (1990, 1998, 2001), three of the 4 dominant bamboo species flowered and died simultaneously in different years. These events resulted in the drastic changes in the biological processes in the forest. Sudden emergence of wild bananas in the forest was the most astonishing one of these changes. Growth and recruitment of the trees were facilitated after the death of bamboos, but the competition with the regenerating bamboos and the occasional occurrences of forest fire strongly impeded the successful regeneration of trees. Other factors such as canopy gaps and limited seedfall with high inter-annual variation also affected the regeneration process of the trees after the death of bamboos.

---

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

[2] Forestry and Forest Products Research Institute, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan.

[3] National Park, Wild life and Plant Conservation Department, Jatuchak, Bangkok, 10900 Thailand

[4] Tohoku University, Aoba 6-3, Aramaki, Aoba-ku, Sendai, 980-8578 Japan

Introduction

Seasonally dry tropical forests, which occurs in the area with several months of severe drought, covers fairly large parts of tropical and subtropical ecosystems, even larger than wet-rain forests (Murphy & Lugo, 1986, Mooney et al., 1995). Their regeneration dynamics and disturbance regimes may be unique and quite different from the tropical rain forests (Murphy & Lugo 1986, Mooney et al. 1995, Gerhardt & Hytteborn 1992). In particular, they have long been affected by the frequent fire and other disturbances associated with human activities (Mueller-Dombois & Goldammer 1990). However, far less attention have been given to this diversified ecosystem than the tropical rain forests and savannas (Mooney et al. 1995). Especially, the dynamics of these forests have not been investigated intensively (Gerhardt & Hytteborn 1992, but see Marod et al. 1999, 2002, Bunyavejchewin 1999, Baker et al. 2005). Considering the importance of these forests to the local and global environmental issues, we need to accumulate urgently the information about the dynamics and maintenance mechanism of them for the conservation and management.

The natural mixed deciduous forest, which is mainly composed of deciduous tree species, is a type of tropical dry forests in Thailand (Royal Forest Department 1962, Ashton 1995). This forest covers large parts of Thailand and has many variations in composition and structure (Bunyavejchewin 1983, 1985; Rundel & Boonpragob 1995). Teak (*Tectona grandis*) is usually the most important species in the mixed deciduous forest, but there are also the forest type lacking teak (Smitinand 1966, Aston 1995). Bamboos characterize this forest as the dominant species in the middle layer (Whitmore 1984, Aston 1995). *Gigantochloa albociliata*, *Bambusa tulda*, and *B. nutans* are the most common among them (Kutintara 1994). The interaction with the bamboos should be the critical factor affecting the regeneration of the forest.

The impeding effect of undergrowing bamboos to tree regeneration is reported from several types of forests (Veblen et al. 1980; Nakashizuka 1988; Taylor & Zisheng 1992). They grow rapidly, intercept the light by the dense leaf canopy and shed deep shade on the forest floor. In Thailand, they usually form large clump and occupy on the forest floor with high density, especially, in the natural mixed deciduous forest (Smitinand & Chumsri 1985). They have long life span up to several decades (Janzen 1976), but their simultaneous death after gregarious flowering can provide a large vacant space for tree regeneration (Veblen et al. 1980; Nakashizuka 1988; Taylor & Zisheng 1992). These forests may have been maintained under the strong influence of the fire (Stott et al. 1990), however, the role of fire to the dynamics of these forests has not been made clear (Keeley & Bond 1999, Franklin & Bowman 2003).

In this paper, we investigated the long-term dynamics of a mixed deciduous forest in Thailand. Multiple flowering events of the bamboos occurred in the forest gave us opportunities to study the effects of

bamboo die-back for the forest regeneration. The specific purpose of the paper is to make clear the role of undergrowing bamboos in the regeneration dynamics and tree diversity of the mixed deciduous forest.

Study site and Methods

The study was conducted in a seasonal tropical forest at Mae Klong Watershed Research Station, Thong Pha Phoom District (14' 30" to 14' 45" N, 98' 45" to 99' E), Kanchanaburi Province, western Thailand. The watershed is 108.9 km2 in area and ranges from 100 to 900 m above mean sea level. The climate is sub-tropical with a long wet season (May to October) alternating with a short cool dry season and the subsequent hot dry season (November to April). Mean, minimum, and maximum annual rainfall during 1989-1998 were 1546 mm, 1243 mm, and 1897 mm, respectively. Mean monthly temperature is 27.5°C with a maximum of 39.1°C in April and a minimum of 14.6°C in December. The soil water content is almost saturated from May to September and the soil water tension value reaches 10 kPa. The soil is very dry during the dry season and the tension was too high for the measurement by using porous cup method (Marod et al. 2002). The parent materials are granite, limestone and shale. Phyllite and quartzite are also found in small patches of the watershed area (Suksawang 1995).

The prevailing forest type in this area is a mixed deciduous forest (MDF, Rundel & Boonpragob 1995, Marod et al. 1999), with small areas of dry dipterocarp forest (DDF) on the mountain ridges, and dry evergreen forest (DEF) along the riparian areas (Kutintara et al. 1995). The dominant tree species were *Shorea siamensis*, *Dillenia parviflora* var. *kerrii*, *Xylia xylocarpa* var. *kerrii*, *Pterocarpus macrocarpus*, *Vitex peduncularis*, *Canarium susbulatum*, *Mangifera caloneura*, *Schleichera oleosa* (Marod et al. 1999). Four bamboo species (*Gigantochloa albociliata*, *G. hasskarliana*, *Bambusa tulda*, and *Cephalostachyum pergracile*) were dominant in the understory. There were no evident records of the past logging within the forest. However, the activities of local people such as selective felling of particular species or fire setting may have affected the forests surrounding the plots. Within the area, forest fires have probably occurred repeatedly over the past several hundred years (Rundel & Boonpragob 1995).

A 4 ha permanent plot was established in 1992 including a variety of topography (ridge, slope and valley) to monitor forest dynamics. All trees > 5 cm in dbh were identified, and their dbh was measured. Every two years until 2006, repeated tree enumeration was conducted. Survival and death of the tagged trees were checked and their dbh was measured. All the newly recruited trees (> 5 cm in dbh) were identified and their dbh was measured.

Among the parameters of forest dynamics, mortality (M) and recruitment (R) rates were calculated (Sheil et al. 1995) as follows:

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/ N_0]^{1/t}\} \times 100,$$

where N_0 = population count at the beginning of the measurement interval, m = number of deaths among the initial population, t = measurement interval between census, and:

$$R = \{[(N_0 + r)/ N_0]^{1/t} - 1\} \times 100,$$

where: r = number of individuals recruited, excluding the dead recruited, between the censuses (Sheil & May, 1996).

At each tree census, dominant vegetation cover was also surveyed at each 10 m x 10 m quadrat and a map of mature bamboo distribution was created. In 1998, dominant bamboo species in each 10 m x 10 m quadrat was identified and a map of bamboo species distribution was created.

Results and Discussion

Bamboo dynamics

Among the four bamboo species, GH apparently distributed on the lower slope and valley bottom and CP distributed mainly on the ridge, while GA widely distributed from the middle slope to the ridge, patchily mixed with BT (Fig. 1). At the start of the study, except the population of GH, which was originated from the seedling established in 1990 after the gregarious flowering and simultaneous death of the parent cohort, the clumps of the other three species seemed to have attained to the mature phase and casted shade on the forest floor. GA was the most dominant forming large mono-dominant patches (Fig. 1). CP also made mono-dominant patches on the upper slope, but BT only made small patches mixed with GA and CP (Fig. 1). Gregarious flowering of GA and CP occurred in 1998 and 2001, respectively, and more than 90 % of the clumps died simultaneously for both GA and CP (Fig.2). Dispersed seeds germinated in the next rainy season, and the new cohorts started to grow in the gaps created by the death of the parental cohort.

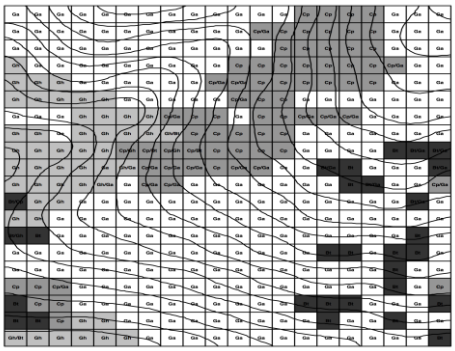


Fig. 1 Distribution of four bamboo species in the 4 ha study plot in 1998. Dominant bamboo species in each quadrat is shown as follows; white: GA, dark gray: CP, light gray: GH, black: BT.

Fig. 2 Gregarious flowering of *G. albociliata* in 1998 (upper) and *C. pergracile* in 2001 (lower).

Forest structure and dynamics

As Marod et al (1999) has already reported, tree density and basal area (BA) of this forest were basically much lower than those reported for many other forest types in the tropical areas (Table 1, cf. Phillips et al 1994). However, both recruitment and mortality showed consistently high rate during the 12 years of observation (Table 1). The balance between recruitment and mortality fluctuated, and, as a result, stem density also showed both increase and decrease (Table 1). The change in BA were not parallel to that of the stem density, and BA generally increased after the decrease during the first two years (Table 1). According to the high recruitment and mortality at the smallest size class (5 cm < DBH < 10 cm), size structure changed largely during the study period (Fig. 2). During the study period, main disturbances were strong winds during the rainy season, which caused the death of few large trees, and frequent forest fire. Forest fires occurred during the dry season almost every year except from 1992 to 1994 (when the plot was protected from fire), and affected as one of the mortality factors for the small trees. It is likely that the main cause of the high recruitment is the simultaneous death of bamboos and the resulted change in the forest floor light condition. Competition with quickly growing bamboos and wild banana might be the cause of subsequent high mortality in addition to the forest fire.

Recruitment & Mortality patterns of tree populations

According to the colonization and local extinction, species number appeared at each census fluctuated in a range between 104 to 114 (Table 1). In total, 131 tree species were recorded in 4 ha during the study period. These change occurred mostly for smaller trees, and few changes occurred for the trees > 10 cm dbh (totally 106 species appeared).

The relationship between mean recruitment and mortality of tree populations > 10 stems before and after the die-back of GA in 1998 differed among species (Fig. 4). The species which showed disproportionately higher recruitment than mortality before 1998 were *Oroxylum indicum*, *Sterculia macrophylla*, *Ficus hispida*, *Colona floribunda*, and *Canarium subulatum* (Fig. 4). *Bauhinia malabarica* was characterized by distinctly high recruitment and mortality. The species which showed disproportionately higher recruitment than mortality after 1998 were shifted from thdose before 1998: *Cassia garrettiana*, *Garuga pinnata*, and *O. indicum* (Fig. 4). *C. floribunda* maintained high recruitment after 1998, but recruitment almost balanced with high mortality. Recruitment of *S. macrophylla* drastically decreased with increased mortality after 1998. Many of the species which showed high recruitment during the study period were pioneer species, but some non-pioneer species such as *O. indicum*, *C. subulatum*, *C. garrettiana*, *G. pinnata* were also included.

The change in tree density during the study period reflected these recruitment and mortality patterns (Fig.5). The stem density of *B. malabarica* and *S. macrophylla*, which may prefer the moist site, highly increased after the death of GH, but decreased afterwards. The stem density of *O. indicum* increased continuously through the study period suggesting the broader habitat preference of this species. *Millettia brandisiana* also showed the same pattern (Fig. 5). The species such as *C. garrettiana*, *G. pinnata* and *Croton oblongifolius* showed increase in stem number only after 1998, suggesting the influence of the death of GA in 1998 (Fig. 5). Dominant species showed few changes in stem density unaffected by the bamboo flowering events (Fig. 4, 5).

Table1. Summary of the dynamics of the study plot in a mixed deciduous forest.

Year	1992	1994	1996	1998	2000	2002	2004	2006
Species number (/ 4 ha)	104	114	113	110	106	102	108	111
Stem density(/ha)	199.0	203.5	201.8	194.8	191.5	190.3	201.8	207.5
Recruitment (%yr^{-1})		2.97	3.68	2.51	4.15	5.59	7.41	5.37
Mortality (%yr^{-1})		1.90	4.27	4.37	5.21	6.27	4.78	4.18
Basal Area (m^2)	17.30	16.95	17.13	17.69	17.48	17.98	18.17	18.43
Gain (m^2)		0.17	0.63	0.73	0.57	0.90	0.57	0.64
Loss (m^2)		0.53	0.45	0.17	0.78	0.39	0.38	0.39

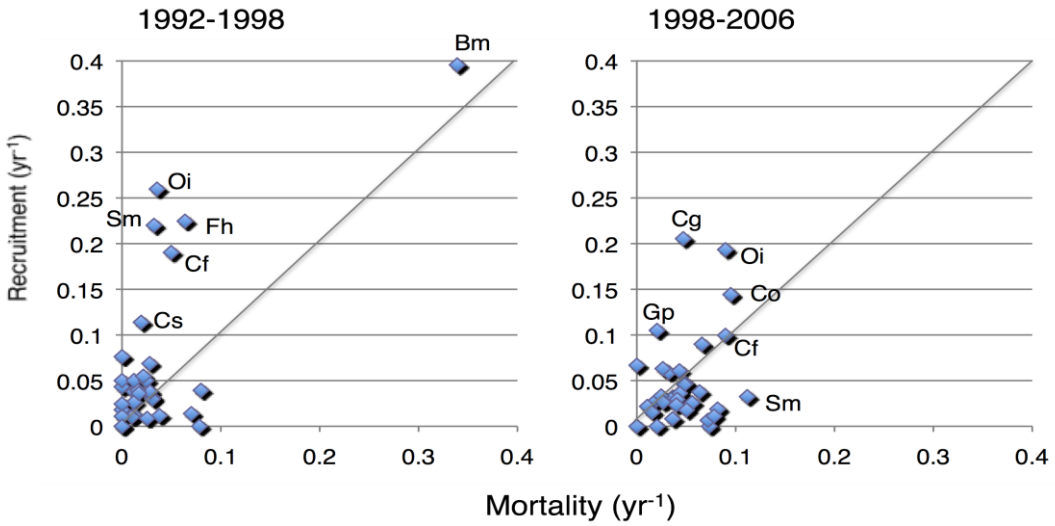


Fig. 4 Relationships between the recruitment and mortality of trees > 10 stems in 4 ha plot before (left) and after (right) the gregarious flowering of *G. albociliata* in 1998. The abbreviations of the species name are as follows, Cf: *Colona floribunda*, Cg: *Cassia garrettiana*, Co: *Croton oblongifolius*, Cs: *Canarium subulatum*, Fh: *Ficus hispida*, Gp: *Garuga pinnata* . Oi: *Oroxylum indicum*, Sm: *Sterculia macrophylla*.

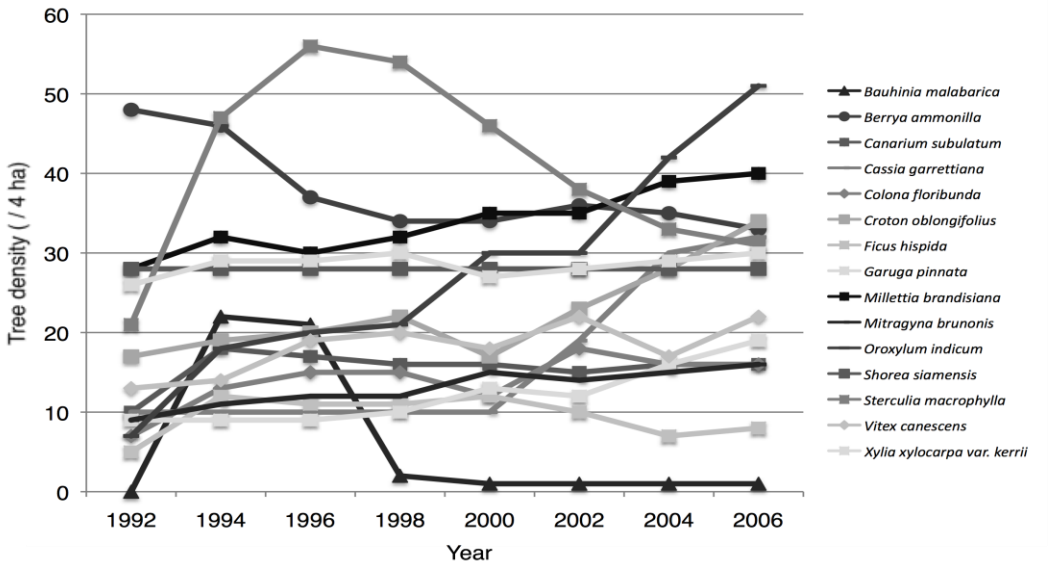


Fig. 5 Changes in tree density of the species which had > 10 individuals in the plot.

Spatial pattern of recruitment

Spatially and temporally concentrated recruitment patterns were observed (Fig. 6). The recruitment occurred before the die-back of GA in 1998 was concentrated in the areas where GH flowered and died simultaneously in 1990 (Fig. 6). On the contrary, the recruitment occurred after the die-back of GA in 1998 was concentrated in the areas where GA flowered and died simultaneously in 1990 and additionally in the areas where CP subsequently flowered and died in 2001 (Fig. 6). Since the canopy gaps occupied very large area (53.7 %), the effects of canopy gaps to the recruitment were scarcely detected (Marod et al. 1999) in contrast to the other reports in closed forests with higher tree density (Nakashizuka et al. 1992) .

Bamboo and forest dynamics

The structure of this mixed deciduous forest with low stem density and BA would be basically formed under the strong influence of the dominance of undergrowth bamboos. Long-term dynamics of this forest including the die-back events of dominant bamboos clearly showed the importance of the unique life history of bamboo for the regeneration of the component trees in mixed deciduous forests. Repeated occurrences of the forest fire may have also affected the regeneration process operating as an important mortality factor (Marod et al. 2002, 2004).

The impeding effect of undergrowth bamboos for tree recruitment is common with other forests in the temperate zone (Veblen et al. 1980; Nakashizuka 1987, 1988; Taylor & Zisheng 1992). Low tree density and large canopy gap proportion caused by the persistence of undergrowth bamboos and/or fern were also reported for Japanese and European beech forests (Nakashizuka 1987; Peters et al. 1992). Because the cover of bamboo become even denser in the canopy gaps, regeneration of the tree seedlings in gaps will be

prevented and the canopy tends to become more discontinuous. In this forest, recruitment of trees hardly occurred in the area covered by the undergrowth bamboos and canopy gaps per se had only little effects for the recruitment of trees. Without the recruitment to the canopy trees by the episodic death of bamboos, the canopy would have become further discontinuous, and the tree density would have also gradually decreased.

Long lifespan of undergrowth bamboo makes the continuous recruitment of trees difficult and retard the regeneration process of the forest. Although the long interval of bamboo die-back may be still short enough to give several chances of regeneration to the canopy trees, but not always these die-back events give an regeneration opportunity to each of the component species (see the patterns in Fig. 5). Actually, the regeneration process after the bamboo die-back will be affected by many factors, such as the size of the area of bamboo die-back, the recovery rate of bamboo, the abundance and composition of the colonized tree populations (via seed bank, seed rain and advanced regeneration), and the competition among them and with other colonizing herbs. A large amount of fuel supplied by the bamboo die-back (dead culms and leaves) were easily burnt by the subsequent forest fires and affected the process. Since the dormancy of long-lived buried seeds of wild banana is broken by fire (Kobayashi et al. 1995), this large perennial plant also can be the strong competitor to the regenerating trees at the early phase of the process (Takahashi et al. 1995).

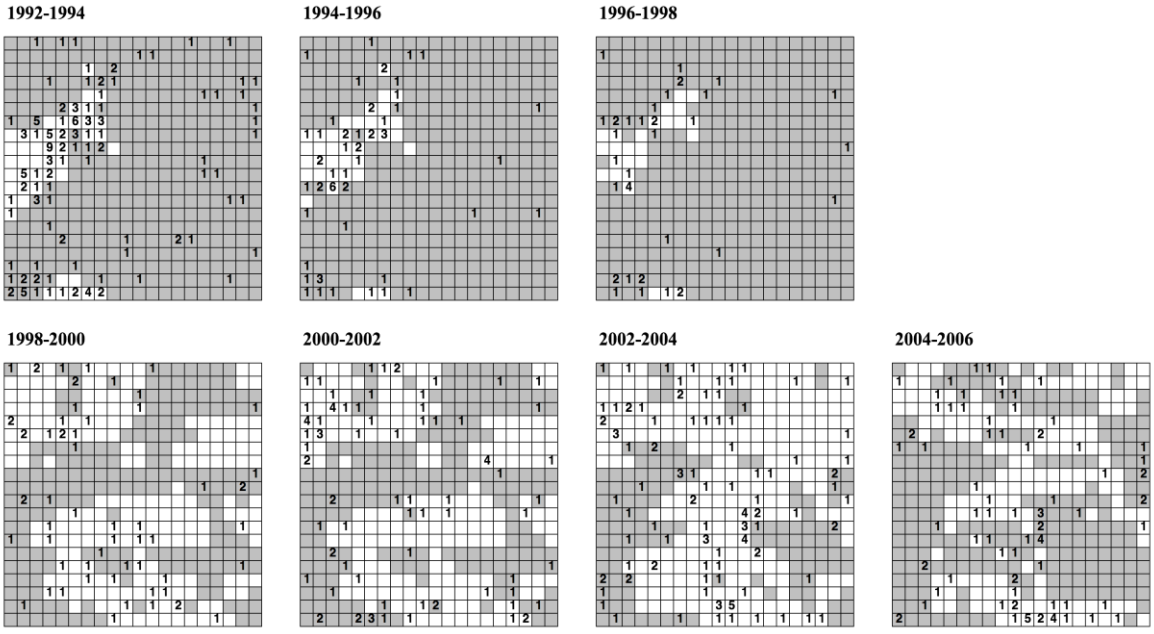


Fig.6 Spatial patterns of tree recruitment and mature bamboos. Each figure shows the recruitment pattern during the period. Each cell is a 10 m x 10 m quadrat. Shaded cell indicates the quadrat covered by mature bamboos. The number in each cell indicates recruitment.

Conclusion

This long-term study clearly showed the importance of the rare events for the dynamics of a tropical seasonal forest. The gregarious flowering and simultaneous death of the three coexisting bamboos resulted in the drastic changes in the biological processes in the forest. Growth and recruitment of the trees were facilitated after the death of bamboos, but the regeneration process after the events seemed to be complex and slow. Competition with the regenerating bamboos and the occasional occurrences of forest fire should have strongly impeded the successful regeneration of trees. Other factors such as limited seed dispersal caused by scarcity of mother trees and high inter-annual variation of seed production may also affect the regeneration process of the trees after the death of bamboos.

These data from 14 years of observations are still not enough to discuss the role of rare events such as bamboo die-back, the effect of fire disturbance regime and their interaction for the forest community dynamics in the long run. Long-term continuation of the observation and additional studies on the early phase of the tree life history are necessary. The forest dynamics are a slow process with a large heterogeneity in time and space (Nakashizuka et al. 1992). To obtain the baseline data for the prediction of vegetation change in this unique ecosystem, networking and comparison of the long-term studies in various permanent plot would be essential (Murphy & Lugo 1986; Mueller-Dombois & Goldammer 1990).

Acknowledgement

We are grateful to many students of Faculty of Forestry, Kasetsart University, who have kindly helped for the setting up of the study plot and tree censuses. We also thank Drs. U. Kutintara, S. Kobayashi, K. Hirai, A. Ishida, M. Ishizuka, C. Yahaudhi for their help and valuable discussion on the course of the research. This study was supported by grants-in-aid from the Japan Society for the Promotion of Science (18255011).

Literature Cited

Ashton, P. S. 1995. Towards a regional forest classification for the humid tropics of Asia. In: E.O. Box et al. (eds.), “Vegetation Science in Forestry,” pp. 453-464. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Baker, P. J., Bunyavejchewin, S., Oliver, C. D. and Ashton, P. S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. Ecol. Monogr. 75: 317-343.

Bunyavejchewin, S. 1983. Analysis of tropical dry deciduous forest of Thailand. I. Characteristics of dominance types. Nat. Hist. Bull. of Siam Soc., 31:109-122.

Bunyavejchewin, S. 1985. Analysis of tropical dry deciduous forest of Thailand. II. Vegetation in relation to topographic and soil gradients. Nat. Hist. Bull. of Siam Soc., 31: 109-122.

Bunyavejchewin, S. 1999. Structure and dynamics in seasonal dry evergreen forest in northeastern Thailand. J. Veg. Sci. 10: 787-792.

Franklin, D. C. and Bowman, D. M. J. 2003. Bamboo, fire and flood: regeneration of *Bambusa arnhemica* (Bambusaeae: Poaceae) after mass-flowering and die-off at contrasting sites in monsoonal northern Australia. Aust. J. of Bot. 51: 529-542.

Gerhardt, K. & Hytteborn, H. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an in troduction. J. Veg. Sci. 3: 361-364

Janzen, D. H. 1976. Why bamboos wait so long to flower. Ann. Rev. Ecol. Syst. 7: 347-91.

Keeley, J. E. and Bond, W. J. 1999. Mast flowering and semelparity in bamboos: The bamboo fire cycle hypothesis. Am. Nat. 154: 383-391.

Kobayashi, S., Chanchai, Y. & Pornphitak, P. 1995. Population dynamics of wild banana (*Musa acuminata*) related with the succession of the logged-over forest. In: The International Workshop on The Changes of Tropical Forest Ecosystems by EL Nino and Others. National Research Council, Thailand.

Kutintara, U. 1994. Forest Ecosystem. Dept. of Forest Biology, Fac. of Forestry, K.U., Bangkok, Thailand. 442p.

Marod, D., Kutintara, U., Yarwudhi, C., Tanaka, H. & Nakashisuka, T. 1999. Structural dynamics of the natural mixed deciduous forest, Kanchanaburi, western Thailand. J. Veg. Sci. 10:777-786.

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

Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H. & Nakashisuka, T. 2004. Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. J. Veg. Sci. 15: 691-700.

Mooney, H.A., Bullock, S.H. & medina, E. 1995. An Introduction. In: S.H. Bullock, H. Mooney & E. Medina eds. “Seasonal Dry Tropical Forests,” pp. 1-8. Cambridge University Press, New York.

Mueller-Dombois, D. & Goldammer, J.D. 1990. Fire in tropical ecosystems and global environmental change: An introduction. In:. Goldammer, J.G ed., “Fire in the Tropical Biota. Ecosystem Processes and Global Challenges,” pp. 1-10. Springer-Verlag, New York.

Murphy, P.G. & Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17: 67-88.

Nakashizuka, T. 1987. Regeneration dynamics of beech forests in Japan. Vegetatio 69: 169-175.

Nakashizuka, T. 1988. Regeneration of Beech (Fagus crenata) after the simultaneous death of undergrowing bamboos (Sasa kurilensis). Ecol. Res. 3: 21-35.

Nakashizuka, T., Iida, S., Tanaka, H., Shibata, M., Abe, S., Masaki, T. and Niiyama, K. 1992. Community dynamics of Ogawa Forest Reserve, a species rich deciduous forest, central Japan. Vegetatio 103: 105-112.

Peters, R., Nakashizuka, T. & Ohkubo, T. 1992. Regeneration and developement in beech-dwarf bamboo forest in Japan. For. Ecol. Manage. 55: 35-50.

Phillips, O. L., Hall, P., Gentry, A. H., Sawyer, S. A. and Vasquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 91: 2805-2809.

Royal Forest Department. 1962. Types of Forests of Thailand. Royal Forest Department, Bullettin. No. R. 44., 12p., Bangkok.

Rundel, P. W. & Boonpragob, K. 1995. Dry forest ecosystems of Thailand. In: S.H. Bullock, H. Mooney & E. Medina eds. "Seasonal Dry Tropical Forests," pp. 93-123. Cambridge University Press, New York.

Sheil, D. & May, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluation in heterogeneous tropical forests. J. Ecol. 84: 91-100.

Smitinand, T. 1966. The vegetation of Doi Chiangdao : A limestone massive in Chaingmai, North Thailand. Nat. Hist. Bull. 21: 93-128.

Smitinand, T. and Chumsri, C. 1985. Classification of Thai bamboos. In: Bamboo seminar. 6-7 June. 1985, Fac. of Forestry, Kasetsart Univ., BangKok, Thailand.

Stott, P. A., Goldammer, J. G. & Werner, W. L. 1990. The role of fire in the tropical lowland deciduous forests of Asia. In: J. G. Goldammer ed., "Fire in the Tropical Biota. Ecosystem Process and Global Challenges," pp. 32-44. Springer-Verlag, New York.

Suksawang, S. 1993. Site Overview: Thong Pha Phoom study site. Royal For. Dept. Bangkok, Thailand. 19p.

Takahashi, M., Kutintara, U., Eaidthong, W. & Kobayashi, S. 1995. Changes of the vegetation pattern in different successional stages. In: The International Workshop on The Changes of Tropical Forest Ecosystems by EL Nino and Others. National Research Council, Thailand.

Taylor, A. H. & Zisheng, Q. 1992. Tree regeneration after bamboos die-back in Chinese Abies-Betula forest. J. Veg. Sci., 3: 253-260.

Veblen, T. T., Schlegel, F. M. & Escobar, R. B. 1980. Structure and dynamics of old-growth Nothofagus forests in the Valdivian Andes, Chile. J. Ecol., 68: 1-31.

Colonization of primary forest species and factors preventing regeneration at 30 year old successional area, northern Thailand

Lamthai ASANOK[1,2], Dokrak MAROD[3], Prateep DUENGKAE[3], Sarawood SUNGKAEW[3], Umpron PRANMONGKOL[4] and Tohru NAKASHIZUKA[1]

Abstract

We investigated the factors and tree species characteristics that are important for colonization of secondary successional forest, for application to the restoration of abandoned areas in tropical montane forests in the Suthep-Pui National Park, northern Thailand. Four one hectare plots (100 m x 100 m) were established at secondary forest, and one hectare plot (100 m x 100 m) was established in a primary forest. The species composition of canopy trees, regenerated seedlings, and saplings was studied, together with aspects of the physical environment. We found that it was difficult for primary forest species to effectively colonize the secondary forest, mostly due to recruitment limitations rather than the physical environment. On the other hand, secondary forest species and generalists were less affected by factors related to the physical environment, forest structure, and recruitment limitations. Seedlings and saplings that regenerated in secondary forest were mainly those of secondary and generalist species, such as *Wendlandia tinctoria*, *Vernonia volkameriaefolia*, *Castanopsis diversifolia*. Among primary forest species such as *Beilschmiedia gammieana, Helicia nilagirica, Persea gamblei* were able to establish a high seedlings at the secondary forest. Thus, reducing recruitment limitations of primary forest species is important for rapid restoration. Natural regeneration of secondary forest and generalist species could be utilized as a first step in restoration, in consideration of their facilitation effects.

Keywords: Secondary successional forest; Forest restoration; Recruitment limit; Tree species traits; Tropical montane forest.

---

[1] Graduate School of Life Sciences, Tohoku University, Aobayama, Aoba-ku, Sendai 980-8578, Japan.

[2] Department of Agroforestry, Maejo University, Phrae Campus, Phrae 54140, Thailand.

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

[4] Department of National Park, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok 10900, Thailand.

Introduction

Tropical montane forests host high biodiversity, although human activities are leading to their decrease and fragmentation (Toledo-Aceves et al. 2011). In human-dominated agricultural landscapes in tropical highland regions throughout the world much of the original forest cover has been converted into cropland and pastures, including shifting-cultivation, or semi-permanent land-use systems, resulting in mosaics of agricultural land, secondary forest, and primary forest patches (Kintz et al., 2006). Shifting cultivation is the main cause of forest loss and fragmentation (Dalle et al., 2011). In mountainous areas of northern Thailand, shifting cultivation by local and hill-tribe people has also caused serious fragmentation of primary forest (Fukushima et al. 2008), and the restoration of abandoned areas is now urgently required for biodiversity conservation in the vicinity of protected areas. Succession is a key ecological process that underpins much ecological restoration (Hobbs et al., 2007). Understanding natural succession is critical for the development of forest conservation strategies, given that abandoned area can be considered the forests of the future (Quesada et al., 2009). Species colonization stage of natural succession process is several ways to enhance the colonization of spontaneous species, thought each has limitation. This nucleation process is a crucial from colonization in many types of natural succession and can accelerate the establishment of desirable species (Moral et al. 2007). Species composition of secondary forests regenerating after disturbance differs from that of old-growth forests. It is well established that there are two functional groups of plant species, i.e. early and late successional species (Ludwig, 2000), or pioneer and climax species (Dekker and de Graaf, 2003), that characterize secondary and old-growth forests, respectively.

Seedling colonization are an important stage in the life cycle of plants and their successful recruitment is important for plant population dynamics and ultimately to community development, structure and sustainability (Pinto et al., 2011). The identification of factors affecting their recruitment is thus fundamental for understanding basic plant population processes as well as plant distribution and abundance in the forest area (Tyler et al., 2008). Environmental factors affect the different processes of establishment, in terms of seedling emergence, growth and survival (Kolb and Barsch, 2010). Thus, understanding the potential responses of tree species to disturbance area environments is critical to designing systems that maintain and facilitate recovery of biological diversity at the disturbance area.

In this study, we examined tree regeneration at secondary successional forest, and identified the factors influencing regeneration, the physical environment of secondary successional forest, and the recruitment limitations in relation to individual species characteristics. Specifically, we aimed to answer two questions. 1) Can primary forest species effectively colonize secondary sucessional forest after abandoned 30 year ago? 2) If not, what factor(s) prevents regeneration: the physical environment or recruitment limitations?

Material and Methods

Study site

This study was carried out in central Suthep-Pui National Park (18°47′ - 18°50′ N, 98°53′ - 98°55′ E), situated 1265–1500 m above mean sea level on Mount Pui about 10 km west of Chiang Mai in northern Thailand. The mean annual temperature and rainfall were about 20 °C and 1700 mm, respectively (Kume et al., 2007). The area has two main seasons: the wet season (May-October) and the dry season (mean monthly rainfall below 100 mm, November-April). The dry season is subdivided into the cool-dry season (November-January) and the hot-dry season (February- April) (Elliott et al., 2003). The topography is generally mountainous, with a network of many permanent rivers and streams dividing the area into valleys and lowland plains. Originally, the study site had been covered with tropical montane forest, cleared approximately 30 years previously, to provide land for cultivation of cabbages, corn, potatoes and other cash crops by local hill tribe peoples. Result the abandoned field recovery to secondary forest, were dominated by old tree, shrub, herbaceous weeds and grass (Elliott et al., 2003). In 1985, park officials have added planted trees species in some fallow areas such as *Prunus cerasoides*, *Diospyros glandulosa* and *Castanopsis acuminatissima* (Krawsa-at, 1997). However, the primary tropical montane forests remain at the Kog Ma experimental watershed, the dominant plant family is the Fagaceae including Lithocarpus, Quercus, and Castanopsis genera (Kume et al., 2007).

Sampling plot and data collection

During, on August 2010 to December 2011. Five study sites were selected; one representative primary tropical montane forest far from village 10 km (PF) and four secondary successional forest after abandoned 30 year ago were (1) abandoned area far from village seven km (AFV); (2) abandoned area near to village one km (ANV); (3) abandoned area with added plantation by mixed species distance from village five km (PMS); and (4) abandoned area with added plantation by pure species distance from village three km (PPS).

For each site we establish 100 m x 100 m (1 ha) permanent plot, and they were devided into 10 m x 10 m quadrates totally 100 quadrates per each site. At the corner of each 10 x 10 m quadrat, we established a 2 m x 2 m sub-quadrats totally 100 sub-quadrats per each site. We enumerated trees (DBH greater than or equal 2 cm) in the 10 m x 10 m quadrats, sapling (DBH less than 2 cm; height over 1.30 m) and seedling (height less than 1.30 m) in 2 m x 2m quadrats. All the trees, saplings and seedlings were tagged and identified into species. We identify plant species by collecting of specimen and compare with standard specimen in the herbarium center of National Park, Wildlife and Plant Conservation Department (BKF). The nomenclature

followed The Forest Herbarium (2001) and Gardner et al. (2000). The diameter at breast height (DBH, 1.30 m from above ground) was measured for all trees, while we just counted the number of sapling and seedling for each species.

Soil samples were collected from the top soil layer (0–15 cm) in October 2011, using a soil core sampler with a volume of 100 cm^3, at the center of each 2 m x 2 m sub-quadrat, on the same day 10 days after the last rain. Soil bulk density (SDb, g cm^{-3}) was estimated for each soil sample as the proportion of mass of oven-dried soil to the total volume, and soil moisture content (SMC, %) was determined from the ratio of fresh weight to dry weight (Kissling et al. 2009). We also took a hemispherical photograph with a Nikon FM and fish-eye lens (8 mm focal distance) by setting the camera at the center of the 2 m x 2 m quadrat. We took photos at 1.3 m above ground level, on a sunny day (09:00–11:00 h) in November 2011 to estimate relative light intensity (RLI). The RLIs were analyzed with the Gap Light Analyzer (GLA) version 2.0 software program (Frazer 1999). RLI in each frame quadrat was estimated as the percentage of standard overcast sky distribution. These soil and light factors were used to analyze seedlings and saplings, representing the environment in 2 m x 2 m quadrats.

Data analysis

In order to analyze similarity in species composition among sites, we applied Detrended Correspondence Analysis (DCA). We used the data of tree composition of 1 ha plots (100 m x 100 m plot) as a unit in each site. The basal area (BA, m^2 ha^{-1}), stems density (D, stems ha^{-1}) and Shannon – Wiener's diversity index were used for DCA. The DCA were analyzed with the PC – ORD version 5.10 software programs (McCune and Mefford, 1999).

To classify tree species into primary or secondary species, we used the Mann-Whitney test (Wijnand and van de Velde, 2000) for mature tree density (per 10 m x 10 m plot) in primary and secondary forest areas. We grouped species into (1) primary forest species that had a significantly high density in primary forest; (2) secondary forest species with a significantly high density in secondary forest; (3) generalist species without any significant density bias; and (4) infrequent species with inadequate densities for statistical analysis. We analyzed the regeneration characteristics of each species by applying the Kruskal–Wallis test (Ruxton and Beauchamp, 2008) for sapling and seedling density (per 2 m x 2 m plot) in primary and all secondary forest areas.

To analyze factors affecting regeneration, we applied generalized linear mixed models (GLMMs) in a step-wise regression analysis for seedling/sapling density of species with sufficient density for statistical analyses (species with greater than or equal to 30 stems). The independent variables adopted were: (1) the physical environmental factors RLI and SMC; (2) forest structure, i.e., forest type (FT), basal area (BA), and

tree stem density (D); and (3) factors relating to recruitment, distance from mother tree (DM) and distance from village (DV). All of these variables were obtained for each 10 m x 10 m quadrat. All factors had correlation coefficients less than 0.7. Site was included as a random factor, and the model with the lowest Akaike's information criterion (AIC) was selected for each species (Hamberg et al. 2009). All statistical analyses were performed using the software R v 2.11.1 (R Core Development Team, Vienna, Austria).

Results

Environmental factors

Environmental factors showed similar between primary and all secondary forest sites. Relative light intensity at 1.3 m above ground level was similar (no significant) of all site. ANV showed higher soil bulk density and lowed soil moister content (no significant) than another area. However, another secondary forest site (AFV, PMS and PPS) were similar soil bulk density and soil moister content with primary forest.

Community arrangement

By DCA of tree composition, Axis 1 indicates the arrangement species diversity index ascending by show high positive correlation with Shannon – Wiener's diversity index ($r = 0.90$, $p < 0.001$), suggesting ANV had higher diversity ($H' = 3.59$) than another community, while PPS was less species diversity ($H' = 2.88$). Axis 2 had high positive relationship with basal area ($r = 0.93$, $p < 0.001$), indicates the arrangement development of tree stem by primary forest had high basal area (35.4 m^2 ha^{-1}) and ANV showed lowest of basal area (15.6 m^2 ha^{-1}). Axis 3 show negative correlation with stems density ($r = -0.76$, $p < 0.001$), suggesting the arrangement of stems distribution by AFV has higher stems density (2,407 stems ha^{-1}) than another site.

Species composition

Mature trees comprised 9,955 stems of 167 species in total. The dominant species in primary forest species were *Castanopsis acuminatissima*, *Persea gamblei*, *Helicia nilagirica*, *Styrax benzoides*, and *Turpinia pomifera*. Dominant secondary forest species were *Vernonia volkameriaefolia*, *Saurauia roxburghii*, *Eurya acuminate, Wendlandia tinctoria* and *Prunus cerasoides*, and dominant generalist species were *Castanopsis diversifolia*, *Maesa ramentacea*, *Cinnamomum iners*, *Schima wallichii*, and *Eriobotrya bengalensis*. We classified the species into 53 primary forest species, 23 secondary forest species, and 43 generalists. The other 48 species were classified as infrequent species.

Seedling and sapling colonization pattern

Seedling/sapling densities had different patterns among the species types. The primary forest species had the highest density in primary forest, followed by generalist species and secondary forest species respectively, with decreases in secondary forest areas especially, at PPS. Seedlings/sapling of secondary forest

species had the highest density in secondary forest, excepted in AFV area was appearing less than generalist species. The generalist species showed an intermediate pattern between those of primary and secondary species, although showed high density in primary forest and decreased in secondary forest.

The seedlings and saplings densities of most primary forest species were higher in primary forest. Some primary forest species can distribute in all sites (include; primary forest and secondary forest area) were *Beilschmiedia gammieana*, *Elaeocarpus sphaericus* and *Persea gamblei.* We found some primary forest species had high seedling/sapling density in secondary forest; *Beilschmiedia gammieana, Helicia nilagirica, Canthium glabrum* and *Ternstroemia gymnanthera* had high density in PMS (included no significant), while *Persea gamblei* had highly significant density in ANV and *Elaeocarpus sphaericus* and *Semecarpus cochinchinensis* showed high density (no significant) in AFV. *Syzygium albiflorum* showed high significant density of seedlings/saplings in AFV and appear at all secondary forest site, but invisible in primary forest. *Canthium glabrum*, *Cinnamomum porrectum* and *Glochidion sphaerogynum* no seedlings/saplings in primary forest, even though these species had mature trees in the primary forest (include no significant) and difficult colonize in secondary forest. All other primary forest species had higher seedling/sapling densities in primary forest than in secondary forest (including some species without significant differences). In particular, *Castanopsis acuminatissima* had highest abundant seedlings/saplings in primary forest.

The seedling/sapling densities of most secondary forest species were higher in secondary forest than in primary forest. As *Dehaasia kerrii* had significantly higher densities in primary forest than in secondary forest. Only *Wendlandia tinctoria* had seedling/sapling in all site, although the difference was not significant. *Vernonia volkameriaefolia* and *Pittosporum nepaulense* had higher significant density in PPS and PMS, respectively. While, *Macaranga kurzii* and *Sumbaviopsis albicans* can colonized only ANV area and *Arytera littoralis* appear only PMS by significant of densities. On the other hand *Diospyros glandulosa* can colonized in all secondary forest area except in primary forest (no statistical significant).

Most generalist seedlings and saplings occurred similar in both primary and secondary forest. *Castanopsis diversifolia*, *Cinnamomum iners* and *Archidendron clypearia* appear seedling/sapling in all site by *Castanopsis diversifolia* and *Archidendron clypearia* had high density significant in secondary forest were PPS and AFV, respectively while, *Cinnamomum iners* had highly density in primary forest. *Perilepta auriculata*, *Quercus sp.* and *Melastoma saigonense* showed high significant density in secondary forest but not showed in primary forest area. While, *Baccaurea ramiflora*, *Beilschmiedia palembanica*, *Rhus chinensis* and *Syzygium helferi* had seedling/sapling only ANV and *Toona ciliate* appear at PPS only, although the difference was not significant.

Factors determining regeneration

The factors related to recruitment limitations, the forest structure and the physical environment were more important for seedling/sapling of primary forest species than for secondary forest and generalist species, which were affected by all categories (physical environment, forest structure, and recruitment). The importance of the factors differed according to species.

Eleven primary forest species were significantly affected by distance from the mother tree and/or the distance from village. However, three species were *Memecylon scutellatum*, *Syzygium albiflorum* and *Micromelum minutum* be independent from recruitment factors. *Persea gamblei*, *Sarcosperma arboretum* and *Litsea martabarnica* had a significant (negative) relationship with distance from village. Most primary species were affected by forest structure factor (positive and/or negative significant with BA, D and FT), but *Ternstroemia gymnanthera* and *Tarennoidea wallichii* none affected by these factors. *Beilschmiedia gammieana* had negative relationship with tree density and forest type. On the other hand, few species affected by physical environment factor, while *Sarcosperma arboreum* and *Castanopsis tribuloides* showed positive significant with LAI.

Seedlings/saplings of seven secondary forest species showed low affected by all categories (physical environment, forest structure, and recruitment). Most species were independency with recruitment factor. Only *Diospyros glandulosa* showed negative significant with distance from mother tree. Two species were *Vernonia volkameriaefolia* and *Saurauia roxburghii* had a significant relationship with the basal area. The physical environment factor was few affected with secondary forest species. *Glochidion eriocarpum* had positive significant with LAI only, and independency from another factors.

The distribution patterns of generalist seedlings/saplings were somewhat between those of primary and secondary forest species. Most species showed a significant relationship with DM (negative) or DV (positive or negative). Two species were *Actinodaphne henryi* and *Eriobotrya bengalensis* had independency with both physical environment and recruitment factors, while most species had a significant relationship with forest structure. *Cryptocarya impressa*, *Eriobotrya bengalensis* and *Quercus sp.* had a significant negative relationship with basal area, suggesting it was unlikely to regenerate in mature forests. Few species had affected by the physical environment factor, e.g. *Cinnamomum iners*, *Archidendron clypearia* and *Maesa ramentacea* had positive significant with soil moisture.

Discussions

Primary forest species colonized characteristics

Primary forest composition is an expected goal of natural forest restoration; however the succession is a key ecological process that underpins much ecological restoration (Hobbs et al., 2007). We found the

secondary forests were abandoned after 30 ago under natural succession showed physical environmental factor similar primary forest. The mature trees were in successional area can promote increasing soil moister and influence to low light intensity at under canopy area (Bolton and D'Amato, 2011). However, species composition in these areas had difference from primary forest, because disturbances cause losses of primary species from the canopy layer (Oosterhoorn & Kappelle 2000). The seedling establishment is a crucial form of colonization in many types of natural succession and can accelerate the establishment of desirable species (Moral et al. 2007). The seedling and sapling compositions in secondary forest are generally different than those in primary forest. Seedlings and saplings of a most primary forest species were found in secondary forest, but their densities were very low, suggesting that they have some difficulty colonizing in the secondary forest. However, we found some primary forest species were *Beilschmiedia gammieana, Helicia nilagirica, Canthium glabrum, Ternstroemia gymnanthera*, *Persea gamblei, Elaeocarpus sphaericus, Semecarpus cochinchinensis* and *Syzygium albiflorum* had high densities in secondary forest, suggesting that they have more opportunities colonizing in secondary forest. We found that most secondary forest and generalist species can establish well in secondary forest e.g. *Wendlandia tinctoria*, *Vernonia volkameriaefolia*, *Castanopsis diversifolia*, *Archidendron clypearia*, *Cryptocarya impressa, Maesa ramentacea, Macaranga kurzii*, *Sumbaviopsis albicans, Arytera littoralis* and *Melastoma saigonense*. The seedlings and saplings that regenerated in secondary forests were mainly those of secondary forest species and generalists, thus, any restored forests will more closely resemble secondary forest than primary forest species.

Therefore, the species had high density in secondary forest among species group (primary, secondary and generalist species) showed potential of regeneration in secondary forest area after abandoned 30 years ago. This result suggested some primary forest species can colonize in the secondary forest after abandoned 30 years, increased time since abandonment enhances seedling of primary forest establishment more than short abandonment periods (Dölle et al., 2008). Although they few appearing when compare with secondary and generalist species. Because the surroundings of any given restoration area are more likely to be secondary forest species than primary forest species, these species that frequently occur in secondary forest should be utilized in primary forest restoration schemes.

Factors affecting colonization in secondary successional forest

Recruitment limitations seemed to be important for most of primary forest species. Most primary forest species had a significant (negative) relationship with distance from mother tree; this means these species need seed sources from mother tree for colonization. The abundance of seeds from mother tree affect seedling establishment and increased seedling densities (Sagnard et al., 2007), which generally the mother tree was dominant species in primary forest (Naito et al. 2008). However some of the primary forest species were

Memecylon scutellatum, *Micromelum minutum* and *Syzygium albiflorum* did not appear to have recruitment limitations, suggesting their high ability to reach disturbed sites far from mother tree. It was possible that, these species are food of frugivorous birds that can disperse seed over large distances from a mother tree (Kitamura et al., 2008). *Sarcosperma arboretum* and *Litsea martabarnica* had a significant (negative) relationship with distance from village, suggesting they can establish in high frequency disturbance area. We found most secondary and generalist species were independency with recruitment limitations especially, distance from mother tree. Indicating these species can colonization at disturbance area far from mother tree. Early-successional species after disturbances, plants that grow up in open canopy area may come from soil seed bank that characterize secondary forest (Wang et al., 2011). Some species in both group (e.g., *Vernonia volkameriaefolia*, *Archidendron clypearia*, *Cryptocarya impressa*, and *Maesa ramentacea*) had a significant (negative) relationship with distance from village, suggesting they can establish in high frequency disturbance area. So, some species of primary, secondary and generalist species can colonization in secondary forest after abandoned 30 year ago, and independent from recruitment limitations (distance from mother tree/distance from village).

Forest structure seemed affected to primary forest species more than physical environment factor. Most primary forest species have significant relationships with primary forest characteristic. Generally primary forest structure were dominate by large tree and under canopy area covered by depth litter layer result high soil moister, and canopy layer was light filter affected low light intensity at ground area (Burton et al., 2009). On the other hand, *Beilschmiedia gammieana* had significant negative relationship with stem density and forest type and positive significant with SMC, suggesting that it can establish seedlings/sapling well on high soil moister place in secondary forest area. While, primary forest species (*Sarcosperma arboretum* and *Castanopsis tribuloides*) and secondary forest species (*Glochidion eriocarpum*) had a positive relationship with RLI, suggesting that they can establish seedlings in high light conditions. The possible extinction debt of shade-tolerant species in secondary forest and colonization by light-demanding species is probably related to disturbances (Chanthorn and Brockelman, 2008). We found most secondary forest and generalist species had not significant relationship with physical environmental and recruitment limitations, suggesting that they had a few preventing factor for colonization. This is the reason why these species type can colonization well in the secondary successional forest area.

Implications for management

We found that it was difficult for primary species to effectively colonize the secondary forest, mostly because of recruitment limitations and forest structure rather than effects related to the physical environment

at the abandoned land after 30 year ago. However, some primary forest species such as *Beilschmiedia gammieana*, *Elaeocarpus sphaericus*, *Persea gamblei* and *Helicia nilagirica* colonized well in secondary forest, suggesting that of the abandoned land after 30 year ago could adjusting physical environmental factor similar primary forest and reduce recruitment limitations to appropriate for some primary forest species. While, secondary forest and generalist species, such as *Vernonia volkameriaefolia*, *Archidendron clypearia*, *Cryptocarya impressa*, *Maesa ramentacea*, *Sarcosperma arboretum, Castanopsis tribuloides* and *Glochidion eriocarpum*, regenerate better in high-light conditions and high frequency disturbance area. Thus, suggesting in secondary successional forest area after abandoned 30 year ago can promote primary forest species colonization; although the proportion is less when compare with secondary and generalist species. Species-enrichment initiatives in long period abandoned area may help in primary forest restoration, as after such species have successfully colonized the secondary forest they will have affected the forest community composition and physical environment, which will become more similar to those of the primary forest over time (Tscharntke et al., 2011). This would facilitate the regeneration of primary forest species in secondary succssional forest area.

Acknowledgments

This research would not have been possible without the assistance of forestry students from the Faculty of Forestry, Kasetsart University and department of Agroforestry Maejo University Phare Campus. We are much indebted to the Suthep-Pui National park, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, for allowing us to conduct this study. This study was funded by the Strategic Environmental Research Program (S9) of the Ministry of Environment, Japan.

References

Bolton, N.W.and D'Amato, A.W., 2011. Regeneration responses to gap size and coarse woody debris within natural disturbance-based silvicultural systems in northeastern Minnesota, USA. Forest Ecology and Management 262, 1215-1222.

Burton, J.I., Zenner, E.K., Frelich, L.E., Cornett, M.W., 2009. Patterns of plant community structure within and among primary and second-growth northern hardwood forest stands. Forest Ecology and Management 258, 2556-2568.

Chanthorn, W.and Brockelman, W.Y., 2008. Seed dispersal and seedling recruitment in the light-demanding tree Choerospondias axillaris in old-growth forest in Thailand. Scienceasia 34, 129-135.

Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V., Blakesley, D., 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. Forest Ecology and Management 184, 177-191.

Dalle, S.P., Pulido, M.T., de Blois, S., 2011. Balancing shifting cultivation and forest conservation: lessons from a "sustainable landscape" in southeastern Mexico. Ecological Applications 21, 1557-1572.

Dekker, M.and de Graaf, N.R., 2003. Pioneer and climax tree regeneration following selective logging with silviculture in Suriname. Forest Ecology and Management 172, 183-190.

Dölle, M., Bernhardt-Römermann, M., Parth, A., Schmidt, W., 2008. Changes in life history trait composition during undisturbed old-field succession. Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 203, 508-522.

Frazer, G.W., Canham, C.D. & Lertzman, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

Fukushima, M., Kanzaki, M., Hara, M., Ohkubo, T., Preechapanya, P., Choocharoen, C., 2008. Secondary forest succession after the cessation of swidden cultivation in the montane forest area in Northern Thailand. Forest Ecology and Management 255, 1994-2006.

Gardner, S., Sidisunthorn, P. & Anusarnsunthorn, V. 2000. A field guide to forest trees of northern Thailand. Chaingmai University, Kobfai Publishing, Bangkok.

Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S., O'Hara, R.B., Kotze, D.J., 2010. Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understory vegetation – A field experiment. Journal of Environmental Management 91, 1811-1820.

Hobbs, R.J., Walker, L.R., Walker, J., 2007. Integrating restoration and succession, in: Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R.J. (Eds.), Linking Restoration and Ecological Succession. Springer Science, USA, pp. 168-179.

Kintz, D.B., Young, K.R., Crews-Meyer, K.A., 2006. Implications of land use/land cover change in the buffer zone of a National Park in the Tropical Andes. Environmental Management 38, 238-252.

Kissling, M., Hegetschweiler, K.T., Rusterholz, H.-P., Baur, B., 2009. Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. Applied Soil Ecology 42, 303-314.

Kitamura, S., Yumoto, T., Noma, N., Chuailua, P., Maruhashi, T., Wohandee, P., Poonswad, P., 2008. Aggregated seed dispersal by wreathed hornbills at a roost site in a moist evergreen forest of Thailand. Ecological Research 23, 943-952.

Kolb, A.and Barsch, K., 2010. Environmental factors and seed abundance influence seedling emergence of a perennial forest herb. Acta Oecologica-International Journal of Ecology 36, 507-513.

Krawsa-at, A., 1997. Master Plan of Suthep-Pui National Park Phese 2 (1998-2007). Royal Forest Department, Bangkok.

Kume, T., Takizawa, H., Yoshifuji, N., Tanaka, K., Tantasirin, C., Tanaka, N., Suzuki, M., 2007. Impact of soil drought on sap flow and water status of evergreen trees in a tropical monsoon forest in northern Thailand. Forest Ecology and Management 238, 220-230.

Ludwig, K., 2000. Some autecological characteristics of early to late successional tree species in Venezuela. Acta Oecologica 21, 37-48.

Mccune, B. and M.J. Mefford. 1999. PC – ORD Multivariate Analysis of Ecological Data: Version 5 for Windows. MjM Software Design, Gleneden Beach Oregon, USA.

Moral, R.D., Walker, L.R., Bakker, J.P. Insights gained from succession for the restoration of landscape structure and function, in: Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R.J. (Eds.), Linking Restoration and Ecological Succession. Springer Science, USA, pp. 19-41.

Naito, Y., Kanzaki, M., Iwata, H., Obayashi, K., Lee, S.L., Muhammad, N., Okuda, T., Tsumura, Y., 2008. Density-dependent selfing and its effects on seed performance in a tropical canopy tree species, Shorea acuminata (Dipterocarpaceae). Forest Ecology and Management 256, 375-383.

Oosterhoorn, M.and Kappelle, M., 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. Forest Ecology and Management 126, 291-307.

Pinto, J.R., Marshall, J.D., Dumroese, R.K., Davis, A.S., Cobos, D.R., 2011. Establishment and growth of container seedlings for reforestation: A function of stocktype and edaphic conditions. Forest Ecology and Management 261, 1876-1884.

Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L.P.C., Powers, J.S., Neves, F.d.S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G., 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. Forest Ecology and Management 258, 1014-1024.

Ruxton, G.D.and Beauchamp, G., 2008. Some suggestions about appropriate use of the Kruskal–Wallis test. Animal Behaviour 76, 1083-1087.

Sagnard, F., Pichot, C., Dreyfus, P., Jordano, P., Fady, B., 2007. Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: Recolonization dynamics in a plantation forest. Ecological Modelling 203, 464-474.

The Forest Herbarium. 2001. Thai Plant Names: Tem Smitinand. Royal Forest Department, Bangkok.

Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., Gonzalez-Espinosa, M., Ramirez-Marcial, N., 2011. Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. Journal of Environmental Management 92, 974-981.

Tscharntke, T., Batary, P., Dormann, C.F., 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? Agriculture Ecosystems & Environment 143, 37-44.

Tyler, C.M., Davis, F.W., Mahall, B.E., 2008. The relative importance of factors affecting age-specific seedling survival of two co-occurring oak species in southern California. Forest Ecology and Management 255, 3063-3074.

Wang, N., Jiao, J.Y., Jia, Y.F., Zhang, X.A., 2011. Soil seed bank composition and distribution on eroded slopes in the hill-gully Loess Plateau region (China): influence on natural vegetation colonization. Earth Surface Processes and Landforms 36, 1825-1835.

Wijnand, H.P.and van de Velde, R., 2000. Mann–Whitney/Wilcoxon's nonparametric cumulative probability distribution. Computer Methods and Programs in Biomedicine 63, 21-28.

พรรณพฤกษชาติแห่งประเทศไทย และการประเมินสถานภาพพืชในประเทศไทย

วรดลต์ แจ่มจำรูญ*

บทคัดย่อ

การดำเนินการศึกษาด้านป่าไม้ของกรมอุทยานแห่งชาติสัตว์ป่าและพันธุ์พืชที่ดำเนินการศึกษาในระยะยาวมีอยู่หลายโครงการ เช่น การศึกษาด้านพรรณพฤกษชาติแห่งประเทศไทย (Flora of Thailand Project) ที่ได้ดำเนินการต่อเนื่องมากว่า 50ปีโดยดำเนินการทั่วประเทศโดยหอพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติสัตว์ป่าและพันธุ์พืชเป็นความร่วมมือในการดำเนินการทั้งนักพฤกษศาสตร์ชาวไทยและต่างประเทศปัจจุบันสามารถดำเนินการไปมากกว่า60%ยังคงเหลือวงศ์ที่มีจำนวนสมาชิกจำนวนมากอีกเช่นวงศ์กล้วยไม้(Orchidaceae)วงศ์เข็ม (Rubiaceae) เป็นต้น คาดว่าจะสามารถดำเนินการจนเสร็จสมบูรณ์ในปีพ.ศ. 2560
นอกจากนี้ยังมีการดำเนินการ โครงการประเมินสถานภาพพืชถูกคุกคามของประเทศไทยที่ดำเนินการเป็นระยะที่สอง (พ.ศ.2555-2559)
การดำเนินงานนี้เป็นการงานวิจัยที่ต้องอาศัยความร่วมมือระหว่างสถาบันการศึกษาต่างๆและหน่วยงานของรัฐที่รับผิดชอบพื้นที่เพื่อให้สามารถสำเร็จลุล่วงตามวัตถุประสงค์ต่อไป

คำนำ

พรรณพฤกษชาติของประเทศไทยมีความใกล้เคียงกับประเทศเพื่อนบ้าน เนื่องจากประเทศไทยตั้งอยู่ในเขตพฤกษภูมิศาสตร์ 3 เขต คือ เขตพฤกษภูมิศาสตร์ Indo–Burmese เขตพฤกษภูมิศาสตร์ Indo–Chinese และเขตพฤกษภูมิศาสตร์ Malesian ประมาณว่า 2,819 ชนิด ได้ดำเนินการศึกษาแล้วภายใต้โครงการ Flora of Thailand คิดเป็น 23% ของพืชมีท่อลำเลียงในประเทศไทย โดยปัจจุบันได้มีการดำเนินการศึกษาอย่างต่อเนื่องในหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง เช่น หอพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ที่มีการรวบรวมตัวอย่างมากกว่า 200,000 ตัวอย่างและมีตัวอย่างต้นแบบประมาณ 255 ตัวอย่าง ซึ่งครอบคลุมจำนวนพืชมากกว่า 80% ของพืชมีท่อลำเลียงที่พบในประเทศไทย นอกจากนี้ก็ยังมีการสำรวจตัวอย่างเฉพาะพื้นที่ก็ยังมีการค้นพบพืชชนิดใหม่อย่างต่อเนื่อง ซึ่งเมื่อประมาณการโดยไม่นับรวม กลุ่ม thallophytes and bryophytes พบว่าประเทศไทยมีพรรณพฤกษชาติประมาณ 303 วงศ์ 1,363 สกุล และ 10,234 ชนิด (Forest Herbarium, 2003) แบ่งออกเป็นเฟินและกลุ่มใกล้เคียงเฟิน จำนวน 658 ชนิด จาก 132 สกุล 34 วงศ์ โดยมีการศึกษาเรียบร้อยแล้ว พืชเมล็ดเปลือย จำนวน 25 ชนิด จาก 7 สกุล 6 วงศ์ ซึ่งมีการศึกษาแล้ว พืชมีดอกประมาณ 9,551 ชนิด จาก 1,224 สกุล 263 วงศ์ โดย 2,136 ชนิด จาก 705 สกุล 109 วงศ์ ที่ทำการศึกษาแล้ว

ในการดำเนินงานด้านอนุกรมวิธานของพืช ซึ่งเป็นส่วนสำคัญของการจัดทำบัญชีรายชื่อของชนิดพันธุ์พืชที่ทำการศึกษาจำแนกแล้ว (List of known plant species) ซึ่งมีลักษณะเป็นบัญชีรายชื่อแบบ working list พบว่า มีการประมาณว่าประเทศไทยมีชนิดพรรณพืชที่มีท่อลำเลียง (vascular plant) อยู่ประมาณ 10,234 ชนิด โดยแบ่งออกเป็น 263 วงศ์ 1,224 สกุล ปัจจุบันมีความก้าวหน้าในการศึกษารวบรวมพรรณพืชในประเทศไทย เพื่อการจัดทำหนังสือพรรณพฤกษชาติของประเทศไทย (Flora of Thailand) แล้ว ประมาณ 4,192 ชนิด หรือประมาณร้อยละ 35 ของจำนวนพืชที่มีท่อลำเลียงของไทย โดยแบ่งกลุ่มพืชได้ ดังนี้ เฟิน (Pteridophytes) จำนวน 34 วงศ์ และ 134 สกุล 659 ชนิด พืชเมล็ดเปลือย (Gymnospermae) จำนวน 6 วงศ์ 7 สกุล 25 ชนิด และพืชมีดอก (Angiospermae) จำนวน 121 วงศ์ 3,509 ชนิด ซึ่งผลจากการศึกษาได้ทำการตีพิพ์ลงในพรรณพฤกษชาติไทย (Flora of Thailand) แล้วนั้น จำนวน 12 ชุด มีทั้งหมด 150 วงศ์ 733 สกุล 2,863 ชนิด คาดว่า เมื่อถึง ค.ศ. 2010 จะมีจำนวนเพิ่มมากขึ้นอีกประมาณ 10 - 20% ซึ่งพืชจำนวน 12,000 ชนิดนี้จำเป็นต้องมีการเก็บรวบรวมและสังเคราะห์ข้อมูลและความรู้ที่มีอยู่ โดยเน้นที่ชื่อ ชื่อพ้อง และการแพร่กระจายทางภูมิศาสตร์ นอกจากนี้ รายชื่อพรรณพืชของประเทศ (National Flora) และการริเริ่มระหว่างประเทศที่เกี่ยวข้องก็เป็นสิ่งที่จำเป็นต่อการดำเนินงาน รวมทั้งรายชื่อพรรณพืชของภูมิภาค (Regional Flora) เพื่อเป็นพื้นฐานไปสู่การจัดทำบัญชีรายชื่อพรรณพืชทั่วโลก (World Flora) ฉบับสมบูรณ์ต่อไป ซึ่งจะรวมถึงชื่อท้องถิ่นและชื่อพื้นเมืองด้วย

ดังนั้น ในอีก 5 ปีข้างหน้าน่าจะมีการประมาณการว่าจะมีการศึกษาในวงศ์ที่มีสมาชิกจำนวนมาก เช่น พืชวงศ์เข็ม พืชวงศ์กล้วยไม้ เป็นต้น ก็จะทำให้สามารถได้ข้อมูลเพิ่มขึ้นไม่ต่ำกว่าร้อยละ 60 แต่กลุ่มพืชที่ยัง

เป็นปัญหา นั่นคือ ในกลุ่มพืชชั้นต่ำ เช่น กลุ่มไลเคนส์ ไปรโอไฟต์ สาหร่าย เป็นกลุ่มพืชที่มีการศึกษาน้อยมากจึงควรการกำหนดแผนการศึกษาที่ชัดเจนมากขึ้น (ตารางที่ 1)

ตารางที่ 1 แสดงการจัดทำบัญชีรายชื่อของพรรณพืชของประเทศไทย

กลุ่มพืช	จำนวน (Taxa)	Checklist	Census Catalogues
Lichens	1,554	2010	-
Algae	1,334	1995	-
Bryophytes	925	1995	-
Pteridophytes	591	1995	2010
Seed Plant - Native	8,565	2001	2012
Seed Plants - Aliens	1,000	2006	-

- **ความก้าวหน้าของโครงการพรรณพฤกษชาติของประเทศไทย (Flora of Thailand)**

โครงการพรรณพฤกษชาติของประเทศไทยเริ่มขึ้นเมื่อปี พ.ศ. 2510 ระหว่างนักพฤกษศาสตร์ไทยและเดนมาร์กดำเนินการอยู่ที่หอพรรณไม้ กรมป่าไม้ในขณะนั้น โดยมีคณะกรรมการเป็นนักพฤกษศาสตร์อาวุโสตามสถาบันพฤกษศาสตร์ในยุโรป หนังสือ Flora of Thailand เล่มแรกตีพิมพ์ขึ้นใน พ.ศ. 2513 จากนั้นก็มีการดำเนินการอย่างต่อเนื่อง (ตารางที่ 2)

ตารางที่ 2 ความก้าวหน้าของโครงการพรรณพฤกษชาติของประเทศไทยในปี พ.ศ. 2554

สถานะภาพ	จำนวนชนิด
จำนวนชนิดที่ตีพิมพ์แล้ว	3,186
จำนวนชนิดที่ได้รับต้นฉบับพร้อมพิมพ์	408
จำนวนชนิดของวงศ์ที่เสร็จไปแล้วมากกว่า 80%	580
จำนวนชนิดของวงศ์ที่เสร็จไปแล้วน้อยกว่า 80%	209
จำนวนชนิดที่เสร็จแล้ว	4,207
จำนวนชนิดที่ประมาณว่าพบในประเทศ	10,250

ตารางที่ 3 วงศ์ที่ได้จัดทำต้นฉบับแล้วอยู่ในระหว่างตรวจต้นฉบับและรอตีพิมพ์

วงศ์	จำนวนสกุล : จำนวนชนิด	ผู้ดำเนินการศึกษา
Asteraceae	67:210	H.Koyama
Balsaminaceae	2:46	T.Shimizu
Caprifoliaceae	3:17	N.Fukuoka
Celastraceae	12:60	Ding Hou
Dioscoreaceae	2:43	P.Wilkin & C.Thapyai
Gonostylaceae	1:1	C.Niyomdham & M.Tarumatsawat
Lentibulariaceae	1:30	J.Parnell
Mastixiaceae	1:3	B.Harwood
Nepenthaceae	1:5	M.Cheeks
Nyctanthaceae	1:1	P.S.Green
Orobanchaceae	2:3	J.Parnell
Plantaginaceae	1:4	J.Parnell
Polyosmaceae	1:5	H.J.Esser
Sapotaceae	9:40	P.Chantaranothai

ตารางที่ 4 วงศ์พืชที่มีจำนวนสมาชิกมากกว่า 100 ชนิด ที่ยังดำเนินการศึกษาไม่เสร็จสิ้น

วงศ์ (Family)	จำนวนชนิด
Acanthaceae	250
Annonaceae	170
Araceae	130
Arecaceae	150
Asclepiadaceae	150
Gesneriaceae	160
Lamiaceae/Verbenaceae	265
Legume - Papilionoideae	600
Lauraceae	140
Orchidaceae	1200
Rubiaceae	600
Urticaceae	100

Zingiberaceae	210
Total	**4,125**

โดยวงศ์พืชที่มีจำนวนสมาชิกน้อยกว่า 100 ชนิด มีอยู่จำนวนอีก 68 วงศ์ 1,287 ชนิดที่ยังไม่แล้วเสร็จ ซึ่งโครงการได้มีการเร่งรัดการดำเนินงานวิจัยให้แล้วเสร็จภายใน 5 ปี (2007 - 2011)โดยมีแผนงานว่าภายใน 5 ปี วงศ์พืชที่มีจำนวนสมาชิกมากกว่า 100 ชนิด จำนวน 4,125 ชนิดจะต้องแล้วเสร็จ คิดเป็นประมาณ 80% ของพรรณไม้ทั้งหมดของประเทศ โดยวงศ์ที่มีจำนวนสมาชิกน้อยกว่า 100 ชนิดก็จะดำเนินการให้แล้วเสร็จตามแผนงาน 5 ปี โดยจะทำให้มีจำนวนชนิดที่ศึกษาแล้วเสร็จจำนวน 9,619 ชนิด คิดเป็นกว่า 90% ของพรรณไม้ทั้งหมดของประเทศ (ตารางที่ 3 และ 4) โดยที่ยังเหลือวงศ์กล้วยไม้ (Orchidaceae) โดยได้จัดพิมพ์เสร็จ 3 อนุวงศ์(36 สกุล 176 ชนิด) และวงศ์ประดู่ (Leguminosae - Papilionoideae) โดยวงศ์ที่มีความก้าวหน้ามาก ได้แก่ วงศ์อบเชย (Lauraceae) วงศ์เลี่ยน (Meliaceae) นอกจากนี้ยังมีวงศ์ที่มีการดำเนินการเป็นกลุ่มเฉพาะ เช่น วงศ์หญ้า (Poaeceae) ซึ่งกำหนดแล้วเสร็จในปี พ.ศ. 2556 และวงศ์กล้วยไม้ โดยมีแผนงานและการติดตามงานอย่างต่อเนื่อง วงศ์ชาฤาษี (Gesneriaceae) มีกำหนดแล้วเสร็จในปี พ.ศ. 2556

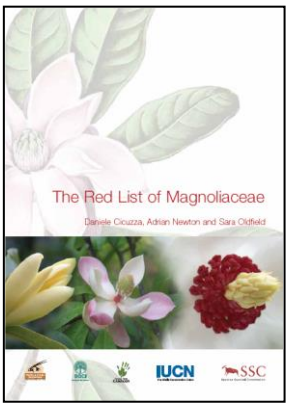
การประเมินสถานภาพพืชในประเทยไทย

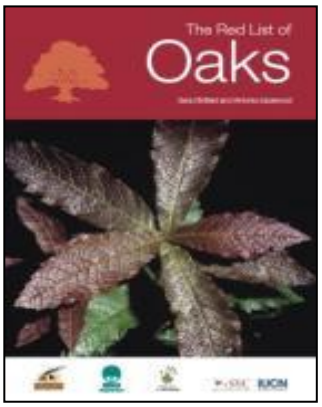
ปัจจุบันสหภาพสากลว่าด้วยการอนุรักษ์หรือ IUCN เป็นหน่วยงานหลักในการประเมินสถานภาพพืช โดยได้มีการเผยแพร่เอกสารสถานภาพของพืชทั่วโลก ซึ่งประเทศไทยโดยสำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมร่วมกับผู้เชี่ยวชาญด้านพืชในประเทศไทย ได้ดำเนินการประเมินสถานภาพพืชตามเกณฑ์ของ IUCN และทำให้ได้ข้อมูลเบื้องต้นสำหรับนำมาใช้ในการกำหนดพื้นที่สำคัญเพื่อการอนุรักษ์พืช(IPAs)

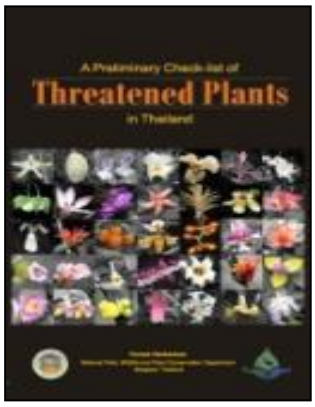
สาเหตุที่ทำให้การดำเนินงานในช่วงแรกของประเทศไทยไม่สามารถดำเนินการได้ เนื่องจากยังขาดข้อมูลพืชที่ถูกคุกคามในประเทศ แต่ในปัจจุบันกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ได้เผยแพร่ทะเบียนรายชื่อพืชถูกคุกคามในประเทศไทย รวมถึงการที่สหภาพสากลว่าด้วยการ อนุรักษ์ (IUCN) ได้เผยแพร่ทะเบียนรายชื่อ Red list ในแต่ละกลุ่มพืช เช่น วงศ์จำปี (Magnoliaceae) หรือวงศ์ก่อ (Fagaceae) ในระดับสากล เป็นต้น สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมได้เผยแพร่ทะเบียนรายการชนิดพันธุ์พืชที่ถูกคุกคาม (Thailand red data: Plants) รวมถึงฐานข้อมูลต่าง ๆ ที่มีการปรับปรุงอยู่ตลอดเวลา เช่น ทะเบียนรายชื่อพืชถิ่นเดียว พืชหายาก หรือใกล้สูญพันธุ์ของประเทศไทยจากหน่วยงานต่าง ๆ ที่ได้รวบรวมขึ้นเป็นต้น จึงทำให้มีข้อมูลเพียงพอในการคัดเลือกพื้นที่ IPAs ของประเทศไทย

จึงกล่าวได้ว่า ส่วนที่สนับสนุนการดำเนินงานในเป้าหมายที่ 5 ตามกลยุทธ์ทั่วโลกสำหรับอนุรักษ์พืช (GSPC) คือ การดำเนินการของเป้าหมายที่ 2 ที่ระบุว่า "***การวิเคราะห์ประเมินเบื้องต้นของสถานภาพการอนุรักษ์ของทุกชนิดพันธุ์พืชที่ได้จำแนกแล้วในระดับชาติ ระดับภูมิภาค และระดับระหว่างประเทศ***"

การศึกษาเกณฑ์ที่นำมาใช้ในการประเมินพื้นที่ IPAs ต้องทำความเข้าใจเรื่องการจำแนกสถานภาพพืช พืชส่วนใหญ่อาจมีสถานภาพต่าง ๆ กัน เช่น พืชเฉพาะถิ่น และพืชหายาก เป็นต้น







เกณฑ์การจำแนกสถานภาพพืช

* **พืชถิ่นเดียวหรือพืชเฉพาะถิ่น (endemic plants)** คือ พืชชนิดที่พบขึ้นและแพร่พันธุ์ตามธรรมชาติในบริเวณเขตภูมิศาสตร์เขตใดเขตหนึ่งของโลก และเป็นพืชที่มีเขตกระจายทางภูมิศาสตร์ค่อนข้างจำกัด มักจะพบพืชถิ่นเดียวบนพื้นที่ที่มีลักษณะจำกัดทางระบบนิเวศ เช่น บนเกาะ ยอดเขา หน้าผาของภูเขาหินปูน และพรุ เป็นต้น ถิ่นที่อยู่ดังกล่าวมีสภาพจำกัดของสิ่งแวดล้อมหรือมีสภาพดินฟ้าอากาศเฉพาะที่ (microclimate) พืชถิ่นเดียวของไทยหลายชนิดพบขึ้นเฉพาะบนภูเขาหินปูนหรือดินที่สลายมาจากหินปูน เช่น ก่วมเชียงดาว (*Acer chiangdaoense* Santisuk) พบบริเวณเขาหินปูนดอยหลวงของเชียงดาว กันภัยมหิดล (*Afgekia mahidolae* B.L.Burtt & Chermsir.) หรือกาญจนิการ์ [*Santisukia pagetii* (Craib) Brummitt] พบทางภาคตะวันตกของประเทศไทย เป็นต้น

* **พืชหายาก (rare plants)** คือ พืชชนิดที่มีประชากรขนาดเล็ก ยังไม่อยู่ในสถานภาพใกล้จะสูญพันธุ์ (endangered) แต่มีความเสี่ยงที่จะเป็นพืชที่ใกล้จะสูญพันธุ์ได้ พืชหายากเป็นพืชที่ทราบจำนวนประชากรที่มีอยู่ตามแหล่งต่าง ๆ และส่วนใหญ่มีจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับพืชชนิดอื่น ๆ พืชถิ่นเดียวที่ปรากฏในหนังสือพรรณพฤกษชาติของประเทศไทย (flora of Thailand) ส่วนใหญ่เป็นพืชหายาก ยกเว้น พืชถิ่นเดียวเพียงไม่กี่ชนิดที่มีจำนวนประชากรขึ้นแพร่พันธุ์ตามธรรมชาติอยู่มากมาย เช่น ถั่วแปบช้าง (*Afgekia sericea* Craib) กาญจนิการ์ (*Santisukia pagetii* (Craib) Brummitt) และอรพิม (*Bauhinia winitii* Craib) เป็นต้น

ซึ่งเป็นพืชถิ่นเดียวของประเทศไทย แต่ไม่อยู่ในสถานภาพพืชหายาก เนื่องจากในถิ่นกำเนิดตามธรรมชาติอันจำกัดนั้น มีจำนวนต้นหนาแน่นทั่วพื้นที่

* พืชถิ่นเดียวบางชนิดเคยอยู่ในสถานภาพพืชหายากมาก่อน แต่ต่อมามีผู้นำไปขยายพันธุ์ปลูกเป็นการค้า จึงไม่จัดอยู่ในสถานภาพพืชหายาก พืชที่สำรวจพบว่า มีสถานภาพเป็นพืชหายากในปัจจุบัน อาจมีแนวโน้มที่จะกระจายพันธุ์อย่างกว้างขวางขึ้นได้ในอนาคต หรือพืชที่มีเขตกระจายพันธุ์กว้างขวางในปัจจุบัน อาจจะเปลี่ยนสถานภาพเป็นพืชหายากต่อไปได้เช่นกัน พืชชนิดหนึ่งอาจเป็นพืชหายากในท้องถิ่นหนึ่ง แต่อีกท้องถิ่นหนึ่งอาจมีการกระจายพันธุ์อย่างกว้างขวางก็เป็นได้

* จำนวนประชากรนั้นอาจจะมีปัจจัยคุกคามหรือทำให้มีจำนวนประชากรลดลง ซึ่งลักษณะของพืชถิ่นเดียวส่วนใหญ่ถือว่ามีสถานภาพเป็นพืชหายากด้วย แต่พืชหายากอาจไม่ได้เป็นพืชถิ่นเดียว เนื่องจากการกระจายของประชากรนั้นแคบกว่า แต่เกณฑ์ของ IUCN ที่มีการประเมินจะมีการแยกสถานภาพพืชออกเป็นกลุ่ม ๆ ตั้งแต่เป็นพืชที่สูญพันธุ์ พืชที่สูญพันธุ์ในธรรมชาติ และพืชที่ถูกคุกคามซึ่งจะมี 3 สถานภาพย่อย คือ ใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง ใกล้สูญพันธุ์ และมีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ ซึ่ง IUCN ได้มีการจัดทำเป็นทะเบียนรายชื่อเผยแพร่

เกณฑ์การจำแนกสถานภาพพืชของ IUCN ปี พ.ศ. 2544 (ค.ศ. 2001) มีดังนี้

* **พืชที่สูญพันธุ์ (extinct; EX)** หมายถึง พืชที่ได้สูญพันธุ์ไปจากถิ่นอาศัยตามธรรมชาติของโลก หลังจากที่ได้มีการค้นหาซ้ำหลายครั้งจากแหล่งที่ระบุว่ามีพืชชนิดนี้อยู่ พืชที่สูญพันธุ์ไปแล้ว เช่น การศึกษาจากซากดึกดำบรรพ์ (fossils) ของพืชทางภาคเหนือของประเทศไทย โดย ดร. Seido Endo ชาวญี่ปุ่น ในปี พ.ศ. 2515 (ค.ศ. 1962) บริเวณอำเภอลี้ จังหวัดลำพูน พบซากพืชดึกดำบรรพ์ ซึ่งปัจจุบันไม่พบในประเทศไทยแล้วหลายชนิด เช่น *Alnus thaiensis* (Betulaoeae) และ *Sparganium thaiensis* (Sparganiaceas) เป็นต้น พืชทั้งสองชนิด เป็นพืชในเขตอบอุ่น ซึ่งมีภูมิอากาศแตกต่างจากเขตร้อนอย่างสิ้นเชิง เมื่อสภาพภูมิอากาศเกิดการเปลี่ยนแปลงอย่างฉับพลัน จึงทำให้พืชล้มตายและสูญพันธุ์ไป

* **สูญพันธุ์ในธรรมชาติ (extinct in the wild; EW)**

* **พืชที่ถูกคุกคาม (threatened plant)**

- **ใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง (critically endangered; CR)**
- **ใกล้สูญพันธุ์ (endangered; EN)** หมายถึง พืชที่กำลังอยู่ในภาวะอันตรายที่ใกล้จะสูญพันธุ์ไปจากโลก หรือสูญพันธุ์ไปจากแหล่งที่มีการกระจายพันธุ์อยู่ หรือพืชที่ไม่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ถ้าอิทธิพลต่าง ๆ ที่เป็นสาเหตุให้พืชสูญพันธุ์ยังคงดำเนินต่อไป

นอกจากนี้ ยังรวมถึงพืชที่ลดจำนวนลงถึงขั้นวิกฤตหรือพืชที่แหล่งที่อยู่ถูกทำลายหรือเปลี่ยนแปลงไปอย่างสิ้นเชิง ซึ่งเป็นเหตุทำให้พืชนั้นสูญพันธุ์ไปอย่างรวดเร็ว เช่น พลับพลึงธาร *Crinum thaianum* (Amaryllidaceae) เป็นพืชน้ำที่เจริญได้เฉพาะในธารที่เป็นน้ำไหลและใสสะอาด มีหัวอยู่ในดินใต้น้ำ ดอกสีขาว ชูพ้นน้ำขึ้นมาเล็กน้อย พบที่คลองนาคา และคุระบุรี จังหวัดระนอง และเนื่องจากมีการลักลอบตัดไม้ ซึ่งเป็นการทำลายต้นน้ำลำธาร สภาพที่น้ำที่เคยใสซึ่งเป็นแหล่งที่อยู่เดิมเปลี่ยนเป็นตะกอนโคลนตม เป็นการทำลายสภาพนิเวศเดิม ซึ่งอาจจะสูญพันธุ์ไปในเวลาอันรวดเร็ว เป็นต้น

- **มีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ (vulnerable; VU)** หมายถึง พืชที่จะเข้าสู่สภาวะใกล้สูญพันธุ์ในอนาคตอันใกล้ ถ้าอิทธิพลต่าง ๆ ที่เป็นสาเหตุที่ทำให้พืชสูญพันธุ์ยังคงดำเนินอยู่ ทำให้พืชเหล่านี้อาจสูญพันธุ์ไปจากโลกหรือสูญพันธุ์ไปจากแหล่งการกระจายพันธุ์ รวมถึงพืชที่จำนวนประชากรลดลงเนื่องจากสาเหตุต่าง ๆ เช่น การนำมาใช้ประโยชน์อย่างมากมาย การทำลายแหล่งที่อยู่อย่างรุนแรงหรือจากอิทธิพลทางธรรมชาติอื่น ๆ เป็นต้น โดยพืชเหล่านี้ ยังไม่มีมาตรการหรือการดำเนินการเพื่อการอนุรักษ์อย่างจริงจัง เช่น กล้วยไม้หลายชนิด (Orchidaceae) ที่เป็นพันธุ์พื้นเมืองของประเทศไทย เช่น รองเท้านารีดอกขาว *Paphiopedilum niveum* รองเท้านารีปีกแมลงปอ *P.sukhakuluil* เอื้องฟ้ามุ่ย *Vanda coerulea* เอื้องสามปอยดง *V. denisoniana* เอื้องแซะหลวง *Dendrobium scabrilingue* และเอื้องไม้ตึง *D. tortile* เป็นต้น กล้วยไม้เหล่านี้และยังมีอีกมากมายหลายชนิดที่พร้อมจะเข้าสู่ภาวะใกล้สูญพันธุ์ได้ทุกเวลา เนื่องจากมีการเก็บกล้วยไม้เพื่อการค้าอย่างมาก นอกจากนี้ ยังมีการลักลอบส่งเป็นสินค้าออก เพราะกล้วยไม้ของประเทศไทยมีชื่อเสียงในเรื่องของความสวยงาม อีกทั้งกล้วยไม้ส่วนใหญ่เป็นพืชอิงอาศัย เมื่อมีการตัดฟันไม้เพื่อใช้ประโยชน์กันโดยถูกต้องตามกฎหมายหรือการลักลอบ จึงเป็นการทำลายแหล่งที่อยู่ของพืช หากขาดการวางแผนในการอนุรักษ์กล้วยไม้เหล่านี้จะเข้าสู่สถานภาพใกล้สูญพันธุ์ได้ในอนาคตอันใกล้

* **ใกล้ถูกคุกคาม (near threatened; NT)** หมายถึง พืชที่มีแนวโน้มที่อาจถูกคุกคามในอนาคตอันใกล้เนื่องจากปัจจัยต่าง ๆ ยังไม่มีผลกระทบมาก แต่ถ้าไม่มีการจัดการอาจจัดเข้าอยู่ในสถานภาพพืชที่ถูกคุกคามต่อไป

* **กลุ่มที่เป็นกังวลน้อยที่สุด (least concern; LC)** หมายถึง พืชที่ไม่อยู่ในภาวะถูกคุกคาม

* **ข้อมูลไม่เพียงพอ (data deficient; DD)** หมายถึง พืชที่มีข้อมูลไม่เพียงพอที่จะวิเคราะห์ถึงความเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์โดยตรง หรือโดยอ้อม พืชในกลุ่มนี้มีความจำเป็นต่อการจัดหาข้อมูลความรู้เพิ่มเติมจากการวิจัยในอนาคต ในประเทศไทยมีพืชหลายกลุ่มที่ไม่มีข้อมูลเพียงพอสำหรับการประเมินสถานภาพ จึงจำเป็นต้องหาข้อมูลในภาคสนามเพิ่มเติม เช่น การกระจายพันธุ์ เป็นต้น จึงจัดพืชเหล่านี้อยู่ในกลุ่มที่มีข้อมูลไม่เพียงพอ เมื่อมีข้อมูลที่เพียงพอแล้วจึงดำเนินการจัดสถานภาพพืชต่อไป

* **ไม่ได้รับการประเมิน (Not Evaluated; NE)**

เกณฑ์ที่จะกล่าวมาข้างต้นนำมาใช้เพื่อระบุว่า ชนิดพันธุ์ที่ศึกษานั้นถูกคุกคามหรือไม่ และหากถูกคุกคามชนิดพันธุ์นั้นจัดอยู่ในหมวดใดของ Red List

เกณฑ์ดังกล่าว มี 5 ประการ คือ

1) ประชากรลดลง (อดีต ปัจจุบัน และ/หรือที่คาดการณ์ไว้)

2) ลักษณะทางภูมิศาสตร์ของพื้นที่ การแบ่งแยกเป็นพื้นที่เล็ก ๆ (fragmentation) ลดลงหรือเพิ่มๆ ลดๆ

3) ขนาดของประชากรน้อย และแบ่งแยกเป็นกลุ่มเล็กกลุ่มน้อย ลดลงหรือเพิ่มๆ ลดๆ

4) ขนาดของประชากรน้อยมาก หรือมีการกระจายตัวอย่างจำกัดเป็นอย่างมาก

5) การวิเคราะห์เชิงปริมาณเกี่ยวกับความเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์ (ตัวอย่าง เช่นการวิเคราะห์ความอยู่รอดของประชากร)

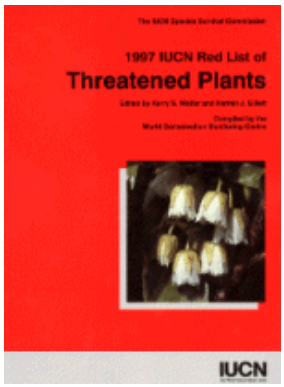
ตารางที่ 6 สรุปการใช้เกณฑ์ทั้ง 5 ข้อในการประเมินว่าชนิดพันธุ์ใดๆ ถูกคุกคาม

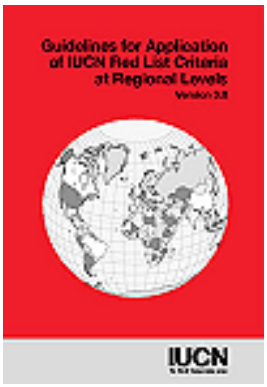
ข้อ	เกณฑ์	หมวดสถานภาพสิ่งมีชีวิต		
		ใกล้สูญพันธุ์เป็นอย่างยิ่ง	ใกล้สูญพันธุ์	มีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์
A	**การลดลงของประชากร**	ตรวจวัดได้ลดลงตลอดช่วงมากกว่า 10 ปีที่ผ่านมา หรือ 3 ช่วงอายุ		
A1		>90%	>70%	>50%
A2,A3 &A4		>80%	>50%	>30%
A1	ในอดีต สังเกตการณ์พบ ประมาณการพบ วินิจฉัยว่า หรือสงสัยว่า ประชากรลดลง โดยสาเหตุของการลดลงนั้น ไม่ย้อนกลับคืนดังเดิมได้ และเป็นที่เข้าใจ และยุติลงแล้ว โดยระบุได้จาก (ก) การสังเกตการณ์โดยตรง (ข) ดัชนีชี้วัดความอุดมสมบูร์ของพืชหรือสัตว์ที่เหมาะสม (ค) พื้นที่ครอบครอง (area of occupancy, AOO) extence of occurrence (EOO) และ/หรือ คุณภาพของถิ่นที่อยู่อาศัย ลดลง (ง) การใช้ประโยชน์จริงหรือแนวโน้มของการใช้ประโยชน์ (จ) ผลของพืชหรือสัตว์ hybridization เชื้อโรค มลพิษ ผู้แข่งขัน หรือ ปาราสิต ที่นำเข้ามาสู่พื้นที่			
A2	ในอดีต สังเกตการณ์พบ ประมาณการพบ วินิจฉัยพบ หรือสงสัยว่า ประชากรลดลง โดยสาเหตุของการลดลงนั้นอาจยังไม่ยุติ หรืออาจไม่เป็นที่เข้าใจ หรืออาจไม่ย้อนกลับคืนดังเดิมได้ โดยระบุได้จากข้อ (ก) ถึง (จ) ของเกณฑ์ A1 ข้างต้น			
A3	คาดการณ์ หรือสงสัยว่า ประชากรจะลดลงในอนาคต (มากสุด 100 ปี) โดยระบุได้จากข้อ (ข) ถึง (จ) ของเกณฑ์ A1 ข้างต้น			
A4	ประชากรลดลง ที่สังเกตการณ์พบ วินิจฉัยพบ คาดการณ์ไว้ หรือสงสัย (มากสุด 10 ปี) โดยระยะเวลาดังกล่าวครอบคลุมทั้งในอดีตและอนาคต และสาเหตุของการลดลงนั้น ยังไม่ยุติ หรืออาจไม่เป็นที่			

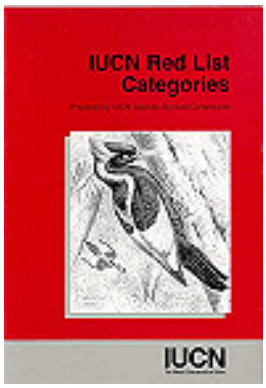
	เข้าใจ หรืออาจไม่ย้อนกลับคืนดังเดิมได้ โดยระบุได้จากข้อ (ก) ถึง (จ) ของเกณฑ์ A1 ข้างต้น			
B	**ลักษณะทางภูมิศาสตร์ของพื้นที่ในรูปแบบ B1 หรือ B2 (พื้นที่ครอบครอง)**			
B1	พบในขนาดพื้นที่	<100 km^2	<5,000 km^2	<20,000 km^2
B2	หรือมีพื้นที่ครอบครอง และ 2 ข้อใดๆ ใน 3 ข้อนี้	<10 km^2	<500 km^2	<2,000 km^2
	(ก) แบ่งแยกเป็นพื้นที่เล็กพื้นที่น้อย อย่างรุนแรง	= 1	= 2-5	= 6-10
	(ข) ลดลงอย่างต่อเนื่อง ของ (1) ขนาดของพื้นที่ที่พบ (2) พื้นที่ครอบครอง (3) พื้นที่ ขนาดและ/หรือคุณภาพของถิ่นที่อยู่อาศัย (4) จำนวนพื้นที่ที่พบ หรือจำนวนอนุประชากร และ (5) จำนวนประชากรเดี่ยวๆ โตเต็มวัย			
	(ค) เพิ่มๆ ลดๆ เป็นอย่างมาก ของ (1) ขนาดของพื้นที่ที่พบ (2) พื้นที่ครอบครอง (3) จำนวนพื้นที่ที่พบ หรือจำนวนอนุประชากร และ (4) จำนวนประชากรเดียวๆ โตเต็มวัย			
C	**ขนาดของประชากรน้อยและลดลง**			
	จำนวนประชากรเดียว และข้อ C1 หรือ C2	>250	>2,500	>10,000
C1	คาดการณ์ว่าลดลงอย่างต่อเนื่อง มากสุดในช่วง 100 ปี	50% ใน 3 ปี หรือ 1 ช่วงอายุ	20% ใน 5 ปี หรือ 2 ช่วงอายุ	10% ใน 10 ปี หรือ 3 ช่วงอายุ
C2	ลดลงอย่างต่อเนื่อง และ (ก) และ/หรือ (ข)			
	(ก 1) จำนวนประชากรเดี่ยวโตเต็มวัย ในอนุประชากรที่มีขนาดใหญ่ที่สุด	<50	<250	<250
	(ก 2) หรือร้อยละของประชากรเดี่ยว ในอนุประชากรหนึ่งๆ	90-100%	95-100%	100%
	(ข) จำนวนประชากรเดี่ยวเพิ่มๆ ลดๆ เป็นอย่างมาก			
D	**ขนาดของประชากรน้อยหรือจำกัด**			
	(1) จำนวนประชากรเดี่ยวๆ โตเต็มวัย หรือ	<50	<250	<250
	(2) พื้นที่ครอบครองจำกัด	na	na	โดยทั่วไป AOO <20 km^2 หรือจำนวนพื้นที่ น้อยกว่าและเท่ากับ 5
E	**การวิเคราะห์เชิงปริมาณ**			

	การบ่งชี้ว่ามีโอกาสของการสูญพันธุ์ในธรรมชาติ	50% ใน 10 ปี หรือ 3 ช่วงอายุ (มากสุด 100 ปี)	50% ใน 20 ปี หรือ 5 ช่วงอายุ (มากสุด 100 ปี)	100% ใน 100 ปี

หมายเหตุ เข้าเกณฑ์ใดเกณฑ์หนึ่ง ก็จัดเป็นหมวดนั้นเลย







ปัญหาการคุกคามความหลากหลายของพืชในประเทศไทย

ในปี 2549 สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมได้ร่วมมือกับสำนักหอพรรณไม้ จากการจัดทำทะเบียนรายชื่อรายการชนิดพันธุ์พืชที่สำคัญที่ใกล้สูญพันธุ์และหายาก และชนิดพันธุ์พืชเฉพาะถิ่น พบว่า สามารถรวบรวมรายชื่อพืชถิ่นเดียว พืชหายาก พืชมีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ และพืชใกล้สูญพันธุ์ของประเทศไทย และจัดพิมพ์เป็นหนังสือ Red Data Book of Thailand เป็นภาษาอังกฤษ รายชื่อมีจำนวนกว่า 1,410 ชนิด ในจำนวนทั้งสิ้น 137 วงศ์ แบ่งออกเป็นเฟิน 17 วงศ์ จำนวน 42 ชนิด พืชเมล็ดเปลือย 5 วงศ์ จำนวน 27 ชนิด พืชใบเลี้ยงเดี่ยว 19 วงศ์ จำนวน 417 ชนิด และพืชใบเลี้ยงคู่ 96 วงศ์ จำนวน 924 ชนิด ในจำนวนนี้มีพืชถิ่นเดียว (endemic) 757 ชนิด พืชกึ่งถิ่นเดียว (semi-endemic) 15 ชนิด ที่เหลือเป็นพืชทั่วไป (non - endemic) โดยที่ชนิดพืชในวงศ์กล้วยไม้ (Orchidaceae) มีจำนวนมากที่สุดกว่า 174 ชนิด และส่วนใหญ่เป็นพืชใกล้สูญพันธุ์ (EN) สำหรับสถานภาพโดยใช้เกณฑ์ก่อนปี ค.ศ. 1944 มีพืชหายาก (R) จำนวนกว่า 801 ชนิด ส่วนเกณฑ์ปี ค.ศ. 2001 ส่วนใหญ่เป็นพืชมีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ (VU) มีจำนวน 598 ชนิด พืชใกล้สูญพันธุ์ (EN) มี 184 ชนิด พืชที่ใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง (CR) 20 ชนิด พืชที่ใกล้ถูกคุกคาม (NT) 26 ชนิด พืชถิ่นเดียวที่มีความกังวลน้อยที่ใกล้จะสูญพันธุ์ (LC) 6 ชนิด และมีพืชที่คาดว่าจะสูญพันธุ์ไปจากถิ่นที่อยู่ในธรรมชาติแล้ว 2 ชนิด คือ ฟ้ามุ่ยน้อย (*Vanda coerulescens* Griff.) วงศ์ Orchidadceae และโศกระย้า (*Amherstia nobilis* Wall.) วงศ์ Leguminosae – Caesalpinioideae

พรรณพืชถิ่นเดียว (endemic) 757 ชนิด พืชหายาก 801 ชนิด และเป็นพืชหายากเฉพาะในประเทศไทย 42 ชนิด แบ่งได้ตามกลุ่มพืชและสถานภาพได้ ดังนี้

- เฟิน (Pteridophytes) มีจำนวน 19 ชนิด ใน 11 วงศ์ เป็นพืชถิ่นเดียวทั้งหมด
- พืชเมล็ดเปลือย (Gymnospermae) มีจำนวน 16 ชนิด ใน 4 วงศ์ เป็นพืชหายาก มีจำนวน 2 ชนิดที่เป็นพืชที่เสี่ยงต่อการใกล้สูญพันธุ์ (vulnerable plant) ได้แก่ พืชในสกุล *Cycad* คือ *Cycad pectinata* Griff. และ *Cycad siamensis* Miq.
- พืชมีดอก (Angiospermae) แบ่งได้เป็น
  - พืชใบเลี้ยงเดี่ยว (Monocotyledon) มีจำนวน 417 ชนิด ใน 19 วงศ์ เป็นพืชถิ่นเดียว 211 ชนิด เป็นพืชหายาก 174 ชนิด และเป็นพืชหายากในประเทศไทย 6 ชนิด
  - พืชในเลี้ยงคู่ (Dicotyledon) จำนวน 924 ชนิด ใน 96 วงศ์ เป็นพืชถิ่นเดียว 527 ชนิด

การวิเคราะห์สาเหตุของการสูญพันธุ์ของพืช

จากการศึกษาสาเหตุของการลดลงของพันธุ์พืชจากสำรวจข้อมูลโดยใช้ข้อมูลจากฐานข้อมูลตัวอย่างพันธุ์ไม้แห้ง โดยนำไปตรวจสอบในภาคสนามซ้ำ รวมทั้งจากข้อมูลการศึกษาด้านประชากร และสถานภาพ พบว่าสามารถแบ่งสาเหตุที่มีผลต่อการลดลงของพันธุ์พืชได้ทั้งหมด 31 ปัจจัย แบ่งออกเป็น 4 กลุ่ม ได้แก่

<u>กลุ่มที่ 1 ถิ่นที่อยู่ถูกคุกคาม</u>

1. การจัดการที่ดินไม่มีประสิทธิภาพ (abandonment/ reduction of land management)
2. การขยายพื้นที่เกษตรเพาะปลูก [agricultural intensification/expansion (arable)]
3. การขยายพื้นที่เกษตร [agricultural intensification/expansion (general)]
4. การขยายพื้นที่เกษตร (ปศุสัตว์) [agricultural intensification/expansion (grazing)]
5. การขยายพื้นที่เกษตร (พืชสวน) [agricultural intensification/expansion (horticult)]
6. การประมง (aquaculture/fisheries)
7. ไฟป่า (burning of vegetation)
8. การเพิ่มขึ้นของระดับน้ำทะเล (climate change/sea levelrise)
9. การก่อสร้างระบบชลประทาน (construction/impact of dyke/dam/barrage)
10. การพัฒนาอุตสาหกรรม [development (industry)]
11. การพัฒนาระบบคมนาคม [development (infrastructure/transport)]
12. การพัฒนาการท่องเที่ยว [development (recreation/tourism)]
13. การพัฒนาเมือง [development (urbanization)]
14. ปรากฏการณ์น้ำเปลี่ยนสี (eutrophication)
15. สัมปทานเหมืองแร่ [extraction (minerals/quarries)]
16. การขุดถ่านหิน [extraction (peat)]
17. การปลูกป่า [forestry (afforestation)]

18. การตัดไม้ทำลายป่า [forestry (deforestation)]

19. การจัดการป่าไม้ที่เข้มงวด [forestry (intensified forest management)]

20. ถิ่นที่อยู่ไม่ต่อเนื่อง (habitat fragmentation/isolation)

21. ปัจจัยภายในของแต่ละชนิด [intrinsic species factors (slow growth, density)]

22. เหตุธรรมชาติ [natural events (disease/flood/fire/drought/etc.)]

23. การระบายน้ำ [water (drainage)]

24. การก่อสร้างระบบชลประทาน [water (dredging/canalization)]

25. การปล่อยน้ำจากแหล่งชลประทาน [water (extraction/drainage/canalization/management)]

26. การจัดการระบบน้ำ [water (management systems)]

<u>กลุ่มที่ 2 การเก็บพืชเพื่อการค้า</u>

27. การใช้ประโยชน์พืชอย่างไม่ยั่งยืน (unsustainable plant exploitation)

<u>กลุ่มที่ 3 ชนิดพันธุ์ต่างถิ่นคุกคาม</u>

28. การคุกคามจากสัตว์ต่างถิ่น [consequences of invasive species(animal)]

29. การคุกคามจากพืชต่างถิ่น [(consequences of invasive species(plant)]

<u>กลุ่มที่ 4 กิจกรรมการท่องเที่ยว</u>

30. การเหยียบย่ำของนักท่องเที่ยว

31. การตั้งแคมป์พักแรมนอกพื้นที่กำหนด

โดยพบว่า สาเหตุที่คุกคามต่อความหลากหลายของพืช มีผลกระทบต่อพืชสูญพันธุ์และพืชใกล้สูญพันธุ์ทั้ง 4 กลุ่มมานำมาวิเคราะห์ โดยทำการสำรวจข้อมูลจากฐานข้อมูลพรรณไม้แห้ง และการสำรวจในภาคสนาม พบสาเหตุที่มีผลต่อพืช แบ่งตามกลุ่มสถานภาพ (ตารางที่ 1) และสาเหตุที่พบดังนี้ รายละเอียดในตารางภาคผนวกที่ 1

จากรายชื่อพืชที่ได้มีการประเมินสถานภาพแล้วตามข้อมูลสถานภาพพืชจาก Thailand Red Data 2006 เฉพาะ Criteria 1994 – 2001 จำนวน 786 ชนิด พบว่า มีสาเหตุหลัก ๆ ที่มีผลต่อการลดลงของพืช ดังนี้

1. พื้นที่ถิ่นที่อยู่ถูกคุกคาม เช่น การบุกรุกพื้นที่เพื่อทำการเกษตรกรรม การพัฒนาของชุมชน การทำเหมือง พบว่า เป็นสาเหตุที่มีผลต่อปัญหาการสูญพันธุ์ของพืชจำนวน 220 ชนิด

ตารางที่ 1 กลุ่มพืชแต่ละสถานภาพจำแนกตามสาเหตุที่คุกคามต่อสถานภาพของพืช

กลุ่มสถานภาพ	จำนวนพืชจำแนกตามกลุ่มสาเหตุ (ชนิด)				
	พื้นที่ถิ่นที่อยู่ถูกคุกคาม	การเก็บเกินกำลัง	ชนิดพันธุ์ต่างถิ่นคุกคาม	กิจกรรมการท่องเที่ยว	รวม
พืชสูญพันธุ์ในธรรมชาติ (EW)	-	2	-	-	2
พืชที่ใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง (CR)	17	3	-	-	20
พืชใกล้สูญพันธุ์ (EN)	64	62	6	2	135
พืชมีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ (VU)	120	460	18	-	598
พืชที่ใกล้ถูกคุกคาม (NT)	23	3	-	-	26
พืชถิ่นเดียวที่มีความกังวลน้อยที่ใกล้จะสูญพันธุ์ (LC)	6	-	-	-	6

หมายเหตุ : ข้อมูลสถานภาพพืชจาก Thailand Red Data 2006 เฉพาะ Criteria 1994-2001

ภาพที่ 1 แสดงสาเหตุการคุกคามถิ่นที่อยู่อาศัย

การเปลี่ยนแปลงสภาพทางนิเวศ เช่น บริเวณพื้นที่ทุ่งแสลงหลวงมีระบบนิเวศป่าไม้หลากหลาย ทั้งทุ่งหญ้า ป่าเบญจพรรณ ป่าดิบเขา ซึ่งตัวกำหนดที่สำคัญ คือ ไฟป่า เพราะว่าเมื่อมีการกันไฟก็ทำให้พันธุ์พืชป่าเบญจพรรณรุกเข้ามาในบริเวณทุ่งหญ้า ทำให้พรรณพืชที่เจริญได้ดีในทุ่งหญ้าหายไปได้

การเกิดไฟป่าผลกระทบต่อการสูญเสียความหลากหลายของพืช โดยเฉพาะในป่าดิบแล้งที่พันธุ์พืชไม่ทนต่อไฟที่พบกระจายตามริมลำธารต่าง ๆ เช่น มะพลับดง *Diospyros kerrii* Criab ที่มีรายงานพบจำกัดอยู่เพียงภาคเหนือและภาคตะวันออกเฉียงเหนือ หรือไฟป่าทำให้พันธุ์ไม้ เช่น เ ต่าร้างดอยภูคา *Caryota obtusa* Griff. ที่จัดเป็นพืชหายาก และพืชเฉพาะถิ่น อยู่ในสภาพที่ถูกคุกคามเนื่องจากไฟป่าทำให้จำนวนกล้าไม้ที่ขึ้นมาทดแทนมีจำนวนน้อย และต้นขนาดใหญ่ก็ลดลงจำนวนลงเช่นกัน รวมทั้งกุหลาบขาวที่ถูกไฟป่าเผาเป็นพืชที่ไม่ทนต่อไฟมีโอกาสฟื้นตัวน้อยมาก หรือการจุดไฟเผาทุ่งหญ้า เพื่อให้ดอกไม้ป่าออกดอกแต่มีผลต่อไม้ต้นอื่น ๆ เช่น ลานสนของอุทยานแห่งชาติภูสอยดาว หากไม่มีการจัดการที่ดีอาจทำให้สภาพป่าสนเปลี่ยนแปลงไปได้

ภาพที่ 2 กลุ่มพืชที่ได้รับผลกระทบจากไฟป่า

การกัดกินและการเหยียบย่ำของปศุสัตว์ในบริเวณพื้นที่เขตอนุรักษ์หลายแห่ง เช่น อุทยานแห่งชาติภูหินร่องกล้ามีการนำปศุสัตว์ เช่น วัว เข้ามาหากินหรือใช้เป็นเส้นทางเดินผ่าน โดยเฉพาะบริเวณน้ำตกหมันแดง ส่งผลพันธุ์ไม้ถูกการเหยียบย่ำและเสียดสีโดยปศุสัตว์ โดยเฉพาะกล้าไม้ที่ถูกแทะเล็ม เช่น ระฆังทอง *Pauldopia ghorta* (G.Don) Steenis ที่จัดว่าเป็นพืชหายาก ที่พบบริเวณที่วัวเดินผ่านอยู่เป็นประจำจะมีร่อยรอยการเสียดสีลำต้นและไม่พบกล้าไม้ขึ้นอยู่เลย

ภาพที่ 3 ระฆังทองที่มีปัญหาการสืบต่อพันธุ์อันมีสาเหตุจากการเหยียบย่ำกล้าไม้ของวัว

2. การเก็บเกินกำลัง เพื่อใช้ประโยชน์ด้านต่าง ๆ เช่น นำมาขายเป็นไม้ประดับ การใช้เป็นอาหาร หรือพืชสมุนไพร เป็นต้น จำนวน 540 ชนิด

การเก็บหาพันธุ์พืชป่ามาจำหน่ายนั้น เกิดจากความต้องการของนักท่องเที่ยวและสถานที่พักตากอากาศที่มีจำนวนมากในพื้นที่ดังกล่าว เป็นตัวกระตุ้นชาวบ้านนำเอาพืชออกมาจากป่า โดยเฉพาะในกลุ่มกล้วยไม้เป็นกลุ่มที่ได้รับผลกระทบมากที่สุด เช่น ในสกุลเอื้อง *Dendrobium* ทำให้มีการลักลอบเก็บหากล้วยไม้ จนปัจจุบันจะเห็นว่ากล้วยไม้ที่เกาะจะเหลือเฉพาะบริเวณเรือนยอดไม้เท่านั้น รวมทั้งมีนักท่องเที่ยวบางส่วนลักลอบเก็บกล้วยไม้จากบริเวณแคมป์พักแรมในบริเวณทุ่งนางพญา บริเวณอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง จังหวัดเพชรบูรณ์

ภาพที่ 4 กล้วยไม้สกุล *Dendrobium* ที่ถูกเก็บจนเหลือพบแต่บริเวณปลายยอดต้นสนสองใบ

จากการศึกษาพบว่า กลุ่มพืชวงศ์กล้วยไม้เป็นพืชที่มีสาเหตุการถูกคุกคามจากการเก็บเกินกำลังมากที่สุด จำนวน 230 ชนิด โดยส่วนใหญ่จะเป็นกลุ่มกล้วยไม้อิงอาศัยและนำมาจำหน่วยตามตลาดชายแดนด้านต่าง ๆ ของไทย รวมทั้งในจังหวัดท่องเที่ยวที่สำคัญ เช่น จังหวัดเชียงใหม่ จังหวัดภูเก็ต จังหวัดกรุงเทพฯ

นอกจากนี้ยังพบ กลุ่มพืชพวกหวายเป็นกลุ่มที่ถูกคุกคามจากการเก็บเกินกำลังเช่นกัน แต่พบว่ามาจากการนำไปใช้ประโยชน์ เช่น เครื่องเฟอร์นิเจอร์หวาย เครื่องจักรสาน เป็นต้น

ภาพที่ 5 ตลาดค้ากล้วยไม้ป่าริมถนนสายพหลโยธิน จังหวัดลำพูน

ประเทศไทยเป็นถิ่นกำเนิดของกล้วยไม้เมืองร้อนที่สำคัญแห่งหนึ่งของโลก มีกล้วยไม้พื้นเมืองมากถึง 167 สกุล 1,140 ชนิด จากจำนวนกล้วยไม้ที่พบกันแล้วทั่วโลกมากกว่า 796 สกุล ประมาณ 19,000 ชนิด กล้วยไม้ป่าจัดเป็นพืชที่มีผู้คนต้องการมาก นิยมนำมาปลูกเป็นไม้ประดับ มีการผสมพันธุ์ ปรับปรุงพันธุ์กันอย่างแพร่หลายทั่วโลก ความต้องการกล้วยไม้แปลกๆใหม่ๆ มีเพิ่มมากขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้มีการล่ากล้วยไม้กันเป็นการใหญ่โดยเฉพาะในเขตร้อน จนปัจจุบันจำนวนชนิดและประชากรกล้วยไม้ได้ลดลงอย่างมากมายและรวดเร็ว ถึงแม้ว่าจะมีกฎหมายคุ้มครองก็ตาม หลายชนิดหายาก บางชนิดอาจสูญพันธุ์ไปแล้ว ส่วนพวกที่ยังหลงเหลืออยู่บ้างส่วนใหญ่อยู่ในสภาพวิกฤต อันเนื่องมากจากการล่าอย่างไม่หยุดยั้ง และป่าอันเป็นถิ่นอาศัยได้ถูกทำลายอย่างต่อเนื่อง จากการสำรวจในพื้นที่วิกฤตทางความชีวภาพ (Biodiversity Hotsopts) พบว่าในหลายพื้นที่ถูกคุกคามจากการเก็บหาโดยนักท่องเที่ยวทำให้กล้วยไม้ที่เคยสำรวจพบจำนวนมากลดจำนวนประชากรลงอย่างมาก เช่น รองเท้านารีคางกบ และกล้วยไม้ชนิดอื่นๆ ในบริเวณลานสน อุทยานแห่งชาติภูสอยดาว ช้างงาเดียว ในบริเวณลานหินอุทยานแห่งชาติภูหินร่องกล้า และจากรายงานการวิจัยสถานภาพและการกระจายของชนิดพืชถิ่นเดียว หายาก หรือใกล้สูญพันธุ์ในพื้นที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเชียงดาว จังหวัดเชียงใหม่ (ตรีภพ ทิพยศักดิ์, 2550) พบว่า พืชบางชนิดสูญพันธุ์ไปจากดอยเชียงดาว เช่น รองเท้านารีเมืองกาญจน์ (*Paphiopedium parishii*) รองเท้านารีเชียงดาว (*Paphiopedilum insigne*) เนื่องจากกล้วยไม้เหล่านี้เป็นที่ต้องการของนักสะสมกล้วยไม้จึงมีการลักลอบเก็บออกจากแหล่งธรรมชาติจนสูญพันธุ์

ภาพที่ 6 ตัวอย่างพืชกลุ่มกล้วยไม้ที่ถูกเก็บจากป่า

ภาพที่ 7 พลับพลึงธาร *Crinum thaianum* ถูกคุกคามจากสาเหตุการเก็บเกินกำลังเพื่อส่งออกไปประเทศญี่ปุ่นทำให้ปัจจุบันเหลือแหล่งที่พบตามธรรมชาติเพียงสองแห่ง คือ คลองนาคา จ.ระนอง และลำธารบริเวณหน่วยพิทักษ์ป่าบางมัน จ.ระนอง

ภาพที่ 8 ตลาดค้าพืชบริเวณชายแดนไทยพม่า(ด่านสิงขร) มีพืชป่ามาจำหน่ายโดยไม่มีการควบคุม

ภาพที่ 9 ชาวบ้านขุดหัวกลิ้งกลางดงจากพื้นที่ป่าจ.ประจวบคีรีขันธ์เพื่อส่งให้พ่อค้าไปทำยาสมุนไพร

ภาพที่ 10 การจับกุมกล้วยไม้ป่า ซึ่งเป็นของป่าหวงห้าม พร้อมผู้ต้องหา จำนวน 10 คน จากบริเวณลานดินภายในตลาดมหาโชค (ตรงข้ามตลาดนัดจตุจักร) ถนนกำแพงเพชร 2 เมื่อวันพุธที่ 28 พฤษภาคม 2551

3. การถูกคุกคามจากพืชต่างถิ่นที่รุกราน ทำให้เกิดผลกระทบโดยตรงต่อพืชท้องถิ่น คือ ทำให้เกิดการแก่งแย่งเชิงนิเวศ หรือการเกิดผสมข้ามพันธุ์ขึ้น จำนวน 24 ชนิด จากรายงานการวิจัยสถานภาพและการกระจายของชนิดพืชถิ่นเดียว หายาก หรือใกล้สูญพันธุ์ในพื้นที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเชียงดาว จังหวัดเชียงใหม่ (ตรีภพ ทิพยศักดิ์, 2550) พบว่า พืชถิ่นเดียว พืชหายาก พืชใกล้สูญพันธุ์ ที่เคยมีรายงานพบบริเวณดอยเชียงดาวแต่ปัจจุบันไม่พบอีก อันเนื่องมาจากการลุกลามของวัชพืชพวกหญ้า และสาบหมา

4. ผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว จำนวน 2 ชนิด กิจกรรมของนักท่องเที่ยวเป็นกิจกรรมที่ส่งผลต่อการลดลงของจำนวนประชากรของกลุ่มพืชโดยเฉพาะพืชล้มลุก เช่น

การเหยียบย่ำของนักท่องเที่ยว ในพื้นที่ทุ่งแสลงหลวง การเดินเข้าไปถ่ายรูปทำให้เกิดการเหยียบย่ำต้นไม้และกล้าไม้ได้โดยเฉพาะในช่วงฤดูท่องเที่ยวที่มีนักท่องเที่ยวจำนวนมาก

การเดินท่องเที่ยวของนักท่องเที่ยวส่งผลกระทบต่อสภาพป่าไม้ รวมถึงพันธุ์ไม้ด้วยโดยเฉพาะที่พบในบริเวณเส้นทางเดินป่า เนื่องจากนักท่องเที่ยวมักจะเดินออกนอกเส้นทางที่กำหนดทำให้เหยียบย่ำบนกล้าไม้ และต้นไม้โดยตั้งและโดยไม่ตั้งใจ หรือความคึกคะนอง

ภาพที่ 11 การกระทำของนักท่องเที่ยว

ภาพที่ 12 บริเวณลานหินปุ่มเป็นบริเวณที่นิยมมากของนักท่องเที่ยว การเดินออกนอกเส้นทางที่กำหนดไว้ส่งผลกระทบต่อพืชพันธุ์ต่างๆที่อาศัยขึ้นตามลานหิน เนื่องจากนักท่องเที่ยวอาจจะเหยียบย่ำจนต้นพืชไม่สามารถฟื้นตัวได้ เช่น *Ceropigia* sp.

ภาพที่ 13 สภาพผลกระทบต่อถิ่นที่อยู่ของพืชน้ำในพื้นที่อนุรักษ์ บริเวณสระมรกต ของเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเขานอจูจี้ อันเนื่องมาจากกิจกรรมการท่องเที่ยว(การอาบน้ำโดยใช้ยาสระผม สบู่)

ภาคผนวก 1

กลยุทธ์ทั่วโลกว่าด้วยการอนุรักษ์พืช Global strategy of Plant Conservation (GSPC)

ปัจจุบันทั่วโลกได้ตระหนักถึงความสำคัญของพืชในฐานะที่เป็น**ทรัพยากรหลักและองค์ประกอบที่สำคัญยิ่งของความหลากหลายทาง**ชีวภาพ นอกเหนือจากพืชไร่พืชสวนซึ่งเพาะปลูกเพื่อใช้เป็นอาหารและใช้ประโยชน์จากเส้นใยแล้ว ยังมีพืชป่านับพันชนิดที่มีความสำคัญทางเศรษฐกิจและวัฒนธรรม และมีศักยภาพในการแปรรูปเป็นอาหาร เครื่องนุ่งห่ม ที่อยู่อาศัย ยารักษาโลกและเชื้อเพลิงสำหรับผู้คนทั่วโลก นอกจากนี้พืชยังช่วยรักษาความสมดุลของธรรมชาติและระบบนิเวศ เป็นที่อยู่อาศัยของสัตว์นานาชนิด ในปัจจุบันยังไม่มีการศึกษาสำรวจและจัดทำบัญชีรายชื่อของชนิดพันธุ์พืชทั่วโลกที่แล้วเสร็จสมบูรณ์ (Complete

Inventory of the Plants of the World) แต่ได้มีการประมาณว่า มีชนิดพันธุ์พืชที่มีท่อลำเลียง (vascular plant) อยู่ประมาณ 300,000 ชนิด ซึ่งหลายชนิดกำลังอยู่ในภาวะใกล้สูญพันธุ์ หรือถูกคุกคาม จากการแปรสภาพแหล่งที่อยู่อาศัย, การใช้ทรัพยากรมากเกินขีดจำกัด ชนิดพันธุ์ต่างถิ่นที่รุกราน มลภาวะและการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ ก่อให้เกิดการสูญเสียความหลากหลายทางชีวภาพ และส่งผลกระทบอย่างหนักต่อระบบนิเวศ ประชาคมโลกจึงต้องร่วมมือกันหาทางยับยั้งการทำลายความหลากหลายของพืช เพื่อรักษาความสมดุลของทรัพยากรที่จำเป็นต่อการดำรงชีวิตของมนุษย์ ทั้งในปัจจุบันและอนาคต กลยุทธ์ทั่วโลกสำหรับการอนุรักษ์พืชนี้เป็นหนึ่งในความพยายามเพื่อแก้ไขปัญหาดังกล่าว โดยมุ่งเน้นที่ประเด็นของการอนุรักษ์เป็นหลัก และคำนึงถึงการใช้ประโยชน์อย่างยั่งยืน และการแบ่งปันผลประโยชน์อย่างยุติธรรมและเท่าเทียมกันด้วยโดยกลยุทธ์ทั่วโลกว่าด้วยการอนุรักษ์พืชนั้นประกอบด้วย 5 หัวข้อ 16 เป้าหมาย ดังนี้

1. การเสริมสร้างความรู้ ความเข้าใจ และจัดทำเอกสารเกี่ยวกับความหลากหลายของพืช

เป้าหมายที่ 1 บัญชีรายชื่อ (working list) ของชนิดพันธุ์ ซึ่งสามารถเข้าถึงได้อย่างแพร่หลาย เพื่อเป็นพื้นฐานไปสู่การจัดทำบัญชีรายชื่อชนิดพันธุ์ทั่วโลก (Word Flora) ฉบับสมบูรณ์ต่อไป

เป้าหมายที่ 2 การวิเคราะห์ประเมินสถานภาพของการอนุรักษ์ชนิดพันธุ์พืชที่ได้การจำแนก ระบุแล้วในระดับชาติ

เป้าหมายที่ 3 จัดทำแบบจำลองซึ่งมีระเบียบวิธีการในการอนุรักษ์และใช้ประโยชน์จากพืชอย่างยั่งยืน โดยอาศัยประสบการณ์จากการค้นคว้าวิจัย และการปฏิบัติเป็นหลัก

2. การอนุรักษ์ความหลากหลายของพืช

เป้าหมายที่ 4 พื้นที่อย่างน้อย 1% ในแต่ละเขตทางนิเวศวิทยา ได้รับการอนุรักษ์อย่างมีประสิทธิภาพ

เป้าหมายที่ 5 50% ของพื้นที่ที่มีความสำคัญยิ่งด้านความหลากหลายของพืชได้รับหลักประกันในการคุ้มครอง

เป้าหมายที่ 6 พื้นที่การผลิตอย่างน้อย 30% ได้รับการจัดการโดยสอดคล้องกับหลักการอนุรักษ์ความหลากหลายของพืช

เป้าหมายที่ 7 60% ของชนิดพันธุ์ที่ถูกคุกคาม ได้รับการอนุรักษ์ในถิ่นที่อยู่อาศัยตามธรรมชาติ

เป้าหมายที่ 8 60% ของชนิดพันธุ์พืชที่ถูกคุกคาม ได้รับการเก็บรักษานอกถิ่นที่อยู่อาศัยตามธรรมชาติ โดยเฉพาะในประเทศแหล่งกำเนิด และ 10% ของชนิดพันธุ์ดังกล่าวถูกรวมอยู่ในโปรแกรมการฟื้นฟูและคืนสภาพ

เป้าหมายที่ 9 70% ของความหลากหลายทางพันธุกรรมของพืชปลูกและชนิดพันธุ์พืชที่มีคุณค่าทางเศรษฐกิจและสังคมได้รับการอนุรักษ์ รวมทั้งธำรงรักษาความรู้ดั้งเดิมและภูมิปัญญาท้องถิ่นที่เกี่ยวข้อง

เป้าหมายที่ 10 แผนการจัดการสำหรับชนิดพันธุ์ต่างถิ่นที่คุกคามพืช สังคมพืช แหล่งที่อยู่อาศัยและระบบนิเวศที่เกี่ยวข้องอย่างน้อย 100 ชนิด

3. การใช้ประโยชน์จากความหลากหลายของพืชอย่างยั่งยืน

เป้าหมายที่ 11 ไม่มีชนิดพันธุ์ในธรรมชาติที่ถูกคุกคามจากการค้าระหว่างประเทศ

เป้าหมายที่ 12 30% ของผลิตภัณฑ์จากพืชได้มาจากแหล่งที่มีการจัดการอย่างยั่งยืน

เป้าหมายที่ 13 ยับยั้งการใช้ประโยชน์จากทรัพยากรพืช ความรู้ดั้งเดิม และภูมิปัญญาท้องถิ่น สิ่งประดิษฐ์ และวิธีการปฏิบัติของชุมชนท้องถิ่น ซึ่งไม่เป็นการสนับสนุนความปลอดภัยด้านสุขภาพและอาหาร และการดำรงชีวิตอย่างยั่งยืน

4. ส่งเสริมการศึกษาและเสริมสร้างความตระหนักเกี่ยวกับความหลากหลายของพืช

เป้าหมายที่ 14 ประเด็นความสำคัญด้านความหลากหลายของพืช และความต้องการในการอนุรักษ์ความหลากหลายดังกล่าว ได้รับการผนวกเข้าในโปรแกรมการสื่อสาร การให้การศึกษา และเสริมสร้างความตระหนักแก่สาธารณชน

5. เสริมสร้างสมรรถนะในการอนุรักษ์ความหลากหลายของพืช

เป้าหมาย 15 จำนวนบุคลากรซึ่งผ่านการฝึกอบรมและทำงานด้านการอนุรักษ์พืช โดยมีอุปกรณ์อำนวยความสะดวกที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพ มีจำนวนเพิ่มมากขึ้น โดยสอดคล้องกับความต้องการของประเทศ

เป้าหมายที่ 16 : จัดตั้งเครือข่ายเพื่อการดำเนินงานด้านการอนุรักษ์พืช หรือเสริมสร้างสมรรถนะของเครือข่ายที่มีอยู่ ทั้งในระดับชาติ ระดับภูมิภาค และระดับนานาชาติ

บรรณานุกรม

Arbhabhirama, A. (1987) *Thailand Natural Resources Profile*. (Thailand Development Research Institute, National Environment Board. Bangkok: Thailand).

Ashton, P. S. (1995) Towards a regional forest classification for the humid tropics of Asia. In E. O. Box [ed.], *Vegetation Science in Forestry*, 453–464. (Kluwer Academic Publishers: Netherlands).

Boontawee, B., Phengkhlai, C. & Kao-sa-ard, A. (1995) Monitoring and measuring forest biodiversity in Thailand. In Boyle, T.J.B. & Boontawee, B., *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*. (CIFOR: Bogor).

Chayamarit, K. 1989. *Direction in studying rare and endangered plant species, Biodiversity of Thailand*, pp.105–110, Faculty of science, Chiang Mai University in co–operation with USAID, Chiang Mai. (in Thai)

Dransfield, J. (2001) [“2000”]. *Calamus griseus* (Arecaceae), a new species of rattan from Peninsular Thailand, Malaysia and Sumatra. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 28: 157–159.

Dransfield, S. (1996) Report on the fieldtrip to southern Thailand 2 to 29 April 1996. *Thai Forest*

Bulletin (Botany) 24: 66–71.

Dransfield, S. (2001) ["2000"]. *Temochloa*, a new bamboo genus (Poaceae-Bambusoideae) from Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 28: 179–182.

Forest Herbarium. 2003. National Park, Wildlife and Plant Conservation Department, Ministry of Natural Resources and Environment.

Kerr, A.F.G. (1939) Early botanists in Thailand. *Journal of the Thailand Research Society, Natural History Supplement* 12: 1–27.

Larsen, K. (1979) *Exploration of the* Flora of Thailand. Pp. 125–333. In Larsen, K. & Holm-Nielsen, L.B. (eds), *Tropical Botany*. (Academic Press: London).

Larsen, K. (1992) Report on the Thai-Danish botanical expedition 1990. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 19: 16–25.

Larsen, K., ed. (1996) Flora of Thailand, Vol. 6, part 2. (Royal Forest Department: Bangkok).

Larsen, K. & Hu, C.-M. (1996) Myrsinaceae. In Larsen, K. (ed.), Flora of Thailand 6: 81–178. (Royal Forest Department: Bangkok).

Larsen, K. & Larsen, S.S. (1993) *Maniltoa* Scheffer (Leguminosae – Caesalpinioideae) Agenus new to Thailand. *Thai Forest Bulletin* 20: 91–95.

Larsen, K. & Larsen, S.S. (1995) Additions to the Leguminosae of Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 23: 43–49.

Larsen, K., Larsen, S.S. & Vidal, J.E. (1984) Leguminosae-Caesalpinioideae. In Smitinand, T. &

Larsen, K., (eds), Flora of Thailand 4: 1–130. (Royal Forest Department: Bangkok).

Larsen, K. & Mood, J. (1998) *Siamanthus*, a new genus of Zingiberaceae from Thailand. *Nordic Journal of Botany* 18: 393–397.

Lewmanomont, K. et al. 1993. *Biodiversity loss crisis of sea weed and seagrass in Thailand and direction for sustainable solutions, seminar on relationship between human and nature : Biodiversity loss crisis and direction for sustainable solutions*, pp. 19–29, Aksorn Siam publishing, Bangkok. (in Thai)

Maxwell, J. F., S. Elliott. 2001. *Vegetation and vascular flora of Doi Sutep–Pui National Park, Northen Thailand*. Biodiversity Research and Training Programe, Bangkok. 205 p.

Mekanawakul, M. 1996. *Aerva lanata* (L.) Juss. ex Schult. (Amaranthaceae): A new record for Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 24: 62–65.

Nanakorn, W, 1993. *Diversity of plant species in Thailand, seminar on relationship between human and nature : Biodiversity loss crisis and direction for sustainable solutions*, pp.

129–152, Aksorn Siam publishing, Bangkok. (in Thai)

Nielsen, I.C. 1985. Leguminosae-Mimosoideae. In Smitinand, T. & Larsen, K., (eds), Flora of Thailand 4: 131–222. (Royal Forest Department: Bangkok).

MIDAS, 1993. *Conservation forest area protection, Management, And Development Project, Bangkok, Thailand.*

Middleton, D.J. 1999. Apocynaceae. In Santisuk, T. & Larsen, K., (eds), Flora of Thailand 7: 1–153. (Royal Forest Department: Bangkok).

Middleton, D.J. 2001. A new species of *Pottsia* (Apocynaceae: Apocynoideae) from Thailand and Lao PDR. *Harvard Papers in Botany* 6: 285–287.

Middleton, D.J. & Santisuk, T. 2001. A new species of *Wrightia* (Apocynaceae: Apocynoideae) from Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 29: 1–10

Middleton, D.J. 2003. Progress on the Flora of Thailand. Telopea 10(1): 33- 42.

Nielsen, I.C. 1992. Mimosaceae (Leguminosae-Mimisoideae) Flora Malesiana *ser. I*, 11: 1–226. (Foundation Flora Malesiana: Leiden).

Napompeth, B., & Rodcharoen, J. 1998. Environmental and biodiversity issues in Thailand. In Ismail, G. and Mohamed, M. (eds), *Biodiversity Conservation in ASEAN: Emerging Issues and Regional Needs,* pp. 233–246. (ASEAN Academic Press: London, UK).

Office of Environmental Policy and Planning. 1997. *Proceeding on Status of Biological Resources in Thailand*. Minisitry of Science, Technology and Environment, Bangkok. (in Thai)

OEPP. 1992. *Thailand Country Study on Biodiversity.* Ministry of Science. Technology and Environment Bangkok, Thailand.

Parnell, J.A.N. 2000. The conservation of Biodiversity: Aspects of Ireland's role in the study of tropical plant diversity with particular reference to the study of the Flora of Thailand and *Syzygium*. In Rushton, B.S. (ed.) *Biodiversity: The Irish dimension*. (Royal Irish Academy: Dublin).

Parnell, J.A.N., Simpson, D. A., Moat, J., Kirkup, D. W., Chantaranothai, P., Boyce, P.C., Bygrave, P., Dransfield, S., Jebb, M.H.P., Macklin, J., Meade, C., Middleton, D.J., Muasya, A.M., Prajaksood, A., Pendry, C.A., Pooma, R., Suddee, S., Wilkin, P. 2003. Plant collecting spread and densities; their impact on biogeographical studies in Thailand and South-East Asia. *Journal of Biogeography*, 30: 193–209.

Phengkhlai, C. & Niyomdham, C. 1991. Flora *in peat swamp areas of Narathiwat*. (Sombun Press: Bangkok).

Pooma, R. 1999. A proposal for the repatriation to Thailand of botanical data from the Royal Botanic Gardens, Kew. *Thai Forest Bulletin (Botany),* 27: 1–18.

Pooma, R. et al. 2006. The preliminary of Threatened plants in Thailand. Forest Botany, National Park, wildlife and plant conservation department.

Ridley, H. N. 1920. On a collection of plants from peninsular Siam. *Journal of the Federated Malay States Museums* 10: 65–156.

Roos, M. (1997) Flora Malesiana: progress, needs and prospects. In: Dransfield et al. (eds), *Plant Diversity in Malesia III*. (Royal Botanic Garden: Kew).

Santisuk, T. T. Smitinand, W. Hoamuangkaew, P. Ashton, S.H. Sohmer and J.R. Vincent. 1991. *Plants For Our Future:Botanical Research and Conservation Needs in Thailand.* Royal Forest Department, Bangkok, Thailand.

Santisuk, T. & Larsen, K., eds. 1997. Flora of Thailand, Vol. 6, part 3. (Royal Forest Department: Bangkok).

Santisuk, T. & Larsen, K., eds. 1998. Flora of Thailand, Vol. 6, part 4. Royal Forest Department: Bangkok).

Santisuk, T. & Larsen, K., eds. 1999. Flora of Thailand, Vol. 7, part 1. (Royal Forest Department: Bangkok).

Santisuk, T. & Larsen, K., eds. 2000. Flora of Thailand, Vol. 7, part 2. (Royal Forest Department: Bangkok).

Santisuk, T. 2006. Thailand Red Data : Plants. OEPP Biodiversity Series Vol. 17.

Sawyer, J. O & C. Chermisinvathana. 1969. *A flora of Doi Suthep, Doi Pui, Chiang Mai, North Thailand.* Nat. Hist. Bull. Siam Soc. 23 : 99–132

Sawangchote, P., Sirirugsa, P., Leerativong, J., Sridith, K., Saknimit, T, Eksomtramage, L. & Jornead, S. 1999. *Pachylaranyx praecalva* Dandy (Magnoliaceae): Anew record for Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 27: 41–45

Shimizu, T., Kitagawa, N., Koyama, H., Santisuk, T., Toyokuni, H. & Yahara, T. 1980. A report on the Thai-Japanese botanical expedition 1979. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 13: 47–60

Sidiyasa, K. 1998. Taxonomy, Phylogeny, and wood anatomy of *Alstonia* (Apocynaceae) *Blumea supplement* 11. (Rijksherbarium: Leiden).

Simpson, D.A., Parnell, J. Chantaranothai, P. & Middleton, D.J. 1995. The Royal Botanic Gardens Kew, Khon Kaen University and Trinity College Dublin expeditions to Thailand 1990 and 1993. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 23: 50–61

Simpson, D.A. & Koyama, T. (1998) In Santisuk, T. & Larsen, K., (eds), Flora of Thailand 6:

247–485. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. and M. Bonita 1993. *Conservation of Ecosystems and Biodiversity.* Draft report prepared for the Thai Forestry Sector Master Plan. Royal Forest, Bangkok.

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1970) Flora of Thailand, Vol. 2, part 1. (Applied Scientific Research Corporation: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1972) Flora of Thailand, Vol. 2, part 2. (Applied Scientific Research Corporation: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1975) Flora of Thailand, Vol. 2, part 3. (Applied Scientific Research Corporation: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1979) Flora of Thailand, Vol. 3, part 1. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1981) Flora of Thailand, Vol. 2, part 4. (Thailand Institute of Scientific and Technological Research: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1984) Flora of Thailand, Vol. 4, part 1. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1985a) Flora of Thailand, Vol. 4, part 2. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1985b) Flora of Thailand, Vol. 3, part 2. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1987) Flora of Thailand, Vol. 5, part 1. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1988) Flora of Thailand, Vol. 3, part 3. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1989) Flora of Thailand, Vol. 3, part 4. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1990) Flora of Thailand, Vol. 5, part 2. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1991) Flora of Thailand, Vol. 5, part 3. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1992) Flora of Thailand, Vol. 5, part 4. (Royal Forest Department: Bangkok).

Smitinand, T. & Larsen, K., eds. (1993) Flora of Thailand, Vol. 6, part 1. (Royal Forest Department:

Bangkok).

Sookchaloem, D. (1997) New *Aglaonema* (Araceae) of Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 25: 54–56.

Sookchaloem, D. & Murata, J. (1997) Anew species of *Typhonium* from Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 25: 57–59.

Sukwong, S. 1993. *The conservation of biodiversity in forest, Environment knowledge*, Department of Environmental Quality Promotion, pp. 43–63, Bangkok. (in Thai)
Office of Environmental Policy and Planning. 1993. *Biodiversity*. Minisitry of Science, Technology and Environment, Bangkok. 274 p. (in Thai)

Triboun, P. & Larsen, K. (1999) *Sciaphila secundi*Flora Thwaites ex Benth. (Triuridaceae), a new record for Thailand. *Thai Forest Bulletin (Botany)* 27: 47–51.

Waranyuwat, A. 1989. *The Evolution of domesticated plants species. Biodiversity of Thailand*, pp. 111–116, Faculty of science, Chiang Mai University in co–operation with USIAD, Chiang Mai. (in Thai)

Van Welzen, P.C. (1999) Sapindaceae. In Santisuk, T. & Larsen, K., (eds), Flora of Thailand 7: 169–250. (Royal Forest Department: Bangkok).

Walter, K. S. and Gillett, H. J. (eds) (1998) *IUCN Red List of Threatened Plants*. (The World Conservation Union: Gland, Switzerland).

Whitmore, T. C. (1984) *Tropical Rain Forests of the Far East.* (Oxford University Press: Oxford).

พืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย

(Endemic and Rare Species of Wild Yams in Thailand)

เชิดศักดิ์ ทัพใหญ่

ภาควิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร

บทคัดย่อ

พืชวงศ์กลอยในประเทศไทยมีทั้งสิ้น 3 สกุล 48 ชนิด คือ สกุล *Dioscorea* L. จำนวน 42 ชนิด สกุล *Tacca* J.R. & G. Forst. จำนวน 5 ชนิด และสกุล *Trichopus* Gaertn. อีก 1 ชนิด ในจำนวนทั้งหมดนี้จัดเป็นพืชถิ่นเดียว (endemic species) และพืชหายาก (rare species) ทั้งสิ้น 23 ชนิด จำแนกเป็นพืชถิ่นเดียว จำนวน 7 ชนิด และพืชหายาก จำนวน 16 ชนิด โดยลักษณะทางนิเวศวิทยาและสังคมพืชที่พบพืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย มากที่สุด ได้แก่ สังคมพืชป่าภูเขาหินปูน (limestone vegetation) จำนวน 10 ชนิด รองลงไปได้แก่ สังคมพืชป่าดิบเขา (hill evergreen forest) จำนวน 7 ชนิด ป่าดิบชื้น (moist evergreen forest) จำนวน 4 ชนิด ป่าผสมผลัดใบ (mixed deciduous forest) และพื้นที่เกษตรกรรม (agricultural land) อีกพื้นที่ละ 1 ชนิด สาเหตุสำคัญที่ทำให้สังคมพืชป่าภูเขาหินปูนมีชนิดพันธุ์พืชถิ่นเดียวและหายากเป็นจำนวนมาก เนื่องมาจากเป็นสังคมพืชที่มีระบบนิเวศเฉพาะ (micro habitats) มีชั้นดินตื้นและกักเก็บความชื้นได้น้อย โดยเฉพาะอย่างยิ่งในในฤดูแล้ง ทำให้ชนิดพันธุ์พืชที่จะขึ้นแก่งแย่งหรือเจริญอยู่มีไม่มากนัก แต่สำหรับพืชวงศ์กลอยแล้ว พบว่าจะมีการพักตัวในฤดูดังกล่าว เหลือเพียงหัวหรือลำต้นสะสมอาหารได้ดิน ที่รอแตกหน่อและเจริญขึ้นอีกครั้งในฤดูฝนถัดไป นอกจากนี้ยังพบว่าหินปูนในเขตภูเขาสูงทางภาคเหนือยังมีภูมิอากาศหนาวเย็น เหมาะสมกับการแพร่กระจายพันธุ์ของพืช ที่มีศูนย์กลางการกระจายพันธุ์จากเทือกเขาหิมาลัยและจีนตอนใต้ ให้แพร่กระจายลงมายังพื้นที่ป่าดิบเขาทางภาคเหนือของไทยอีกด้วย

อย่างไรก็ตามชนิดพันธุ์พืชวงศ์กลอย ทั้งชนิดพันธุ์ถิ่นเดียวและหายากเกือบทั้งหมด กำลังตกอยู่ในสภาวะถูกคุกคาม พบประชากรในธรรมชาติน้อยมาก หลายชนิดเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์อย่างยิ่ง เนื่องจากถิ่นที่อยู่อาศัยถูกบุกรุกทำลาย จากกิจกรรมของมนุษย์ในรูปแบบต่างๆ ยกตัวอย่างเช่น การสัมปทานเหมืองปูนและระเบิดหิน การบุกรุกป่าเพื่อเปลี่ยนพื้นที่ไปปลูกพืชเศรษฐกิจ หรือเพื่อประโยชน์ทางการท่องเที่ยว ล้วนเป็นสาเหตุของการคุกคามและเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์ของพืชทั้งสิ้น ดังนั้นแนวทางการจัดการและอนุรักษ์พันธุ์พืชเหล่านี้ที่ดีที่สุดก็คือ การป้องกันรักษาป่าอันเป็นถิ่นที่อยู่ของพืชตามธรรมชาติไว้ เพื่อเป็นแหล่งพันธุกรรมในด้านความหลากหลายทางชีวภาพต่อไป

บทนำ

พืชวงศ์กลอย (Dioscoreaceae) ประกอบไปด้วยพืช 4 สกุล จำนวน 400 – 600 ชนิด (Huber, 1998, Caddick *et al*.,2002a) ส่วนใหญ่อยู่ในสกุล *Dioscorea* L. ที่เหลืออีกประมาณ 15 – 20 ชนิด อยู่ใน 3 สกุลที่เหลือ คือ สกุล *Tacca* J.R. & G. Forst. จำนวน 10 – 15 ชนิด สกุล *Stenomeris* Planch. จำนวน 2 ชนิดและ สกุล Trichopus Gaertn. จำนวน 2 ชนิด (Wilkin & Thapyai, 2009) ส่วนในประเทศไทยพบพืชวงศ์กลอย 3 สกุลคือ *Dioscorea* L. จำนวน 42 ชนิด สกุล *Tacca* J.R. & G. Forst. จำนวน 5 ชนิด (Phengklai, 1993) และ *Trichopus* Gaertn. อีก 1 ชนิด (Wilkin & Thapyai, 2009)

พืชวงศ์กลอยพบกระจายพันธุ์ทั่วไปในเขตร้อนชื้น (tropical region) ทั้งในบริเวณที่ชุ่มชื้นจนถึงพื้นที่แห้งแล้ง โดยมีศูนย์กลางการกระจายพันธุ์อยู่ในเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ (Burkill, 1960) มีเพียงบางชนิดเท่านั้นที่มีการแพร่พันธุ์ถึงเขตอบอุ่นและเขตหนาว สภาพทางนิเวศวิทยาของพืชวงศ์กลอยในประเทศไทย พบกระจายตั้งแต่ป่าดิบชื้น ป่าดิบเขา ป่าเบญจพรรณ ป่าเต็งรัง ที่รกร้างว่างเปล่าหรือพื้นทีเปิดโล่งจากกิจกรรมของมนุษย์ไปจนถึงบริเวณชายฝั่งทะเล หรือลานหินที่แห้งแล้ง (Wilkin & Thapyai, 2009) อย่างไรก็ตาม ถึงแม้ว่าพืชวงศ์กลอยจะมีความสามารถในการกระจายพันธุ์ได้ในหลายสภาพนิเวศ แต่มีพันธุ์พืชหลายชนิดที่มีการกระจายพันธุ์เฉพาะถิ่น (endemic species) พบเฉพาะในประเทศไทยเท่านั้น นอกจากนี้ยังมีชนิดพันธุ์บางส่วนที่หายาก (rare species) มีประชากรน้อยในธรรมชาติ เนื่องจากถิ่นที่อยู่อาศัยทางธรรมชาติกำลังเสื่อมโทรมลงเนื่องจากกิจกรรมและการบุกรุกของมนุษย์

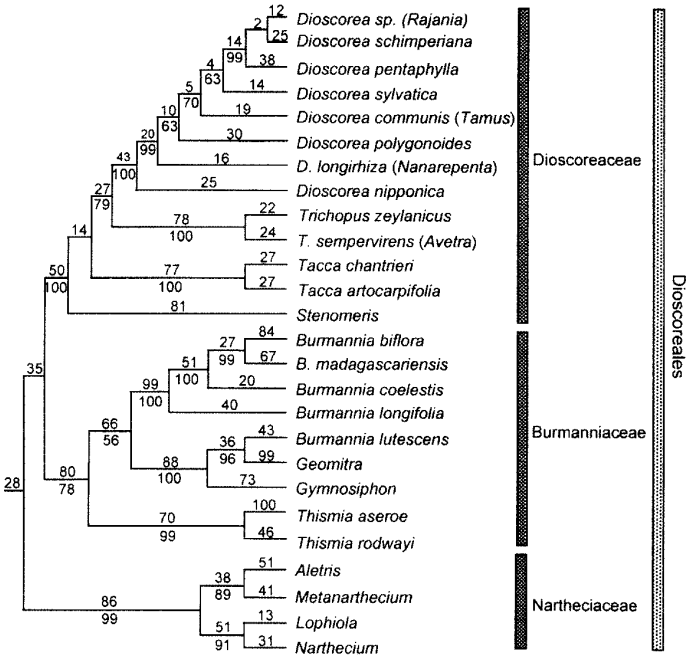
ในโอกาสการสัมมนาเชิงวิชาการ นิเวศวิทยาป่าไม้ ระหว่างวันที่ 27 – 28 ตุลาคม 2554 ณ ห้องประชุม FORTROP ชั้น 3 ตึกวนศาสตร์ 60 ปี คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ผู้เขียนซึ่งได้ทำการศึกษาอนุกรมวิธานและความหลากหลายของพืชวงศ์กลอยในประเทศไทยมากกว่า 10 ปี จึงได้ขอนำเสนอข้อมูลการศึกษาวิจัยเกี่ยวกับพืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย เพื่อเป็นข้อมูลชี้ให้ เห็นถึงความสำคัญของนิเวศวิทยาป่าไม้ ในอันจะเป็นการส่งเสริมการอนุรักษ์ให้ชนิดพันธุ์พืชดังกล่าว ได้ดำรงอยู่ เพื่อเป็นแหล่งพันธุกรรมในด้านความหลากหลายทางชีวภาพต่อไป

ลักษณะทางอนุกรมวิธาน

พืชวงศ์กลอยหรือวงศ์ Dioscoreaceae ตั้งขึ้นจากชื่อสกุล *Dioscorea* L. ซึ่งตั้งขึ้นโดยลินเนียสเมื่อปี ค.ศ. 1753 โดยชื่อสกุลตั้งให้เป็นเกียรติแก่ **Pedenios Dioscorides** แพทย์ทหารของโรมันผู้มีชื่อเสียงทางด้านพืชสมุนไพรในยุคกรีกและโรมัน (Radford *et al*., 1974) พืชวงศ์กลอยจัดอยู่ในกลุ่มของพืชใบเลี้ยงเดี่ยว แม้ว่าลักษณะของใบโดยทั่วไปจะมีเส้นใบเป็นแบบร่างแห และมีรูปร่างใบเป็นแบบหัวใจก็ตาม (Dahglian, 1981) ดังนั้น Dahlgren *et al*. (1985) จึงจัดให้พืชวงศ์กลอยเป็นพืชใบเลี้ยงเดี่ยวที่มีวิวัฒนาการต่ำที่สุด

การจัดจำแนกพืชวงศ์กลอยนั้น มีข้อโต้แย้งและจัดจำแนกที่สับสนอยู่พอสมควร เนื่องจากพืชกลุ่มนี้มีการกระจายพันธุ์อยู่ในเขตร้อนทั่วโลก หลายชนิดยังมีการกระจายพันธ์ไปถึงเขตอบอุ่นอีกด้วย ทำให้เกิดความสับสนในการจำแนกชนิด และเกิดชื่อพ้องทั้งในระดับสกุลและชนิดขึ้นอีกมากมาย เดิมคาดว่าพืชวงศ์นี้น่าจะมี

จำนวนชนิดทั่วโลกได้ถึง 700 ชนิด จนกระทั่ง Caddick *et al*. (2002a, 2002b) ได้ทำการศึกษาทางด้านสัณฐานวิทยา และชีวโมเลกุลของพืชวงศ์กลอยและกลุ่มใกล้เคียง พบว่าพืชวงศ์กลอยประกอบไปด้วยพืชเพียง 4 สกุล ที่เป็น monophyletic group (ภาพที่ 1) และมีจำนวนชนิดเพียง 364 – 414 ชนิดเท่านั้น (ตารางที่ 1) สำหรับชนิดพันธุ์ของพืชวงศ์กลอยที่พบในประเทศไทยนั้น Wilkin & Thapyai (2009) รายงานไว้ทั้งสิ้น 3 สกุล 48 ชนิด คือ สกุล *Dioscorea* L. จำนวน 42 ชนิด สกุล *Tacca* J.R. & G. Forst. จำนวน 5 ชนิด (Phengklai, 1993) และสกุล *Trichopus* Gaertn. อีก 1 ชนิด ส่วนสกุล *Stenomeris* Planch. นั้นมีการกระจายพันธุ์เฉพาะในมาเลเซีย บอร์เนียว



ภาพที่ 1 แผนภาพความสัมพันธ์ของพืชวงศ์กลอยและวงศ์อื่นๆในอันดับ Dioscoreales ที่แสดงให้เห็นถึงความใกล้ชิดกันของพืชในวงศ์กลอยสกุลต่างๆ ที่เป็น monophyletic group

ที่มา: Caddick *et al*. (2002a)

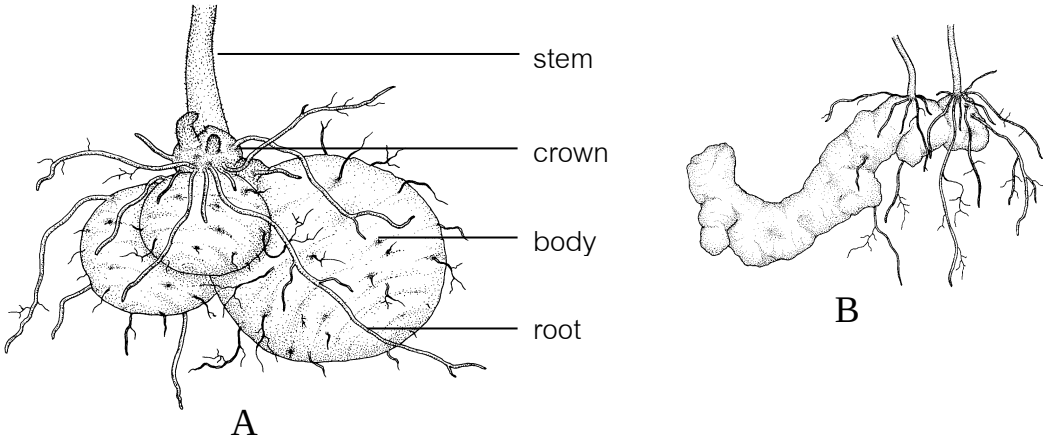
ตารางที่ 1 New circumscription of Family Dioscoreaceae

Dioscorea L.	Around 350 – 400 species (not listed), including *Bordera* Miégev., *Epipetrum* Phil., *Nanarependa* Matuda, *Rajania* L., *Tamus* L.
Trichopus Gaerth.	2 species: *Trichopus zelanicus* Gaertn. and *Trichopus sempervirens* (H. Perrier) Caddick & Wilkin (syn. *Avetra sempervirens* H. Perrier).
Tacca J.R. & G. Forst.	10 species: *Tacca bibrateata* Drenth, *T. celebica* Koord., *T. chantrieri* André, *T. ebeltajae* Drenth, *T. integrifolia* Ker Gawl., *T. leontopetaloides* (L.) Kuntze, *T. palmata* Blume, *T. plantaginea* (Hance)Drenth, *T. palmatifida* Baker, *T. parkeri* Seem.
Stenomeris Planch.	2 species: *Stenomeris borneensis* Oliv., *S. dioscoreifolia* Planch.

ลักษณะทางพฤกษศาสตร์

พืชวงศ์กลอยทุกชนิดมีส่วนใต้ดินเป็นหัวสะสมอาหาร (tuber) หรือเหง้า (rhizome) มีการสะสมอาหารจำพวกแป้ง น้ำตาลและน้ำ เพื่อเก็บสะสมไว้ใช้ในฤดูต่อไป เนื่องจากพืชวงศ์กลอยมีการพักตัวในช่วงฤดูดูแล้ง ทำให้ส่วนลำต้นเหนือดินและใบเหี่ยวแห้งไป เมื่อถึงฤดูฝนจะมีการงอกหน่อใหม่โดยใช้อาหารภายในหัวที่สะสมไว้ในฤดูก่อน ลำต้นไม่มีเนื้อไม้ถึงแม้ว่าบางชนิดจะมีลำต้นที่ค่อนข้างแข็งหรือมีลักษณะคล้ายเนื้อไม้บ้างก็ตามก็จะพบได้แค่ในส่วนของโคนต้นเท่านั้น ในสกุล *Dioscorea* และ*Stenomeris* จะมีลักษณะของลำต้นที่เป็นเถาเลื้อย โดยที่ใช้ลำต้นเลื้อยพันกับต้นไม้อื่นเพื่อได้รับแสง ส่วนสกุล *Trichopus* และสกุล *Tacca* นั้นลำต้นจะมีลักษณะที่เป็นข้อสั้นๆ ไม่มีการเลื้อยพันกับพันธุ์ไม้ชนิดอื่น จะเจริญอยู่ใกล้ระดับผิวดินลำต้นจะมีกาบใบห่อหุ้มซ้อนกันหนาแน่น

ใบ พบได้ทั้งใบเดี่ยว (simple leaf) และใบประกอบแบบนิ้วมือ (palmate) มีใบย่อยตั้งแต่ 3 – 5 ใบย่อย รูปร่างของใบส่วนใหญ่มีลักษณะเป็นรูปไข่ รูปรีหรือรูปหอก ฐานใบเว้าลึกมีลักษณะคล้ายรูปหัวใจ รูปลิ่ม หรือมีลักษณะกลมมน ส่วนของปลายใบมีลักษณะเป็นติ่งแหลมแข็ง แผ่นใบพบได้ทั้งแบบมีขนหรือเกลี้ยง เนื้อใบพบได้ทั้งที่มีลักษณะหนาแข็งและบาง ลักษณะของก้านใบยาวเรียวและมักจะมีร่องตื้นๆตามยาว บริเวณโคนและปลายของก้านใบจะมีลักษณะโป่งบวมออกคล้ายกระเปาะ ก้านใบส่วนที่ติดกับลำต้นมักแผ่ออกเป็นครีบหรือบางชนิดพบหนามขึ้นอยู่บริเวณโคนของก้านใบในส่วนที่ติดกับลำต้นอีกด้วย ในส่วนของใบนั้นเกิดความผันแปรได้ง่ายตามสภาพที่อยู่อาศัย (Wilkin and Thapyai, 2009)



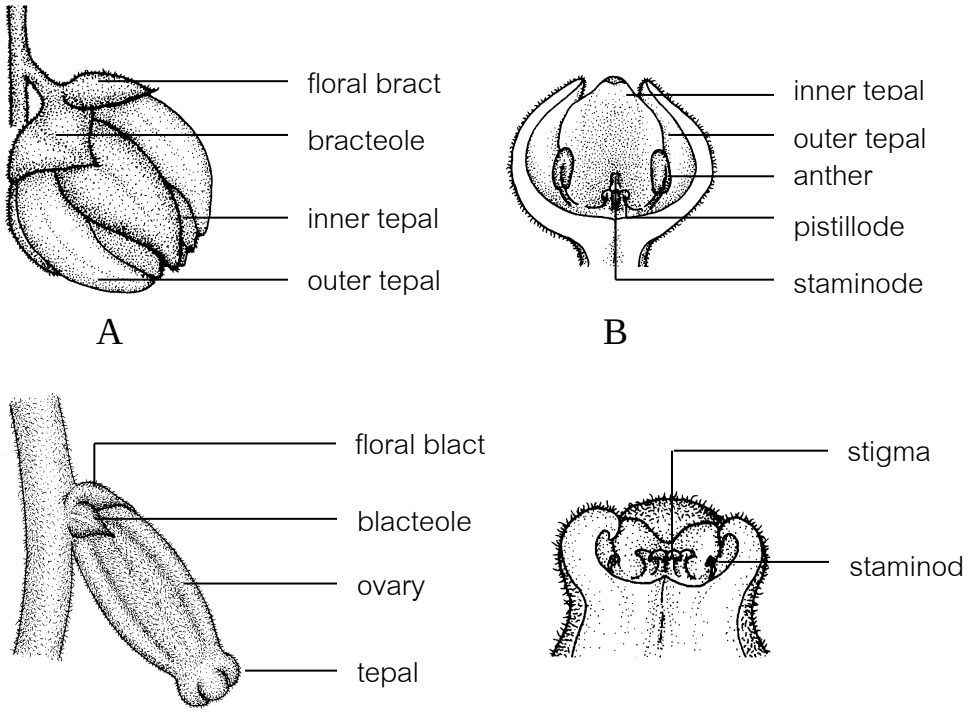
ภาพที่ 2 หัวและเหง้าใต้ดินของพืชวงศ์กลอย A. หัวใต้ดิน (tuber) และ B. เหง้าใต้ดิน (rhizome) (ภาพโดย นายณัฐพงศ์ แก้วทุ่ง)

ดอกและช่อดอก พืชในสกุล *Tacca* และ *Trichopus* จะมีดอกสมบูรณ์เพศที่มีเกสรทั้งสองเพศอยู่ในดอกเดียวกัน ตรงกันข้ามกับพืชในสกุล *Dioscorea* ที่สร้างดอกแยกเพศต่างต้น (dioecious plants) คือ สร้างดอกเพศผู้บนต้นเพศตัวผู้ และสร้างดอกเพศเมียบนต้นเพศเมีย ดอกของพืชในสกุล Tacca มักเกิดเป็นช่อแบบซี่ร่ม (umbel)

มีดอกย่อย 3 – 5 ดอก สกุล *Trichopus* เกิดเป็นดอกเดี่ยว เจริญออกจากกาบใบที่ซ้อนกันแน่นบริเวณซอกใบ ส่วนสกุล *Dioscorea* มักเกิดเป็นช่อดอกที่มีขนาดแตกต่างกัน ดอกย่อยแต่ละดอก ประกอบด้วยกลีบประดับ 2 กลีบ กลีบเลี้ยง 3 กลีบ กลีบดอก 3 กลีบ แต่มีสีและลักษณะที่เหมือนกันมากจึงทำให้นิยมเรียกว่ากลีบรวม (tepal) ดอกเพศผู้มีลักษณะเป็นตุ่มกลมขนาดเล็กประมาณ 1 – 3 มิลลิเมตร เมื่อดอกบานจะมีช่องเปิดเล็กๆเท่านั้น ดอกเพศผู้จะประกอบด้วยเกสรเพศผู้จำนวน 6 อัน แต่พบว่าบางชนิดเป็นหมันไป 3 อัน จึงทำให้เหลือเกสรเพศผู้ที่สามารถสืบพันธุ์ได้เพียง 3 อันเท่านั้น ช่อดอกเพศผู้มักพบเป็นช่อห้อยลง แบบช่อกระจะ (raceme) ช่อเชิงลด (spike) หรือช่อแยกแขนง (panicle) เกิดตามซอกใบ จำนวน 1 – 3 ช่อ ในแต่ละช่อดอกจะมีความยาวอยู่ที่ 3 – 5 เซนติเมตร ไปจนถึงมากกว่า 1 เมตร

ดอกเพศเมียมีขนาดใหญ่กว่าเพศผู้ บางชนิดมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางได้ถึง 1 เซนติเมตร รังไข่ใต้ฐานรองดอก (inferior ovary) มีรูปทรงเป็นทรงกระบอกรี มีสันหรือครีบแผ่ออก 3 พู ผิวรังไข่ด้านนอกมีลักษณะเกลี้ยงเป็นมัน บางชนิดมีขนปกคลุมหนาแน่น ภายในดอกเพศเมียอาจพบเกสรเพศผู้ที่เป็นหมันจำนวน 3 – 6 อัน อยู่ด้วย ก้านชูเกสรเพศเมียค่อนข้างสั้น ส่วนปลายยอดแยกแกเป็น 3 แฉก รังไข่แต่ละอันประกอบด้วย 3 carpel มี ovule 6 อัน ติดอยู่ที่แกนกลางแบบ axile placentation ช่อดอกเพศเมียมักพบเป็นช่อห้อยลง เป็นแบบช่อกระจะและช่อเชิงลดเท่านั้น (Wilkin & Thapyai, 2009) พบช่อแขนงน้อยมาก ส่วนความยาวของช่อดอกเพศเมียอยู่ที่ระหว่าง 10 – 30 เซนติเมตร แต่มีบางชนิดที่มีความยาวเกิน 50 เซนติเมตร

ผลและเมล็ดของพืชวงศ์กลอยที่พบในประเทศไทย เป็นผลแห้งที่จะแตกตามตะเข็บ (loculicidal capsule) เมื่อแก่ มีลักษณะกลมหรือรูปทรงกระบอก มีครีบตามยาว 3 ครีบ โดยเมื่อผลแก่จะแตกตามครีบตะเข็บทั้ง 3 ครีบ ทำให้เมล็ดแพร่กระจายออกไป ผลมีลักษณะกลม ขรุขระหรือมีลักษณะกลมแบนคล้ายเลนส์มีปีกล้อมรอบเป็นวงกลมหรือเรียวยาว



ภาพที่ 3 ดอกของพืชส *Dioscorea L.*; A – B. ดอกเพศผู้ และ C – D. ดอ เมีย

พืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย

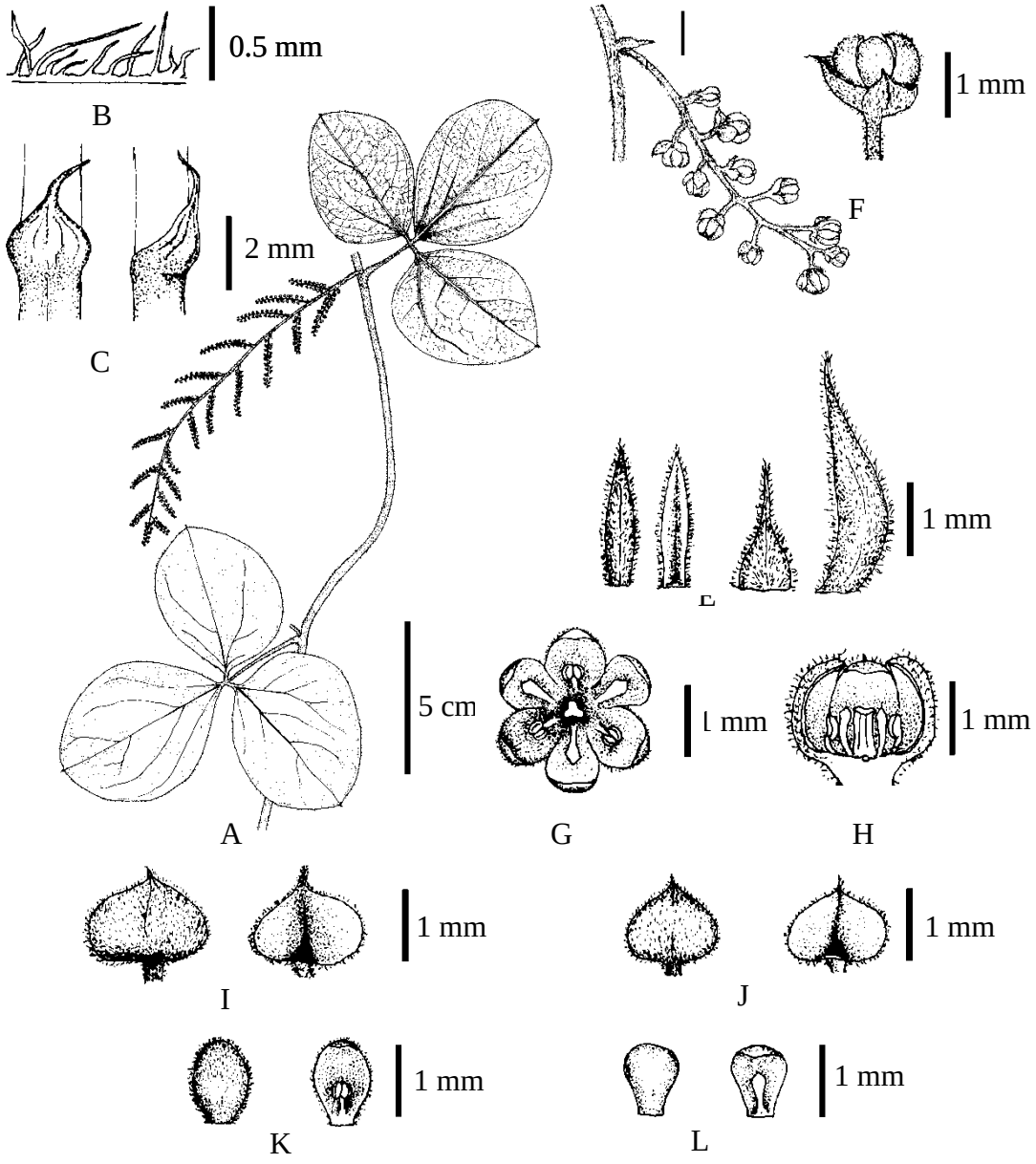
ธวัชชัย สันติสุข (2543) ได้ให้คำจำกัดความของพืชถิ่นเดียวและพืชหายากไว้ดังนี้คือ พืชถิ่นเดียว หรือพืชเฉพาะถิ่น (endemic plants) คือพืชที่พบขึ้นและแพร่พันธุ์ตามธรรมชาติในบริเวณเขตภูมิศาสตร์เขตหนึ่งเขตใดของโลก และเป็นพืชที่มีเขตการกระจายพันทางภูมิศาสตร์ค่อนข้างจำกัด ไม่กว้างขวางมากนัก ส่วนพืชหายาก (rare plants) คือพืชที่มีจำนวนประชากรขนาดเล็ก ซึ่งยังไม่อยู่ในสถานภาพใกล้จะสูญพันธุ์ (endangered) แต่มีความเสี่ยงที่จะใกล้สูญพันธุ์ได้

เมื่อพิจารณาจากคำจำกัดความดังกล่าวนี้ ทำให้สามารถจัดจำแนกพันธุ์พืชวงศ์กลอยที่สำรวจพบและจำแนกชนิดไว้แล้วของประเทศไทย ออกเป็นพืชถิ่นเดียวและหายากได้ทั้งสิ้น 2 สกุล 23 นิด (ตารางที่ 2) คือ สกุล *Dioscorea* L. จำนวน 22 ชนิด และสกุล *Trichopus* Gaertn. จำนวน 1 ชนิด (Wilkin and Thapyai, 2009) ส่วนพืชในสกุล *Tacca* J.R. & G. Frost ไม่มีรายงานพบพืชเฉพาะถิ่นและพืชหายาก (Phengklai, 1993) โดยลักษณะทางนิเวศวิทยาและสังคมพืชที่พบพืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย มากที่สุด ได้แก่ สังคมพืชป่าภูเขาหินปูน (limestone vegetation) จำนวน 10 ชนิด รองลงไปได้แก่ สังคมพืชป่าดิบเขา (hill evergreen forest) จำนวน 7 ชนิด ป่าดิบชื้น (moist evergreen forest) จำนวน 4 ชนิด ป่าผสมผลัดใบ (mixed deciduous forest) และพื้นที่เกษตรกรรม (agricultural land) อีกพื้นที่ละ 1 ชนิด

พืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวของไทยที่พบขึ้นเฉพาะภูเขาหินปูนหรือดินที่สลายตัวมาจากหินปูน เนื่องจากมีสภาพจำกัดของสิ่งแวดล้อมหรือมีสภาพอากาศเฉพาะที่ (microclimate) ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น ปริมาณน้ำฝน ตลอดจนลักษณะของชั้นหน้าตัดดิน ความเป็นกรด-ด่างของดิน ล้วนเป็นปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตและแพร่กระจายพันธุ์ของพืชทั้งสิ้น สำหรับพืชวงศ์กลอยที่พบเจริญเฉพาะในป่าดิบเขาตามภาคเหนือและภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศนั้น ล้วนชอบลักษณะอากาศที่ค่อนข้างหนาวเย็น มีความชื้นสูง บางชนิดมีใบเขียวตลอดปี เช่น มันดอย (*Dioscorea petelotii* Prain & Burkill) ที่จะมีการออกดอกในช่วงเดือนเมษายน ในขณะที่พันธุ์พืชวงศ์กลอยชนิดอื่นๆต่างก็อยู่ในระยะพักตัวทั้งสิ้น ส่วนระบบนิเวศแบบป่าดิบชื้นที่พบพืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากนั้น พบเฉพาะในภาคตะวันออกและภาค ใต้ เนื่องจากพันธุ์พืชเหล่านี้ชอบลักษณะอากาศที่ชุ่มชื้น มีฝนตกชุกเกือบตลอดปี

อย่างไรก็ตามพบว่าพืชวงศ์กลอยถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทยหลายชนิด กำลังถูกคุกคามอย่างหนัก หลายชนิดเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์อย่างยิ่ง เนื่องจากถิ่นที่อยู่อาศัยตามธรรมชาติถูกทำลาย จากการใช้ประโยชน์ที่ดินของมนุษย์ในรูปแบบต่างๆ พันธุ์พืชวงศ์กลอยหลายชนิด ได้แก่ มันนก (*D. inopinnata* Prain & Burkill) ที่พบในธรรมชาติเฉพาะป่าภูเขาหินปูนของอุทยานแห่งชาติเขาสามร้อยยอด จ. ประจวบคีรีขันธ์ เท่านั้น พบประชากรอยู่เพียง 2 – 3 กลุ่มเท่านั้น ส่วนมันแซงหิน (*D. pseudotomentosa* Prain & Burkill) (ภาพที่ 3) และมันตึงเหน็บ (*D. stemoniodes* Prain & Burkill) มีรายงานพบเฉพาะภูเขาหินปูนทางภาคกลางของประเทศแถบ อ. มวกเหล็กและ อ.แก่งคอย จ. สระบุรี ก็กำลังถูกคุกคามอย่างหนัก จากการทำเหมืองปูนในพื้นที่ ทำให้พบประชากรในธรรมชาติน้อยมาก และอาจจะสูญพันธุ์ไปได้ในอนาคตอันใกล้

นอกจากระบบนิเวศป่าภูเขาหินปูนที่ได้รับผลกระทบแล้ว ระบบนิเวศอื่นๆ ได้แก่ ป่าดิบเขาและป่าดิบชื้น ต่างก็ได้รับผลกระทบจากกิจกรรมของมนุษย์เช่นกัน พืชวงศ์กลอยหลายชนิดที่ประชาชนไม่รู้จักคุ้น เคย หรือไม่ได้นำมาใช้ประโยชน์ ทำให้ถูกละเลยหรือคิดว่าเป็นเพียงวัชพืชที่ต้องกำจัดให้หมดไป จึงทำให้ประชากรของพืชเหล่านี้ เริ่มพบเห็นได้ยากและอาจสูญหายไปได้ หากยังไม่รีบดำเนินการศึกษาวิจัยและอนุรักษ์ระบบนิเวศป่าไม้อันเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยตามธรรมชาติของพืชไว้



ภาพที่ 4 มันแซงหิน (*Dioscorea pseudotomentosa*: A. plant with male inflorescence; B. hairs; C. cataphyll; D. simple male inflorescence; E. male primary bracts, showing variable sizes and shapes; F – L. male flower; F. side view, showing pedicel, floral bract and bracteole; G. face view, opened for drawing; H. l-section showing stamens, staminodes and column pistillode; I. floral bract; J. bracteole; K. outer tepal with stamen adnation; L.

ตารางที่ 2 ชนิดพันธุ์พืชวงศ์กลอยและหายากของประเทศไทย (Wilkin & Thapyai, 2009)

ระบบนิเวศ	ชื่อไทย	ชื่อวิทยาศาสตร์	สถานภาพ
Limestone vegetation	ย่านเลือด	*Dioscorea calcicola* Prain & Burkill	พืชหายาก
	มันหนอนใบเกลี้ยง	*D. craibiana* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว พืชหายาก
	มันอ้อน	*D. daunea* Prain & Burkill	พืชหายาก
	ส้ามัน	*D. depauperata* Prain & Burkill	พืชหายาก เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์
	มันนกคอย	*D. garrettii* Prain & Burkill	พืชหายากและเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์
	มันข้อหนาม	*D. gracilipes* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์อย่างยิ่ง
	มันนก	*D. inopinata* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว พืชหายาก เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์
	มันเชิงน้ำจืด	*D. paradoxa* Prain & Burkill	พืชหายาก เสี่ยงต่อการถูกคุกคาม
	มันแซงหิน	*D. pseudotomentosa* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์อย่างยิ่ง
	มันตึงเหน็บ	*D. stemonoides* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว เสี่ยงต่อการถูกคุกคาม
Hill evergreen forests	มันฝาด	*D. cirrhosa* Lour.	พืชหายาก
	มันขมิ้นดอย	*D. collettii* Hook.f.	พืชหายาก
	มันแดงป่าสน	*D. nitens* Prain & Burkill	พืชหายาก ใกล้สูญพันธุ์
	มันขนดอย	*D. rockii* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์
	มันดอย	*D. petelotii* Prain & Burkill	พืชหายาก เสี่ยงต่อการสูญพันธุ์
	-	*D. tentaculigera* Prain & Burkill	พืชหายาก เสี่ยงต่อการถูกคุกคาม
	มันเหลี่ยม	*D. velutipes* Prain & Burkill	พืชหายาก เสี่ยงต่อการ

Moist evergreen forests	มันดำ	*D. kratica* Prain & Burkill	พืชหายาก ใกล้ถูกคุกคาม
	มันใบหนัง	*D. laurifolia* Wall.	พืชหายาก
	มันตาหยง	*D. orbiculata* Hook.f.	พืชหายาก
	-	*D. tamarisciflora* Prain & Burkill	พืชหายาก ใกล้ถูกคุกคาม
Mixed deciduous forests	มันหมอคาร์	*D. kerrii* Prain & Burkill	พืชถิ่นเดียว ใกล้สูญพันธุ์
Well-drained soil near rice fields	มันนก	*D. oryzetorum* Prain & Burkill	พืชหายาก ใกล้สูญพันธุ์

เอกสารอ้างอิง

ธวัชชัย สันติสุข. 2543. พืชถิ่นเดียวและหายากของประเทศไทย. โรงพิมพ์อักษรสัมพันธ์ (1987) จำกัด, กรุงเทพฯ

Burkill, I.H. 1960. Organography and evolution of Dioscoreaceae, the family of yams. J. Linn. Soc. (Bot.) 56 (367): 319 – 412.

Caddick, L. R., P.J. Rudall, P. Wilkin, T.A.J. Hedderson and M. W. Chase. 2002a. Phylogenetic of Dioscoreales based on combined analyses of morphological and molecular data. Bot. J. Lin. Soc. 138: 123 – 144.

Caddick, L. R., P. Wilkin, P.J. Rudall, T.A.J. Hedderson and M. W. Chase. 2002b. Yams reclassified: a recircumscription of Dioscoreaceae and Dioscoreales. Taxon 51: 103 –114.

Dahglian, C. P. 1981. A review of the fossil record of monocotyledons. Bot. Rev. 47 (4): 517 – 555.

Dahlgren, R. M. T.; H. T. Clifford and P.F. Yeo. 1985. The Families of the Monocotyledon. Springer-Verlag, Berlin.

Huber, H. 1998. Dioscoreaceae. pp 21 – 235. *In* K. Kubitzki, ed. The Families and Genera of Vascular Plants. Vol. 3. Springer Verlag, Berlin.

Phengklai, C. 1993. Taccaceae. Flora of Thailand 6 (1): 1 – 9. Rumthai Press Co.Ltd., Bangkok.

Wilkin, P. and C. Thapyai. 2009. Dioscoreaceae. Flora of Thailand 10 (1): 1 – 140. Prachachon Co.Ltd., Bangkok.

บทบาทของค้างคาวเกี่ยวกับนิเวศบริการในการถ่ายละอองเรณู กระจายเมล็ด และ กำจัดศัตรูพืช

สาระ บำรุงศรีและเตือนจิต ศรีทองช่วย

ภาควิชาชีววิทยา มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

บทคัดย่อ

นิเวศบริการคือประโยชน์ที่ธรรมชาติให้กับมนุษย์รวมถึง อากาศ อาหาร ทรัพยากรธรรมชาติ แต่ยังมีบริการอีกมากมายที่เรายังนึกไม่ถึง เช่น บริการที่ได้รับจากค้างคาว ค้างคาวมีบทบาทสำคัญในธรรมชาติ ได้แก่ ค้างคาวกินแมลงช่วยกำจัดแมลงศัตรูพืชในนาข้าว นอกจากนี้ค้างคาวยังมีบทบาทช่วยผสมเกสรในพืชเศรษฐกิจบางชนิด เช่น สะตอ เหรียง ทุเรียน จากการศึกษาก่อนหน้าพบว่า การติดผลของพืชเหล่านี้เพิ่มมากขึ้นเมื่อมีค้างคาวเล็บกุดมาเยือนดอก และค้างคาวกินผลไม้ยังช่วยกระจายเมล็ดพืชไปยังพืชที่โล่งเช่นทุ่งหญ้า ซึ่งมีส่วนช่วยในการฟื้นฟูป่าที่ถูกทำลายให้เป็นที่รกร้าง ในปัจุบันประชากรค้างคาวไม้ได้ลดลงอย่างรวดเร็ว เนื่องจากถูกคุกคามโดยตรงจากมนุษย์ เช่น ค้างคาวแม่ไก่ที่ถูกล่าเป็นอาหาร รวมทั้งการลดลงของที่อยู่อาศัยในป่า การลดลงของค้างคาวทำให้บทบาทของนิเวศบริการไม่ว่าจะเป็นการกำจัดแมลงศัตรูพืช การกระจายเมล็ด และ การกระจายเมล็ดลดลงด้วยเช่นกัน ดังนั้นจำเป็นอย่างยิ่งที่เราจะต้องช่วยกันรักษาตัวค้างคาว รวมถึงป่าและพื้นที่อื่นซึ่งเป็นที่อยู่ของค้างคาวด้วย

Diversity and community structure of terrestrial ants in difference vegetation types at sakaerat environmental research station, nakhon ratchasima province

Sasitorn Hasin and Wattanachai Tasen

Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University

Abstract

The ants (Hymenoptera: Formicidae) are a large component of the arthropod community on ground in forest ecosystems and contribute valuable data to study of comparative biodiversity and conservation. However, recent ant studies in Thailand, there was little known about the environmental factors under difference vegetation types that influence the community structure and dynamics of the terrestrial ants these assemblages. Studies on ant were carried out at sakaerat environmental research station during September 2004 to August 2005. Aims of this study were to study the diversity and community structure of ants in four different vegetation types: (i) dry evergreen forest (DEF), (ii) dry dipterocarp forest (DDF), (iii) mixed dipterocarp forest (MDF) and *Acacia auriculaeformis* plantation (APT). Standard sampling methods (Winkler leaf litter extraction, direct sampling and soil sampling) were used to collect ants.

A total of 130 ant species comprising 56 genera in 9 subfamilies were identified from samples were found in all habitats combined. The seasonal changes has influenced on ant presenting in which the number of ants had highs in DEF in the dry season, 63 species, while, 87 species was found in DDF during the wet season. The results of ant community structure showed that ant species, abundance, Shannon diversity and evenness index of ants were significantly higher in wet season than those in dry season in DEF and DDF. The values of similarity index among the forest types were higher than 50% indicating that most ant species can live in both deciduous and evergreen types. Meanwhile, the relationships pattern between the soil and litter moisture correlated with ant species and abundance of terrestrial ant species. Three main conclusions were drawn from this study: (i) the different vegetation types supported different level of ant species, abundance, and ants community both in leaf litter and soil, (ii) the relationships between ant species and community of ants showed a significant response to variation of environmental factors under seasonal change in each vegetation type, (iii) the natural forests are near reforestation and may serve ant diversity. This study provided the basic knowledge about the ant community structure and species in specific vegetation types which can be used as an indicator to detect the negative effect of disturbance in ecosystem for future plan of sustainable utilization and forest conservation.

การฟื้นฟูแหล่งอาหารในป่าดิบเขา จังหวัดน่าน

The Restoration of Food Resources at Hill evergreen forest, Nan Province

ธนากร ลัทธิถีระสุวรรณ[1*] และ วรรณา มังกิตะ[1]

บทคัดย่อ

การฟื้นฟูแหล่งอาหารในป่าดิบเขา จังหวัดน่าน โดยคัดเลือกกล้าไม้จำนวน 15 ชนิด ได้แก่ กระถินเทพา (*Acacia mangium*) กำยาน *(Styrax benzoin)* ขนุน *(Artocarpus heterophyllus)* ขี้เหล็ก (*Cassia siamea*) ซ้อ *(Gmelina arborea*) ฝาง (*Caesalpinia sappan*) พฤกษ์ (*Albizia lebbeck*) มะกอก (*Spondias pinnata)* มะเขือขน (*Solanun stramonifolium*) มะค่าโมง (*Afzelia xylocarpa*) มะคำดีควาย (*Sapindus rarak)* มะดีด (*Solanum spirale*) เลี่ยน (*Melia toosandan*) สลอด (*Elaeagnus latifolia)* และ เสี้ยว *(Bauhinia purpurea)*

ทำการศึกษาการงอกในเรือนเพาะชำ และนำออกปลูกในพื้นที่ป่าชุมชนในพื้นที่บ้านสะจุก ตำบลขุนน่าน อำเภอเฉลิมพระเกียรติ จังหวัดน่าน ซึ่งมีสภาพป่าดั้งเดิมเป็นป่าดิบเขา มีความสูงจากระดับน้ำทะเลประมาณ 1,200 เมตร วางแปลงปลูกทดสอบจำนวน 3 ไร่ ไร่ละ 400 ต้น รวมทั้งสิ้น 1,200 ต้น ในแต่ละ 1 ไร่ที่ปลูก ทำการปลูกแบบรูปก้นหอย พบว่า กลุ่มพืชที่มีอัตราการงอกมากกว่า 80 % ได้แก่ มะเขือขน กระถินเทพา ฝาง พฤกษ์ และเสี้ยว กลุ่มพืชที่มีอัตราการการงอกระหว่าง 60-80 % ได้แก่ ขี้เหล็ก มะดีด ขนุน ซ้อ มะค่าโมง มะขามป้อม และสลอด ส่วนกลุ่มพืชที่มีอัตราการงอกระหว่าง 40-60 % มะคำดีควาย กำยาน และ มะกอก ทำการติดตามการเจริญเติบโตโดยเก็บข้อมูลครั้งแรกเมื่อปลูก ครั้งที่สองอายุต้นกล้าได้ 320 วัน และครั้งล่าสุดเมื่ออายุต้นกล้าได้ 470 วัน พบว่า ความเพิ่มพูนที่คอรากชิดดิน มากที่สุด 5 อันดับแรกได้แก่ ซ้อ (1.96 ซม/ปี) รองลงมาคือ กระถินเทพา มะกอก ขนุน และ มะคำดีควาย มีค่าเท่ากับ 1.73 1.25 1.05 และ 1.04 ซม/ปี ตามลำดับ อัตราความสูงมากที่สุด ได้แก่ กระถินเทพา (144 ซม/ปี) รองลงมาเป็น เสี้ยว ซ้อ เลี่ยน และมะคำดีควาย มีค่าเท่ากับ 135, 113, 76 และ 69 ซม/ปีตามลำดับ อัตราความกว้างทรงพุ่มมากที่สุด คือ กระถินเทพา (75 ซม/ปี) รองลงมาคือ ซ้อ พฤกษ์ ขี้เหล็ก เลี่ยน มีค่าเท่ากับ 64, 46, 41 และ 38 ซม/ปี ตามลำดับ กล้าไม้ที่มีสุขภาพดีมาก ได้แก่ กำยานและมะเขือขน รองลงมาคือ ขี้เหล็ก สลอด และ เสี้ยว ตามลำดับ กล้าไม้ที่โตในร่มเงา มากที่สุด ได้แก่ กำยาน รองลงมาคือ ขนุน ฝาง เลี่ยน และ มะเขือขน ตามลำดับ กล้าไม้ที่มีวัชพืชขึ้นรอบต้นมากที่สุด ได้แก่ กำยาน รองลงมา คือ ซ้อ มะคำดีควาย เลี่ยน และ เสี้ยว ตามลำดับ กล้าไม้ที่มีอัตราการรอดตายมากที่สุด ได้แก่ ซ้อ (60 %) อัตราการรอดตายระหว่าง 40-50 % ได้แก่ มะคำดีควาย กระถินเทพา สลอด อัตราการรอดตาย ระหว่าง 20-40 % ได้แก่ ขนุน ขี้เหล็ก พฤกษ์ มะกอก เสี้ยว และ ฝาง อัตราการรอดตายของกล้าไม้น้อยกว่า 20 % ได้แก่ มะค่าโมง กำยาน เลี่ยน และมะเขือขน

การทดสอบการฟื้นฟูแหล่งอาหาร เพื่อคัดเลือกชนิดกล้าไม้ที่ปลูกจำนวน 15 ชนิด ที่เหมาะสมในการปลูกขั้นแรก พบว่า พันธุ์ไม้ที่เหมาะสมสำหรับปลูกฟื้นฟูแหล่งอาหารได้แก่ ซ้อ กระถินเทพา ขี้เหล็ก พฤกษ์ เสี้ยว มะคำดีควาย สลอด ขนุน และมะกอก พันธุ์ไม้ที่ต้องติดตามต่อไปอีก ได้แก่ มะเขือขน เลี่ยน มะค่าโมง ฝาง และกำยาน ส่วนมะดีด ไม่เหมาะสมสำหรับปลูกในพื้นที่ และควรมีการติดตามการเติบโตในระยะยาวต่อไป

[1]สาขาวิชาเกษตรป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ จ. แพร่ E-mail: kornmju@gmail.com

ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณและสัตว์ป่า

ทรงธรรม สุขสว่าง[1] ธรรมนูญ เต็มไชย[1] ชุติมา พงศ์พัชราพันธุ์[2]

บทคัดย่อ

การศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณและสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ ทำการศึกษาในเชิงเปรียบเทียบระหว่างพืชพรรณที่ปรากฏในบริเวณพื้นที่ใกล้เคียงเส้นทางเดินเท้าและบริเวณที่ลึกเข้าไป 10 เมตร ในพื้นที่ธรรมชาติ ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ 4 เส้นทาง ได้แก่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) เส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี และเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ ส่วนการศึกษาผลกระทบต่อทรัพยากรสัตว์ป่า ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างฤดูกาลท่องเที่ยวและนอกฤดูกาลท่องเที่ยว โดยกำหนดระดับปัจจัยต่างๆ คือ 1) ระดับวิกฤติ 2) ระดับปัจจัยชี้วัด 3) องค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศ และ4). ความมั่นคงของระบบนิเวศ เพื่อนำมาประเมินระดับการเปลี่ยนแปลงที่ยอมรับได้ของอุทยานแห่งชาติบริเวณที่มีนักท่องเที่ยวเข้าไปประกอบกิจกรรม และมีแนวโน้มที่จะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ โดยใช้การประเมินสถานภาพสัตว์ป่า 4 กลุ่ม คือ สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม นก สัตว์เลื้อยคลาน และสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก ด้วยการสำรวจโดยตรงและโดยอ้อม

ผลการศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ พบว่า ยังไม่มีผลกระทบหรืออยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ อย่างไรก็ตามการวิเคราะห์เชิงตัวเลขจะให้ค่าที่ทำให้เห็นว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อพืชพรรณ แต่เมื่อวิเคราะห์ถึงปัจจัยอื่นๆ ที่เกี่ยวข้องแล้ว พบว่าค่าดังกล่าวเป็นผลกระทบจากปัจจัยอื่นๆ ที่นอกเหนือจากการท่องเที่ยว และในขณะเดียวกันผลการศึกษาพบว่าความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความแตกต่างในปี 2552-2553 มีแนวโน้มลดลง ซึ่งอาจกล่าวได้ว่ามีแนวโน้มที่ดีขึ้น รวมทั้งค่าดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของทุกเส้นทางยังอยู่ในระดับปกติ สำหรับผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อสัตว์ป่า พบว่าค่าดัชนีความหลากหลาย และดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่น้ำตกเอราวัณเปรียบเทียบกับเส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ ในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน ในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว มีโอกาสพบสัตว์ในกลุ่มสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในบริเวณน้ำตกมากกว่าในบริเวณเปรียบเทียบ ส่วนสัตว์ในกลุ่มนกและสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีการพบในทั้งสองบริเวณในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน มีการพบสัตว์ในช่วงเวลากลางคืนมากกว่ากลางวันยกเว้นกลุ่มนก และเมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยว พบว่าค่าดัชนีความหลากหลายของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในช่วงเวลากลางวันเพิ่มมากขึ้นกว่าช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว และสัตว์ในกลุ่มนกมีค่าความหลากหลายลดลงในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว ส่วนสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีค่าดัชนีความหลากหลายลดลง แต่กลับพบสัตว์บางชนิด เช่น ลิงวอก ออกมาหากินและปรากฏตัวบ่อยกว่าในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว

---

[1] ส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

[2] ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

คำนำ

ตามที่กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ได้กำหนดให้อุทยานแห่งชาติเป็นสถานที่รองรับต่อกิจกรรมนันทนาการในรูปแบบต่างๆ ขึ้นอยู่กับสภาพพื้นที่ แม้ว่าการดำเนินกิจกรรมต่างๆ จะอยู่ภายใต้การดูแลเป็นอย่างดีจากเจ้าหน้าที่ในอุทยานแห่งชาติ แต่ที่ผ่านมากิจกรรมนันทนาการหลายรูปแบบได้ส่งผลกระทบทางนิเวศวิทยาต่อทรัพยากรธรรมชาติในพื้นที่ รวมถึงทรัพยากรสัตว์ป่าที่มีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพสิ่งแวดล้อมในพื้นที่ โดยเฉพาะอย่างยิ่งการรบกวนจากกิจกรรมมนุษย์ ดังนั้นเพื่อให้นักจัดการพื้นที่สามารถกำหนดรูปแบบกิจกรรมนันทนาการที่เหมาะสมต่อสภาพพื้นที่ และก่อให้เกิดผลกระทบต่อสัตว์ป่าในพื้นที่ให้น้อยที่สุด จึงจำเป็นต้องมีการสำรวจทรัพยากรพืชพรรณและสัตว์ป่าในพื้นที่ โดยการติดตามการเปลี่ยนแปลงของทรัพยากรพืชพรรณและสัตว์ป่า ในอุทยานแห่งชาติที่มีกิจกรรมนันทนาการต่างๆ และได้กำหนดขีดความสามารถในการรองรับได้ด้านนันทนาการของอุทยานแห่งชาติไว้ การศึกษาครั้งนี้ได้คัดเลือกพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณเป็นพื้นที่ศึกษา ซึ่งอุทยานแห่งชาติเอราวัณเป็นแหล่งท่องเที่ยวแห่งหนึ่งที่มีนักท่องเที่ยวเข้ามาใช้ประโยชน์พื้นที่เป็นจำนวนมาก การสำรวจทรัพยากรพืชพรรณและสัตว์ป่าว่าได้รับผลกระทบจากการท่องเที่ยวหรือไม่อย่างไร จะเป็นข้อมูลที่สำคัญอย่างหนึ่งในการกำหนดรูปแบบที่เหมาะสมในการจัดการต่อไปภายใต้หลักการจัดการ ดังนี้ 1). ความสามารถของระบบนิเวศในการรองรับการดำรงชีวิตอย่างมีคุณภาพของสิ่งมีชีวิตต่างๆ ในระบบ ในขณะที่ยังคงไว้ซึ่งผลผลิตและบริการของระบบ รวมทั้งความสามารถในการปรับตัว และการทดแทนสิ่งที่สูญเสียไปของระบบได้ 2). ค่าขีดความสามารถรองรับได้ที่มีระดับวิกฤตสูงสุดจะเป็นตัวบ่งชี้ระดับสูงสุดของขีดความสามารถรองรับด้านนันทนาการ 3). สิ่งมีชีวิตใด ๆ สามารถทนทานต่อแรงบีบคั้นของปัจจัยแวดล้อมในช่วงที่จำกัด ตามสภาพความทนทางด้านนิเวศวิทยา (ecological amplitude) ของมัน

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อทรัพยากรพืชพรรณและสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ
2. เพื่อประเมินสถานภาพพืชพรรณและสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ
3. เพื่อกำหนดรูปแบบที่เหมาะสมในการจัดการด้านนันทนาการในพื้นที่อุทยานแห่งชาติ

พื้นที่ศึกษา

อุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี

วิธีการศึกษา

1.ด้านพืชพรรณ

การศึกษาผลกระทบจากการท่องเที่ยวที่มีผลต่อพืชพรรณ ทำการศึกษาในเชิงเปรียบเทียบระหว่างพืชพรรณที่ปรากฏในบริเวณพื้นที่ใกล้เคียงเส้นทางเดินเท้าและบริเวณที่ลึกเข้าไป 10 เมตร ในพื้นที่ธรรมชาติ ใน

เส้นทางศึกษาธรรมชาติ 4 เส้นทาง ได้แก่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) เส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี และเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ โดยวางริมเส้นทางและลึกเข้าไปจากเส้นทาง 1 เมตร (แปลงเปรียบเทียบ) ระยะห่างเท่าๆ กัน ตลอดเส้นทาง ระยะห่างระหว่างจุดในเส้นทาง ให้พิจารณาจากความยาวของเส้นทางด้วย หากเส้นทางยาวปกติไม่เกิน 2 กิโลเมตร ควรใช้ระยะห่างระหว่าง cluster ทุก 100 เมตร แต่หากมากกว่านั้น ให้พิจารณางบประมาณที่มีประกอบ cluster แรกที่วางให้วัดเข้าไปจากจุดเริ่มต้นเส้นทาง เป็นครึ่งหนึ่งของระยะห่างระหว่าง cluster ในกรณีระยะห่าง 100 เมตร จุดแรกที่วางก็จะห่างจากจุดเริ่มต้น 50 เมตร จุดต่อไปวัดไปอีกทุก 100 เมตร

- แต่ละ cluster ประกอบด้วยแปลงตัวอย่างขนาด 4 x 4 เมตร สำหรับไม้หนุ่มจำนวน 12 แปลง (ฝั่งซ้ายและขวาของทางเดิน ฝั่งละ 6 แปลง) แต่ละฝั่งแปลงตัวอย่างจะแยกออกเป็น 2 ชุด คือชุดที่อยู่ติดทางเดินและชุดที่อยู่ลึกเข้าไปจากทางเดิน 10 เมตร

- วางแปลงตัวอย่างขนาด 1 x 1 เมตร สำหรับกล้าไม้ (Seedlings) ที่ตำแหน่งมุมของแปลงตัวอย่างขนาด 4 x 4 เมตร

- ทำการนับจำนวนไม้หนุ่มในแปลงตัวอย่างขนาด 4 x 4 โดยแยกชนิดด้วยและทำการนับจำนวนลูกไม้และกล้าไม้ในแปลงตัวอย่างขนาด 1 x 1 เมตร ตามชนิดเช่นกัน ในแต่ละ cluster ก็จะมีแปลงขนาด 4 x 4 เมตร และขนาด 1 x 1 เมตร แปลงติดทางเดินจำนวนขนาดละ 6 แปลง และห่างจากทางเดินยาว 1,000 เมตร จะได้ 10 cluster = 4 x 4 เมตร ขนาด 1 x 1 เมตร ริมทางเดินขนาดละ 60 แปลง และขนาด4 x 4 เมตร ขนาด 1 x 1 เมตร ห่างจากทางเดิน 10 เมตร ขนาดละ 60 แปลง

การศึกษาในแต่ละเส้นทางดังกล่าว ได้กำหนดพรรณไม้ที่เป็นเป้าการอนุรักษ์เพื่อใช้ในการติดตามและประเมินความเปลี่ยนแปลง ซึ่งการกำหนดชนิดพรรณไม้ชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์ดังกล่าว ได้พิจารณาให้คะแนนตามลำดับความสำคัญตามสถานภาพด้านต่างๆ คือ 1). สถานภาพตามกฎหมายไทย 2). สถานภาพ IUCN 3). ค่าความสำคัญ (Important Value) ที่คิดจาก ความถี่สัมพัทธ์ (RF) และความหนาแน่นสัมพัทธ์ (RD) 4). ชนิดที่มีประโยชน์ต่อการศึกษาวิจัย 5). วิกฤติต่อการถูกทำลาย ทั้งจากการท่องเที่ยวและปัจจัยอื่นๆ 6). สถานภาพการเป็นพืชในถิ่น (endemic species) และพืชหายาก (rare species)

ผลกระทบจากการท่องเที่ยวโดยเฉพาะการเหยียบย่ำของนักท่องเที่ยว ที่ศึกษาจากไม้หนุ่ม และกล้าไม้ (ส่วนไม้ยืนต้นมีผลกระทบน้อย) มีปัจจัยชี้วัด 3 ประการ คือ 1). การเปลี่ยนแปลงค่าร้อยละความสำคัญ (Important Percentage) ของไม้หนุ่ม คำนวณจากความถี่สัมพัทธ์และความหนาแน่นสัมพัทธ์เพื่อติดตามค่าดัชนีความสำคัญของไม้ชนิดต่างๆ ที่กำหนดเป็นเป้าอนุรักษ์ของป่าแต่ละประเภท ในบริเวณที่มีกิจกรรมท่องเที่ยว 2). จำนวนกล้าไม้ (Tree seedlings) เพื่อติดตามการสืบพันธุ์และทดแทนตามธรรมชาติของไม้ชนิดต่างๆ ที่เป็นเป้าของการอนุรักษ์บริเวณที่มีกิจกรรมท่องเที่ยว ได้แก่เส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติเส้นทางต่างๆ ดังที่กล่าวไว้แล้วข้างต้น และ 3). ค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species Diversity Index)

การวิเคราะห์ข้อมูลเพื่อหาค่าร้อยละความสำคัญของไม้หนุ่มและลูกไม้กล้าไม้

การวิเคราะห์ตัวเลขความแตกต่างระหว่างค่า Important percentage ที่แสดงถึงความสำคัญของไม้ชนิดนั้นๆ โดยเป็นการรวมค่าความหนาแน่นสัมพัทธ์และความถี่สัมพัทธ์ (มีค่าสูงสุดเท่ากับ 200) ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดิน หาได้จาก ค่าความแตกต่างของ ค่า Important Percentage หารด้วยค่า Important Percentage ริมทางเดิน แล้วคูณด้วย 100 (ให้ออกมาเป็นเปอร์เซ็นต์) เปรียบเทียบระหว่างไม้หนุ่มต่อไม้หนุ่มและลูกไม้กล้าไม้ต่อลูกไม้กล้าไม้

ความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินนำมาใช้ในการจำแนกผลกระทบที่เกิดขึ้นออกเป็น 3 ระดับ ดังนี้

1. <u>ระดับมีผลกระทบน้อยถึงไม่มีผลกระทบ</u> เมื่อเปรียบเทียบกับปีแรกที่ทำการศึกษา มี ค่าความเปลี่ยนแปลงน้อยกว่าร้อยละ 25
2. <u>ระดับผลกระทบปานกลาง</u> เมื่อเปรียบเทียบกับปีแรกที่ทำการศึกษา มีค่าความเปลี่ยนแปลงระหว่างร้อยละ 25 - 50
3. <u>ระดับผลกระทบรุนแรงมากที่สุด</u> เมื่อเปรียบเทียบกับปีแรกที่ทำการศึกษา มีค่าความเปลี่ยนแปลงมากกว่าร้อยละ 50

ความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species Diversity Index)

การประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว โดยใช้ค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ ซึ่งโดยทั่วไปของสังคมพืชในเขตร้อนชื้น อยู่ระหว่าง 1.5–3.5 ดังนั้นถ้าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ต่ำกว่า 1.5 จะถือว่าสังคมพืชถูกรบกวน จำเป็นที่ต้องดำเนินการอนุรักษ์หรือฟื้นฟูสภาพต่อไป ซึ่งในแต่ละแปลงตัวอย่างทางเดินจะต้องหาค่าดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในแต่ละปีมาเปรียบเทียบกัน เพื่อใช้ในการติดตามผลต่อเนื่องในระยะยาว 5-10 ปี ต่อไป

การวิเคราะห์ข้อมูลใช้ค่าร้อยละความสำคัญของไม้หนุ่มและกล้าไม้เพื่อใช้เป็นค่าอัตราส่วนจากตัวอย่างทั้งหมดที่มีชนิดนั้น โดยใช้สูตรของ Shannon – Weiner ดังนี้

$$H = - \sum_{i=1}^{s} pi \, (\ln pi)$$

โดย H = ค่าดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์

pi = อัตราส่วนจากตัวอย่างทั้งหมดที่มีชนิดพันธุ์นั้น

s = จำนวนชนิดทั้งหมด

2. ด้านสัตว์ป่า

การศึกษาผลกระทบจากการท่องเที่ยวที่มีผลกระทบต่อทรัพยากรสัตว์ป่า ได้ทำการกำหนดปัจจัยต่างๆ คือ 1). ระดับวิกฤติ (Threshold) คือขอบเขตหรือระดับที่บ่งชี้ถึงความแตกต่างระหว่างสภาพที่ยอมรับได้ของระบบนิเวศและสภาพที่ยอมรับไม่ได้ภายใต้เงื่อนไขที่กำหนดไว้เป็นค่ามาตรฐานสิ่งแวดล้อม 2). ปัจจัยชี้วัด

(Indicators) ปัจจัยที่ใช้ในการประเมินและติดตามการเปลี่ยนแปลงของระบบนิเวศอันเนื่องมาจากกิจกรรมท่องเที่ยวและการพัฒนาที่เกี่ยวข้อง 3). องค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศ (Valued Ecosystem Component, VEC) องค์ประกอบของระบบนิเวศที่ผู้เกี่ยวข้องทุกฝ่ายได้ร่วมกันกำหนดว่าเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของระบบนิเวศ และ 4). ความมั่นคงของระบบนิเวศ (Ecological Integrity) ความสามารถในการรักษาหรือคงไว้ซึ่งความหลากหลายของประชากรสำคัญและชนิดพันธุ์ท้องถิ่น ระบบนิเวศ ตัวแทนและการรักษาคุณภาพของกระบวนการทางนิเวศวิทยา

ทั้งนี้เพื่อนำมาประเมินระดับของการเปลี่ยนแปลงที่ยอมรับได้ (Limits of Acceptable Change, LAC) ของอุทยานแห่งชาติในบริเวณที่มีนักท่องเที่ยวเข้าไปประกอบกิจกรรม และมีแนวโน้มหรือโอกาสที่จะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ ซึ่งการกำหนดชนิดของสัตว์ป่าที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ได้คัดเลือกชนิดที่มีมีการสำรวจพบในแหล่งท่องเที่ยวนั้นๆ และมีลำดับคะแนนความสำคัญสูงสุดโดยพิจารณาจาก 1). สัตว์ป่าที่มีสถานภาพตามกฎหมายของประเทศไทยที่ได้ระบุไว้ใน พ.ร.บ.สงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ.2535 2). สัตว์ป่าที่ได้รับการกำหนดสถานภาพตาม IUCN (http://www.iucnredlist.org/) และสำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (สผ) 3). สัตว์ป่าที่มีประโยชน์เพื่อการศึกษาวิจัย และ 4). สัตว์ป่าที่มีสภาพวิกฤติต่อการถูกทำลายทั้งจากการท่องเที่ยวและปัจจัยอื่นๆ

การศึกษาอาศัยการประเมินสถานภาพเชิงนิเวศอย่างรวดเร็ว (Rapid Assessment) (อนรรฆ และคณะ, 2545) โดยการสำรวจภาคสนาม (Field Survey) ในสัตว์ป่า 4 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม (Mammals) กลุ่มนก (Birds) กลุ่มสัตว์เลื้อยคลานและสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก (Reptiles and Amphibians) โดยกลุ่มสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม (Mammals) ใช้การสำรวจทั้งจากการสำรวจโดยตรง แบ่งเป็นการนับตามแนวสำรวจ (Transect Survey) และการสำรวจโดยอ้อม กลุ่มนก ใช้การนับตามแนวสำรวจร่วมกับการนับตามจุดสำรวจ กลุ่มสัตว์เลื้อยคลาน และสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก ใช้การนับตามแนวสำรวจ

การสำรวจโดยตรง (directed count) ใช้การเดินสำรวจในพื้นที่ศึกษา โดยจำแนกพื้นที่ศึกษาออกเป็นพื้นที่ป่าประเภทต่างๆ ทำการเดินศึกษาให้ครบทุกประเภทป่า ทำการสังเกตชนิดสัตว์โดยใช้กล้องส่องทางไกล เมื่อพบเห็นตัวสัตว์ทำการบันทึกชนิด จำนวน และพฤติกรรมของสัตว์ที่พบ ส่วนการสำรวจโดยอ้อม (indirected count) ทำการสำรวจจากร่องรอยที่สัตว์ป่าทำทิ้งไว้ เช่น รอยเท้า โพรง รัง มูล ขน คราบ เป็นต้น ส่วนในสัตว์ที่มีเสียงร้องจำเพาะ เช่น นก หรือสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกบางชนิด อาศัยการฟังเสียงในการจำแนกชนิด ทั้งนี้ในทั้งเส้นทางสำรวจและการพบสัตว์ป่า

การวิเคราะห์ข้อมูล

ความหนาแน่น(Density)

ความหนาแน่น = จำนวนตัวของสัตว์ป่าชนิดนั้น / ขนาดพื้นที่ศึกษา

ค่าดัชนีความหลากหลาย (Species Diversity Index) โดยใช้สมการของ Shanon-Weiner

ความถี่ในการพบสัตว์ป่า (Frequency) ดัดแปลงจาก Pettingill (1970) ดังนี้

$$\text{ความชุกชุมสัมพัทธ์} = \frac{\text{จำนวนครั้งที่พบสัตว์} \times 100}{\text{จำนวนครั้งที่สำรวจ}}$$

ค่าดัชนีความคล้ายคลึง (Similarity Index) ของ Serensen

$$\text{ค่าดัชนีความคล้ายคลึง} = [2W / (A+B)]$$

เมื่อ A = จำนวนชนิดของสัตว์ป่าทั้งหมดที่ปรากฏในพื้นที่ A

B = จำนวนชนิดของสัตว์ป่าทั้งหมดที่ปรากฏในพื้นที่ B

W = จำนวนชนิดของสัตว์ป่าที่ปรากฏในพื้นที่ A และ B

การวิเคราะห์ข้อมูล จากข้อมูลที่ได้จากการสำรวจต่างๆ สามารถนำมาประเมินผลเชิงปริมาณ (quantitative) ใช้การสำรวจตามเส้นทางศึกษา (trail survey) ร่วมกับการนับบนจุดศึกษา (point count) และคำนวณความหนาแน่น โดยใช้โปรแกรม Distance version 6 (Thomas และคณะ, 2010) เป็นโปรแกรมคอมพิวเตอร์ที่ทำงานบน Windows เพื่อใช้ในการออกแบบและวิเคราะห์ข้อมูลจากการสำรวจประชากรสัตว์ป่าโดยการวัดระยะทาง (Buckland และคณะ, 2001, 2004)

การตรวจสถานภาพของสัตว์ป่า ดำเนินการ 3 ขั้นตอน โดยตรวจสอบจากเอกสารต่างๆ ดังนี้

1. สถานภาพการอพยพ (migration) ของนก แบ่งเป็นสถานภาพเป็นนกประจำถิ่น (resident bird) และเป็นนกอพยพย้ายถิ่น (migratory bird) ของประเทศไทย ตรวจสอบจาก Lekagul and Round (1991) และ Robson (2000, 2002)

2. สถานภาพการคุ้มครองตามกฎหมาย เป็นสถานภาพที่สัตว์ป่าได้รับการคุ้มครองโดยกฎหมายตามพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ.2535 ได้แก่ (1) สัตว์ป่าสงวน (reserved animal) คือ ชนิดที่หายากและใกล้สูญพันธุ์ หรือสูญพันธุ์ไปแล้ว ตรวจสอบจากบัญชีท้ายพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ.2535 (ราชกิจจานุเบกษา. 2546) และ (2) สัตว์ป่าคุ้มครอง (protected animal) คือ ชนิดที่คุ้มครองไว้เพื่อไม่ให้ประชากรลดลง ตรวจสอบจากบัญชีท้ายกฎกระทรวงฉบับที่ 4 ที่ออกตามความในพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ.2535 (ราชกิจจานุเบกษา, 2535, 2537) สำหรับชนิดที่ไม่มีรายชื่อในบัญชีทั้ง 2 รายการ จัดเป็นสัตว์ป่าที่ไม่ได้รับการคุ้มครองโดยกฎหมาย (non-protected animal)

3. สถานภาพตามมาตรฐานสากล เป็นสถานภาพเพื่อการอนุรักษ์ตามเกณฑ์ของ IUCN (2010) เป็นมาตรฐานที่ยอมรับในประเทศไทยและนานาชาติ และตามเกณฑ์ของสำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2548) ซึ่งพิจารณาสถานภาพเฉพาะสัตว์ป่าในประเทศไทย โดยระบุเป็น 4 ระดับ ตามความรุนแรงของการถูกคุกคาม ได้แก่ (1) สัตว์ป่าใกล้สูญพันธุ์อย่างยิ่ง (critically endangered animal) คือ ชนิดที่ประสบกับความเสี่ยงสูงมากต่อการสูญพันธุ์ในธรรมชาติในอนาคตอันใกล้ (2) สัตว์ป่าใกล้สูญพันธุ์ (endanger animal) คือ ชนิดที่ประสบกับความเสี่ยงสูงต่อการสูญพันธุ์ในธรรมชาติในอนาคต (3) สัตว์ป่ามีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ (vulnerable animal) ชนิดที่ประสบกับความเสี่ยงต่อการสูญพันธุ์ในธรรมชาติในอนาคต

(4) สัตว์ป่าใกล้ถูกคุกคาม (near threatened animal) คือ ชนิดใกล้จะมีคุณสมบัติเป็นสัตว์ป่ามีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ สำหรับชนิดที่ไม่มีรายชื่อในทุกรายการเป็นสัตว์ป่าไม่ถูกคุกคาม (non-threatened animal)

ผลการศึกษา

1.ด้านพืชพรรณ

เส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่)

การศึกษาเพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างบริเวณริมทางเดินและในป่าธรรมชาติที่ห่างออกไป 10 เมตร พบว่าชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์ คือขันทองพยาบาท (*Suregada multiflorum* (A.Juss) Baill.) มีค่าความแตกต่างของ Important Percentage เท่ากับ 100 (เนื่องจากในแปลงริมทางเดินศึกษาธรรมชาติไม่พบไม้หนุ่มของขันทองพยาบาท พบเฉพาะบริเวณแปลงที่ลึกเข้าไป 10 เมตร) ทำให้ผลการประเมินที่ได้มีค่าเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (ตารางที่ 1) อย่างไรก็ตามผู้ศึกษาประเมินแล้วว่า ผลการวิเคราะห์นี้อาจใช้ไม่ได้ เนื่องจากการคัดเลือกที่เป็นเป้าอนุรักษ์ไม่เหมาะสมนัก

ตารางที่ 1 ผลกระทบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) สำหรับไม้หนุ่มของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์

ระดับของผลกระทบ และขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่ามาตรฐาน	ความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage		
		นกนอน	ขันทองพยาบาท	แคหัวหมู
กระทบน้อย (Below CC)	< 25 %			
กระทบปานกลาง (At & Approaching CC)	25-50 %			
กระทบมาก (Exceeding CC)	> 50 %		53.428	

จากผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) จากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ ในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 1.6557 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 1.9768 กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้

ผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) ของไม้หนุ่มเพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 2.021 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.758 ซึ่งยังอยู่ในช่วงกำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC) (ตารางที่ 2) และค่าทั้งสองดังกล่าวบ่งบอกว่าสภาพป่าทั้งสองบริเวณยังคงมีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในระดับปกติ

ตารางที่ 2 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่)

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50	2.021	2.758
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

ในส่วนของกล้าไม้ ซึ่งชนิดที่เป็นเป้าอนุรักษ์ คือ เทียนพรรยา (*Globba colpicol*) *Diospyros* sp. และ Rubiaceae ซึ่งในการศึกษาภายหลังปี 2548 เป็นต้นมาพบว่าในแปลงตัวอย่างไม่พบต้นเทียนพรรยา (พบพันธุ์ไม้ชนิดอื่นในสกุลเดียวกันกับเทียนพรรยา) และพบพรรณไม้ที่อยู่ในสกุล *Diospyros* sp. จำนวน 3 ชนิด คือ มะเกลือ (*Diospyros mollis*) ตะโกพนม (*D. castanea*) และตะโกนา (*D. rhodocalyx*) เช่นเดียวกับผลการศึกษาในปี 2552 และปี 2553 ร้อยละความสำคัญ (Important Percentage) และค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญของกล้าไม้ (Seedling) ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) แสดงในตารางที่ 3 และเมื่อเปรียบเทียบความเปลี่ยนแปลงของผลกระทบความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติของกล้าไม้ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ โดยเปรียบเทียบกับข้อมูลการศึกษาในปี 2548 พบว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อ มะเกลือ (*Diospyros mollis*) และตะโกนา (*D. rhodocalyx*) อยู่ในระดับ ผลกระทบมาก (Exceeding CC) ส่วนตะโกพนม (*D. castanea*) ไม่มีผลกระทบ แต่อย่างไรก็ตาม ก็ไม่อาจสรุปได้ว่าค่าร้อยละความแตกต่างที่เพิ่มขึ้นนั้น เกิดจากผลกระทบของการท่องเที่ยวหรือไม่ เพราะความแตกต่างที่เกิดขึ้นเป็นผลกระทบในเชิงบวกมากกว่าเชิงลบ ประกอบกับการสังเกตการณ์พบว่ามีนักท่องเที่ยวที่ใช้ประโยชน์ในเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติเส้นนี้น้อยมาก รวมทั้งการหายไปของพรรณไม้อาจเกิดจากไฟป่าที่เกิดขึ้นในบริเวณนี้เป็นประจำทุกปี

ตารางที่ 3 ร้อยละความสำคัญ (Important Percentage) และค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญของกล้าไม้ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่)

ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์	ค่าร้อยละความสำคัญ (Important Percentage 100)		%ความแตกต่าง
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร	
มะเกลือ	*Diospyros mollis*	0.257	0.844	-229.099
ตะโกพนม	*D. castanea*	-	0.281	-
ตะโกนา	*D. rhodocalyx*	0.257	1.126	-338.799

ผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่า ค่าความหลากหลายของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 2.475 และพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.667 โดยค่าความหลากหลายสังคมพืชดังกล่าวยังอยู่ในระดับปกติของป่าธรรมชาติ และเมื่อนำค่าดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของกล้าไม้ทั้งสองกลุ่มตัวอย่าง นำมาประเมินผลกระทบ พบว่ากำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC) รายละเอียดแสดงดังตารางที่ 6 แต่อย่างไรก็ดีค่าดังกล่าวยังถือว่าเป็นค่าปกติของดัชนีความหลากหลายทางชีวภาพสำหรับป่าของเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ

ตารางที่ 4 ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงรายปี ค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของไม้หนุ่ม เส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) ระหว่างปี พ.ศ. 2548-2554

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ร้อยละความแตกต่างของค่า Important percentage		
		เทียนพรรษา	Diospyros sp.	Rubiaceae
ความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญ				
ปี พ.ศ. 2548		10.223	9.738	9.060
ปี พ.ศ. 2552		*	2.421	*
ปี พ.ศ. 2553		*	26.640	*
ปี พ.ศ. 2554		*	189.300	*
ผลกระทบน้อย (Below CC)	< 25%	> 7.67 or< 12.78	> 7.30 or< 12.17	> 6.80 or< 11.33
ผลกระทบปานกลาง (At& Approaching CC)	25 – 50%	5.11 – 7.67 or 12.78 15.33	4.87 – 7.30 or < 12.87	4.53 – 6.80 or 11.33 – 13.59
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51 – 80%	2.04 – 5.01 or 15.44 – 18.40	1.95 – 4.77 or 14.70 – 17.53	1.81 – 4.44 or 13.68 – 16.31
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	> 80%	< 2.04 or > 18.40	< 1.95 or > 17.53	< 1.81 or > 16.31

หมายเหตุ * ไม่สามารถประเมินได้เนื่องจากอาจมีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้อง

ตารางที่ 5 ผลกระทบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) สำหรับกล้าไม้ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ร้อยละความแตกต่างของค่า Important percentage		
		ตะโกนา	มะเกลือ	ตะโกพนม
ผลกระทบน้อย (Below CC)	<25%			
ผลกระทบปานกลาง (At&Approaching CC)	25-50%			
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	>50%	-338.799	-229.099	0

ตารางที่ 6 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลาก (Shannon Index) กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่)

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50	2.475	2.667
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

การติดตามจำนวนกล้าไม้ที่ปรากฏบริเวณริมเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติ พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 36 วงศ์ 65 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ ได้ 760,625 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ ไผ่ (*Bambusa bambos*) 364,375 ต้น/เฮกตาร์ เมื่อเทียบกับปี 2553 พบว่าบริเวณริมเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 21 วงศ์ 27 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ ได้ 127,500 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ ชาป่า (*Acalypha siamensis*) 18,750 ต้น/เฮกตาร์ ส่วนบริเวณลึกเข้าไปจากริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 29 วงศ์ 52 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นต่อเฮกตาร์ได้ 653,125 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ ไผ่ (*Bambusa bambos*) 15,000 ต้น/เฮกตาร์ เมื่อเทียบกับปี 2553 พบว่าบริเวณลึกเข้าไปจากริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 24 วงศ์ 33 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นต่อเฮกตาร์ได้ 129,375 ต้น/เฮกตาร์ จากผลการสำรวจครั้งนี้ทำในช่วงฤดูฝน (เดือนสิงหาคม) ลูกไม้ที่พบในพื้นที่ริมทางเดินและพื้นที่ธรรมชาติจึงมีความหนาแน่นและมีความหลากชนิดของวงศ์และชนิดพันธุ์มากกว่าปีที่ผ่านมา โดยเฉพาะไผ่ที่พบมากที่สุดทั้งในบริเวริมทางเดินและบริเวณลึกเข้าไป 10 เมตร ทั้งนี้มีไผ่หลายกอที่ออกดอกหรือที่เรียกว่าตายขุยจำนวนหลายกอ

ค่าความหนาแน่นของจำนวนกล้าไม้เมื่อคิดเป็นค่าร้อยละของความหนาแน่นเปรียบเทียบกับข้อมูล ปี พ.ศ. 2552 พบว่าบริเวณริมทางเดินและบริเวณห่างจากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร มีความหนาแน่นเพิ่มขึ้นร้อยละ 700.66 และ 518.34 ตามลำดับ และมีค่าความหนาแน่นมากกว่าปี 2553 ร้อยละ 678.18 และ 484.13 ทั้งนี้การเก็บข้อมูลดำเนินการในช่วงฤดูฝนซึ่ง ทำให้มีความหนาแน่นของชนิดพันธุ์เพิ่มขึ้นมากกว่าปีก่อนมาก

ตารางที่ 7 ค่าความหนาแน่นของชนิดพันธุ์ กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่)

ปีที่ทำการศึกษา	ความหนาแน่น (ต้น/เฮกตาร์)	ร้อยละความหนาแน่น (เทียบกับปี พ.ศ. 2552)

	ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร	ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ปี พ.ศ. 2548	-	-	-	-
ปี พ.ศ. 2550	-	-	-	-
ปี พ.ศ. 2552	95,000	105,625	100.00	100.00
ปี พ.ศ. 2553	127,500	129,375	122.48	134.21
ปี พ.ศ. 2554	760,625	653,125	800.657	618.343

หมายเหตุ ปี 2548 และ 2550 ไม่มีการศึกษาความหนาแน่น

เส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่

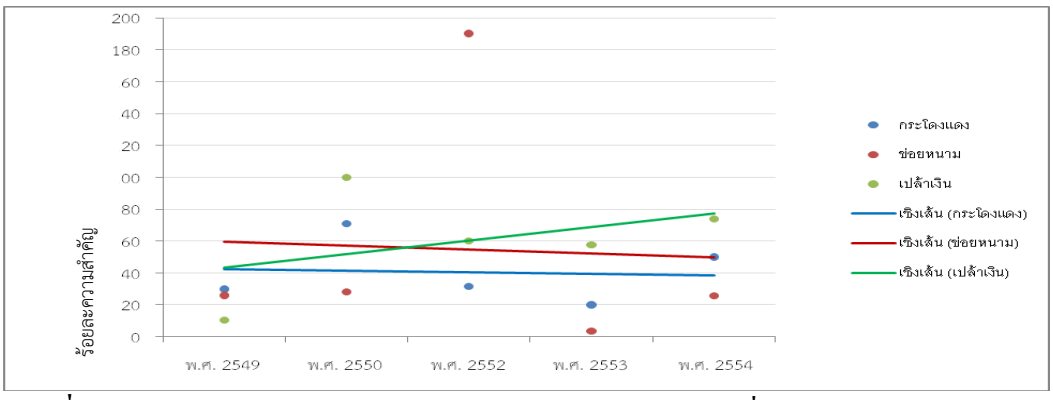
ไม้หนุ่ม ที่เป็นเป้าอนุรักษ์และใช้ในการติดตามประเมินผลกระทบ คือ ข่อยหนาม (*Strebles ilicifolius* (Vidal) Corner)) เปล้าเงิน (*Croton cascarilloides* Raeusch.) และ กระโดงแดง *(Cleistanthus sumatranus* (Miq.) Mull. Arg.) พบว่า เปล้าเงิน และข่อยหนาม มีค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ระหว่างแปลงริมทางเดินกับบริเวณที่ลึกเข้าไป 10 เมตร หรือแปลงธรรมชาติ อยู่ในระดับเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ ส่วนกระโดงแดง มีค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ของไม้หนุ่มอยู่ในระดับปานกลาง และจากข้อมูลการศึกษา พบว่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ของไม้หนุ่มของเปล้าเงิน และข่อยหนาม มีความแตกต่างกันมาก แสดงให้เห็นว่าปัจจุบัน เปล้าเงินและข่อยหนาม บริเวณริมทางเดินศึกษาธรรมชาติถูกรบกวน หรืออาจได้รับผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวในบริเวณเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ แต่เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับผลการศึกษาในรายงานปี 2548 และปีต่อมาจะพบว่าความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ทั้ง 3 ชนิด ระหว่างริมทางเดินและที่อยู่ในป่าธรรมชาติมีค่าลดลง ซึ่งแสดงให้เห็นได้ว่าสภาพพรรณไม้ที่อยู่ริมทางเดินเริ่มมีแนวโน้มของโครงสร้างที่ใกล้เคียงป่าธรรมชาติมากขึ้น

ตารางที่ 8 การเปรียบเทียบระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงค่าร้อยละของไม้หนุ่ม (Sapling) ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่

ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์	ความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญ				
		ปี 2548	ปี 2550	ปี 2552	ปี 2553	ปี 2554
กระโดงแดง	*Cleistanthus sumatranus*	29.808	70.790	31.473	20.078	50.000
ข่อยหนาม	*Streblus ilicifolius*	25.961	28.013	190.268	3.356	25.667
เปล้าเงิน	*Croton cascarilloides*	10.256	100.0	60.147	57.540	73.904

จากตารางที่ 8 พบว่าในระหว่างปี 2552 และ 2553 ความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ทั้ง 3 ชนิดระหว่างริมทางเดินและที่อยู่ในป่าธรรมชาติของกระโดงแดง และเปล้าเงิน มีค่าลดลง และในปี พ.ศ. 2554 ค่าร้อยละความสำคัญมีค่าเพิ่มขึ้น แต่เมื่อนำค่าที่ได้ในแต่ละปีมาหาค่าแนวโน้ม (ภาพที่ 1) พบว่าข่อยหนามและกระโดงแดงมีแนวโน้มของค่าร้อยละความสำคัญน้อยลง ส่วนเปล้าเงินมีค่าร้อย

ละความสำคัญเพิ่มขึ้น แต่หากดูภาพรวมของพื้นที่ศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่แล้วแสดงให้เห็นได้ว่าสภาพพรรณไม้ที่อยู่ริมทางเดินมีแนวโน้มของโครงสร้างที่ใกล้เคียงป่าธรรมชาติมากขึ้น



ภาพที่ 1 แสดงแนวโน้มของค่าร้อยละความสำคัญของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของไม้หนุ่มบริเวณเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่

ตารางที่ 9 ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงรายปี ร้อยละของไม้หนุ่ม (Sapling) ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ เทียบกับรายงานการศึกษาในปี 2548-2554

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบการเปลี่ยนแปลงรายปี		
		กระโดงแดง	ข่อยหนาม	เปล้าเงิน
ค่าร้อยละความแตกต่างในการศึกษา ปี 2548 ปี 2550 ปี 2552 ปี 2553 ปี 2554		 28.808 70.790 31.437 20.078 50.00	 25.961 28.013 190.268 3.356 25.667	 10.256 100.0 60.147 57.540 73.904
ผลกระทบน้อย (Below CC)	< 25 %	> 22.36 or <37.26	> 19.47 or< 32.45	> 7.69 or< 12.82
ผลกระทบปานกลาง (At & Approaching CC)	25 – 50%	14.90 – 22.36 or37.26 – 44.71	12.98 – 19.47 or32.45 – 38.94	5.13 – 7.69 or12.82 – 15.38
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51 – 80 %	5.96 – 14.61 or45.01 – 53.65	5.19 – 12.72 or39.20 – 46.73	2.05 – 5.03 or15.49- 18.46
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	> 80%	< 5.96 or53.65	< 5.19 or> 46.73	< 2.05 or> 18.46

การศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) พบว่าค่าความหลากหลายของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 2.122 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตรมีค่า 1.924 โดยค่าความหลากหลายที่ได้อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ของค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ดังแสดง

ในตารางที่ 10 และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าความหลากหลายของปี พ.ศ. 2553 ผลของค่าความหลากหลายลดลง อย่างไรก็ตามค่าดังกล่าวยังถือว่าอยู่ในเกณฑ์ปกติของป่าดงดิบแล้ง

ตารางที่ 10 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon-Weiner Index) กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50	2.122	1.924
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

ในส่วนของกล้าไม้ พบชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ในการติดตามการเปลี่ยนแปลงค่า Important Percentage ของกล้าไม้เพียง 2 ชนิด ได้แก่ กระโดงแดง (*Cleistanthus sumatranus* (Miq.) Mull. Arg.) และข่อยหนาม (*Streblus ilicifolius* (Vidal) Corner) โดยไม่พบเสี้ยวป่า (*Bauhinia saccocalyx*) โดยค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ระหว่างแปลงริมทางเดิน กับบริเวณที่ลึกเข้าไป 10 เมตร ของกระโดงแดงอยู่ในระดับปานกลาง มีผลกระทบปานกลาง สำหรับข่อยหนามมีค่าความแตกต่างอยู่ในระดับที่มีผลกระทบน้อยจากการท่องเที่ยว ส่วนเสี้ยวป่าแสดงให้เห็นว่ามีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้องทำให้ไม่สามารถประเมินได้ จากการศึกษาความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ของกล้าไม้ระหว่างปี พ.ศ. 2548 ถึง 2554 พบว่ากระโดงแดงได้รับผลกระทบลดลงจากกิจกรรมการท่องเที่ยว ในขณะที่ข่อยหนามได้รับผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวมากขึ้น แต่ในอีกความหมายหนึ่งคือข่อยหนามเป็นไม้เบิกนำของป่าดงดิบแล้งเสื่อมโทรม การที่ข่อยหนามหายไปอาจหมายถึงการที่สภาพป่าสมบูรณ์มากขึ้นก็ได้ และผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species) บริเวณเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่าค่าความหลากหลายของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินและพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.5148 และ 2.6937 ตามลำดับ โดยค่าความหลากหลายสังคมพืชที่ได้อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ของค่าขีดความสามารถในการรองรับได้

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ พบว่ามีค่าอยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ เมื่อเทียบกับปี พ.ศ. 2552 พบว่ามีค่าลดลงทั้งบริเวณริมทางเดินและบริเวณห่าง

จากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร แต่ลดลงในอัตราที่ไม่มากนัก ทั้งนี้ในการเก็บข้อมูลได้ดำเนินการในฤดูแล้ง และอัตราการงอกและอัตราการรอดตายของกล้าไม้ในแต่ละปีมีความแปรผันพอสมควร จึงทำให้ไม่อาจสรุปได้แน่ชัดว่าว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ ส่วนค่าความหนาแน่นของจำนวนกล้าไม้เมื่อคิดเป็นค่าร้อยละของความหนาแน่นเปรียบเทียบกับข้อมูล ปี พ.ศ. 2553 พบว่าบริเวณริมทางเดินและบริเวณห่างจากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร มีความหนาแน่นเพิ่มขึ้นร้อยละ 207.35 และ ร้อยละ 62.01 ตามลำดับ ซึ่งในบริเวณห่างจากริมทางเดินมีค่าร้อยละความหนาแน่นที่เพิ่มขึ้นสูงมาก ซึ่งจากการสังเกตพบว่า ในระหว่างที่ทำการวางแปลงตัวอย่างในปี 2552 บริเวณนี้มีเมล็ดไม้จำนวนมาก แต่ไม่ได้ทำการนับเนื่องจากถือว่ายังไม่ได้งอกลงดิน และเข้าใจว่าภายหลังจากนั้นเมล็ดไม้เหล่านี้ได้งอกและมีส่วนที่รอดตายจนถึงปี 2553 เป็นจำนวนมากด้วยเช่นกัน ซึ่งถือว่าเป็นสิ่งที่เกิดขึ้นในเชิงบวกมากกว่าเชิงลบ

เส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี

ไม้หนุ่มที่เป็นเป้าอนุรักษ์และใช้ในการติดตามประเมินผลกระทบ มี 3 ชนิด คือ โมกมัน (*Wrightia arborea* (Dennst.) Mabb.) ทลายเขา (*Antheroporum glaucum* Z.Wei) และแก้ว (*Murraya paniculata*) จากการประเมินผลกระทบจากการท่องเที่ยวต่อค่า Important Percentage พบชนิดพันธ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์เพียง 1 ชนิด คือ โมกมัน (*Wrightia arborea* (Dennst.) Mabb.) ซึ่งมีค่าผลกระทบของความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญมีค่าเท่ากับ 100 เนื่องจากพบเพียงริมทางเดินเท่านั้น แต่ไม่พบ แก้ว (*Murraya paniculata*) และทลายเขา (*Antheroporum glaucum* Z.Wei) ในแปลงตัวอย่างทั้ง 2 บริเวณ

เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ ในช่วงเวลาที่ต่างกัน (เปรียบเทียบกับรายงานผลการศึกษาปี 2548 และ 2550 พบว่าค่าของโมกมัน แตกต่างกับผลการศึกษาในปี 2548 มากและอยู่ในระดับได้รับผลกระทบมาก (Exceeding CC) เนื่องจากในแปลงริมทางเดินศึกษาธรรมชาติไม่พบโมกมันที่เป็นไม้หนุ่ม แต่พบเฉพาะบริเวณริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ ทำให้ผลการประเมินที่ได้มีค่าเกินขีดความสามารถในการรองรับได้

ผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดิน และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร ยังอยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้

ตารางที่ 11 ผลกระทบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี สำหรับไม้หนุ่มของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์

ระดับของผลกระทบ และขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่ามาตรฐาน	ความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage		
		โมกมัน	ทลายเขา	แก้ว
กระทบน้อย (Below CC)	<25 %		*	*

กระทบปานกลาง (At & Approaching CC)	25-50 %	40.251		
กระทบมาก (Exceeding CC)	>50 %			

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าหินล้านปี พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ บริเวณริมทางเดินอยู่ในระดับมากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับ ซึ่งจากการเก็บข้อมูลดำเนินการในช่วงหน้าแล้งทำให้กล้าไม้บางชนิดที่ไม่สามารถทนต่อสภาพอากาศที่แห้งแล้งได้ตายลง หรืออาจมีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้อง แต่จากการสำรวจพบว่าด้วยสภาพอากาศที่ร้อนจัดในช่วงฤดูแล้ง และสภาพพื้นที่เป็นหินปูนส่วนใหญ่ทำให้พบกล้าไม้น้อยลง ส่วนบริเวณลึก 10 เมตร อยู่ในระดับกำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ เมื่อเทียบกับปี พ.ศ. 2552 พบว่ามีค่าลดลง ทั้งบริเวณริมทางเดินและบริเวณห่างจากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร แสดงว่าการท่องเที่ยวอาจมีผลกระทบต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติหรืออาจมีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้อง

ตารางที่ 12 ความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปีสำหรับไม้หนุ่มของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ที่ได้จากการศึกษาต่างช่วงเวลา

ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์	ความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญ				
		พ.ศ.2548	พ.ศ.2550	พ.ศ. 2552	พ.ศ. 2553	พ.ศ. 2554
โมกมัน	*Wrightia arborea*	20	100	16.346	100	40.251
ทลายเขา	*Antheroporum glaucum*	20	100	-	-	-
แก้ว	*Murraya paniculata*	20	100	-	-	-

เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ พบว่าโมกมันมีค่าระดับผลกระทบปานกลาง (At & Approaching CC) มีค่าระดับผลกระทบลดลงเมื่อเปรียบเทียบกับรายงานผลการศึกษาปี 2550 และ 2553 อยู่ในระดับได้รับผลกระทบมาก (Exceeding CC) (ตารางที่ 13)

ค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดิน และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.868 และ 2.856 ตามลำดับ โดยค่าดังกล่าวบ่งบอกว่าอยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ รายละเอียดแสดงในตารางที่ 14

ตารางที่ 13 ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงรายปี ร้อยละของไม้หนุ่ม (Sapling) ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี เทียบกับ ปี พ.ศ. 2548 -2554

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบการเปลี่ยนแปลงรายปี :		
		โมกมัน	ทลายเขา	แก้ว
ค่าร้อยละความแตกต่าง				

ปี 2548		20.000	20.000	20.000
ปี 2550		16.346	-	-
ปี 2552		100.000	-	-
ปี 2553		-	-	-
ปี 2554		40.251	-	-
ผลกระทบน้อย (Below CC)	<25%	>15.00 or <25.00	>15.00 or<25.00	>15.00 or<25.00
ผลกระทบปานกลาง (At & Approaching CC)	25-50%	10.00-15.00 or25.00-30.00	10.00-15.00 or25.00-30.00	10.00-15.00 or25.00-30.00
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51-80%	4.00-9.80 or30.20-36.00	4.00-9.80 or30.20-36.00	4.00-9.80 or30.20-36.00
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	>80%	<4.00 or>36.00	<4.00 or>36.00	<4.00 or>36.00

ตารางที่ 14 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) ของไม้หนุ่มเส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51-3.50	2.868	2.856
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติหินล้านปี พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ โดยค่าความหลากหลายบริเวณริมทางเดินและบริเวณพื้นที่ธรรมชาติมีค่าใกล้เคียงกัน เมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาตั้งแต่ปี พ.ศ. 2553 พบว่ามีค่าความหลากหลายของไม้หนุ่มมีจำนวนเพิ่มขึ้นกว่าปีที่ผ่านมาประกอบกับสภาพภูมิอากาศที่มีฝนตกเนื่องจากมรสุมทำให้มีกล้าไม้เกิดขึ้นจำนวนมาก และปัจจุบันทางอุทยานฯ ได้ยกเลิกเส้นทางศึกษาธรรมชาติเส้นนี้แล้วเนื่องจากนักท่องเที่ยวเข้าไปใช้เส้นทางเพียงไม่มาก และเป็นเส้นทางศึกษาธรรมชาติที่

มีระยะไกลถึง 1,940 เมตร การเดินค่อนข้างลำบาก ทำให้สรุปได้ว่าการท่องเที่ยวไม่มีผลกระทบต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ

ส่วนกล้าไม้ ที่เป็นเป้าอนุรักษ์และใช้ในการติดตามการประเมินผลกระทบ คือ หญ้าหนวดฤาษี (*Heteropogon contortus* (L.) Roem. & Schult.) อังกาบป่า (*Barleria cristata* L.) และคงคาเดือด (*Arfeuillea arborescens* Pierre) การประเมินผลกระทบจากการท่องเที่ยวต่อค่า Important Percentage ของกล้าไม้ เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างความรุนแรงของผลกระทบกับขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ พบชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์เพียง 1 ชนิด คือ คงคาเดือด แต่ไม่พบ หญ้าหนวดฤาษี และอังกาบ เช่นเดียวกับการศึกษาของศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี และอุทยานแห่งชาติเอราวัณ (2552) เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ของกล้าไม้ ระหว่างปี พ.ศ. 2548 และปี พ.ศ. 2553 พบว่าค่าความแตกต่างของ Important Percentage ของคงคาเดือดอยู่ในระดับที่ลดลงจากปี พ.ศ. 2553 ในขณะที่ไม่พบหญ้าหนวดฤาษีและอังกาบ ทำให้ไม่สามารถวิเคราะห์ความแตกต่างระหว่างปี พ.ศ. 2548 และปี พ.ศ. 2553 ได้ (มีปัจจัยเรื่องฤดูกาลที่สำรวจเข้ามาเกี่ยวข้อง) อย่างไรก็ดี จากข้อมูลที่ได้ยังพบว่าสำหรับต้นคงคาเดือด (*Arfeuillea arborescens* Pierre) เริ่มมีแนวโน้มที่จะมีค่าความแตกต่างของร้อยละความสำคัญระหว่างบริเวณที่เป็นริมทางเดินและที่อยู่บริเวณป่าธรรมชาติที่ลดลง ซึ่งหมายถึงสภาพบริเวณริมทางเดินเริ่มคล้ายคลึงป่าธรรมชาติมากยิ่งขึ้น บ่งบอกถึงผลกระทบที่ลดลง

จากผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 3.036 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตรมีค่า 2.940 โดยค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชที่ได้อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ของค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ดังแสดงในตารางที่ 15 อย่างไรก็ดีค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ดังกล่าวนี้ ยังถือว่าเป็นระดับปกติของสังคมพืชในบริเวณนี้

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติหินล้านปี พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ เมื่อเทียบกับปี พ.ศ. 2553 พบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นทั้งบริเวณริมทางเดินและบริเวณห่างจากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร แต่เพิ่มขึ้นในอัตราที่ไม่มากนัก ทำให้ไม่อาจสรุปได้แน่ชัดว่าว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ

ตารางที่ 15 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าหินล้านปี

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการ	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้	มากกว่า 3.5		

(Below CC)			
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50	3.036	2.940
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

การศึกษาจำนวนกล้าไม้บริเวณริมเส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 36 วงศ์ 63 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ได้ 421,875 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ ไผ่ (*bambusa bambos*) 90,000 ต้น/เฮกตาร์ เมื่อเทียบกับปี 2553 บริเวณริมเส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี พบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 14 วงศ์ 31 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ได้ 40,625 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ กระตืดหมา *(Desmodium mutiflorum*) 5,625 ต้น/เฮกตาร์ ส่วนบริเวณลึกเข้าไปจากริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ 32 วงศ์ 61 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น จำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ 432,500 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุดคือ ไผ่ (*Bambusa bambos*) ซึ่งเมื่อคิดความหนาแน่นต่อเฮกตาร์พบว่ามีมากถึง 110,625 ต้น/เฮกตาร์ รองลงมาคือ มะลิไส้ไก่ (*Jusminum* sp.) เมื่อเปรียบเทียบข้อมูลกับปี 2553 พบพันธุ์ไม้ 17 วงศ์ 31 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น จำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ 84,375 ต้น/เฮกตาร์ โดยพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด คือ ประดู่ป่า *(Pterocarpus macrocarpus*) 26,250 ต้น/เฮกตาร์

ตารางที่ 16 เปรียบเทียบค่าความหนาแน่นของชนิดพันธุ์ กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าหินล้านปี

ปีการศึกษา	ความหนาแน่นจำนวนชนิดพันธุ์ (ต้น/เฮกตาร์)		คิดเป็นร้อยละของความหนาแน่น (เมื่อเทียบกับปี พ.ศ.2552)	
	ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร	ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ปี พ.ศ. 2548	-	-	-	-
ปี พ.ศ. 2550	-	-	-	-
ปี พ.ศ. 2552	158,125	173,750	100.00	100.00
ปี พ.ศ. 2553	33,125	98,125	20.94	56.47
ปี พ.ศ. 2554	421,875	432,500	266.798	248.921

ค่าความหนาแน่นของจำนวนกล้าไม้เมื่อคิดเป็นร้อยละของค่าความหนาแน่นเปรียบเทียบกับข้อมูลปี พ.ศ. 2553 ของบริเวณริมทางเดินและบริเวณป่าธรรมชาติที่เป็นแปลงเปรียบเทียบมีความหนาแน่นเพิ่มขึ้นกว่าเดิมมาก สันนิษฐานอาจมีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้อง จากการเก็บข้อมูลดำเนินการในช่วงหน้าแล้งแต่เนื่องจากเป็นช่วงที่มีมรสุม ฝนตกชุกทำให้เกิดกล้าไม้จำนวนมาก

เส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ไม้หนุ่มของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ (ส้มกบ) พบเฉพาะในแปลงศึกษาธรรมชาติ (ลึกเข้าไป 10 เมตร) เมื่อนำไปวิเคราะห์มีค่าเท่ากับ 0 และเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับผลการศึกษาโครงการศึกษาขีดความสามารถในการรองรับได้ของพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี ในปี พ.ศ. 2548 และปีที่ผ่านมา จะพบว่าในปี พ.ศ. 2552 มีค่าผลกระทบเท่ากับ 6.063 ถือว่าอยู่ในระดับรุนแรง ในปี พ.ศ. 2553 ไม่พบชนิดเป้าอนุรักษ์ในแปลงตัวอย่างพบเฉพาะกล้าไม้อยู่นอกแปลงตัวอย่างทำให้ไม่สามารถประเมินผลกระทบได้ จากผลการศึกษาแต่ละปีแสดงให้เห็นว่าระหว่างพื้นที่ริมทางดินและป่าธรรมชาติมีการเปลี่ยนแปลงที่มีความคล้ายคลึงมากขึ้นทางด้านชนิดพันธุ์ ประกอบกับเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุได้ทำเส้นทางลาดปูนถาวรเพื่อความสะดวกแก่นักท่องเที่ยวในการเข้าชมถ้ำหินงอกหินย้อย จึงถือได้ว่าอยู่ในระดับที่ไม่มีผลกระทบจากการท่องเที่ยว

ตารางที่ 17 เปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ของชนิดที่เป็นเป้าอนุรักษ์

ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์	ความแตกต่างระหว่างค่า ร้อยละความสำคัญ				
		พ.ศ. 2548	พ.ศ. 2550	พ.ศ. 2552	พ.ศ. 2553	พ.ศ. 2554
ส้มกบ	*Hymenodiction orisense*	100	-	6.063	-	0

ตารางที่ 18 เกณฑ์ระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงรายปี ค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage ของกล้าไม้ชนิดที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ เทียบกับ ปี พ.ศ. 2548

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ค่าความแตกต่างของค่า Important Percentage
		ส้มกบ
ค่าร้อยละความแตกต่าง		
ปี 2548		100
ปี 2550		-
ปี 2552		6.063
ปี 2553		-
ปี 2554		0
ผลกระทบน้อย (Below CC)	< 25 %	75 or 125
ผลกระทบปานกลาง (At&Approaching CC)	25 – 50%	50 – 75 or 125 – 150
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51-80%	20 – 49 or 151 – 180
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	> 80 %	> 20 or < 180

จากผลการศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 1.032 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่าเท่ากับ 1.538 โดยค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชที่ได้อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ของค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ดังแสดงในตารางที่ 19

ตารางที่ 19 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50		1.538
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51	1.032	

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์บริเวณริมเส้นทางศึกษาธรรมชาติอยู่ในระดับที่เกินขีดความสามารถในการรองรับได้ และบริเวณห่างจากริมทางเดินเข้าไป 10 เมตร กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ เมื่อเทียบกับปี พ.ศ. 2553 พบว่ามีค่าความกลากหลายลดลงมากทั้งบริเวณริมทางเดินและบริเวณที่ห่างจากริมทางเดิน ความแตกต่างนี้สันนิษฐานว่าอาจเกิดจากทำการศึกษาในฤดูแล้งและไฟป่ามากกว่าผลกระทบจากการท่องเที่ยว

ชนิดพันธุ์กล้าไม้ที่เป็นเป้าอนุรักษ์และใช้ในการติดตามการประเมินผลกระทบ คือ กระทืบยอบ (*Phyllanthus pulcher* Wall. ex Mull. Arg.) และพืชในวงศ์ Gramineae สำหรับค่าความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ สำหรับกล้าไม้ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ซึ่งกระทืบยอบ ไม่พบในการสำรวจครั้งนี้ ทั้งแปลงริมทางเดินและแปลงธรรมชาติ แสดงว่าอาจมีปัจจัยอื่นๆ เข้ามาเกี่ยวข้อง ส่วนวงศ์ Gramineae มีค่าเท่ากับ 39.339 และเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับผลการศึกษาในรายงานโครงการศึกษาขีดความสามารถในการรองรับได้ของพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี ปี 2553 ค่าความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ วงศ์ Gramineae ว่ามีค่าเท่ากับ39.339 ซึ่งอยู่ในระดับผลกระทบปานกลาง (At & Approaching CC)

ตารางที่ 20 เปรียบเทียบค่าดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) กรณีไม้หนุ่มในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ระดับผลกระทบ		ยังต่ำกว่าขีดความสามารถ	กำลังเข้าใกล้ขีดความสามารถ	มากกว่าขีดความสามารถ
ปี พ.ศ. 2548	ริมทางเดิน	-	-	-

ปี พ.ศ. 2550	ลึก 10 เมตร	-	-	-
	ริมทางเดิน	-	-	-
	ลึก 10 เมตร	-	-	-
ปี พ. ศ. 2552	ริมทางเดิน	-	1.907	-
	ลึก 10 เมตร	-	1.554	-
ปี พ.ศ. 2553	ริมทางเดิน	-	1.563	-
	ลึก 10 เมตร	-	2.665	-
ปี พ.ศ. 2554	ริมทางเดิน	-	-	1.032
	ลึก 10 เมตร	-	1.538	-

ตารางที่ 21 ผลกระทบความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage ระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติของกล้าไม้ชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ความแตกต่างระหว่างค่า Important Percentage	
		กระทืบยอบ	Gramineae
ผลกระทบน้อย (Below CC)	< 25 %		
ผลกระทบปานกลาง (At&Approaching CC)	25 – 50%		39.339
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51 – 80%		
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	> 80 %		

ตารางที่ 22 เปรียบเทียบระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงค่าร้อยละของกล้าไม้ (Seedling) ของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2548-2554

ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์	ความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญ				
		พ.ศ.2548	พ.ศ.2550	พ.ศ. 2552	พ.ศ. 2553	พ.ศ. 2554
กระทืบยอบ	*Phyllanthus pulcher*	16.947	-	-	-	-
Gramineae		20.551	-	75.287	60.965	39.339

การประเมินผลกระทบจากการท่องเที่ยวต่อค่า Important Percentage ของกล้าไม้เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของกิจกรรมการท่องเที่ยวกับขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุตั้งแต่ปี พ.ศ. 2548 ถึงปี พ.ศ. 2554 มีชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ คือ กระทืบยอบ และพืชในวงศ์หญ้า (Gramineae) ดังแสดงในตารางที่ 23 พบกระทืบยอบเพียงปีแรกของการศึกษาเท่านั้น และไม่พบในปีต่อมา ส่วนพืชในวงศ์ Gramineae พบว่ามีค่าที่อยู่ในผลกระทบน้อยในปีแรกของการศึกษา ในปีพ.ศ. 2550 มีค่าระดับผลกระทบมาก (Exceeding CC) และค่าของระดับผลกระทบค่อยๆ ลดลงในปีต่อมา และในปี พ.ศ. 2554 มีระดับผลกระทบปานกลาง (At & Approaching CC) จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าปัจจุบันกล้าไม้บริเวณถ้ำ

พระธาตุได้รับผลกระทบรุนแรงจากการท่องเที่ยว แต่ในความเป็นจริงบริเวณถ้ำพระธาตุมีสภาพพื้นที่คล้ายกันมากขึ้น อาจกล่าวได้ว่าระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์อยู่ในระดับมีผลกระทบน้อย (Below CC) น่าจะเป็นการประเมินผลที่ถูกต้องกว่า

การศึกษาค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Species diversity Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยว พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชในพื้นที่ริมทางเดินและในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.465 และ 2.731 ตามลำดับ โดยค่าความหลากหลายสังคมพืชที่ได้อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ของค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ดังแสดงในตารางที่ 24

ตารางที่ 23 ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงรายปีความแตกต่างของค่าร้อยลความสำคัญของกล้าไม้ชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ของเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ เทียบกับปี พ.ศ. 2548

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	ค่าเกณฑ์ระดับผลกระทบ	ค่าแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญของกล้าไม้	
		กระทืบยอบ	Gramineae
ค่าร้อยละความแตกต่าง			
ปี 2548		16.947	20.511
ปี 2550		-	-
ปี 2552		*	6.290
ปี 2553		-	60.965
ปี 2554		-	39.339
ผลกระทบน้อย (Below CC)	< 25%	> 12.710 or < 21.184	> 15.143 or < 25.689
ผลกระทบปานกลาง (At&Approaching CC)	25 – 50%	6.355 – 12.710 or21.184 – 25.421	7.707 – 15.143 or25.689 – 30.032
ผลกระทบมาก (Exceeding CC)	51 – 80%	3.389 – 8.304 or25.590 – 30.505	4.110 – 10.070 or31.032 – 36.992
ผลกระทบรุนแรง (Over CC)	> 80%	> 3.389 or < 30.505	> 4.110 or < 36.992

จากการศึกษาความหลากหลายของชนิดพันธุ์ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ พบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์อยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ เมื่อเทียบกับปี พ.ศ. 2553 มีค่าลดลงจากผลการศึกษาอาจประเมินได้ว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อความหลากชนิดในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ ซึ่งในความเป็นจริงทำการสำรวจต่างฤดูกาล โดยในปีพ.ศ. 2553 ทำการสำรวจในช่วงฤดูฝน (เดือนสิงหาคม) จึงพบค่าความหลากชนิดมากกว่า ในปีพ.ศ. 2554 ที่ทำการสำรวจในช่วงฤดูแล้ง (เดือนเมษายน) ดังนั้นการท่องเที่ยวไม่มีผลกระทบต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ แต่เป็นปัจจัยทางฤดูกาลการศึกษาที่ส่งผลต่อค่าความหลากชนิด

ตารางที่ 24 เกณฑ์พิจารณาระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการจากดัชนีความหลากหลาย (Shannon Index) กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับได้	เกณฑ์ระดับผลกระทบ (ปัจจัยค่า SDI)	เกณฑ์ระดับผลกระทบและขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์	
		ริมทางเดิน	ลึก 10 เมตร
ยังต่ำกว่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (Below CC)	มากกว่า 3.5		
กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ (At & Approaching CC)	1.51 – 3.50	2.465	2.731
มากกว่าหรือเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ (Exceeding CC)	< 1.51		

ตารางที่ 25 เปรียบเทียบค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) กรณีกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ

ระดับผลกระทบ		ยังต่ำกว่าขีดความสามารถ	กำลังเข้าใกล้ขีดความสามารถ	มากกว่าขีดความสามารถ
ปี พ.ศ. 2548	ริมทางเดิน	-	-	-
	ลึก 10 เมตร	-	-	-
ปี พ.ศ. 2550	ริมทางเดิน	-	-	-
	ลึก 10 เมตร	-	-	-
ปี พ. ศ. 2552	ริมทางเดิน	-	2.226	-
	ลึก 10 เมตร	-	2.228	-
ปี พ.ศ. 2553	ริมทางเดิน	-	3.120	-
	ลึก 10 เมตร	-	3.125	-
ปี พ.ศ. 2554	ริมทางเดิน	-	2.465	-
	ลึก 10 เมตร	-	2.731	-

การศึกษาจำนวนกล้าไม้ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุพบพันธุ์ไม้ทั้งหมด 25 วงศ์ 47 ชนิด บริเวณริมเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ พบพันธุ์ไม้ 16 วงศ์ 28 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ 10291.67 ต้น/เฮกตาร์ พันธุ์ไม้ที่มีค่าความหนาแน่นมากที่สุดคือ หญ้าข้าวนก คิดเป็นความหนาแน่น 2916.67 ต้น/เฮกตาร์ ส่วนบริเวณห่างจากริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ 20 วงศ์ 35 ชนิด คิดเป็นความหนาแน่นของจำนวนต้นทั้งหมดต่อเฮกตาร์ 7,500 ต้น/เฮกตาร์ พันธุ์ไม้ที่มีค่าความหนาแน่นมากที่สุดคือพืชในวงศ์ Acanthaceae คิดเป็นความหนาแน่น 2166.67 ต้น/เฮกตาร์

2. ด้านสัตว์ป่า

ความหลากหลายของชนิดสัตว์ป่า

ผลการศึกษาความหลากหลายของชนิดสัตว์ป่า ในปี 2554 พบความหลากชนิดของสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ ในช่วงเทศกาลการท่องเที่ยว ได้จำนวน 61 ชนิด ใน 25 วงศ์ 11 อันดับ จำแนกเป็น สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม 3 ชนิด ใน 3 สกุล 3 วงศ์ 3 อันดับ นก 32 ชนิด 27 สกุล 12 วงศ์ 6 อันดับ สัตว์เลื้อยคลาน 17 ชนิด 12 สกุล 6 วงศ์ 1 อันดับ สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก 9 ชนิด 8 สกุล 4 วงศ์ 1 อันดับ

ช่วงนอกเทศกาลการท่องเที่ยว พบจำนวน 84 ชนิด 30 วงศ์ 11 อันดับ จำแนกเป็น สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม 5 ชนิด ใน 4 สกุล 4 วงศ์ 3 อันดับ นก 37 ชนิด 23 สกุล 17 วงศ์ 6 อันดับ สัตว์เลื้อยคลาน 13 ชนิด 12 สกุล 6 วงศ์ 2 อันดับ และสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก 12 ชนิด 11 สกุล 3 วงศ์ 1 อันดับ

เมื่อเปรียบเทียบจำนวนชนิดของสัตว์ป่าที่สำรวจพบในฤดูกาลท่องเที่ยวและนอกฤดูกาลท่องเที่ยว พบว่าสัตว์ทุกกลุ่มยกเว้นสัตว์เลื้อยคลานที่มีการพบจำนวนชนิดในช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยวสูงกว่าฤดูกาลท่องเที่ยว ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าการท่องเที่ยวน้ำตกเอราวัณมีผลกระทบต่อการดำรงชีวิตของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก นก และสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม โดยเฉพาะสัตว์ในกลุ่มนกนั้นในสภาพความเป็นจริงแล้วในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยวปีใหม่ควรจะมีจำนวนชนิดของนกมากเพราะเป็นฤดูนกอพยพ แต่กลับพบว่าจำนวนชนิดน้อยกว่าช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยวซึ่งไม่ใช่ฤดูนกอพยพ

ตารางที่ 26 จำนวนชนิด สกุล วงศ์ อันดับของสัตว์ป่าแต่ละกลุ่มที่สำรวจพบในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ

	จำนวนตามหลักอนุกรมวิธาน									
	ฤดูกาลท่องเที่ยว					**นอกฤดูกาลท่องเที่ยว**				
กลุ่มสัตว์ป่า	**อันดับ**	**วงศ์**	**สกุล**	**ชนิด**	**ร้อยละ**	**อันดับ**	**วงศ์**	**สกุล**	**ชนิด**	**%**
สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก	1	4	8	9	16.13	1	3	11	12	16.67
สัตว์เลื้อยคลาน	1	6	12	17	27.42	2	6	12	13	19.7
นก	6	12	27	32	51.61	5	17	23	37	56.06
สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม	3	3	3	3	4.84	3	4	4	5	7.58
รวม	**11**	**25**	**40**	**61**	**100**	**11**	**30**	**50**	**67**	**100**

ในกลุ่มสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม พบว่าในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว พบความหลากชนิดของสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 3 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 4.84 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน ส่วนช่วงเวลากลางคืนพบจำนวน 2 ชนิด ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน ส่วนช่วงเวลากลางคืนไม่พบสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม ขณะที่ในช่วงนอกเทศกาลท่องเที่ยว พบความหลากชนิดของสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 5 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 7.58 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด

เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน ส่วนช่วงเวลากลางคืนพบจำนวน 2 ชนิด ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 4 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน ส่วนช่วงเวลากลางคืนนั้นพบจำนวน 3 ชนิด และเมื่อนำข้อมูลทั้ง 2 ฤดูกาลมารวมกัน พบความหลากชนิดของสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 5 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 5.49 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม จำนวน 3 ชนิด ทั้งในช่วงเวลากลางวัน และช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 4 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน ส่วนช่วงเวลากลางคืนนั้นพบจำนวน 3 ชนิด

อย่างไรก็ตามสัตว์ป่าที่สำรวจพบเป็นประเภทปรับตัวสอดคล้องกับการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมที่เกิดขึ้นจากกิจกรรมมนุษย์ได้ดีโดยอาศัยในพื้นที่ที่มีสภาพนิเวศลักษณะต่างๆ หลากหลาย และในพื้นที่ถูกรบกวนอย่างต่อเนื่องได้ดีโดยเฉพาะในพื้นที่เกษตรกรรม และบริเวณชุมชน เช่น ลิงวอก (*Macaca mulatta*) และกระรอกปลายหางดำ (*Callosciurus caniceps*)

ในกลุ่มของนก พบว่าในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว มีความหลากชนิดจำนวน 32 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 51.61 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบนกจำนวน 25 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 1 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 19 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 1 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ส่วนใหญ่อยู่ในอันดับนกจับคอน (Order Passeriformes) จำนวน 23 ชนิด ขณะที่นอกเทศกาลท่องเที่ยว พบความหลากชนิดจำนวน 37 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 56.06 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบนกจำนวน 22 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน แต่ไม่พบในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 30 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และไม่พบในช่วงเวลากลางคืนเช่นกัน ส่วนใหญ่อยู่ในอันดับนกจับคอน จำนวน 30 ชนิด เมื่อคิดรวมตลอดทั้งปี มีความหลากชนิดของนก จำนวน 50 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 54.95 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบนก จำนวน 38 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน พบ 1 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 36 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และพบ 1 ชนิดในช่วงเวลากลางคืนเช่นกัน ส่วนใหญ่อยู่ในอันดับนกจับคอน จำนวน 30 ชนิด

ในกลุ่มสัตว์เลื้อยคลาน พบว่าในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว พบ 17 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 27.42 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบจำนวน 6 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 6 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 7 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 7 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน สัตว์เลื้อยคลานที่สำรวจพบทั้งหมดอยู่ในอันดับกิ้งก่า งู ที่มีเกล็ดปกคลุมลำตัว (Order Squamata) ขณะที่นอกเทศกาลท่องเที่ยวพบสัตว์เลื้อยคลาน จำนวน 13 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 21.74 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบ จำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 6 ชนิด

ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 5 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 8 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ส่วนใหญ่อยู่ในอันดับกิ้งก่า งู ที่มีเกล็ดปกคลุมลำตัว และอีก 1 ชนิดอยู่ในอันดับเต่า (Order Testudines) เมื่อนำมารวมตลอดทั้งปี พบสัตว์เลื้อยคลาน จำนวน 23 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 25.27 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบจำนวน 7 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 8 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 7 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 12 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน สัตว์เลื้อยคลานที่สำรวจพบส่วนใหญ่อยู่ในอันดับกิ้งก่า งู ที่มีเกล็ดปกคลุมลำตัว และ 1 ชนิดอยู่ในอันดับเต่า

กลุ่มสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก ในเทศกาลท่องเที่ยว พบ 9 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 16.13 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่า บริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบ 1 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 8 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่นอกเทศกาลท่องเที่ยว พบ 12 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 17.39 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก จำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 11 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 3 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 7 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน และเมื่อรวมตลอดทั้งปี พบ 13 ชนิด คิดเป็นร้อยละ 14.29 ของสัตว์ป่าที่สำรวจพบทั้งหมด เมื่อแยกตามพื้นที่และช่วงเวลาในการสำรวจ พบว่าบริเวณเส้นทางเดินเท้าเลียบน้ำตกเอราวัณ พบสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก จำนวน 2 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 11 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน ขณะที่เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ พบจำนวน 3 ชนิด ในช่วงเวลากลางวัน และ 8 ชนิด ในช่วงเวลากลางคืน

เมื่อเปรียบเทียบ ค่าดัชนีความหลากหลาย และดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่น้ำตกเอราวัณเปรียบเทียบกับเส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ ซึ่งกำหนดให้เป็นบริเวณสำหรับเปรียบเทียบในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน ในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว พบว่ามีโอกาสพบสัตว์ในกลุ่มสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในบริเวณน้ำตกมากกว่าในบริเวณเปรียบเทียบ แต่ไม่สามารถอธิบายการเกิดผลกระทบจากการท่องเที่ยวได้เนื่องจากในความเป็นจริงแล้วสัตว์ในกลุ่มนี้จะอาศัยบริเวณใกล้แหล่งน้ำมากกว่าบริเวณอื่นๆ ส่วนสัตว์ในกลุ่มนกและสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีการพบในทั้งสองบริเวณในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน แต่สัตว์ทุกกลุ่มยกเว้นนกมีการพบในช่วงเวลากลางคืนมากกว่ากลางวัน

เมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาในช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยว พบว่าค่าดัชนีความหลากหลายของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกที่พบในช่วงเวลากลางวันจะเพิ่มมากขึ้นกว่าช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว ส่วนสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีค่าดัชนีความหลากหลายที่ลดลง ซึ่งเป็นผลกระทบต่อสัตว์ป่าอีกมุมหนึ่งที่กลับกันสำหรับสัตว์บางชนิด เช่น ลิงวอก ที่ออกมาหากินและปรากฏตัวบ่อยกว่าในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว

ตารางที่ 27 ค่าดัชนีความหลากหลาย และค่าดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน ในช่วงเทศกาลการท่องเที่ยว

กลุ่มสัตว์ป่า	ค่าดัชนีความหลากหลาย	ค่าดัชนีความคล้ายคลึง (%)

	น้ำตกเอราวัณ		เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่			
	กลางวัน	กลางคืน	กลางวัน	กลางคืน	กลางวัน	กลางคืน
สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก	0	1.60	0	0.73	100	15.38
สัตว์เลื้อยคลาน	1.00	1.47	0.64	1.26	30.77	15.38
นก	2.55	0	2.45	0	59.09	100
สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม	0.20	0.69	0.23	0	100	0

ตารางที่ 28 ค่าดัชนีความหลากหลาย และค่าดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน นอกเทศกาลท่องเที่ยว

กลุ่มสัตว์ป่า	ค่าดัชนีความหลากหลาย				ค่าดัชนีความคล้ายคลึง (%)	
	น้ำตกเอราวัณ		เส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่			
	กลางวัน	กลางคืน	กลางวัน	กลางคืน	กลางวัน	กลางคืน
สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก	0.69	1.77	1.10	1.39	50	66.67
สัตว์เลื้อยคลาน	0.64	1.65	0.54	1.66	28.57	37.5
นก	2.53	0	2.76	0	62.96	n/a
สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม	0.09	0.27	0.39	1.04	80	80

สรุปผลการศึกษา

1. ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ(ป่าไผ่) พบว่าชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์ คือ ขันทองพยาบาท มีค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญเท่ากับ 100 และมีค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ จากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 1.6557 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 1.9768 กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ส่วนกล้าไม้กำหนดเป้าการอนุรักษ์ในปี2548 คือ แต่เทียนพรรษาแต่ไม่พบ พบจำนวน 3 ชนิด คือ มะเกลือ ตะโกพนม และตะโกนา เมื่อเปรียบเทียบความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความสำคัญระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติของกล้าไม้ที่เป็นชนิดเป้าอนุรักษ์กับข้อมูลปี 2548 พบว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อมะเกลือในระดับผลกระทบน้อย นอกจากนี้การติดตามยังพบว่าจำนวนกล้าไม้ที่ปรากฏบริเวณริมเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติจำนวน 36 วงศ์ 65 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 760,625 ต้น/เฮกตาร์ โดย ไผ่เป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ซึ่งมากกว่าในปี 2553 ที่พบจำนวน 21 วงศ์ 27 ชนิด โดย ชาเป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ส่วนบริเวณที่ลึกเข้าไปริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ 29 วงศ์ 52 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 653,125 ต้น/เฮกตาร์ โดย ไผ่เป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ซึ่งมากกว่าปี 2553 ที่พบ 24 วงศ์ 33 ชนิด เมื่อเปรียบค่าความหนาแน่นระหว่างปีตั้งแต่ปี2552 ถึง 2554 พบว่ามีแนวโน้มเพิ่มขึ้น

2. ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่พบว่าชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์ คือ ข่อยหนาม เปล้าเงิน และกระโดงแดง มีค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญของเปล้าเงิน และข่อยหนาม ระหว่างแปลงริมทางเดินกับแปลงที่ลึกเข้าไป 10 เมตร อยู่ในระดับเกินขีดความสามารถในการรองรับได้ ส่วนกระโดงแดงอยู่ในระดับปานกลาง เมื่อเปรียบเทียบกับปี2548 และปี2549 จะพบค่าความแตกต่างระหว่างค่าร้อยละความสำคัญของชนิดพันธุ์ที่เป็นเป้าอนุรักษ์ทั้ง 3 ชนิด ระหว่างริมทางเดินและที่อยู่ในป่าธรรมชาติมีค่าลดลงมีแนวโน้มใกล้เคียงป่าธรรมชาติมากขึ้น และมีค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ จากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 2.122 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 1.924 กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ซึ่งอยู่ในเกณฑ์ปกติของป่าดิบแล้ง ส่วนกล้าไม้กำหนดเป้าการอนุรักษ์ในปี2548 คือ กระโดงแดง ข่อยหนาม และเสี้ยวป่า ซึ่งไม่พบเสี้ยวป่า เมื่อเปรียบเทียบความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความสำคัญระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติและบริเวณลึกเข้าไป 10 เมตร มีความหนาแน่นเพิ่มขึ้นร้อยละ 207.35 และร้อยละ 62.1 ซึ่งในบริเวณห่างจากริมทางเดินมีค่าร้อยละความหนาแน่นที่เพิ่มขึ้นสูงมาก

3. เส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี พบว่าชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์ คือ โมกมัน ทลายเขา และแก้ว พบเพียง 1 ชนิดคือ โมกมัน มีค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญเท่ากับ 100 และพบบริเวณริมทางเดินเท่านั้น และมีค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ จากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 2.868 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 2.856 กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ ส่วนกล้าไม้กำหนดเป้าการอนุรักษ์ในปี2548 คือ หญ้าหนวดฤาษี อังกาบป่า และคงคาเดือด พบจำนวน 1 ชนิด คือ คงคาเดือด เมื่อเปรียบเทียบความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความสำคัญระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดินศึกษาธรรมชาติของกล้าไม้ที่เป็นชนิดเป้าอนุรักษ์กับข้อมูลปี2548 และปี2553 พบว่าคงคาเดือดมีค่าร้อยละความสำคัญอยู่ในระดับที่ลดลง และยังพบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชบริเวณริมทางเดิน และลึกเข้าไป 10 เมตร มีค่า 3.036 และ 2.94 ตามลำดับ กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ นอกจากนี้การติดตามยังพบว่าจำนวนกล้าไม้ที่ปรากฏบริเวณริมเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติจำนวน 36 วงศ์ 63 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 421,875 ต้น/เฮกตาร์ โดย ไผ่เป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ซึ่งมากกว่าในปี 2553 ที่พบจำนวน 14 วงศ์ 31 ชนิด โดย กระตีดเป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ส่วนบริเวณที่ลึกเข้าไปริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ 32 วงศ์ 61 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 432,500 ต้น/เฮกตาร์ โดย ไผ่เป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ซึ่งมากกว่าปี 2553 ที่พบ 17 วงศ์ 31 ชนิด

4. เส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุพบว่าชนิดที่เป็นเป้าการอนุรักษ์คือ ส้มกบ พบเฉพาะในแปลงศึกษาธรรมชาติ มีค่าความแตกต่างของค่าร้อยละความสำคัญเท่ากับ 0 ในปี 2553 ไม่พบชนิดเป้าอนุรักษ์ในแปลงตัวอย่าง และอยู่ในระดับที่ไม่มีผลกระทบจากการท่องเที่ยว และมีค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ จากดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ (Shannon Index) เพื่อประเมินผลกระทบจากกิจกรรมการท่องเที่ยวในพื้นที่ริมทางเดินมีค่า 1.032 และในพื้นที่ห่างจากริมทางเดินศึกษาธรรมชาติ 10 เมตร มีค่า 1.538 กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่า

ขีดความสามารถในการรองรับได้ ส่วนกล้าไม้กำหนดเป้าการอนุรักษ์ในปี2548 คือ กระทืบยอบ และวงศ์หญ้า เมื่อเปรียบเทียบความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความสำคัญระหว่างพื้นที่ธรรมชาติและพื้นที่ที่อยู่ริมทางเดิน ศึกษาธรรมชาติของกล้าไม้ที่เป็นชนิดเป้าอนุรักษ์กับข้อมูลปี2552 ถึงปี2554 พบว่าค่าร้อยละความสำคัญอยู่ในระดับที่ลดลง ซึ่งอยู่ในระดับผลกระทบปานกลางรวมทั้งลดลงจากเมื่อปี2552ที่มีผลกระทบมาก และยังพบว่าค่าความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของสังคมพืชบริเวณริมทางเดิน และลึกเข้าไป 10 เมตร มีค่า 2.465 และ 2.731 ตามลำดับ กำลังเข้าใกล้หรืออยู่ที่ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ นอกจากนี้การติดตามยังพบว่าจำนวนกล้าไม้ที่ปรากฏบริเวณริมเส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติจำนวน 25 วงศ์ 47 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 10,291.67 ต้น/เฮกตาร์ โดย หญ้าข้าวนกเป็นพันธุ์ไม้ที่มีความหนาแน่นมากที่สุด ส่วนบริเวณที่ลึกเข้าไปริมทางเดิน 10 เมตร พบพันธุ์ไม้ 20 วงศ์ 35 ชนิด คิดเป็นค่าความหนาแน่น 7,500 ต้น/เฮกตาร์ โดย วงศ์ Acanthaceae มีความหนาแน่นมากที่สุด

5. ความหลากหลายของชนิดสัตว์ป่า ในปี 2554 สามารถรวบรวมข้อมูลความหลากชนิดของสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ ในช่วงเทศกาลการท่องเที่ยว ได้จำนวน 61 ชนิด ใน 25 วงศ์ 11 อันดับ จำแนกเป็น สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม 3 ชนิด ใน 3 สกุล 3 วงศ์ 3 อันดับ นก 32 ชนิด 27 สกุล 12 วงศ์ 6 อันดับ สัตว์เลื้อยคลาน 17 ชนิด 12 สกุล 6 วงศ์ 1 อันดับ สัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก 9 ชนิด 8 สกุล 4 วงศ์ 1 อันดับ ขณะที่ในช่วงนอกเทศกาลการท่องเที่ยว พบจำนวน 84 ชนิด 30 วงศ์ 11 อันดับ จำแนกเป็น สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม 5 ชนิด ใน 4 สกุล 4 วงศ์ 3 อันดับ นก 37 ชนิด 23 สกุล 17 วงศ์ 6 อันดับ สัตว์เลื้อยคลาน 13 ชนิด 12 สกุล 6 วงศ์ 2 อันดับ และสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก 12 ชนิด 11 สกุล 3 วงศ์ 1 อันดับ

6. ค่าดัชนีความหลากหลาย และดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่น้ำตกเอราวัณ เปรียบเทียบกับเส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ ซึ่งกำหนดให้เป็นบริเวณสำหรับเปรียบเทียบ ในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน ในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว พบว่ามีโอกาสพบสัตว์ในกลุ่มสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในบริเวณน้ำตกมากกว่าในบริเวณเปรียบเทียบ ส่วนสัตว์ในกลุ่มนกและสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีการพบในทั้งสองบริเวณในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน แต่สัตว์ทุกกลุ่มยกเว้นนกมีการพบในช่วงเวลากลางคืนมากกว่ากลางวัน และเมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาในช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยว พบว่าค่าดัชนีความหลากหลายของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกที่พบในช่วงเวลากลางวันจะเพิ่มมากขึ้นกว่าช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว ส่วนสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีค่าดัชนีความหลากหลายที่ลดลง ซึ่งเป็นผลกระทบต่อสัตว์ป่าอีกมุมหนึ่งที่กลับกันสำหรับสัตว์บางชนิด เช่น ลิงวอก ที่ออกมาหากินและปรากฏตัวบ่อยกว่าในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว

ข้อเสนอแนะ

1. การเก็บข้อมูลพืชพรรณและสัตว์ป่าควรใช้ลักษณะและรูปแบบการวางแปลงที่มีการควบคุมปัจจัยให้คล้ายคลึงกันมากที่สุด เช่น ฤดูกาลที่เก็บข้อมูล ตำแหน่งของแปลงตัวอย่าง

2. การศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณและสัตว์ป่า จำเป็นต้องมีการศึกษาในระยะยาวจึงจะทำให้เห็นแนวโน้มของผลกระทบที่ชัดเจน

เอกสารอ้างอิง

ธัญญา จั่นอาจ. 2546. คู่มือสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในเมืองไทย. กรุงเทพฯ: บริษัท ด่านสุทธาการพิมพ์ จำกัด.

ราชกิจจานุเบกษา. 2535. พระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ.2535 [ออนไลน์]. แหล่งที่มา: http://www.ubonzoo.com/law/law_wild2535.htm [กรกฎาคม 2553].

ราชกิจจานุเบกษา. 2537. บันทึกหลักการและเหตุผลประกอบกฎกระทรวง ฉบับที่ 4 (พ.ศ. 2537) ออกตามความในพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ. 2535 [ออนไลน์]. แหล่งที่มา: http://www.ubonzoo.com/wild_animals/animal_right.htm [กรกฎาคม 2553].

ราชกิจจานุเบกษา. 2546. พระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า (ฉบับที่ 2) พ.ศ. 2546 [ออนไลน์]. แหล่งที่มา: www.fisheries.go.th/management/12_11_03.doc [กรกฎาคม 2553].

ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี และอุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี. 2552. โครงการติดตามผลการศึกษาขีดความสามารถในการรองรับการใช้ประโยชน์ด้านนันทนาการในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ ปีงบประมาณ 2552. กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, กรุงเทพฯ.

ส่วนพฤกษศาสตร์ป่าไม้. 2544. ชื่อพรรณไม้แห่งประเทศไทย เต็ม สมิตินันท์. สำนักวิชาการป่าไม้ กรมป่าไม้, กรุงเทพฯ. 810 หน้า

ส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ. 2551. การติดตามขีดความสามารถในการรองรับได้ด้านนันทนาการของอุทยานแห่งชาติ. สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, กรุงเทพฯ. 318 หน้า

สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 2548. บทสรุป ชนิดพันธุ์ที่ถูกคุกคามของประเทศไทย : สัตว์มีกระดูกสันหลัง. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ.

สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 2548. บทสรุป ชนิดพันธุ์ที่ถูกคุกคามของประเทศไทย : สัตว์มีกระดูกสันหลัง. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ.

อนรรฆ พัฒนวิบูลย์, ธีรศักดิ์ นครไชย, ศุภกิจ วินิจพรสวรรค์ และนนท์ เขียวหวาน. 2545. เทคนิคการประเมินสถานภาพเชิงนิเวศวิทยาอย่างรวดเร็ว ด้านสัตว์ป่า. โครงการจัดการผืนป่าตะวันตกเชิงระบบนิเวศ. กรมป่าไม้, กรุงเทพฯ.

อุทยานแห่งชาติเอราวัณ. 2550. การศึกษาขีดความสามารถรองรับได้ของพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี. กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, กรุงเทพฯ.

เอเชีย แล็ป แอนด์ คอนซัลแตนท์ จำกัด. 2549. รายงานฉบับสุดท้าย โครงการศึกษาขีดความสามารถในการรองรับได้ของพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ จังหวัดกาญจนบุรี. กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, กรุงเทพฯ.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling : estimating abundance of biological population. Oxford University Press, London.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2004. Advanced distance sampling : estimating abundance of biological population. Oxford University Press, London.

Lekagul, B. and McNeely, J.A. 1977. Mammals of Thailand, 4th ed. Old Custom House Lane, Bangkok.

Lekagul, B. and Round, P.D. 1991. A guide to the birds of Thailand. Bangkok: Saha Karn Bhaet Co., Ltd.

Pettingill, O.S., Jr. 1970. Ornithology in Laboratory and Field. Burgess Publishing, Minnesota.

Robson, C. 2000. A field guide to the birds of Thailand and South-east Asia. Asia Books Co., Ltd., Bangkok.

Robson, C. 2002. A field guide to the birds of Thailand. Asia Books Co., Ltd., Bangkok.

Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. and Burnham, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology 47:5–14.

ศักยภาพของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

สำเริง ปานอุทัย[1] สิริรัตน์ จันทร์มหเสถียร[2] ชิงชัย วิริยะบัญชา[2] ภานุมาศ ลาดปาละ[2]
ธิติ วิสารัตน์[3] สาพิศ ดิลกสัมพันธ์[4] และดอกรัก มารอด[4]

บทคัดย่อ

การศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และประเมินปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks) ของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจ โดยทำการศึกษาในพื้นที่ป่าดิบแล้ง สะแกราช ป่าเต็งรังสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา ป่าเบญจพรรณลุ่มน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี สวนป่าไม้สักที่ไม่ได้ผ่านการตัดสางขยายระยะอายุระหว่าง 13-15 และ 26-28 ปี ที่สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 และ13-15 ปี และสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี ที่สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา โดยประเมินศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในรูปของผลผลิตคาร์บอนสุทธิในระบบนิเวศของป่าชนิดต่างๆ (net ecosystem production, NEP) ซึ่งได้จากผลต่างระหว่างผลผลิตปฐมภูมิสุทธิ (net primary production, NPP) กับการปลดปล่อยคาร์บอนจากการหายใจของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration, R_h) และประเมินปริมาณคาร์บอนที่สะสมอยู่ในระบบนิเวศของป่าชนิดต่างๆ จากผลรวมของคาร์บอนที่สะสมอยู่ในมวลชีวภาพและคาร์บอนที่สะสมอยู่ในดิน

จากการศึกษาพบว่า ป่าดิบแล้ง ป่าเบญจพรรณ และป่าเต็งรัง มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เท่ากับ 20.35, 16.65 และ 17.75 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ ส่วนสวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 13-15 และ 26-28 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เท่ากับ 16.72 และ 4.40 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 และ 13-15 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เท่ากับ 15.88 และ 20.20 ตัน//เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ และสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เท่ากับ 56.36 ตัน/เฮกตาร์/ปี

สำหรับปริมาณคาร์บอนสะสม พบว่า ป่าดิบแล้ง ป่าเบญจพรรณ และป่าเต็งรัง มีการสะสมคาร์บอนเท่ากับ 441.50, 354.34 และ 135.71 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ ส่วนสวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 13-15 และ 26-28 ปี มีการสะสมคาร์บอนเท่ากับ 279.02 และ 214.78 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 และ 13-15 ปี มีการสะสมคาร์บอนเท่ากับ 113.51 และ 153.43 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ และสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี มีการสะสมคาร์บอนเท่ากับ 157.89 ตัน/เฮกตาร์/ปี จะเห็นว่าหากพื้นที่เหล่านี้ถูกทำลาย ความสามารถในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะสูญเสียไป และปริมาณคาร์บอนที่สะสมไว้จะถูกปลดปล่อยออกสู่บรรยากาศ ซึ่งจะก่อให้เกิดปัญหาโลกร้อนมากขึ้น

1 สำนักอนุรักษ์และจัดการต้นน้ำ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช
2 สำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช
3 สำนักวิจัยและพัฒนาการป่าไม้ กรมป่าไม้ 4 คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

คำนำ

การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (climate change) หรือที่หลายคนเรียกว่า สภาวะโลกร้อน ไม่ได้เป็นเรื่องที่รับรู้เฉพาะนักวิชาการอีกต่อไปแล้ว ประชาชนส่วนใหญ่ของโลกได้รับรู้และรับทราบถึงวิกฤตการณ์และภัยพิบัติต่างๆ ที่เกิดขึ้นบ่อยครั้งกระจายอยู่ทั่วโลก อันเป็นผลที่เกิดมาจากปัญหาการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศโลก หรือ ปัญหาโลกร้อน สาเหตุของการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศโลกเป็นผลมาจากการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของก๊าซเรือนกระจกในโลกของเรา ก๊าซเหล่านี้ถูกปลดปล่อยออกมาจากการเผาไหม้ของเชื้อเพลิงฟอสซิล การตัดไม้ทำลายป่า การเกษตร และจากกระบวนการอุตสาหกรรม โดยเฉพาะก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มีสัดส่วนของการปลดปล่อยออกมามากที่สุดเท่ากับร้อยละ 77 ของก๊าซเรือนกระจกทั้งหมด (WRI, 2006)

ป่าไม้สามารถช่วยดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จากบรรยากาศ (carbon sequestration) ผ่านกระบวนการสังเคราะห์แสง (photosynthesis) เพื่อนำมาเก็บกักไว้ในรูปของมวลชีวภาพ (biomass) ทั้งในส่วนเหนือพื้นดินและใต้พื้นดิน จากข้อมูลการประมาณปริมาณของคาร์บอนที่สะสมในมวลชีวภาพและในดินของประเทศไทยเมื่อปี 2535 ของ Openshaw (1997) พบว่า ป่าธรรมชาติซึ่งครอบคลุมพื้นที่เพียงร้อยละ 28 ของพื้นที่ประเทศสามารถสะสมคาร์บอนได้ถึงร้อยละ 86 ของคาร์บอนทั้งหมดในรูปของมวลชีวภาพ และที่เหลืออีกประมาณร้อยละ 10 สะสมอยู่ในรูปมวลชีวภาพของสวนป่า (ครอบคลุมพื้นที่ประมาณร้อยละ 8.7 ของพื้นที่ประเทศ) และยังพบว่าป่าธรรมชาติและสวนป่ามีการสะสมคาร์บอนในดินมากกว่าร้อยละ 50 ของปริมาณคาร์บอนทั้งหมดที่สะสมในดิน และจากศึกษาของ Tangtham and Tantasirin (1997) พบว่า ป่าดงดิบมีการสะสมคาร์บอนในมวลชีวภาพมากที่สุด รองลงมาคือป่าเบญจ-พรรณ ในขณะที่ป่าเต็งรังมีการสะสมคาร์บอนในมวลชีวภาพต่ำที่สุด จะเห็นว่าหากพื้นที่ป่าไม้ถูกทำลาย ความสามารถในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะสูญเสียไป และปริมาณคาร์บอนที่สะสมไว้จะถูกปลดปล่อยออกสู่บรรยากาศ ซึ่งจะก่อให้เกิดปัญหาโลกร้อนมากขึ้น

อย่างไรก็ตาม ศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (carbon sequestration) และปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks) ของป่าชนิดต่างๆ มีความแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของสังคมพืช ลักษณะภูมิอากาศ และลักษณะภูมิประเทศ ดังนั้นการศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และปริมาณคาร์บอนสะสมของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจ ซึ่งข้อมูลที่ได้จะช่วยในการประเมินศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และปริมาณคาร์บอนสะสมในป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจของประเทศไทยต่อไป

อุปกรณ์วิธีการ

1. การสำรวจและวางแปลงตัวอย่าง

ป่าอนุรักษ์ ทำการศึกษาในพื้นที่ป่าดิบแล้งสะแกราช (Dry evergreen forest, DEF) ป่าเต็งรังสะแกราช (Dry dipterocarp forest, DDF) จังหวัดนครราชสีมา และป่าเบญจพรรณลุ่มน้ำแม่กลอง (Mixed deciduous forest, MDF) จังหวัดกาญจนบุรี โดยในป่าแต่ละชนิดทำการสุ่มเลือกพื้นที่เพื่อวางแปลงตัวอย่างขนาด 100 เมตร

x 100 เมตร หรือ 1 เฮกตาร์ จำนวน 1 แปลง เพื่อเก็บข้อมูลความโตและความสูงของไม้ และศึกษาผลผลิตของซากพืชโดยวางกระบะรองรับซากพืชและทำการเก็บซากพืชในกระบะทุกเดือนโดยแยกออกเป็นส่วนของใบและส่วนที่เป็นเนื้อไม้ นำไปอบเพื่อหาน้ำหนักแห้ง

ป่าเศรษฐกิจ ทำการศึกษาในสวนป่าไม้สักที่ไม่ได้ผ่านการตัดสางขยายระยะที่สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี ในแปลงปลูกปี 2536 และ 2523 (อายุ 13-15 และ 26-28 ปี) ระยะปลูก 4X4 และ 4X4 เมตร ตามลำดับ และสวนป่าที่สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา ได้แก่ สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส แปลงปลูกปี 2544 และ 2536 (อายุ 5-7 และ 13-15 ปี) ระยะปลูก 3X3 และ 2X4 เมตร ตามลำดับ และสวนป่าไม้กระถินเทพา แปลงปลูกปี 2544 (อายุ 5-7 ปี) ระยะปลูก 3X3 เมตร โดยในสวนป่าแต่ละชนิดเลือกพื้นที่เพื่อวางแปลงตัวอย่างขนาด 40 เมตร x 40 เมตร หรือ 1 ไร่ จำนวน 1 แปลง เพื่อเก็บข้อมูลความโตและความสูงของไม้ และศึกษาผลผลิตของซากพืชโดยวางกระบะรองรับซากพืชและทำการเก็บซากพืชในกระบะทุกเดือนโดยแยกออกเป็นส่วนของใบและส่วนที่เป็นเนื้อไม้ นำไปอบเพื่อหาน้ำหนักแห้ง

2. การประเมินผลผลิตปฐมภูมิสุทธิ (net primary production, NPP)

คำนวณมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้ทั้งหมดจากข้อมูลขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก และความสูง โดยอาศัยความสัมพันธ์ในรูปของสมการ allometry และคำนวณมวลชีวภาพใต้ดิน จากอัตราส่วนระหว่างมวลชีวภาพใต้ดินและมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ซึ่งในป่าผลัดใบเขตร้อนกำหนดให้อัตราส่วนระหว่างมวลชีวภาพใต้ดินและมวลชีวภาพเหนือพื้นดินมีค่าเท่ากับ 0.47 (IPCC, 1996)

คำนวณสัดส่วนการสะสมคาร์บอนในมวลชีวภาพและคาร์บอนในผลผลิตซากพืช จากค่าคงที่ซึ่ง IPCC (1996) กำหนดให้อัตราส่วนระหว่างคาร์บอนในพืชและน้ำหนักแห้งมีค่าเท่ากับ 0.5

การประเมินผลผลิตปฐมภูมิสุทธิ (net primary production, NPP) จากสมการดังนี้ (Koizumi *et al.,* 2006)

$$NPP = \Delta B + L + C \qquad (1)$$

ΔB คือ การเปลี่ยนแปลงมวลชีวภาพเหนือพื้นดินและใต้พื้นดินต่อหน่วยเวลา (ปี) ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาทางด้านนิเวศวิทยา (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

L คือ ปริมาณการร่วงหล่นของเศษซากพืช ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาทางนิเวศวิทยา (Litter production) (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

C คือ ปริมาณมวลชีวภาพที่สูญเสียไปเนื่องจากการกัดกินของแมลงหรือสัตว์อื่น ซึ่งในที่นี้ตั้งสมมติฐานว่ามีค่าเป็นศูนย์

3. การประเมินการสะสมคาร์บอนในดิน

สำรวจและคัดเลือกพื้นที่ในแปลงตัวอย่างที่จะใช้เป็นตัวแทน โดยทำการศึกษาหน้าตัดดินของป่าดิบแล้งสะแกราช และป่าเบญจพรรณลุ่มน้ำแม่กลอง พื้นที่ละ 3 จุด โดยเก็บตัวอย่างดินในชั้นต่าง ๆ ของหน้าตัดดินเพื่อนำมาวิเคราะห์ปริมาณคาร์บอนในห้องปฏิบัติการ ด้วยเครื่อง NC-Analyzer Model Sumigraph-NC 90A

คำนวณปริมาณคาร์บอนในแต่ละชั้นของหน้าตัดดินที่วิเคราะห์ได้ในรูปของร้อยละโดยรวมให้อยู่ในรูปของปริมาณคาร์บอนต่อหน่วยพื้นที่

4. การศึกษาการหายใจของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration)

เนื่องจากการวัดการหายใจจากกิจกรรมจุลินทรีย์ภายในดินโดยตรงนั้นทำได้ยาก การศึกษาครั้งนี้จึงใช้วิธีทางอ้อม ด้วยการวัดอัตราการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จากผิวดิน หรือการหายใจจากผิวดิน (soil respiration, R_s)โดยวิธี Close chamber method ด้วยเครื่อง LI-800 CO_2 analyzer (Licor Inc., USA) โดยวัดเป็นประจำทุกเดือนและคำนวณอัตราการหายใจจากผิวดินต่อหน่วยพื้นที่และหน่วยเวลา โดยที่อัตราการหายใจจากผิวดินจะประกอบด้วย 2 ส่วน คือ อัตราการหายใจจากกิจกรรมของราก (root respiration, R_R) และอัตราการหายใจจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ในดิน (heterotrophic respiration, R_h) ซึ่งจากศึกษาในต่างประเทศหลายพื้นที่พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน ในการศึกษาครั้งนี้จึงกำหนดให้การปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่มาจากการหายใจจากกิจกรรมของราก (root respiration) เท่ากับการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่มาจากการหายใจจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration)

5. การประเมินศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ของระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ

การศึกษาศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จากผลผลิตคาร์บอนสุทธิของระบบนิเวศ (net ecosystem production, NEP) เป็นการศึกษาว่าระบบนิเวศนั้นๆ มีการดูดซับหรือปลดปล่อยคาร์บอน โดยระบบนิเวศที่มีการดูดซับคาร์บอนมากกว่าการปลดปล่อยคาร์บอน จัดเป็นแหล่งดูดซับคาร์บอน (carbon sinks) ในทางตรงข้ามระบบนิเวศที่มีการปลดปล่อยคาร์บอนมากกว่าการดูดซับคาร์บอน จัดเป็นแหล่งปลดปล่อยคาร์บอน (carbon sources) ซึ่งสามารถประเมินได้จากสมการดังนี้ (Koizumi *et al.,* 2006)

$$NEP = GPP - R_e \qquad (2)$$

GPP คือ คือผลผลิตปฐมภูมิ (gross primary production) ซึ่งเป็นค่าแสดงอัตราการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ของพืช

R_e คือการหายใจทั้งหมดของระบบนิเวศ (ecological respiration)

$$R_e = R_a - R_h \qquad (3)$$

R_a คือการหายใจพืช (autotrophic respiration)

R_h คือ การหายใจของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration)

$$NEP = GPP - R_a - R_h \qquad (4)$$

GPP คือ คือผลผลิตปฐมภูมิ (gross primary production) ซึ่งเป็นค่าแสดงอัตราการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ของพืช

R_a คือการหายใจพืช (autotrophic respiration)

R_h คือ การหายใจของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration)

$$NEP = NPP - R_h = (\Delta B + L) - R_h \quad (5)$$

NPP คือ ผลผลิตปฐมภูมิสุทธิ (net primary production) (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

ΔB คือ การเปลี่ยนแปลงมวลชีวภาพเหนือพื้นดินและใต้พื้นดินต่อหน่วยเวลา (ปี) ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาทางด้านนิเวศวิทยา (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

L คือ ปริมาณการร่วงหล่นของเศษซากพืช ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาทางนิเวศวิทยา (Litter production) (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

R_h คือ การหายใจของจุลินทรีย์ (heterotrophic respiration) (ตันคาร์บอน/เฮกตาร์/ปี)

6.การหาปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks)

ประเมินปริมาณคาร์บอนที่สะสมอยู่ในระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ ทำได้จากการหาผลรวมของคาร์บอนที่สะสมอยู่ในมวลชีวภาพและคาร์บอนที่สะสมอยู่ในดินของแต่ละระบบนิเวศที่ศึกษา

ผลและวิจารณ์

การศึกษาศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และประเมินปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks) ของป่าอนุรักษ์และป่าเศรษฐกิจ ซึ่งทำการศึกษาในพื้นที่ป่าดิบแล้งสะแกราช ป่าเต็งรังสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา ป่าเบญจพรรณลุ่มน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี สวนป่าไม้สักที่ไม่ได้ผ่านการตัดสางขยายระยะอายุระหว่าง 13-15 และ 26-28 ปี ที่สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 และ 13-15 ปี และสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี ที่สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา มีผลการศึกษาดังนี้

ศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ของระบบนิเวศของป่าชนิดต่างๆ

ป่าดิบแล้ง ป่าเบญจพรรณ และป่าเต็งรัง มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้เฉลี่ย 20.35, 16.65 และ 17.75 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ ส่วนสวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 13-15 และ 26-28 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้เฉลี่ย 16.72 และ 4.40 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 และ 13-15 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้เฉลี่ย 15.88 และ 20.20 ตัน/เฮกตาร์/ปี ตามลำดับ และสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้เฉลี่ย 56.36 ตัน/เฮกตาร์/ปี (ตารางที่ 1) จากผลการศึกษาพบว่าสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สูงที่สุด รองลงมาคือ กลุ่มป่าดิบแล้งและ

สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 13-15 ปี กลุ่มที่มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นอันดับสาม คือ ป่าเต็งรัง สวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 13-15 ปี ป่าเบญจพรรณและสวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 ปี ส่วนป่าที่มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์น้อยที่สุด คือ สวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 26-28 ปี จะเห็นได้ว่าสวนป่าที่เราปลูกสร้างขึ้นมาส่วนใหญ่จะมีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ ยกเว้นสวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี ที่มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าป่าดิบแล้งเกือบ 3 เท่า จึงเป็นไม้ที่น่าสนใจที่จะนำมาปลูกเป็นไม้ที่ช่วยลดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์หรือไม้ใช้ทำพลังงานหมุนเวียน ส่วนสวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 26-28 ปี ที่มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์น้อยที่สุดนั้น สาเหตุน่าจะมาจากไม่มีการตัดสางขยายระยะ ทำให้เรือนยอดไม้ชิดกันมาก บดบังแสงกันเอง จึงมีการสังเคราะห์แสงได้น้อยลง ส่งผลให้ศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ลดลง จึงเป็นข้อสังเกตประการหนึ่งว่าหากต้องการให้สวนป่ามีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สูงสุด ควรจะมีการจัดการสวนป่าตามหลักวิชาการอย่างถูกต้องและเหมาะสม

ตารางที่ 1 ศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ของระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ

Forest type	Increment biomass (ΔB)	Litter production (L)	Net primary production (NPP)	Heterotrophic respiration (R_h)	Net ecosystem production (NEP)	Net ecosystem production (NEP)
	t C/ha/yr	t C/ha/yr	t C/ha/yr	t C/ha/yr	t C/ha/yr	t CO_2/ha/yr
DEF	8.50	3.74	12.24	6.69	5.55	20.35
MDF	6.59	4.02	10.61	6.07	4.54	16.65
DDF	7.57	2.60	10.17	5.33	4.84	17.75
Teak 13-15 yrs	7.09	3.05	10.14	5.58	4.56	16.72
Teak 26-28 yrs	3.08	3.14	6.22	5.02	1.20	4.40
Eucalyptus 5-7 yrs	6.36	4.18	10.54	6.21	4.33	15.88
Eucalyptus 13-15 yrs	6.91	4.44	11.35	5.84	5.51	20.20
A. mangium 5-7 yrs	17.30	4.98	22.28	6.91	15.37	56.36

ปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks) ของระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ

ผลการศึกษาปริมาณคาร์บอนสะสมซึ่งประเมินจากผลรวมของคาร์บอนที่สะสมอยู่ในมวลชีวภาพและคาร์บอนที่สะสมอยู่ในดินของระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ (ตารางที่ 2) สามารถเรียงลำดับจากมากไปหาน้อยได้ดังนี้ ป่าดิบแล้ง ป่าเบญจพรรณ สวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 13-15 ปี สวนป่าไม้สักอายุระหว่าง 26-28 ปี สวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี สวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 13-15 ปี ป่าเต็งรัง และสวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 ปี ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Tangtham and Tantasirin (1997) ที่พบว่า ป่าดงดิบมีการสะสมคาร์บอนในมวลชีวภาพมากที่สุด รองลงมา คือ ป่าเบญจพรรณ ในขณะที่ป่าเต็งรังมีการสะสมคาร์บอนในมวลชีวภาพต่ำที่สุด โดยที่ปัจจัยหลักที่ทำให้ปริมาณคาร์บอนสะสมในระบบนิเวศต่างๆ แตกต่างกัน คือ พืชพรรณ ภูมิอากาศ ตลอดลักษณะดินและความลึกของชั้นดิน

ตารางที่ 2 ปริมาณคาร์บอนสะสม (carbon stocks) ของระบบนิเวศป่าชนิดต่างๆ

Forest type	Above-ground Biomass	Below- ground Biomass	Soil carbon	Total
	t C/ha	t C/ha	t C/ha	t C/ha
DEF	156.88	73.73	210.89	441.50
MDF	88.73	41.70	223.91	354.34
DDF	47.56	22.35	65.80	135.71
Teak 13-15 yrs	65.81	19.71	193.50	279.02
Teak 26-28 yrs	86.30	18.79	109.69	214.78
Eucalyptus 5-7 yrs	28.43	8.67	76.41	113.51
Eucalyptus 13-15 yrs	64.92	16.56	71.95	153.43
A. mangium 5-7 yrs	62.96	10.46	84.47	157.89

สรุป

ในพื้นที่ป่าอนุรักษ์หรือป่าธรรมชาติ ป่าที่มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สูงที่สุด คือ ป่าดิบแล้งสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา ในขณะที่ป่าเบญจพรรณลุ่มน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ต่ำที่สุด สำหรับพื้นที่สวนป่า พบว่า สวนป่าไม้กระถินเทพา อายุระหว่าง 5-7 ปี ที่สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สูงที่สุด และสวนป่าไม้สัก อายุระหว่าง 26-28 ปี ที่สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี มีศักยภาพในการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ต่ำที่สุด

ในส่วนของปริมาณคาร์บอนสะสมในพื้นที่ป่าอนุรักษ์หรือป่าธรรมชาติ พบว่าป่าดิบแล้งสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา มีปริมาณคาร์บอนสะสมสูงที่สุด และป่าเต็งรังสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา มีปริมาณคาร์บอนสะสมต่ำที่สุด สำหรับในพื้นที่ป่าเศรษฐกิจหรือสวนป่า พบว่าสวนป่าไม้สัก อายุระหว่าง 13-15 ปี ที่สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี มีปริมาณคาร์บอนสะสมสูงที่สุด และสวนป่าไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส อายุระหว่าง 5-7 ปี ที่สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา มีปริมาณคาร์บอนสะสมต่ำที่สุด

เอกสารอ้างอิง

IPCC. 1996. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

Koizumi, H., H. Muraoka and S. Mariko. 2006. Measurement of carbon flux with ecological method. *In* AsiaFlux shot training course sub workgorup: Practice of flux observation in terrestrial ecosystems. 12-23 August 2006, Tsukuba.

Openshaw, K. 1997. Global warming and the role of trees: Thailand a case study, pp. 385-397. *In:* C. Khemnark, B. Thaiutsa, L. Puangchit and S. Thammincha (eds.), Tropical Forestry in the 21st Century

Volume 2: Global Changes in the Tropical Contexts. Proceedings of FORTROP'96 International Conference, 25-28 November 1996, Bangkok.

Tangtham, N. and C. Tantasirin. 1997. An assessment of policies to reduce carbon emissions in the Thai forestry sector with emphasis on forest protection and reforestation for conservation, pp. 100-121. *In*: C. Khemnark, B. Thaiutsa, L. Puangchit and S. Thammincha (eds.), Tropical Forestry in the 21st Century Volume 2: Global Changes in the Tropical Contexts. Proceedings of FORTROP'96 International Conference, 25-28 November 1996, Bangkok.

WRI. 2006. World Resources 1988-1989. Basic Book, New York.

อัตราการเติบโต และการรอดตายของไม้พื้นเมือง 3 ชนิด ที่ปลูกเสริมในสวนป่าผสม อายุ 24 ปี ณ สถานีวิจัยวนเกษตรตราด

Growth and Survival rate of Three Native Species Enrichment Planted in 24-Year Old Mixed Reforestation at Trat Agroforestry Research Station

จงรัก วัชรินทร์รัตน์[1] , ณัฐวัฒน์ คลังทรัพย์[2], เรวดี ใจซื่อ[3] และ นรินธรจำวงษ์[4]

ABSTRACT

The study on growth and survival rate of three species enrichment planting was carried out at Trat Agroforestry Research Station (TARS). The objective aimed to study structural characteristics and increment of enrichment tree planting in 24 year-old mixed reforestation. Nine sample plots of 40x40 m^2 in size were set up for tree species, diameter at breast height (DBH) and total height recording. Completely Randomize Design (CRD) with three treatments was used for experimental design. The planted seedligs including Hopea odorata, Dipterocarpus alatus and Aquilaria crassna were selected for enrichment planting in June, 2002. Diameter at ground level, height and survival rate were also recorded for comparison.

The results found that total numbers of tree species were 80 species with density 917 and 862 trees.ha^{-1} and average basal area was 0.15 and 0.17% in 2002 and 2005 respectively. L-shape was shown in term of diameter size class distribution. The vertical arrangement was divided into three layers and crown cover was ranges from 22 to 75 and 33 to 83%, respectively. Parkia timoriana and Ficus hispida were ranged as the highest important value index in both 2002 and 2006. Furthermore, survival rate and growth rate of gap planting was higher than line planting even though non-significant difference showed in both planting method. Considering the species, A. crassna can grow faster than H. odorata and D. alatus clearly in 2010.

[1]จงรัก วัชรินทร์รัตน์, ภาควิชาวนวัฒนวิทยา คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

[2]ณัฐวัฒน์ คลังทรัพย์, สถานีวิจัยวนเกษตรตราด มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

[3]เรวดี ใจซื่อ, สำนักงานทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมจังหวัดเชียงใหม่

[4]นรินธร จำวงษ์, ศูนย์วิจัยป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

บทคัดย่อ

การศึกษาอัตราการเติบโต และการรอดตายของกล้าไม้พื้นเมือง 3 ชนิด ที่ปลูกเสริมในสวนป่าผสมอายุ 24 ปี ตามการปกคลุมของเรือนยอด เพื่อศึกษาลักษณะโครงสร้างและความเพิ่มพูนของไม้เดิมในแปลง อัตราการเติบโตของไม้ปลูกเสริม และเพื่อเสนอแนะแนวทางการประยุกต์วนวัฒนวิธีเพื่อปรับปรุงโครงสร้างของสวนป่าให้เป็นไปตามวัตถุประสงค์ โดยวางแปลงทดลองขนาด 40X40 ตารางเมตร จำนวน 9 แปลง บันทึกชนิดพันธุ์ไม้ ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก และความสูงของต้นไม้ วางแผนการทดลองแบบสุ่มตลอด (Completely Randomize Design: CRD) โดยใช้ระยะปลูก 4x4 เมตร แบ่งเป็น 3 ทรีทเมนต์ มี 3 ซ้ำ ได้แก่ ไม่มีการปลูก ปลูกเสริมเป็นระบบแถว และปลูกเสริมตามช่องว่าง ชนิดไม้พื้นเมืองที่เลือกปลูก คือ ตะเคียนทอง ยางนา และกฤษณา เริ่มปลูกในเดือนมิถุนายน พ.ศ.2545 บันทึกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน และความสูงของไม้ที่ปลูกเสริม

ในปีพ.ศ.2545 และ พ.ศ.2548 พบจำนวนชนิดพันธุ์ 80 ชนิด ความหนาแน่นเฉลี่ย 617 และ 862 ต้นต่อเฮกแตร์ ร้อยละพื้นที่หน้าตัดต่อพื้นที่แปลงเฉลี่ย 0.15 และ 0.17 การกระจายของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกเป็นไปในลักษณะ L-shape การจัดเรียงตัวตามแนวดิ่งแบ่งได้ 3 ชั้นเรือนยอด การปกคลุมเรือนยอดมีค่าอยู่ระหว่างร้อยละ 22-75 และ ร้อยละ 33-83 พรรณไม้ที่มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุดคือ เหรียง และ มะเดื่อปล้อง สำหรับการเติบโตของกล้าไม้พื้นเมืองทั้ง 3 ชนิด พบว่าไม้กฤษณาสามารถเติบโตได้เร็วที่สุด โดยในปีพ.ศ.2553 พบว่าไม้กฤษณามีการเติบโตทั้งด้านความโตและความสูงมากกว่าไม้ตะเคียนและไม้ยางนาเป็นสองเท่าและสามเท่าตามลำดับ อัตราการรอดตายและการเติบโตเมื่อปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีค่าสูงกว่าปลูกเสริมเป็นระบบแถว เมื่อทดสอบทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ แต่อย่างไรก็ตามแนวโน้มการปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเติบโตดีกว่าการปลูกเสริมเป็นระบบแถว ดังนั้นการปลูกไม้เสริมป่าภายใต้สภาพป่าที่มีลักษณะโครงสร้างดังกล่าว ควรปลูกโดยคำนึงถึงลักษณะของช่องว่างเป็นสำคัญ

คำนำ

ความเสื่อมโทรมของทรัพยากรป่าไม้เนื่องจากการบุกรุกทำลาย และเปลี่ยนแปลงเป็นพื้นที่เกษตรกรรม ก่อให้เกิดผลกระทบทางด้านสิ่งแวดล้อมตามมา และมีแนวโน้มความรุนแรงเพิ่มขึ้น ทั้งด้านการเปลี่ยนแปลงบรรยากาศของโลก ความหลากหลายทางชีวภาพลดลง การฟื้นฟูสภาพพื้นที่เสื่อมโทรมเป็นสิ่งยากที่จะให้เกิดผลในระยะเวลาอันสั้น โดยเฉพาะในพื้นที่เขตป่าเศรษฐกิจ ซึ่งพื้นที่ป่าส่วนใหญ่จะค่อนข้างเสื่อมโทรมมีคุณค่าทางเศรษฐกิจน้อย เนื่องจากมีการตัดไม้มีค่าไปใช้ประโยชน์โดยปราศจากการจัดการที่ดี การใช้เทคนิคทางด้านวนวัฒนวิธี เช่นการปลูกไม้เสริมป่า เพื่อช่วยปรับปรุงโครงสร้างของป่า และการเลือกชนิดพันธุ์ไม้มีค่าทางเศรษฐกิจซึ่งเป็นพันธุ์ไม้ประจำถิ่น มีการสืบพันธุ์ตามธรรมชาติค่อนข้างต่ำหรือแม่ไม้ถูกตัดออกเป็นจำนวนมากมาปลูก รวมถึงการใช้วนวัฒนวิธีให้เหมาะสมต่อสภาพพื้นที่และปัจจัยแวดล้อมเพื่อทำการปลูกเสริม เพื่อให้ป่ามีโครงสร้าง บทบาท หน้าที่ และความหลากหลายทางชีวภาพใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ เทคนิคและวิธีปฏิบัติ

จะช่วยลดขั้นตอนการทดแทนตามธรรมชาติโดยอาศัยความรู้พื้นฐานในเรื่องของระบบนิเวศและวนวัฒนวิธีเข้ามาช่วยให้ป่าฟื้นฟูสู่สภาพเดิมโดยเร็วยิ่งขึ้น

พื้นที่สถานีวิจัยวนเกษตรตราดมีการปลูกสร้างสวนป่าไม้กระยาเลยตามเงื่อนไขสัมปทานตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2520 โดยบริษัทตราดทำไม้จำกัด ลักษณะของป่าจะเป็นป่าดิบชื้นมีไม้เบิกนำ ได้แก่ มะเดื่อปล้อง ตะแบกแดง มะเดื่อน้ำ และ จิกนม ขึ้นแทรก ซึ่งไม้เบิกนำเหล่านี้เมื่อถึงเวลาหนึ่งจะตายทำให้เกิดช่องว่างขึ้นในป่า ซึ่งบริเวณช่องว่างนี้สามารถประยุกต์ใช้วนวัฒนวิธีในการฟื้นฟูป่าโดยการปลูกเสริมป่า ซึ่งไม้มีค่าทางเศรษฐกิจที่นำมาทดลองปลูกเสริมในครั้งนี้ ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และ กฤษณา โดยทั้ง 3 ชนิดถือได้ว่าเป็นไม้เด่นและค่อนข้างมีความสำคัญสุดในพื้นที่ป่าดิบชื้น

ในการศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาอัตราการรอดตาย และการเติบโตของกล้าไม้ 3 ชนิดที่ปลูกเสริมในสวนป่าผสมอายุ 24 ปี ตามการปกคลุมของเรือนยอด เพื่อใช้เป็นแนวทางในการฟื้นฟู และปลูกไม้เสริมป่าที่เหมาะสม ดังนั้นจึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องมีการศึกษาในเรื่องดังกล่าว ซึ่งจะเป็นแนวทางการฟื้นฟูป่าต่อไปในอนาคต

อุปกรณ์และวิธีการ

1. การเตรียมแปลงทดลอง

1.1 คัดเลือกพื้นที่วางแปลงทดลองโดยพยายามเลือกพื้นที่ซึ่งมีสภาพภูมิประเทศใกล้เคียงกัน และมีความหนาแน่นของต้นไม้ไม่แตกต่างกันมากนัก วางแปลงทดลองจำนวน 9 แปลง เนื้อที่แปลงละ 1 ไร่ (40x40 เมตร)

1.2 คัดเลือกชนิดไม้ที่จะนำมาปลูกเสริม ในที่นี้ได้กำหนดชนิดไม้ที่จะปลูกเสริมทั้งหมด 3 ชนิด ได้แก่ ตะเคียนทอง (Hopea odorata) ยางนา (Dipterocarpus alatus) และกฤษณา (Aquilaria crassna) โดยใช้ระยะการปลูก 4 X 4 เมตร ในการปลูกเสริม

1.3 วางแผนการทดลองแบบสุ่มตลอด แบ่งออกเป็น 3 ทรีทเมนต์ โดยในแต่ละทรีทเมนต์จะมีทั้งหมด 3 ซ้ำ ได้แก่

1.3.1 ไม่มีการปลูก (แปลงควบคุม)

1.3.2 ปลูกเสริมเป็นระบบแถว ซึ่งไม้แต่ละชนิดจะปลูกเป็นแถวสลับกัน และในแต่ละแถวเป็นไม้ชนิดเดียวกัน

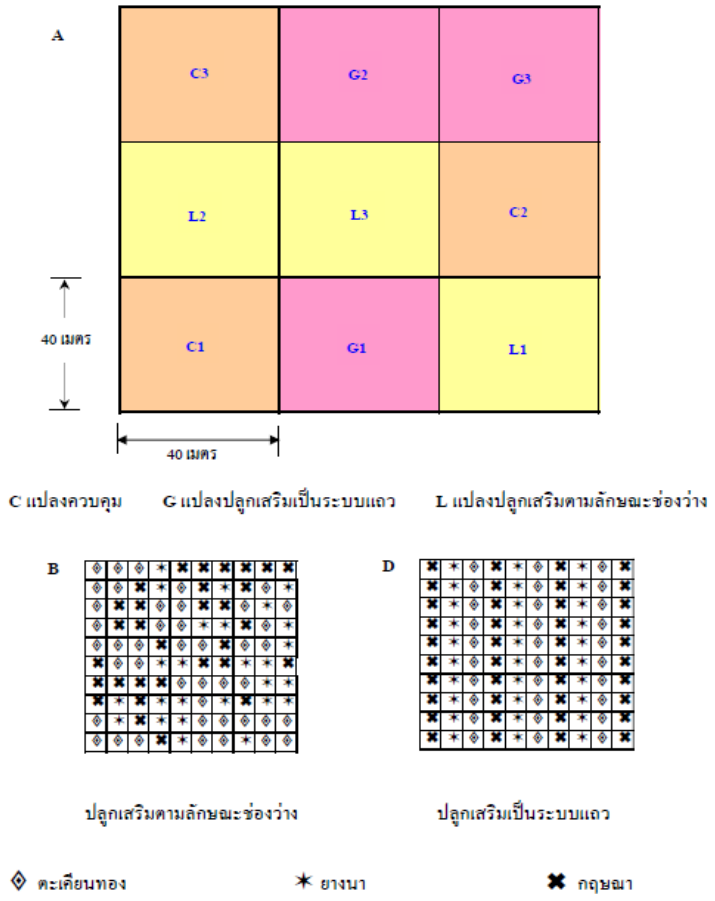
1.3.3 ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง โดยจำแนกลักษณะของช่องว่างตามการปกคลุมของเรือนยอดเป็น 3 แบบ คือ

- ลักษณะพื้นที่เปิดโล่งไม่มีการปกคลุมของเรือนยอดไม้เดิมเป็นช่องว่าง (gap)
- พื้นที่อยู่ภายใต้ต้นไม้ที่มีความสูงไม่ถึงครึ่งหนึ่งของไม้เรือนยอดเด่นทำให้มีแสงปานกลาง (semigap)

- พื้นที่อยู่ภายใต้ร่มเงาของไม้ที่มีความสูงมากกว่าครึ่งของความสูงของไม้เรือนยอดเด่นทำให้มีร่มเงาจากเรือนยอดที่ปกคลุม (shade)

1.4 การปลูกไม้เสริมป่าชนิดไม้ที่คัดเลือกเพื่อนำมาปลูกเสริม ในที่นี้ได้กำหนดชนิดไม้ปลูกเสริมทั้งหมด 3ชนิด แบ่งออกเป็น 3 ทรีทเมนต์ โดยในแต่ละทรีทเมนต์จะมีทั้งหมด 3 ซ้ำ ได้แก่ ตะเคียนทองปลูกในพื้นที่เปิดโล่ง ยางนาปลูกในพื้นที่มีแสงปานกลาง และ กฤษณาปลูกใต้ร่มเงาจากเรือนยอดที่ปกคลุม

1.5 กำจัดวัชพืชอย่างต่อเนื่อง และเก็บข้อมูลการเติบโตของกล้าไม้ 3 ชนิด ตั้งแต่เริ่มปลูก



ภาพที่ 1 A แปลงทดลองการปลูกไม้เสริมป่า 9 แปลง มีพื้นที่แปลงละ 1 ไร่ แบ่งออกเป็น 3 ทรีทเมนต์ B ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และ D ปลูกเสริมเป็นระบบแถว

2. การเก็บรวบรวมข้อมูล

2.1 จดบันทึกชนิดพันธุ์ไม้ วัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอก (DBH) ตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป และ ความสูงของต้นไม้ (Height) ตำแหน่งของต้นไม้ ความกว้างของเรือนยอด วาดภาพการปกคลุมของเรือนยอด ถ่ายภาพการปกคลุม ของเรือนยอดแบบ Hemispherical photography โดยใช้ Fish eye lens และนำมาวิเคราะห์โดยใช้ โปรแกรม Hemiviews

2.2 วัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน และความสูงทั้งหมดของกล้าไม้ทั้ง 3 ชนิด

3. การวิเคราะห์ข้อมูล

3.1 ลักษณะโครงสร้างของสวนป่าผสม

3.1.1 ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ยและความสูงเฉลี่ย

3.1.2 ดัชนีความสำคัญ (importance value index, IVI)

3.1.3 อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ (relative growth rate; RGR) และอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (absolute growth rate; AGR) ของเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกเฉลี่ยและความสูงเฉลี่ย

3.1.4 การแบ่งชั้นความสูงตามแนวดิ่ง (Profile diagram)

3.1.5 การปกคลุมของเรือนยอด โดยการใช้ dot grid (100 จุด ต่อ 4 ตารางเซนติเมตร)

3.2 การวิเคราะห์อัตราการรอดตายและการเติบโตของกล้าไม้ 3 ชนิดที่ปลูกเสริมในสวนป่าผสม อายุ 24 ปี

3.2.1 ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน (D0) ความสูงทั้งหมด (height)

3.2.2 อัตราการรอดตาย (ร้อยละ)

3.2.3 ความเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย (increment D0)

3.2.4 อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ (RGR) และอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (AGR) ของเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย (D0) และ ความสูงเฉลี่ย

4. ระยะเวลาในการศึกษา พ.ศ.2545-2553

ผลการศึกษา

1. ลักษณะโครงสร้างและความเพิ่มพูนของหมู่ไม้ในแปลงสวนป่าผสม

จำนวนชนิดพันธุ์ของพรรณไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไปในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 พบพรรณไม้ 33 - 34 วงศ์ (Family) จำนวน 80 ชนิด (Species) แต่มีความแตกต่างของชนิดพันธุ์ เช่น สองสลึง จิกมัน ไข่ปลา ชันพู่ พบในปี พ.ศ.2545 แต่ไม่พบในปี พ.ศ. 2548 และพรรณไม้ที่พบเฉพาะในปี พ.ศ. 2548 คือจิกดง มะซ่าน เต้าหลวง และไม่สามารถระบุชนิดได้อีก 1 ชนิด เมื่อเปรียบเทียบกับจำนวนชนิดพันธุ์กับป่าดิบชื้นในพื้นที่ต่าง ๆ ของประเทศไทยพบว่ามีค่าน้อยกว่า ซึ่งมีจำนวนชนิดอยู่ระหว่าง 82 - 135 ชนิด (พงษ์ธร, 2532; ระเบียบ, 2545; สมบูรณ์, 2529; Glumphabutr , 2004)

ความหนาแน่นของพรรณไม้ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีค่าอยู่ระหว่าง 640 - 1,238 ต้นต่อเฮกแตร์ และ606 - 1,156 ต้นต่อเฮกแตร์ ตามลำดับ โดยพรรณไม้ส่วนใหญ่เป็นกลุ่มของ เหรียง (Parkia timoriana) มะเดื่อปล้อง (Ficus hispida) อินทนิลน้ำ (Lagerstroemia speciosa) และอินทนิลบก (L. macrocarpa) เมื่อเปรียบเทียบป่าดิบชื้นในพื้นที่ต่าง ๆ ของประเทศไทยพบว่าความหนาแน่นมีค่าน้อยกว่า ซึ่งมีความหนาแน่นอยู่ระหว่าง 818-1,546 ต้นต่อเฮกแตร์ (พงษ์ธร, 2532;ระเบียบ, 2545; สมบูรณ์, 2529; Glumphabutr , 2004)

ร้อยละพื้นที่หน้าตัดต่อพื้นที่แปลงของพรรณไม้ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีค่าอยู่ระหว่างร้อยละ 0.08 - 0.25 และร้อยละ 0.09 - 0.29ตามลำดับ โดยเปอร์เซ็นต์พื้นที่หน้าตัดต่อพื้นที่แปลงที่พบมีค่าน้อยกว่าป่า

ดิบชื้นในพื้นที่ภาคตะวันออกของประเทศไทยที่มีค่าอยู่ระหว่างร้อยละ 0.28 - 0.49 (พงษ์ธร, 2532; ระเบียบ, 2545; สมบูรณ์, 2529; Glumphabutr , 2004)

จากการวิเคราะห์การเติบโตของพรรณไม้ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกเฉลี่ยอยู่ระหว่าง 9.63 - 12.55 เซนติเมตร และ 11.33 - 14.00 เซนติเมตร ตามลำดับ โดยมีลักษณะการกระจายของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกในลักษณะ L-shape คือจะมีการกระจายในชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางที่มีขนาดเล็กและมีเป็นจำนวนมากและลดลงเมื่อมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางใหญ่ขึ้น สามารถแบ่งขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางออกได้เป็น 6 ชั้น และพบว่าส่วนใหญ่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกอยู่ในชั้น 4.5 - 10.5 เซนติเมตร

อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ (RGR_{DBH}) ของพรรณไม้ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีค่าอยู่ระหว่าง 0.018 - 0.054 เซนติเมตรต่อปี และอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (AGR_{DBH}) มีค่าอยู่ระหว่าง 0.23 - 0.57 เซนติเมตรต่อปี

การเติบโตทางความสูงของพรรณไม้ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีค่าอยู่ระหว่าง 8.20 - 10.06 เมตร และ 8.48 - 12.58 เมตรตามลำดับ และจากการวิเคราะห์อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ทางความสูง (RGR_H) ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 มีค่าอยู่ระหว่าง 0.005 - 0.099 เมตรต่อปี และอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ (AGR_H) มีค่าอยู่ระหว่าง 0.05 - 1.06 เมตรต่อปี

ลักษณะโครงสร้างและความเพิ่มพูนของหมู่ไม้ในแปลงสวนป่าผสมแสดงดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 สรุปลักษณะในเชิงปริมาณของพรรณไม้ในสวนป่าผสม สำหรับต้นไม้ที่ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไปในปี พ.ศ. 2545 และ พ.ศ. 2548

ลักษณะเชิงปริมาณ	แปลงควบคุม		ปลูกเสริมเป็นระบบแถว		ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง	
	พ.ศ. 2545	พ.ศ. 2548	พ.ศ. 2545	พ.ศ. 2548	พ.ศ. 2545	พ.ศ. 2548
จำนวนชนิดพันธุ์	46	49	51	49	57	56
ความหนาแน่นเฉลี่ย (ต้นต่อเฮกแตร์)	926	888	864	793	961	906
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย (ซม.)	11.00	12.57	11.55	12.55	11.65	13.02
ความสูงเฉลี่ย(เมตร)	9.09	10.57	9.41	11.51	9.60	10.25
พื้นที่หน้าตัดต่อพื้นที่แปลง (%)	0.15	0.18	0.15	0.23	0.15	0.18
AGR_{DBH} ($cm.yr.^{-1}$)	0.518		0.351		0.453	
RGR_{DBH} ($cm.cm^{-1}.yr.^{-1}$)	0.044		0.029		0.037	
AGR_H ($cm.yr.^{-1}$)	0.494		0.705		0.217	
RGR_H ($cm.cm^{-1}.yr.^{-1}$)	0.047		0.067		0.020	

เรือนยอดที่ 1 เป็นชั้นเรือนยอดที่สูงสุด มีลักษณะของการปกคลุมของเรือนยอดที่ไม่ต่อเนื่องกันปรากฏเป็นเรือนยอดชั้นบนสุด มีความสูงของเรือนยอดตั้งแต่ 21 เมตรขึ้นไป ไม้ในเรือนยอดนี้ ได้แก่ อินทนิลบก อินทนิลน้ำ เหรียง ตะแบกแดง กระทุ่ม อะราง สองสลึง (Lophopetalum duperreanum) ซึ่งเป็นพันธุ์ไม้เด่นในสังคมป่าบริเวณนี้

เรือนยอดที่ 2 เป็นชั้นเรือนยอดที่อยู่ชั้นบนของสังคมที่อยู่ต่ำลงมาจากชั้นเรือนยอดบนสุดมีความสูงตั้งแต่ 12-21 เมตร ลักษณะของไม้ในชั้นเรือนยอดนี้มีการปกคลุมของเรือนยอดไม่ต่อเนื่องกัน หรือมีความต่อเนื่องกันเล็กน้อย ไม้ในชั้นเรือนยอดนี้ได้แก่ อินทนิลบก อินทนิลน้ำ ตะแบกแดง เหรียง มะเดื่อปล้อง มะเดื่อน้ำ (Ficus ischnopoda) เป็นต้น

เรือนยอดที่ 3 พันธุ์ไม้ในชั้นเรือนยอดนี้มีลักษณะการปกคลุมเรือนยอดหนาแน่น มีความต่อเนื่องกันอย่างชัดเจน มีความสูงน้อยกว่า 12 เมตร ไม้ในชั้นเรือนยอดนี้ประกอบด้วย ตะแบกแดง อินทนิลบก มะเดื่อปล้อง จิกนม ขี้หนอน (Maesa ramentacea) เป็นต้น และพบกล้าไม้เป็นไม้พื้นล่างจำนวนมาก

การปกคลุมของเรือนยอด

ร้อยละการปกคลุมของเรือนยอดของต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป วัดโดยวิธีการใช้ dot grid พบว่าในปี พ.ศ. 2545 มีร้อยละการปกคลุมอยู่ระหว่าง 21.96 – 74.82 โดยพบว่าแปลงควบคุม (C1) มีค่าการปกคลุมของเรือนยอดสูงสุดคือร้อยละ 74.82 ส่วนแปลงควบคุม (C3) มีค่าการปกคลุมของเรือนยอดน้อยที่สุดโดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 21.96 ในปี พ.ศ. 2548 มีเปอร์เซ็นต์การปกคลุมอยู่ระหว่าง ร้อยละ 32.86 – 82.75 โดยพบว่าแปลงควบคุม (C1) มีค่าการปกคลุมของเรือนยอดสูงสุดคือร้อยละ 75.00 ส่วนแปลงควบคุม (C3) มีค่าการปกคลุมของเรือนยอดน้อยที่สุด โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 32.86

2. อัตราการเติบโตของไม้ปลูกเสริมในสวนป่าผสม

อัตราการรอดตาย ของไม้ปลูกเสริม ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และ กฤษณา ในปี พ.ศ. 2545ถึงปี พ.ศ. 2548 ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีอัตราการรอดตายร้อยละ 97, 95 และ 97 ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวมีอัตราการรอดตายร้อยละ 94, 96.5 และ 95.5 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบระหว่างการปลูกตามลักษณะช่องว่างและปลูกเป็นระบบแถว พบว่าอัตราการรอดตายในแต่ละปีมีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มลดลง เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ เมื่อเปรียบเทียบความเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย พบว่าปลูกตามลักษณะช่องว่างมีความเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยมากกว่าปลูกเป็นระบบแถว ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.21 และ 0.13 (ตารางที่ 2)

ตารางที่ 2 อัตราการรอดตาย และความเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยของไม้ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และปลูกเป็นระบบแถว

ชนิด	อัตราการรอดตาย (%)		ความเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย (ซม.)	
	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว
ตะเคียนทอง	97	94	0.25	0.10
ยางนา	95	96.5	0.11	0.13
กฤษณา	97	95.5	0.26	0.15
เฉลี่ย	96.33	95.33	0.21	0.13
T -Test	0.904 ns		1.56 ns	

หมายเหตุ ตัวเลขที่มีอักษรแตกต่างกันในแนวตั้งแสดงความแตกต่างกันทางสถิติ จากการทดสอบโดยใช้ Paired – Simple T Test

ns หมายถึง มีความแตกต่างอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยไม้ปลูกเสริมได้แก่ตะเคียนทอง ยางนา และกฤษณา ในปี พ.ศ. 2545 ถึงปี พ.ศ. 2548 ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย 0.59 เซนติเมตร 0.56 เซนติเมตร และ 1.09 เซนติเมตร ตามลำดับ และปลูกเสริม เป็นระบบแถวมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย 0.45 เซนติเมตร 0.59 เซนติเมตร และ 0.88 เซนติเมตร ตามลำดับ ดังตารางที่ 3 และพบว่าเมื่อปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยมากกว่าปลูกเสริมเป็นระบบแถว เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ และพบว่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยกฤษณามีค่าสูงสุด รองลงมายางนา และตะเคียนทอง ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกัน

ความสูงเฉลี่ยไม้ปลูกเสริม ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และ กฤษณา ในปี พ.ศ. 2545 ถึงปีพ.ศ.2548 โดยปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีความสูงเฉลี่ย 41.70 เซนติเมตร 40.45 เซนติเมตร และ 92.36 เซนติเมตร ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวมีความสูงเฉลี่ย 40.18 เซนติเมตร 39.48 เซนติเมตร และ 79.51 เซนติเมตร ตามลำดับ ดังตารางที่ 3 และพบว่าเมื่อปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีความสูงเฉลี่ยมากกว่าปลูกเสริมเป็นระบบแถว เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ และพบว่าความสูงเฉลี่ยของกฤษณามีค่าสูงสุด รองลงมายางนา และตะเคียนทอง ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกัน

ตารางที่ 3 ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย และความสูงเฉลี่ย ของไม้ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และปลูกเสริมเป็นระบบแถว

ชนิด	ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ย(ซม.)		ความสูงเฉลี่ย (ซม.)	
	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว
ตะเคียนทอง	0.59	0.45	41.70	40.18
ยางนา	0.56	0.59	40.45	39.48
กฤษณา	1.09	0.88	92.36	79.51
เฉลี่ย	0.75	0.64	58.17	53.06
T -Test	1.497 ns		1.32 ns	

หมายเหตุ ตัวเลขที่มีอักษรแตกต่างกันในแนวตั้งแสดงความแตกต่างกันทางสถิติ จากการทดสอบโดยใช้ Paired – Simple T Test

ns หมายถึง มีความแตกต่างอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

จากการเก็บข้อมูลการเติบโตของไม้พื้นเมืองทั้ง 3 ชนิดต่อเนื่องมาถึงปีพ.ศ. 2553 โดยพิจารณาการเจริญเติบโตโดยภาพรวมพบว่าไม้กฤษณาสามารถเติบโตได้เร็วกว่าไม้ตะเคียนทองและไม้ยางนาสองเท่าและสามเท่าตามลำดับ ทั้งการเจริญทางด้านความโตและความสูง (ตารางที่ 4)

ตารางที่ 4 การเติบโตของกล้าไม้พื้นเมืองทั้ง 3 ชนิด ตั้งแต่พ.ศ.2545-พ.ศ.2553

ชนิด	2548			2549		2550		2552		2553	
	Survival (%)	Do	Ht	Do	Ht	Do	Ht	Do	Ht	Do	Ht
กฤษณา	89.4	1.32	1.26	1.92	1.74	2.14	2.15	3.14	2.94	3.31	3.20
ตะเคียนทอง	94.02	0.59	0.55	0.81	0.74	0.84	0.84	0.91	0.93	1.00	0.99
ยางนา	90.41	0.79	0.61	0.92	1.05	1.12	0.99	1.37	1.15	1.57	1.26

หมายเหตุ Do คือ เส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน (เซนติเมตร)

Ht คือ ความสูงทั้งหมด (เมตร)

การวิเคราะห์อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน ของไม้ปลูกเสริม ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และ กฤษณา พบว่าปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีค่าเท่ากับ 0.42 0.24 และ 0.26 ตามลำดับ ปลูกเสริมเป็นระบบแถวมีค่าเท่ากับ 0.25 0.24 และ 0.20 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบระหว่างการปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และปลูกเสริมเป็นระบบแถว พบว่าอัตราการเติบโตสัมพัทธ์ในแต่ละปีมีค่าใกล้เคียงกัน และพบว่าตะเคียนทองมีค่าสูงสุดระหว่างปี พ.ศ. 2547 – 2548 เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ดังตารางที่ 5

จากการวิเคราะห์อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ความสูงของไม้ปลูกเสริม ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และกฤษณา พบว่าปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างมีค่าเท่ากับ 0.27 0.28 และ 0.27 ตามลำดับ ปลูกเสริมเป็นระบบแถวมีค่าเท่ากับ 0.25 0.29 และ 0.22 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบระหว่างการปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างและปลูกเสริมเป็นระบบแถว พบว่าอัตราการเติบโตสัมพัทธ์ในแต่ละปีมีค่าใกล้เคียงกัน เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ดังตารางที่ 5

ตารางที่ 5 อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดิน และความสูงของไม้ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และปลูกเสริมเป็นระบบแถว

ชนิด	RGR_{Do}		RGR_{H}	
	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว	ปลูกตามลักษณะช่องว่าง	ปลูกเป็นระบบแถว
ตะเคียนทอง	0.42	0.25	0.27	0.25
ยางนา	0.24	0.24	0.28	0.29
กฤษณา	0.26	0.20	0.27	0.22
เฉลี่ย	0.31	0.23	0.27	0.25
T -Test	1.40 ns		1.16 ns	

หมายเหตุ ตัวเลขที่มีอักษรแตกต่างกันในแนวตั้งแสดงความแตกต่างกันทางสถิติ จากการทดสอบโดยใช้ Paired – Simple T Test

ns หมายถึง มีความแตกต่างอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

สรุป

1. ลักษณะโครงสร้างและความเพิ่มพูนของหมู่ไม้ในแปลงสวนป่าผสม

ลักษณะโครงสร้างของหมู่ไม้ในแปลงสวนป่าผสม ของไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป ในปี พ.ศ. 2545 และ ปี พ.ศ. 2548 พบพรรณไม้ 33 - 34 วงศ์ จำนวน 80 ชนิด แต่มีความแตกต่างของชนิดพันธุ์ เช่น สองสลึง จิกมัน ไข่ปลา ชันพู่ พบในปี พ.ศ. 2545 แต่ไม่พบในปี พ.ศ. 2548 และพรรณไม้ที่พบเฉพาะในปี พ.ศ. 2548 คือ จิกดง มะซ่าน เต้าหลวง และไม่สามารถระบุชนิดได้อีก 1 ชนิด ความหนาแน่นเฉลี่ย 917 ต้นต่อเฮกแตร์ และ 862 ต้นต่อเฮกแตร์ ความหนาแน่นมีค่าลดลงเนื่องจากพรรณไม้ที่มีความหนาแน่นสูง เช่น เหรียง มีจำนวนลดลง ร้อยละพื้นที่หน้าตัดต่อพื้นที่แปลงเฉลี่ย 0.15 และ 0.17 ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกเฉลี่ย 11.40 เซนติเมตร และ 12.41 เซนติเมตร อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.037 เซนติเมตรต่อเซนติเมตรต่อปี อัตราการเติบโตสัมบูรณ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.44 เซนติเมตรต่อปี ความสูงเฉลี่ย 9.37 เมตร และ 10.78 เมตร อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ทางความสูงเฉลี่ย 0.045 เมตรต่อเมตรต่อปี อัตราการเติบโตสัมบูรณ์ความสูงเฉลี่ย 0.47 เมตรต่อปี

ลักษณะการกระจายของเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกส่วนใหญ่มีค่า 4.5-10.5 เซนติเมตร มีลักษณะการกระจายของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกในลักษณะ L-shape พรรณไม้ที่มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด คือ เหรียง และ มะเดื่อปล้อง พรรณไม้ที่พบส่วนใหญ่เป็นกลุ่มของเหรียง ตะแบกแดง มะเดื่อปล้อง อินทนิลน้ำ อินทนิลบก มะเดื่อน้ำ กระทุ่ม จากค่าดัชนีความสำคัญแสดงให้เห็นว่าพรรณไม้ดั้งเดิมสามารถแข่งขันกับไม้เบิกนำได้ มีการทดแทนและเติบโตได้ดี การจัดเรียงตัวตามแนวดิ่งของชั้นเรือนยอดของไม้ที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับความสูงเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไปสามารถแบ่งได้เป็น 3 ชั้นเรือนยอด โดยเรือนยอดชั้นที่ 1 มีความสูงตั้งแต่ 21 เมตร ขึ้นไป เรือนยอดชั้นที่ 2 มีความสูงตั้งแต่ 12-21 เมตร และเรือนยอดชั้นที่ 3 มีความสูงน้อยกว่า 12 เมตร พรรณไม้เรือนยอดชั้นที่ 1 ได้แก่ อินทนิลบก อินทนิลน้ำ เหรียง ตะแบกแดง เป็นต้น มีค่าการปกคลุม เรือนยอดอยู่ระหว่าร้อยละ 22-75 และ 33-83 ตามลำดับ ค่าดัชนีพื้นที่ผิวใบเฉลี่ย 1.96 และ 2.05 ผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมดเฉลี่ย 167.84 ตันต่อเฮกแตร์ และ 181.50 ตันต่อเฮกแตร์ อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ของผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมดเฉลี่ย 0.028 ตันต่อตันต่อปี และอัตราการเติบโตสัมบูรณ์ของผลผลิตมวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมดเฉลี่ย 4.55 ตันต่อต่อปี

จากผลการศึกษาชนิดไม้ที่ขึ้นมาทดแทนส่วนใหญ่เป็นชนิดที่นำเข้ามาปลูกทดแทนสัมปทาน ได้แก่ เหรียง อินทนิลน้ำ และ กระทุ่ม เป็นต้น เมื่อเวลาผ่านไปพบว่าไม้ที่นำมาปลูกเติบโตได้น้อยกว่าไม้เบิกนำบางชนิด เช่น มะเดื่อปล้อง ตะแบกแดง มะเดื่อน้ำ จิกนม ซึ่งลักษณะป่าเป็นป่าดิบชื้นรุ่น ไม้เบิกนำเหล่านี้เมื่อถึงเวลาหนึ่งจะตายทำให้เกิดช่องว่างขึ้นในป่า ซึ่งบริเวณช่องว่างนี้สามารถประยุกต์ใช้วนวัฒนวิธีในการฟื้นฟูป่าเพื่อนำไม้ดั้งเดิมกลับมา การปลูกเสริมจึงเป็นวนวัฒนวิธี อีกวิธีการหนึ่งที่ช่วยในการฟื้นฟูป่าให้มีไม้ดั้งเดิมกลับมา ซึ่งไม้มีค่าทางเศรษฐกิจที่นำมาทดลองปลูกเสริมในครั้งนี้ได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และกฤษณา โดยทั้ง 3 ชนิดถือได้ว่าเป็นไม้เด่นและค่อนข้างมีความสำคัญสุดในพื้นที่ป่าดิบชื้น

2. อัตราการเติบโตของไม้ปลูกเสริมในสวนป่าผสม

อัตราการรอดตายและการเติบโตของกล้าไม้ทั้ง 3 ชนิดได้แก่ ตะเคียนทอง ยางนา และกฤษณา ในปี พ.ศ. 2545 ถึงปี พ.ศ. 2548 มีอัตราการรอดตายเฉลี่ยเมื่อปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับร้อยละ 97, 95 และ 97 ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับร้อยละ 94, 96.5 และ 95.5 ตามลำดับ ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่

ระดับชิดดินเฉลี่ยปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับ 0.59 ซม. 0.56 ซม. และ 1.09 ซม. ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับ 0.45 ซม. 0.59 ซม. และ 0.88 ซม. ตามลำดับ ความสูงเฉลี่ยปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับ 41.70 ซม. 40.45 ซม. และ 92.36 ซม. ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับ 40.18 ซม. 39.48 ซม. และ 79.51 ซม. ตามลำดับ ความเพิ่มพูนทางด้านเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับ 0.25 ซม. 0.11 ซม. และ 0.26 ซม. ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับ 0.10 ซม. 0.13 ซม. และ 0.15 ซม. ตามลำดับ อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับชิดดินเฉลี่ยปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับ 0.42 0.24 และ 0.26 ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับ 0.25

0.24 และ 0.20 ตามลำดับ อัตราการเติบโตสัมพัทธ์ของความสูงเฉลี่ย ปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่างเท่ากับ 0.27 0.28 และ 0.27 ตามลำดับ และปลูกเสริมเป็นระบบแถวเท่ากับ 0.25 0.29 และ 0.22 ตามลำดับ จากการเติบโตของกล้าไม้ทั้ง 3 ชนิด ระหว่างการปลูกเสริมตามลักษณะช่องว่าง และปลูกเสริมเป็นระบบแถว เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ แต่อย่างไรก็ตามแนวโน้มการปลูกเสริมโดยคำนึงถึงลักษณะช่องว่างเติบโตดีกว่าการปลูกเสริมเป็นระบบแถว

ข้อเสนอแนะ

1. จากผลการศึกษาการปลูกไม้เสริมป่า เมื่อทดสอบค่าทางสถิติพบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ดังนั้นการปลูกไม้เสริมป่าภายใต้สภาพป่าที่มีลักษณะโครงสร้างดังกล่าว ควรจะปลูกโดยคำนึงถึงลักษณะของช่องว่าง ซึ่งพันธุ์ไม้แต่ละชนิดจะเติบโตได้ดีภายใต้ช่องว่างระหว่างเรือนยอดและปัจจัยแวดล้อมภายใต้เรือนยอดที่แตกต่างกัน

2. จากผลการศึกษากฤษณามีการเติบโตได้ดี ควรส่งเสริมปลูกกฤษณาเนื่องจากเป็นไม้มีค่าทางเศรษฐกิจและในป่าธรรมชาติมีจำนวนลดลงจากการลักลอบตัดไม้

3. การศึกษาการเติบโตของไม้ปลูกเสริมทั้ง 3 ชนิดควรมีการเก็บข้อมูลอย่างต่อเนื่องในระยะยาวเพื่อสามารถคาดการณ์แนวโน้มการเติบโตได้อย่างถูกต้อง

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

พงศ์ธร บรรณโศภิษฐ์. 2532. **ขบวนการสืบพันธุ์ในป่าดิบชื้นเขาสก จังหวัดสุราษฎร์ธานี.** วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

ระเบียบ ศรีกงพาน. 2545. **โครงสร้างสังคมพืชป่าไม้ในอุทยานแห่งชาติเขาคิชฌกูฏ จังหวัดจันทบุรี**. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สมบูรณ์ กีรติประยูร. 2529. **การศึกษาเพื่อเปรียบเทียบโครงสร้างของป่าดงดิบชื้นที่มีหวาย.**วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

Glumphabutr, P. 2004. **Nutrients dynamics of natural evergreen forest of Thailand**. B.S. Thesis. Graduate school, Kasetsart University.

ความเจริญเติบโตและการแข่งขันของเถาวัลย์ในป่าธรรมชาติ ณ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน

Growth and Competition of Woody Lianas in Natural Forest at Kaeng Krachan National Park

ชิงชัย วิริยะบัญชา[1] ภาณุมาศ ลาดปาละ[1] และวัฒนา ศักดิ์ชูวงษ์[2]

บทคัดย่อ

ความเจริญเติบโตและการแข่งขันของเถาวัลย์ในป่าธรรมชาติ ทำการศึกษาในพื้นที่ป่าดิบแล้ง ณ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี จากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ จำนวน 9 แปลง แบ่งเป็นพื้นที่ที่มีเถาวัลย์หนาแน่นจำนวน 6 แปลง และพื้นที่ป่าธรรมชาติจำนวน 3 แปลง ในแปลงตัวอย่างถาวรวัดข้อมูลความเจริญเติบโตของต้นไม้ใหญ่และเถาวัลย์ที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางระดับอก (Diameter at Breast Height, DBH) ≥ 4.5 เซนติเมตร พร้อมวัดตำแหน่งของต้นไม้ทุกต้นรวมถึงต้นไม้ที่ตาย และวัดความสูงของต้นไม้ทุกต้นในแปลงตัวอย่าง ภายในแปลงตัวอย่างถาวรแต่ละแปลงทำการวางแปลงย่อยขนาด 4X4 เมตร จำนวน 4 แปลง วางเป็นระบบจากมุมแปลงด้านล่างซ้ายทะแยงมุมไปทางมุมแปลงด้านขวา เพื่อใช้ในการเก็บข้อมูลไม้หนุ่มและเถาวัลย์ที่มีขนาด DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร และมีความสูงมากกว่า 1.30 เมตร

ทำการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์โดยตัดเถาวัลย์ตัวอย่างจำนวน 26 ต้น จาก 16 ชนิด ขนาด DBH ระหว่าง 0.39 - 18.10 เซนติเมตร พบว่ามีความสัมพันธ์ระหว่างมวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมด (Aboveground Biomass, AGB) กับขนาด DBH ในรูปสมการแอลโลเมตริก ดังนี้

$$AGB = 0.8622 (DBH)^{2.0210} \qquad R^2 = 0.9533 \qquad N = 26$$

เมื่อเปรียบเทียบมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้และเถาวัลย์ทุกขนาด พบว่าแปลงตัวอย่างที่มีเถาวัลย์หนาแน่นจำนวนทั้ง 6 แปลง จะมีมวลชีวภาพของเถาวัลย์ระหว่าง 6.222 - 9.961 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 8.257 ± 1.602 ตัน/ไร่ ขณะที่มวลชีวภาพของต้นไม้มีค่าระหว่าง 6.767 - 19.392 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 11.224 ± 4.545 ตัน/ไร่ ส่วนในป่าธรรมชาติทั้ง 3 แปลง จะมีมวลชีวภาพของเถาวัลย์ระหว่าง 4.063 - 4.731 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 4.340 ± 0.348 ตัน/ไร่ ขณะที่มวลชีวภาพของต้นไม้มีค่าระหว่าง 25.886 - 32.284 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 28.295 ± 3.480 ตัน/ไร่

ความเพิ่มพูนของมวลชีวภาพเหนือพื้นดินในช่วง 4-5 เดือนแรก พบว่าความเพิ่มพูนของต้นไม้ในแปลงป่าธรรมชาติทุกแปลงจะมีค่าสูงกว่าความเพิ่มพูนของเถาวัลย์ โอกาสที่เถาวัลย์จะรุกรานไม้ยืนต้นจึงมีค่อนข้างน้อย ขณะที่ความเพิ่มพูนของต้นไม้ทุกขนาดในแปลงเถาวัลย์หนาแน่น แปลง KM3-2 KM8-2 และ KM15-2 จะมีค่าน้อยกว่าความเพิ่มพูนของเถาวัลย์ในแปลงเดียวกันอย่างเด่นชัด ขณะที่การแก่งแย่งความเจริญเติบโตของต้นไม้ในแปลง KM3-2 และ KM15-2 จะสู้กับเถาวัลย์ไม่ได้ จึงอาจต้องให้ความช่วยเหลือแปลงประเภทนี้ ยกเว้นแปลง KM8-2 ที่มีองค์ประกอบของหมู่ไม้ที่ดีกว่าทั้ง 2 แปลง เนื่องจากมีจำนวนมวลชีวภาพของต้นไม้ที่มากกว่าจำนวนต้นของไม้ใหญ่มีมากกว่า และความสูงเฉลี่ยของต้นไม้สูงกว่า แม้ความเพิ่มพูนของต้นไม้จะสู้กับเถาวัลย์ในปัจจุบันไม่ได้แต่หมู่ไม้น่าจะมีโอกาสในการพัฒนาต่อไปได้โดยไม่ต้องดำเนินการใดๆ

ความเป็นมา/ความสำคัญ

เถาวัลย์เนื้อแข็ง (woody lianas, woody vines) คือพืชไม้เลื้อยที่มีเนื้อแข็งที่ต้องอาศัยเกาะไม้ยืนต้นเพื่อการดำรงชีพ จัดว่ามีความสำคัญและเป็นส่วนหนึ่งขององค์ประกอบในระบบนิเวศป่าเขตร้อน โดยมีจำนวนประมาณ 10-45% ของปริมาณต้นไม้ในป่า (Laura *et al*., 2010) เถาวัลย์เนื้อแข็งมีการดำรงชีพโดยแข่งขันกับต้นไม้ในป่าในแง่ของการแก่งแย่งน้ำ อาหาร และแสงสว่าง การเกาะอาศัยต้นไม้ทำให้น้ำหนักของเถาวัลย์กดทับ ทำให้ต้นไม้อ่อนแอและลดความสมบูรณ์ลง ในกรณีที่เถาวัลย์มีจำนวนมากและปกคลุมหนาแน่นจะทำให้ต้นไม้เสี่ยงต่อการหักโค่น และตายได้ มีหลักฐานทางวิทยาศาสตร์หลายเรื่องเกี่ยวกับผลกระทบที่เกิดจากการที่เถาวัลย์จำนวนมากกดทับที่เรือนยอดต้นไม้ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของต้นไม้ เถาวัลย์มีการแก่งแย่ง แข่งขันกับไม้ยืนต้นในระดับเหนือพื้นดินได้ดีและทำให้การรับแสงของต้นไม้ลดลงโดยการแผ่ขยายใบปกคลุมเรือนยอดของต้นไม้ และการที่เถาวัลย์มีระบบรากที่พัฒนาดี มีระบบท่อลำเลียงน้ำและอาหารที่มีประสิทธิภาพ ทำให้เถาวัลย์สามารถแพร่พันธุ์ได้อย่างรวดเร็วในพื้นที่ที่มีความอุดมสมบูรณ์สูง

สืบเนื่องจากป่าดิบแล้งของอุทยานแห่งชาติแก่งกระจานเกิดปัญหาการปกคลุมของเถาวัลย์จำนวนมาก โดยพบเถาวัลย์ปกคลุมทั้งสองข้างถนนตั้งแต่หน่วยพิทักษ์อุทยานแห่งชาติที่ กจ. 2 (เขาสามยอด) จนถึงหน่วยพิทักษ์อุทยานแห่งชาติที่ กจ. 4 (บ้านกร่าง) เป็นระยะทางประมาณ 15 กิโลเมตร สภาพการปกคลุมของเถาวัลย์รกทึบในป่าที่เคยเป็นทุ่งหญ้าพืชอาหารสัตว์ป่าเดิม และต้นไม้ในป่าดิบแล้งและป่าเบญจพรรณในพื้นที่ ส่งผลให้สัตว์ป่าขาดแคลนพืชอาหาร การปกคลุมเรือนยอดและกิ่งก้านอย่างหนาแน่นทำให้เรือนยอดต้นไม้หักโค่นเสียหาย และเนื่องจากต้นไม้ถูกแย่งน้ำ อาหาร และแสงสว่างทำให้ต้นไม้อ่อนแอลงไปเรื่อยๆ จนถูกทำลายด้วยโรคและแมลงศัตรูได้ง่าย การปกคลุมอย่างรุนแรงนี้ทำให้ต้นไม้ยืนต้นตายได้ (ชัยวัฒน์, ข้อมูลส่วนบุคคล)

จากการที่ปัญหาเถาวัลย์ปกคลุมอย่างรุนแรงต่อป่าธรรมชาติของอุทยานแห่งชาติแก่งกระจานได้รับความสนใจจากสาธารณชนตลอดจนสื่อมวลชน รวมทั้งนักวิชาการของสถาบันการศึกษาด้านป่าไม้ที่ติดตามสอบถามการดำเนินการแก้ไขปัญหาการรุกรานของเถาวัลย์ ดังนั้นทางกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ได้มอบหมายให้สำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช ทำการวิจัยเรื่อง “การศึกษาผลกระทบของการปกคลุมเถาวัลย์อย่างหนาแน่นในป่าธรรมชาติ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจานผลกระทบ” เพื่อให้ทราบข้อมูลพื้นฐานเป็นการเร่งด่วนในระยะเวลา 6 เดือน (ระหว่างวันที่ 1 ตุลาคม 2553 – 31 มีนาคม 2554) และผลงานวิจัยดังกล่าวได้เสร็จสมบูรณ์และได้นำเสนอต่อผู้บริหารเป็นที่เรียบร้อยแล้ว เนื่องจากผลการศึกษานี้มีอยู่หลายด้าน และมีรายละเอียดของข้อมูลค่อนข้างมากและหลากหลาย ดังนั้นการนำผลงานบางด้านจากการศึกษาวิจัยครั้งนี้มาเพยแพร่ จะเป็นประโยชน์แก่สาธาณะชนต่อไป โดยเอกสารฉบับนี้จะเน้นไปที่ข้อมูลสมการมวลชีวภาพของเถาวัลย์ และการเปรียบเทียบมวลชีวภาพและความเพิ่มพูนของต้นไม้และเถาวัลย์ในช่วงระยะเวลา 4-5 เดือนแรก ของการศึกษา

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษามวลชีภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์
2. เพื่อประเมินมวลชีวภาพและความเพิ่มพูนในพื้นที่ป่าที่มีเถาวัลย์หนาแน่นเปรียบเทียบกับป่าธรรมชาติ

วิธีการศึกษา

1. สถานที่ทำการศึกษา

อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน อำเภอแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี บริเวณริมถนนวังวน-พะเนินทุ่ง จากหน่วยพิทักษ์อุทยานแห่งชาติแก่งกระจานที่ กจ.2 (เขาสามยอด) ถึงหน่วยพิทักษ์อุทยานแห่งชาติแก่งกระจานที่ กจ.4 (บ้านกร่าง) โดยทำการวางแปลงตัวอย่างถาวร โดยกำหนดพื้นที่เป้าหมาย 3 พื้นที่ (3 Replications) ในบริเวณกิโลเมตรที่ 3, 8 และ 15 (KM3, KM8 และ KM15) แสดงในภาพที่ 1 ในแต่ละพื้นที่จะทำการวางแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 40X40 เมตร หรือ 1 ไร่ จำนวน 3 แปลง (3 Treatments) รวมจำนวนทั้งหมด 9 แปลง ดังนี้

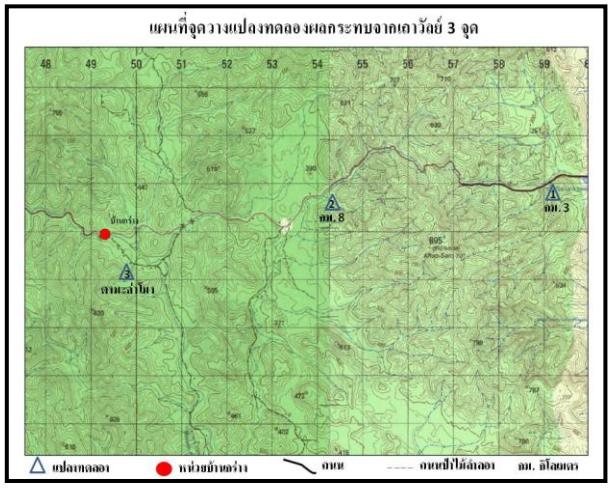
- แปลงที่ 1 (KM3-1, KM8-1 และ KM15-1) เป็นแปลงที่มีจำนวนเถาวัลย์มากและทำการตัดเถาวัลย์จากระดับโคนถึงความสูงประมาณ 2 เมตร เหนือพื้นดิน หลังจากการเก็บข้อมูลต้นไม้ และไม้หนุ่มแล้ว

- แปลงที่ 2 (KM3-2, KM8-2 และ KM15-2) เป็นแปลงที่จำนวนเถาวัลย์มากและไม่มีการตัดเถาวัลย์ (ทั้งแปลงที่ 1 และ 2 มีลักษณะของหมู่ไม้คล้ายกันและอยู่ใกล้หรือติดกัน)

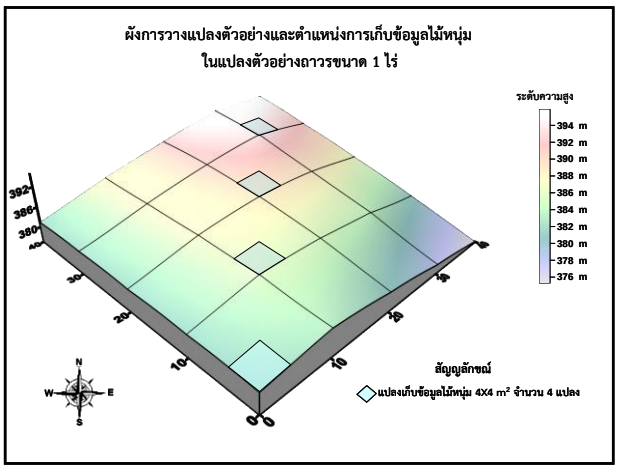
- แปลงที่ 3 (KM3-3, KM8-3 และ KM15-3) เป็นแปลงที่เป็นป่าธรรมชาติที่มีจำนวนเถาวัลย์น้อย ที่อยู่บริเวณใกล้ๆ กับแปลงที่ 1 และ 2

2. ลักษณะการจัดแบ่งแปลงตัวอย่างถาวร

เมื่อกำหนดพื้นที่วางแปลงแล้ว ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ จะแบ่งออกเป็นแปลงย่อยขนาด 10X10 เมตร รวมจำนวน 16 แปลงย่อย โดยแบ่งออกเป็น 4 แถว (Row, R) และ 4 สดมภ์ (Column, C) โดยมุมแปลงทั้ง 16 แปลงย่อยจะปักหลักที่เป็นเหล็กเส้นขนาด 3 หุน ยาว 1 เมตร พร้อมกับฝังหมุดเหล็กขนาดความยาวประมาณ 25 เซนติเมตร ใช้ค้อนตีจนติดดินและติด Tag แสดงแถวและสดมภ์ จากนั้นทำการวางแปลงย่อยขนาด 4X4 เมตร จากมุมแปลงด้านล่างทแยงมุมไปยังมุมแปลงด้านบน (R1, C1), (R2, C2), (R3,C3) และ (R4, C4) รวมจำนวน 4 แปลง ดังแสดงในภาพที่ 2



ภาพที่ 1 พื้นที่ที่ทำการวางแปลงตัวอย่างถาวรในบริเวณกิโลเมตรที่ 3, 8 และ 15 (ดงมะค่า) ถนนวังวน-พะเนินทุ่ง จากหน่วยพิทักษ์อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน กจ.2 (เขาสามยอด) ถึง กจ. 4 (บ้านกร่าง) อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี



ภาพที่ 2 ผังการวางแปลงตัวอย่างและตำแหน่งการเก็บข้อมูลไม้หนุ่ม จำนวน 4 แปลง ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่

3. การวัดความเจริญเติบโตของต้นไม้และเถาวัลย์

- การเก็บข้อมูลไม้ใหญ่ ในแปลงขนาด 1 ไร่ ทำการวัดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับอก หรือ 1.30 เมตร (Diameter at Breast Height, DBH) และความสูง (Height, Ht) ของต้นไม้ทุกต้นที่อยู่ในแปลงตัวอย่างถาวรดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้น ในกรณีต้นไม้ที่มีลักษณะ 2-3 นาง ที่มีการแตกนางต่ำกว่า 1 เมตร จะถือว่าเป็น 2-3 ต้น และวัด DBH ทุกต้น พร้อมทั้งลงหมายเหตุให้ชัดเจน ส่วนในกรณีของเถาวัลย์ทำการวัดเฉพาะ DBH ยกเว้นความสูงที่ไม่สามารถวัดได้ เถาวัลย์ที่มีนางที่แตกออกเป็น 2-3 นาง และแต่ละนางแยกอิสระจากกันโดยพันเกี่ยวกับต้นไม้ใหญ่ขึ้นไป ให้ถือว่าเป็น 2-3 ต้น และทำการวัด DBH ทุกต้น ส่วนในกรณีที่เป็นต้นเดียวและมีการเลื้อยขึ้นลงที่ตำแหน่ง DBH จำนวนหลายครั้ง ให้ถือว่าเป็นต้นเดียวและทำการวัดเฉพาะ DBH ครั้งแรกที่ออกมาจากพื้นดิน ทั้งต้นไม้และเถาวัลย์ที่เก็บข้อมูลในกลุ่มนี้จะเก็บเฉพาะต้นที่มีขนาด DBH ตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป พร้อมทั้งเก็บข้อมูลต้นไม้ที่ยืนต้นตายและต้นไม้ที่ล้มนอนโดยทำการวัดขนาด DBH ต้นไม้ทุกต้นที่พบ ในกรณีที่ต้นไม้หรือเถาวัลย์ที่มีโคนต้นอยู่ในแปลงแต่ตำแหน่ง DBH เอนออกนอกแปลงจะไม่ทำการเก็บข้อมูล ส่วนในกรณีโคนต้นอยู่นอกแปลงแต่ DBH อยู่ภายในแปลงจะทำการเก็บข้อมูลต้นนั้น ต้นไม้ทุกต้นที่เก็บข้อมูลจะทำการจำแนกชนิดพันธุ์ พร้อมทั้งติดเบอร์อลูมิเนียมประจำต้น และคาดสีรอบลำต้นในตำแหน่งที่เก็บข้อมูล จากนั้นวัดตำแหน่งพิกัด X-Y ของต้นไม้ทุกต้นบริเวณตำแหน่งที่คาดสี และทำระดับความสูงของพื้นที่แปลงตัวอย่างตรงตำแหน่งมุมแปลงของ 16 แปลงย่อย โดยใช้เครื่องมือวัดความสูงของต้นไม้ (Vertex) ในการทำระดับโดยถ่ายระดับจุดแรกจากเครื่อง GPS ร่วมกับโปรแกรม Surfer Version 9 ในการประมวลผล

- การเก็บข้อมูลไม้หนุ่ม ทำการเก็บข้อมูลไม้หนุ่มจากแปลงตัวอย่างขนาด 4X4 เมตร จำนวน 4 แปลงย่อย โดยวัดต้นไม้และเถาวัลย์ทุกต้นที่มีขนาด DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร ลงมา และมีความสูงมากกว่า 1.30 เมตร โดยใช้เงื่อนไขในการเก็บข้อมูลเช่นเดียวกับการเก็บข้อมูลไม้ใหญ่ ทำการติดเบอร์โดยใช้ Demo Tap คล้องด้วยลวดทองแดง โดยไม่ได้ทำตำแหน่งพิกัด X-Y ของต้นไม้

- หาความสัมพันธ์ระหว่างความโตและความสูงของต้นไม้ (D-H Relation) เนื่องจากข้อมูลความสูงของต้นไม้จากแปลงตัวอย่างมีความผันแปรค่อนข้างสูง อันสืบเนื่องมาจากการโดนเถาวัลย์ขึ้นปกคลุมทำให้เรือนยอดของต้นไม้มีความโค้งงอรวมถึงยอดหัก ข้อมูลภาคสนามที่ได้จึงนำมาหาความสัมพันธ์ในรูปแบบ D-H Relation (Ogawa et al., 1965 และ Kira and Ogawa, 1971) เพื่อนำสมการที่ได้ไปใช้ในการประมาณความสูงของต้นไม้แต่ละต้นในแต่ละแปลงตัวอย่าง โดยมีรูปแบบของสมการดังนี้

$$1/Ht = (1/A\,(DBH)^{h}) + (1/H^{*})$$

โดยที่ Ht = ความสูงของต้นไม้ (เมตร)

DBH = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับอก (เซนติเมตร)

A, h, H* = ค่าคงที่

4. การศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์

สมการที่ใช้ในการประเมินมวลชีวภาพของป่าดิบแล้งสามารถใช้สมการ ของ Tsutsumi *et al.* (1983) ที่ศึกษาในป่าดิบแล้งบริเวณ เขื่อนน้ำพรม จังหวัดชัยภูมิ และสมการไม้หนุ่มที่มีขนาด DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร ของธิติ และชลธิดา (2547) ที่ศึกษาในป่าดิบแล้ง บริเวณสถานีวิจัยและฝึกอบรมการปลูกสร้างสวนป่า (สะแกราช) อำเภอวังน้ำเขียว จังหวัดนครราชสีมา (ตารางที่ 1) ส่วนสมการมวลชีวภาพของเถาวัลย์ของประเทศไทยยังไม่มีผู้ศึกษา ดังนั้นการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์เพื่อใช้เป็นข้อมูลเปรียบเทียบกับมวลชีวภาพของต้นไม้ในครั้งนี้ ได้ใช้รูปแบบของสมการแอลโลเมตริก (Allometric equation) (Satoo and Senda, 1958) ดังนี้

$$Y = A\,X^{h}$$

โดยที่ Y = มวลชีวภาพของลำต้น กิ่ง ใบ (กิโลกรัม)

X = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับอก (เซนติเมตร)

A, h = ค่าคงที่

ตารางที่ 1 สมการแอลโลเมตริกที่ใช้ในการคำนวณหามวลชีวภาพของต้นไม้ใหญ่ และไม้หนุ่มในป่าดิบแล้ง

ป่าดิบแล้ง	สมการ		ที่มา
ต้นไม้ใหญ่มีขนาด DBH มากกว่า 4.5 เซนติเมตร	Ws	$= 0.0509\ DBH^2Ht^{0.919}$	Tsutsumi *et al.* (1983)
	Wb	$= 0.00893\ DBH^2Ht^{0.977}$	
	Wl	$= 0.0140\ DBH^2Ht^{0.669}$	
	Wr	$= 0.0313\ DBH^2Ht^{0.805}$	
ต้นไม้หนุ่มมีขนาด DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร	Ws	$= 0.0702\ DBH^2Ht^{0.8737}$	ธิติ และชลธิดา (2547)
	Wb	$= 0.0093\ DBH^2Ht^{0.9403}$	
	Wl	$= 0.0244\ DBH^2Ht^{1.0517}$	

โดยที่ Ws = มวลชีวภาพส่วนของลำต้น (กิโลกรัม)
Wb = มวลชีวภาพส่วนของกิ่ง (กิโลกรัม)
Wl = มวลชีวภาพส่วนของใบ (กิโลกรัม)
Wr = มวลชีวภาพส่วนของราก (กิโลกรัม)
DBH = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับอก (เซนติเมตร)
Ht = ความสูงของต้นไม้ถึงปลายยอด (เมตร)

ผลการศึกษา

1. ลักษณะที่ตั้งของแปลงตัวอย่างถาวร

จากการวางแปลงตัวอย่างถาวรบริเวณกิโลเมตรที่ 3 ตั้งอยู่บริเวณด้านซ้ายมือของถนนวังวน-พะเนินทุ่ง โดยที่แปลง KM3-1 และ KM3-2 จะมีแนวกันชนกว้าง 10 เมตร ขั้นกลางระหว่างแนวขอบแปลง ทั้งสองแปลงมีเถาวัลย์เป็นจำนวนมาก และมีต้นไม้ค่อนข้างน้อย เถาวัลย์ส่วนใหญ่มีขนาดเล็ก ส่วนแปลง KM3-3 เป็นป่าธรรมชาติที่มีปริมาณเถาวัลย์ค่อนข้างน้อย และอยู่ห่างจากมุมแปลงบนสุดของแปลง KM3-2 ทางด้านขวามือระยะห่าง 10 เมตร ลักษณะของพื้นที่จะเป็นพื้นที่ที่มีความลาดชันขึ้นไปบนเนินเขาต่อเนื่องจากตำแหน่งของ KM3-1 ไปยัง KM3-2 และ KM3-3 โดยมีทิศด้านลาด (aspect) เหนือ-ใต้ ตำแหน่งพิกัดของแปลง (ตารางที่ 2)

แปลงตัวอย่างถาวรบริเวณกิโลเมตรที่ 8 แสดงในภาพที่ 4 และตำแหน่งพิกัดของแปลงตัวอย่างแสดงในตารางที่ 2 ลักษณะของพื้นที่บริเวณแปลง KM8-1 และ KM8-2 มีความลาดชันน้อยกว่าบริเวณกิโลเมตรที่ 3 และแปลงอยู่ติดกันไม่มีแนวกันชน เนื่องจากข้อจำกัดของพื้นที่ โดยที่ขอบแปลง KM8-2 ด้านขวามือจะติดริมห้วยธรรมชาติ บริเวณนี้จะพบร่องรอยของเก้ง และช้างป่าที่ลงมากินน้ำในบริเวณริมห้วย แปลง KM8-3 เป็นป่าธรรมชาติอยู่ด้านตรงข้ามของฝากถนน ระยะห่างระหว่างกึ่งกลางของแปลง KM8-2 ถึง KM8-3 มีระยะ 160 เมตร ตำแหน่งที่ตั้งอยู่บนเนินเขา มีทิศด้านลาดทางตะวันออกเฉียงเหนือ-ตะวันตกเฉียงใต้

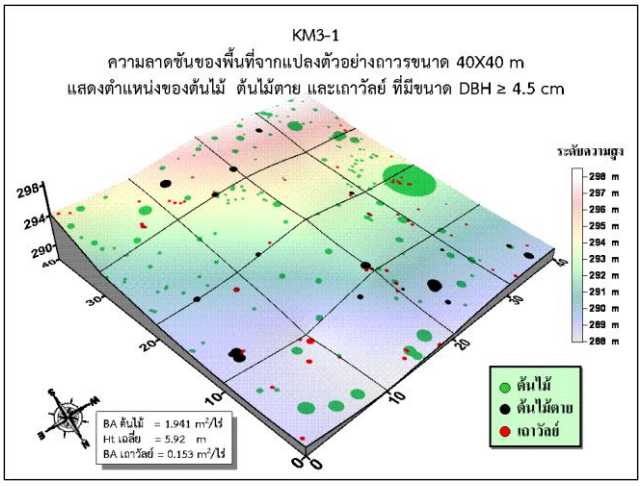
ตารางที่ 2 ตำแหน่งพิกัด UTM บริเวณกลางแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ กิโลเมตรที่ 3, 8 และ 15 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

แปลงที่	แปลงทดลอง	UTM (GW 84)		ความสูงของพื้นที่ (เมตร)
		X	Y	
KM3-1	แปลงตัดเถาวัลย์	549875	1414311	293
KM3-2	แปลงไม่ตัดเถาวัลย์	549833	1414277	306
KM3-3	แปลงป่าธรรมชาติ	549574	1414830	320
KM8-1	แปลงตัดเถาวัลย์	554173	1415758	355
KM8-2	แปลงไม่ตัดเถาวัลย์	554171	1415718	357
KM8-3	แปลงป่าธรรมชาติ	554056	1415863	389
KM15-1	แปลงตัดเถาวัลย์	559039	1415944	330
KM15-2	แปลงไม่ตัดเถาวัลย์	559050	1415901	336
KM15-3	แปลงป่าธรรมชาติ	558995	1415856	312

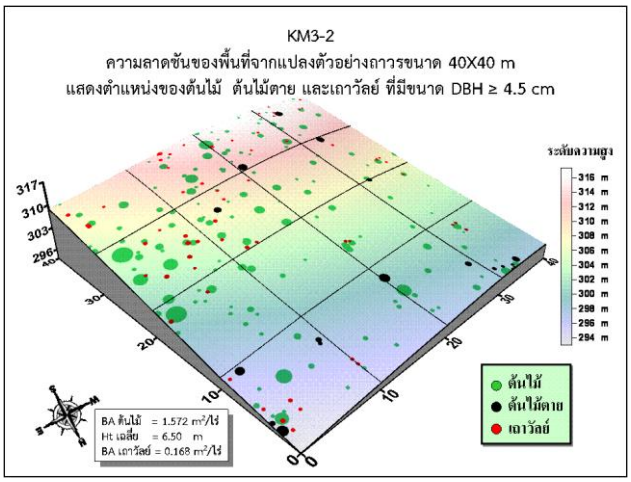
แปลงตัวอย่างถาวรบริเวณกิโลเมตรที่ 15 และตำแหน่งพิกัดของแปลงตัวอย่างแสดงในตารางที่ 2 ที่ตั้งของแปลงตัวอย่างบริเวณนี้ เป็นถนนที่แยกซ้ายจากถนนวังวน-พะเนินทุ่ง บริเวณ กจ.4 (บ้านกร่าง) โดยเดินทางข้ามลำห้วยถึงแปลง KM15-1 ระยะทางประมาณ 2 กิโลเมตร อยู่ทางขวามือของถนน ลักษณะของพื้นที่บริเวณแปลง KM15-1 และ KM15-2 มีความลาดชันน้อยกว่าบริเวณกิโลเมตรที่ 3 ระหว่างแปลงมีแนวกันชนกว้าง 10 เมตรกั้นแนวขอบแปลง มีเถาวัลย์ที่มีขนาดใหญ่ค่อนข้างมาก พบร่องรอยเก้งและช้าง อาศัยอยู่ในบริเวณนี้ ส่วนแปลง KM15-3 จะอยู่ห่างจาก KM15-1 ประมาณ 600 เมตร แปลง KM15-3 ตั้งอยู่ในบริเวณพื้นที่เส้นทางเดินศึกษาธรรมชาติบ้านกร่าง เมื่อประมาณ 10 ปีที่ผ่านมา มีการจัดการดูแลและตัดสางเถาวัลย์บางส่วนออกไป เพื่อความสะดวกในการเดินศึกษาธรรมชาติ ซึ่งในปัจจุบันไม่มีการดำเนินการใดๆ ในบริเวณนี้ ลักษณะพื้นที่ค่อนข้างราบ อยู่ใกล้ลำห้วย และพบค่างแว่นอาศัยอยู่

2. สภาพการกระจายของต้นไม้และเถาวัลย์ตามความลาดชันของพื้นที่

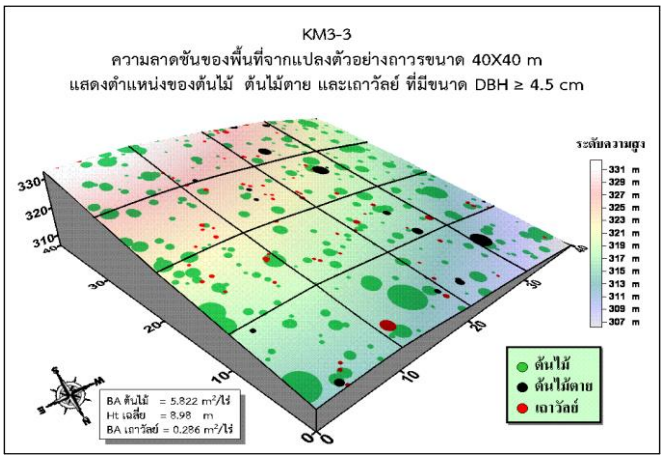
ข้อมูลจากแปลงตัวอย่างถาวรในส่วนของไม้ใหญ่ทั้งต้นไม้และเถาวัลย์ แสดงถึงพื้นที่หน้าตัด (Basal area, BA) และความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ รวมถึงต้นไม้ตายที่มีขนาด DBH ≥ 4.5 เซนติเมตร เมื่อนำมาลงตำแหน่งของต้นไม้เทียบกับสภาพความลาดชันของพื้นที่ แสดงในภาพที่ 6 ถึงภาพที่ 14



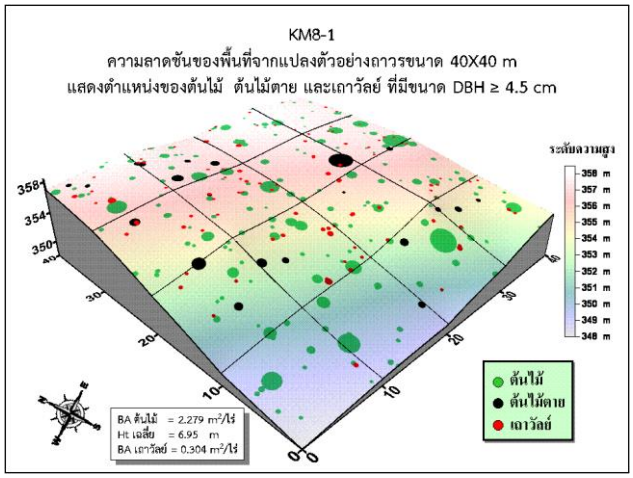
ภาพที่ 6 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 3 แปลงที่ 1 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



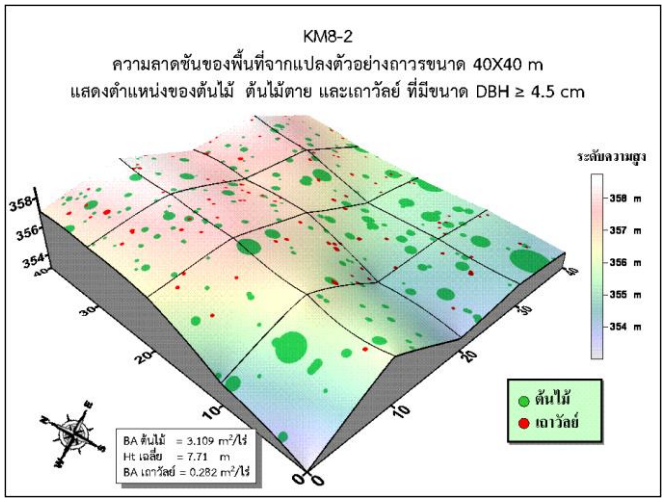
ภาพที่ 7 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 3 แปลงที่ 2 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



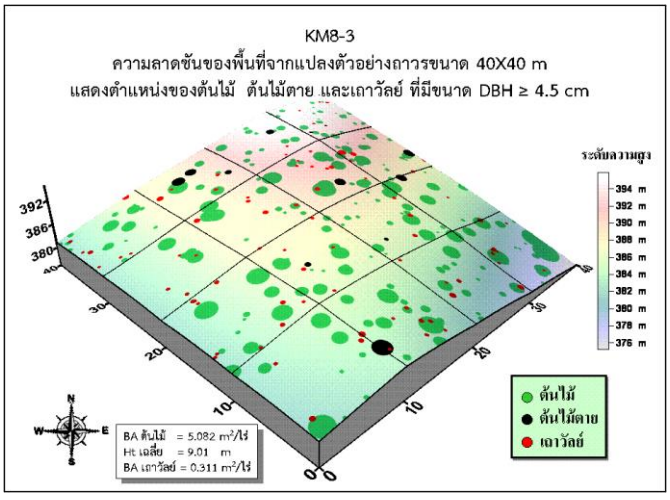
ภาพที่ 8 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 3 แปลงที่ 3 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี



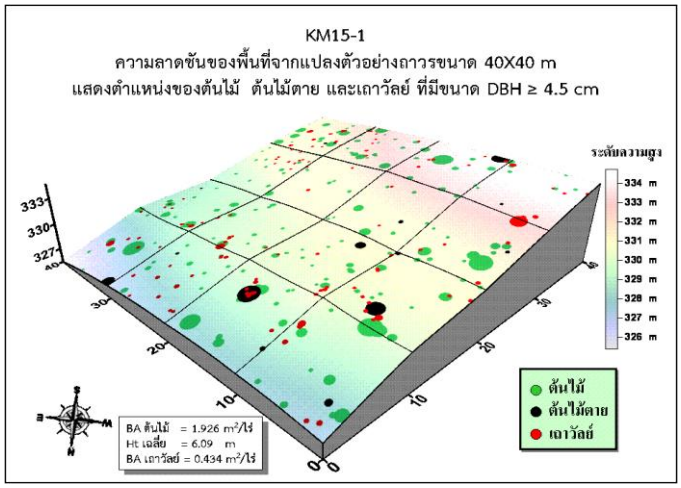
ภาพที่ 9 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 8 แปลงที่ 1 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



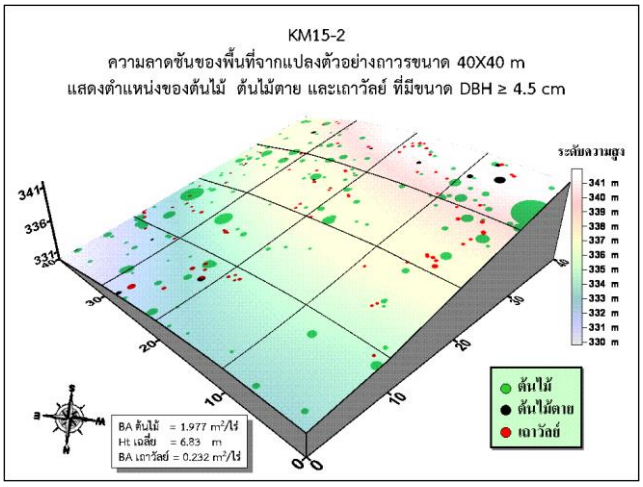
ภาพที่ 10 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 8 แปลงที่ 2 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



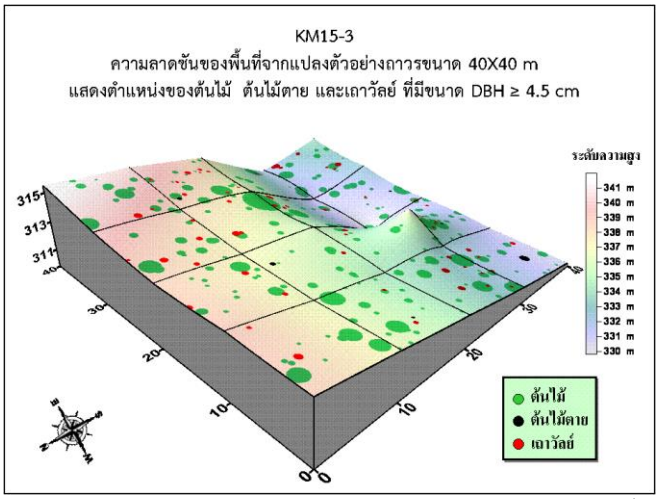
ภาพที่ 11 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 8 แปลงที่ 3 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



ภาพที่ 12 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 15 แปลงที่ 1 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



ภาพที่ 13 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 15 แปลงที่ 2 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน



ภาพที่ 14 พื้นที่หน้าตัดและความสูงเฉลี่ยของต้นไม้ ความลาดชันของพื้นที่ ตำแหน่งของต้นไม้ ต้นไม้ตาย และเถาวัลย์ ในแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ บริเวณกิโลเมตรที่ 15 แปลงที่ 3 อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน

3. มวลชีวภาพของเถาวัลย์

ในการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์ในพื้นที่อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน ได้ทำการคัดเลือกเถาวัลย์ที่มีเนื้อไม้ จำนวนทั้งสิ้น 26 ต้น จากจำนวน 16 ชนิด ขนาด DBH ระหว่าง 0.39-18.10 เซนติเมตร โดยทำการตัดเถาวัลย์ชิดดิน วัดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของลำต้นทุกๆ ระยะ 1 เมตร และวัดความยาวทั้งหมดของเถาวัลย์ในส่วนที่สามารถเก็บรวมรวมได้ ในบางกรณีที่ไม่สามารถวัดความยาวได้จะนำส่วนของลำต้นไปรวมกับกิ่ง ทำการชั่งน้ำหนักสดของลำต้น กิ่ง และใบ จากนั้นทำการสุ่มตัวอย่างส่วนต่างๆ เพื่อนำไปอบแห้งในห้องปฏิบัติการ ทำการแปลงค่าน้ำหนักสดเป็นน้ำหนักแห้งของแต่ละส่วน เนื่องจากทำการตัดเถาวัลย์ในช่วงฤดูแล้ง (วันที่ 30 พฤศจิกายน2554 - 4 มีนาคม 2554) ทำให้มวลชีวภาพของใบจากการศึกษาครั้งนี้ค่อนข้างน้อยเนื่องจากมีเถาวัลย์บางชนิดผลัดใบและบางต้นเพิ่งผลิใบใหม่ ข้อมูลภาคสนามในการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์ (ตารางที่ 3)

ตารางที่ 3 ข้อมูลมวลชีวภาพภาคสนามของเถาวัลย์ในรูปน้ำหนักแห้งรายต้น อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน

ต้นที่	ชนิด	$D_{10\,cm}$ (ซม.)	$D_{1.30\,m}$ (ซม.)	DBH (ซม.)	ความยาว (ม.)	มวลชีวภาพ (กิโลกรัม)			หมายเหตุ
						เนื้อไม้	ใบ	รวมทั้งหมด	
1	*Pterolobium* sp.	0.69	0.39	0.39	3.94	0.0618	0.0533	0.1151	มีวงปี (ไม่ได้นับ)
2	แก้วมือไว	1.28	0.89	0.89	10.95	0.4873	0.0554	0.5427	มีวงปี (ไม่ได้นับ)
3	ว่านตะรุ	1.52	1.20	1.23	23.14	1.0326	0.1247	1.1573	มีวงปีประมาณ 3 ปี
4	แก้วลืมวาง	1.62	1.42	1.42	7.00	0.7631	0.1256	0.8887	มีวงปี (ไม่ได้นับ)
5	ว่านตะรุ	2.19	1.75	1.43	23.50	2.1431	0.1885	2.3316	มีวงปีประมาณ 3 ปี
6	รางแดง	1.74	1.59	1.59	20.65	2.8570	0.3731	3.2301	มีวงปีประมาณ 4 ปี
7	ประสงค์	1.88	1.70	1.70	10.05	1.7619	0.0568	1.8187	มีวงปีประมาณ 3 ปี
8	เครือออน	2.80	2.60	2.20	19.50	6.9792	0.2723	7.2516	มีวงปีประมาณ 6 ปี
9	หนามเกี่ยวไก่	4.00	3.00	2.60	17.50	4.9917	0.3729	5.3646	มีวงปีประมาณ 5 ปี
10	ละหุ่งเครือ	3.17	3.26	2.65	20.65	9.8139	0.7044	10.5184	มีวงปีประมาณ 6 ปี
11	สะแกวัลย์	4.50	3.00	3.00	14.27	4.7493	0.4814	5.2308	มีวงปีประมาณ 9 ปี
12	กระไดลิง	3.90	3.40	3.40	20.28	6.7349	1.5231	8.2580	มีท่อลำเลียงเป็นกลุ่ม
13	แก้วมือไว	3.90	3.50	3.50	19.08	24.3994	2.4738	26.8732	มีวงปีประมาณ 8 ปี
14	สะแล	4.30	4.50	4.00	40.70	26.0227	-	26.0227	ไม่มีใบ มีวงปีประมาณ 5 ปี
15	แก้วมือไว	4.20	4.22	4.13	24.90	14.5676	1.9915	16.5591	มีวงปีประมาณ 6 ปี
16	กระไดลิง	5.10	4.80	4.80	21.00	10.8302	0.4581	11.2883	มีท่อลำเลียงเป็นกลุ่ม
17	สะแกวัลย์	11.70	5.20	5.10	23.40	18.6675	3.0909	21.7584	มีวงปีประมาณ 10 ปี
18	เครือเขาน้ำ	7.30	6.00	5.60	39.44	15.1729	1.2225	16.3954	ไม่มีวงปี

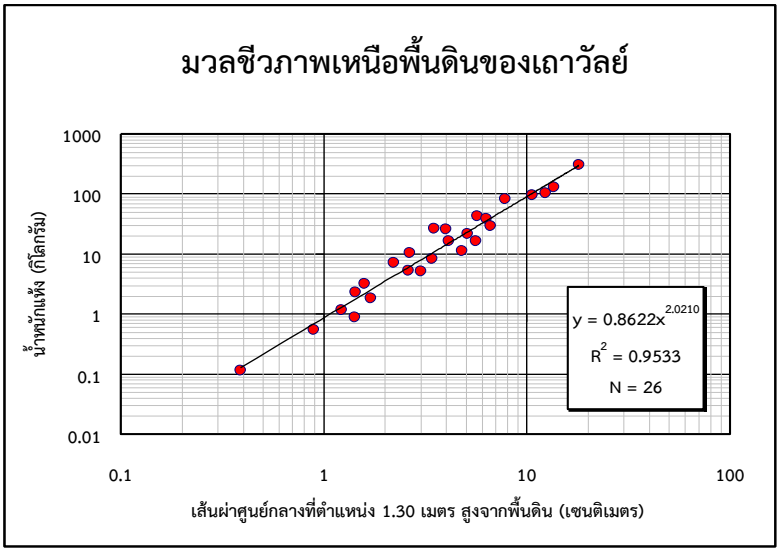
19	ม้ากระทืบโรง	6.90	6.50	5.70	40.20	41.4238	1.4962	42.9200	ไม่มีวงปี
20	กระดูกกบ	8.00	6.80	6.30	24.20	38.7583	0.4177	39.1761	มีวงปีประมาณ 16 ปี
21	กระดูกกบ	7.40	7.46	6.60	25.75	29.2237	0.0222	29.2459	มีวงปีประมาณ 11 ปี
22	หนามหัน	9.10	7.80	7.80	32.75	80.8889	2.7020	83.5909	มีวงปี ประมาณ 14 ปี
23	แก้วมือไว	8.30	9.80	10.60	28.40	94.3456	2.4347	96.7803	มีวงปี นับไม่ได้ (ไส้ผุ)
24	กระดูกกบ	15.80	12.10	12.30	25.15*	103.0705	0.9498	104.0204	* ไม่ใช่ความยาวจริง มีวงปีประมาณ 24 ปี
25	แสลงพัน	15.80	13.92	13.59	33.60	124.9876	5.3505	130.3381	มีวงปีประมาณ 20 ปี
26	หนามหัน	19.10	18.10	18.10	22.40*	308.6293	0.1317	308.7610	* ไม่ใช่ความยาวจริง มีวงปีประมาณ 18 ปี

จากการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์ เมื่อใช้ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระยะ 10 เซนติเมตร จากโคนต้น ($D_{10\ cm}$) เป็นตัวแปรอิสระ และให้น้ำหนักแห้งของส่วนที่เป็นเนื้อไม้ (ลำต้น+กิ่ง, Wc) หรือ ส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินทั้งหมด (เนื้อไม้+ใบ, Aboveground Biomass, AGB) เป็นตัวแปรตาม พบว่าค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (Coefficient of determination, R^2) มีค่าต่ำกว่าการใช้ DBH เป็นตัวแปรอิสระ แต่ค่า R^2 มีค่าสูงสุดเมื่อใช้ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระยะ 1.30 เมตรจากโคนต้น ($D_{1.30\ m}$) ดังแสดงในตารางที่ 4 แต่ในทางปฏิบัติการวัดข้อมูลความเจริญเติบโตของเถาวัลย์ที่ตำแหน่ง 10 เซนติเมตร และระยะ 1.30 เมตร จากโคนต้นจะกระทำได้ยากและใช้เวลามาก เนื่องจากลำต้นอาจเลื้อยไปตามพื้นดิน การใช้เกณฑ์ที่ตำแหน่ง 1.30 เมตร เหนือพื้นดิน (DBH) ในการเก็บข้อมูลจะสะดวกและรวดเร็วกว่าและค่าที่ได้ก็ยังมีค่า R^2 ที่สูงอยู่ เนื่องจากความเรียวของเถาวัลย์ด้านโคนต้นจะมีค่าค่อนข้างน้อย ดังนั้นการคำนวณหามวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์ในส่วนของไม้ใหญ่และไม้หนุ่มในเอกสารฉบับนี้จึงใช้สมการของ DBH เป็นตัวแปรอิสระ ดังแสดงในภาพที่ 15

ตารางที่ 4 สมการแอลโลเมตริกจากการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์ที่ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางตำแหน่งต่างๆ

สมการ	R^2	N
$AGB = 0.5053\ (D_{10\ cm})^{2.0909}$	0.8955	26
$Wc = 0.4078\ (D_{10\ cm})^{2.1747}$	0.8887	26
$AGB = 0.8622\ (DBH)^{2.0210}$	0.9533	26
$Wc = 0.7051\ (DBH)^{2.1084}$	0.9519	26
$AGB = 0.7681\ (D_{1.30\ m})^{2.0391}$	0.9607	26
$Wc = 0.6231\ (D_{1.30\ m})^{2.1296}$	0.9614	26

โดย AGB = น้ำหนักแห้งของส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินทั้งหมด (กิโลกรัม)
Wc = น้ำหนักแห้งของส่วนที่เป็นเนื้อไม้ (กิโลกรัม)
$D_{10\ cm}$ = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระยะ 10 เซนติเมตร จากโคนต้น (เซนติเมตร)
DBH = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 1.30 เมตร สูงจากพื้นดิน (เซนติเมตร)
$D_{1.30\ m}$ = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระยะ 1.30 เมตร จากโคนต้น (เซนติเมตร)

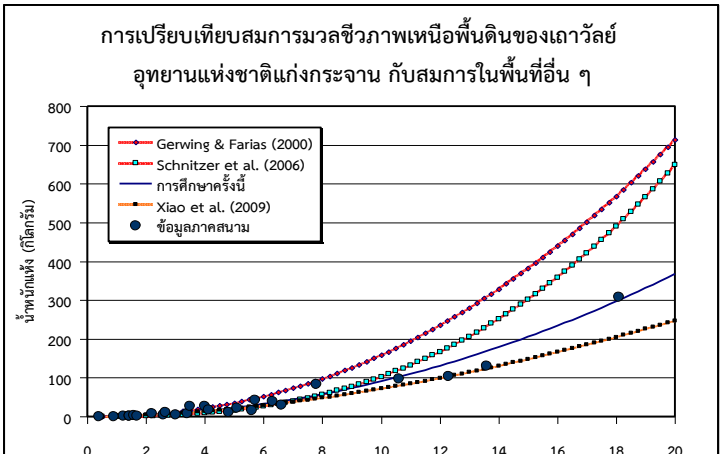


ภาพที่ 15 สมการแอลโลเมตริก แสดงความสัมพันธ์ระหว่างขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางระดับอก กับมวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมดของเถาวัลย์ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

สมการ AGB ของเถาวัลย์ที่ได้ทำการศึกษาในครั้งนี้ เมื่อเปรียบเทียบกับสมการในพื้นที่ป่าอเมซอนตะวันออก ประเทศบราซิล ของ Gerwing & Farias (2000) และ การศึกษาของ Schnitzer *et al.* (2006) ที่ทำการรวมสมการมวลชีวภาพของเถาวัลย์ จาก 5 พื้นที่ใน 4 ประเทศ คือ Amazonas Brazil, Par´a Brazil, French Guiana, กัมพูชา และ เวเนซูเอร่า พบว่ามีแนวโน้มของสมการทั้งสองมีค่าสูงกว่าของแก่งกระจาน ส่วนสมการของ Xiao *et al.* (2009) ที่ศึกษามวลชีวภาพเถาวัลย์ที่แคว้นสิบสองปันนา ในประเทศจีน จะมีค่าต่ำกว่าของแก่งกระจาน โดยสมการมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์จากแหล่งอื่นๆ แสดงในตารางที่ 5 และภาพที่ 16

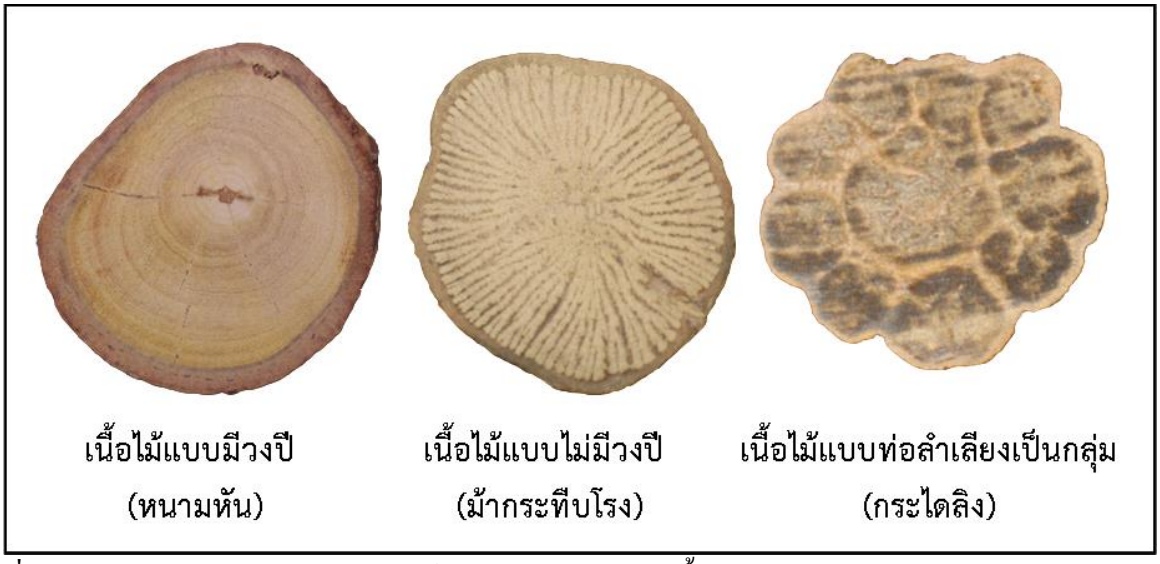
ตารางที่ 5 การเปรียบเทียบสมการมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์จากแหล่งอื่นๆ และอุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

ที่มา	สมการแอลโลเมตริก	R^2	จำนวนต้น	พิสัยของ DBH (cm)
Gerwing & Farias (2000)	$AGB = 1.07251 (DBH)^{2.17}$	0.950	18	1.76-13.65
Schnitzer *et al.* (2006)	$AGB = 0.22673 (DBH)^{2.657}$	0.694	424	1-23
Xiao *et al.* (2009)	$AGB = 1.1616 (DBH)^{1.7895}$	0.8674	25	1.8-14.5
อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน	$AGB = 0.8622 (DBH)^{2.0210}$	0.9533	26	0.39-18.1



ภาพที่ 16 การเปรียบเทียบสมการที่ใช้ในการคำนวณมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์ที่ใช้ DBH เป็นตัวแปรอิสระ ของอุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี กับสมการของ Gerwing & Farias (2000), Schnitzer *et al.* (2006) และ Xiao *et al.* (2009)

จากการศึกษามวลชีวภาพของเถาวัลย์ในครั้งนี้ พบเนื้อไม้ของเถาวัลย์อยู่ 3 แบบ คือ 1) แบบมีวงปี จำนวน 13 ชนิด ได้แก่ แก้วมือไว *Pterolobium* sp. ว่านตะรุ รางแดง ประสงค์ เครือออน หนามเกี่ยวไก่ ละหุ่งเครือ สะแกวัลย์ สะแล กระดูกกบ หนามหัน และแสลงพัน 2) แบบไม่มีวงปี จำนวน 2 ชนิด คือ เครือเขาน้ำ และม้ากระทืบโรง และ 3) แบบท่อลำเลียงเป็นกลุ่ม จำนวน 1 ชนิด คือ กระไดลิง (ภาพที่ 17)



ภาพที่ 17 ภาพตัดขวางลำต้นของเถาวัลย์แสดงถึงลักษณะของเนื้อไม้แบบต่างๆ จากการศึกษามวลชีวภาพ ในพื้นที่อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

จากการที่เถาวัลย์ส่วนใหญ่มีวงปีจึงทำการนับวงปีที่ระดับ 10 เซนติเมตรสูงจากพื้นดิน เพื่อประมาณอายุของเถาวัลย์ (แสดงในช่องหมายเหตุของตารางที่ 3) พบว่า สะแกวัลย์ ที่ขนาด DBH โต 5.1 เซนติเมตร มีอายุประมาณ 10 ปี จะมีมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน 21.76 กิโลกรัม เมื่อเปรียบเทียบกับไม้สัก ณ สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี ที่อายุ 8 ปี ระยะปลูก 3X3 เมตร มีขนาด DBH เฉลี่ยอยู่ที่ 10.54 เซนติเมตร และความสูงเฉลี่ย 9.50 เมตร จะมีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินประมาณ 20.80 กิโลกรัม ซึ่งถือว่ามีค่าใกล้เคียงกันมาก แต่จะมีค่าแตกต่างกับไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส ณ สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา ที่อายุ 8 ปี ระยะปลูก 3X3 เมตร มีขนาด DBH เฉลี่ย 12.30 เซนติเมตร และความสูงเฉลี่ย 15.76 เมตร จะมีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินประมาณ 51.46 กิโลกรัม ซึ่งมีค่ามากกว่าสะแกวัลย์กว่า 2 เท่า และไม้กระถินเทพา ณ สวนป่าคลองตะเกรา จังหวัดฉะเชิงเทรา ที่อายุ 8 ปี ระยะปลูก 3X3 เมตร มีขนาด DBH เฉลี่ย 15.80 เซนติเมตร และความสูงเฉลี่ย 19.41 เมตร

จะมีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินประมาณ 103.31 กิโลกรัม ซึ่งมีค่ามากกว่าสะแกวัลย์ประมาณ 5 เท่า (ชิงชัย, ข้อมูลส่วนบุคคล)

ส่วนในกรณีของหนามหัน ที่มีขนาด DBH 18.1 เซนติเมตร มีอายุประมาณ 18 ปี มีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินมากที่สุดคือ 308.76 กิโลกรัม เมื่อเปรียบเทียบกับไม้สัก ณ สวนป่าทองผาภูมิ จังหวัดกาญจนบุรี ที่อายุประมาณ 18 ปี มีขนาด DBH เฉลี่ยอยู่ที่ 24.12 เซนติเมตร และความสูงเฉลี่ย 23.06 เมตร จะมีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินประมาณ 299.96 กิโลกรัม ซึ่งถือว่ามีค่าใกล้เคียงกัน แสดงว่าเถาวัลย์หลายชนิดไม่ใช่ไม้โตเร็ว แต่ที่เข้าใจว่ามีปัญหาเพราะเกิดจากการแตก กิ่ง ก้าน ลำต้น เลื้อยไปเกี่ยวพันและปกคลุมต้นไม้อื่นจนทำให้เกิดความอ่อนแอได้ การที่ใช้สะแกวัลย์และหนามหันเป็นตัวเปรียบเทียบ เนื่องจากค่าสังเกตภาคสนามมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากสมการ โดยมีค่าประมาณ 23.21 และ 300.18 กิโลกรัม ตามลำดับ

การที่เถาวัลย์มีมวลชีวภาพน้อยกว่าไม้โตเร็วอย่างไม้ยูคาลิปตัส คามาลดูเลนซิส และกระถินเทพา เมื่ออายุเท่ากัน ไม่ได้หมายความว่าเถาวัลย์จะมีส่วนในการเพิ่มก๊าซ CO_2 ในอากาศ เหมือนกับนักวิจัยต่างประเทศได้ตั้งข้อสังเกตไว้ เนื่องจากความเจริญเติบโตของต้นไม้นั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยในด้านต่างๆ เป็นจำนวนมาก เช่น ปัจจัยทางด้านภูมิอากาศ ความอุดมสมบูรณ์ของดิน ลักษณะสภาพพื้นที่ การแก่งแย่งกันเองของต้นไม้ ฯลฯ เป็นต้น การที่พื้นที่บริเวณนั้นมีจำนวนเถาวัลย์มากอาจจะเป็นเพราะ 1) ต้นไม้อื่นไม่สามารถขึ้นในบริเวณนั้นได้หรือลักษณะพื้นที่ไม่เหมาะสม หรือ 2) ต้นไม้ขึ้นแก่งแย่งแข่งขันกับเถาวัลย์ไม่ได้ การที่นำเถาวัลย์ออกถ้าเป็นแบบที่ 1) ก็ไม่มีหลักประกันว่าต้นไม้จะสามารถขึ้นได้ ส่วนถ้าเป็นประเด็นที่ 2) การให้ความช่วยเหลือโดยตัดเถาวัลย์บางส่วนออก ก็จะช่วยส่งเสริมให้ต้นไม้มีจำนวนเพิ่มขึ้นได้

4. ปริมาณมวลชีวภาพของต้นไม้และเถาวัลย์ในส่วนของไม้ใหญ่และไม้หนุ่ม

-ไม้ใหญ่ ข้อมูลความโตและความสูงภาคสนามของไม้ใหญ่ ที่มีขนาด DBH ≥ 4.5 เซนติเมตร จากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ นำมาคำนวณหามวลชีวภาพเหนือพื้นดินรายต้นจากสมการดังกล่าวข้างต้น แสดงในตารางที่ 6 โดยพบว่าแปลงที่มีเถาวัลย์หนาแน่นจำนวน 6 แปลง จะมีปริมาณมวลชีวภาพของเถาวัลย์อยู่ระหว่าง 1.501-4.984 ตัน/ไร่ มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 2.929 ± 1.274 ตัน/ไร่ และต้นไม้มีค่าอยู่ระหว่าง 6.385-18.943 ตัน/ไร่ มีค่าเฉลี่ย 10.793 ± 4.558 ตัน/ไร่ การที่เถาวัลย์ขนาดใหญ่มีมวลชีวภาพค่อนข้างน้อยเนื่องจากเถาวัลย์ส่วนใหญ่ในแปลงจะเป็นเถาวัลย์ที่มีขนาดเล็ก DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร ดังนั้นในการคำนวณหามวลชีวภาพของเถาวัลย์จำเป็นต้องรวมเอาข้อมูลจากเถาวัลย์ขนาดเล็กร่วมด้วย

ขณะที่แปลงป่าธรรมชาติจำนวน 3 แปลง มีปริมาณมวลชีวภาพของเถาวัลย์อยู่ระหว่าง 2.451-4.186 ตัน/ไร่ มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 3.398 ± 0.878 ตัน/ไร่ และของต้นไม้มีค่าอยู่ระหว่าง 25.266-30.502 ตัน/ไร่ มีค่าเฉลี่ย 27.267 ± 2.828 ตัน/ไร่ เมื่อนำเอาข้อมูลต้นไม้รวมกับเถาวัลย์จากการศึกษาครั้งนี้ เปรียบเทียบกับแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ ภายใต้เงื่อนไขการเก็บและวิเคราะห์ข้อมูลแบบเดียวกัน ในพื้นที่ป่าดิบแล้งของอุทยานแห่งชาติปางสีดา จังหวัดสระแก้ว ป่าดิบริมห้วยในเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเชียงดาว จังหวัดเชียงใหม่ และป่าดิบชื้นของอุทยานแห่งชาติเขาหลวง จังหวัดนครศรีธรรมราช (ชิงชัย, ข้อมูลส่วนบุคคล) แสดงในตารางที่ 7 พบว่าจำนวนต้นไม้ของอุทยานแห่งชาติ แก่งกระจานมีจำนวนมากกว่าพื้นที่อื่นๆ แต่ต้นไม้ขนาดใหญ่มีค่อนข้างน้อย ประกอบกับความสูงเฉลี่ย

ของหมู่ไม้มีค่าน้อยกว่าในพื้นที่อื่น ๆ ทำให้มีปริมาณมวลชีวภาพของต้นไม้น้อยกว่าในพื้นที่อื่น ๆ ด้วย ดังแสดงในภาพที่ 18 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าป่าดิบแล้งของอุทยานแห่งชาติแก่งกระจานยังอยู่ในขั้นตอนการพัฒนาเพิ่มพูนเนื้อไม้ทั้ง 3 พื้นที่ (KM3-3, KM8-3 และ KM15-3) โดยเถาวัลย์มีส่วนร่วมในความเจริญเติบโตด้วย

ตารางที่ 6 ข้อมูลภาคสนามรายแปลง ของไม้ใหญ่จากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ แสดงจำนวนต้น ขนาดความโต ความสูง พื้นที่หน้าตัด และมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้ เถาวัลย์ และต้นไม้ตาย อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี (จากการเก็บข้อมูลครั้งแรก)

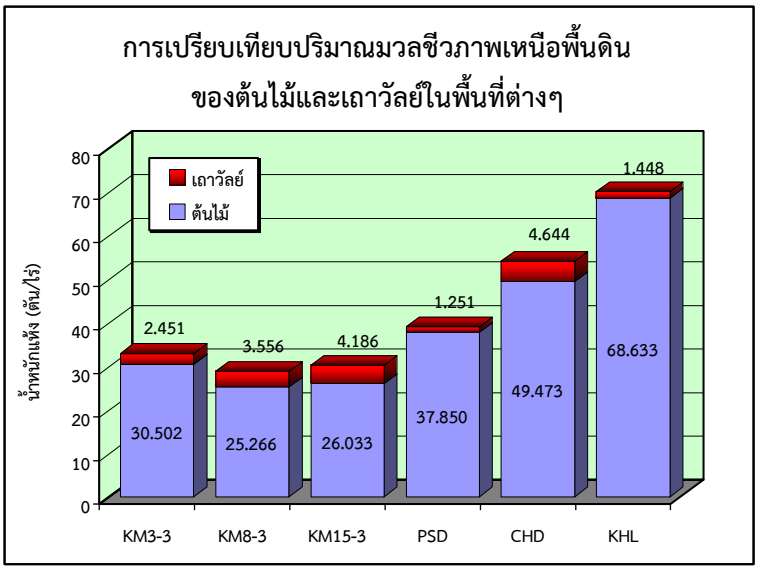
แปลง	ประเภท	จำนวน (ต้น/ไร่)	DBH (เซนติเมตร)			ความสูง (เมตร)		พื้นที่หน้าตัด (m^2/ไร่)	มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (ตัน/ไร่)
			สูงสุด	เฉลี่ย	S.D.	เฉลี่ย	S.D.		
KM3-1	ต้นไม้	163	100.7	8.85	8.59	5.92	2.53	1.941	10.596
	เถาวัลย์	62	11.4	5.48	1.23	-	-	0.153	1.747
	ต้นไม้ตาย	20	25.5	13.25	5.54	-	-	0.321	-
KM3-2	ต้นไม้	164	32.6	9.78	5.16	6.50	2.15	1.572	6.385
	เถาวัลย์	61	9.1	5.83	1.09	-	-	0.168	1.501
	ต้นไม้ตาย	18	17.3	10.75	4.47	-	-	0.190	-
KM3-3	ต้นไม้	326	56.2	12.61	8.27	8.98	2.63	5.822	30.502
	เถาวัลย์	68	21.6	6.83	2.65	-	-	0.286	2.451
	ต้นไม้ตาย	19	36.6	13.74	8.52	-	-	0.384	-
KM8-1	ต้นไม้	181	49.2	10.44	7.18	6.95	3.71	2.279	12.260
	เถาวัลย์	99	12.7	6.02	1.68	-	-	0.304	3.469
	ต้นไม้ตาย	21	44.6	13.72	8.11	-	-	0.414	-
KM8-2	ต้นไม้	209	65.7	11.06	8.21	7.71	4.00	3.109	18.943
	เถาวัลย์	81	11	6.44	1.68	-	-	0.282	3.226
	ต้นไม้ตาย	0	-	-	-	-	-	-	-
KM8-3	ต้นไม้	240	45.4	13.96	8.66	9.01	2.74	5.082	25.266
	เถาวัลย์	85	13.6	6.53	1.97	-	-	0.311	3.556
	ต้นไม้ตาย	12	27.5	15.48	7.33	-	-	0.272	-
KM15-1	ต้นไม้	183	36.3	9.96	5.99	6.09	1.62	1.926	7.010
	เถาวัลย์	116	25.1	6.40	2.60	-	-	0.434	4.984
	ต้นไม้ตาย	16	32.7	12.88	9.61	-	-	0.317	-
KM15-2	ต้นไม้	166	63.3	9.98	7.23	6.83	2.60	1.977	9.561
	เถาวัลย์	86	13	5.73	1.22	-	-	0.232	2.644
	ต้นไม้ตาย	12	18.1	8.55	3.83	-	-	0.082	-
KM15-3	ต้นไม้	230	65.4	12.62	8.62	9.79	3.70	4.214	26.033
	เถาวัลย์	65	13.7	8.05	2.57	-	-	0.364	4.186
	ต้นไม้ตาย	6	16.8	7.97	4.60	-	-	0.038	-

ตารางที่ 7 ข้อมูลเปรียบเทียบต้นไม้และเถาวัลย์ ของไม้ใหญ่จากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ แสดงจำนวนต้น ขนาดความโต ความสูง พื้นที่หน้าตัด และมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ในพื้นที่ต่างๆ

แปลง	ประเภท	จำนวน	DBH (เซนติเมตร)			ความสูง (เมตร)		พื้นที่หน้าตัด	มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน	หมายเหตุ
		(ต้น/ไร่)	สูงสุด	เฉลี่ย	S.D.	เฉลี่ย	S.D.	(m^2/ไร่)	(ตัน/ไร่)	
KM3-3	ต้นไม้	326	56.2	12.61	8.27	8.98	2.63	5.822	30.502	อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี (ป่าดิบแล้ง)
	เถาวัลย์	68	21.6	6.83	2.65	-	-	0.286	2.451	
KM8-3	ต้นไม้	240	45.4	13.96	8.66	9.01	2.74	5.082	25.266	
	เถาวัลย์	85	13.6	6.53	1.97	-	-	0.311	3.556	
KM15-3	ต้นไม้	230	65.4	12.62	8.62	9.79	3.70	4.214	26.033	
	เถาวัลย์	65	13.7	8.05	2.57	-	-	0.364	4.186	
PSD	ต้นไม้	228	93.0	12.06	11.14	11.13	4.56	4.816	37.850	อุทยานแห่งชาติปางสีดา จังหวัดสระแก้ว (ป่าดิบแล้ง)
	เถาวัลย์	39	9.9	6.20	1.55	-	-	0.110	1.251	
CHD	ต้นไม้	108	69.4	21.07	14.85	16.08	6.46	5.619	49.473	เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเชียงดาว จังหวัดเชียงใหม่ (ป่าดิบริมห้วย)
	เถาวัลย์	71	18.3	8.07	2.70	-	-	0.403	4.644	
KHL	ต้นไม้	119	108.0	16.64	19.20	14.96	9.91	6.005	68.633	อุทยานแห่งชาติเขาหลวง จังหวัดนครศรีธรรมราช (ป่าดิบชื้น)
	เถาวัลย์	19	22.6	8.08	4.43	-	-	0.125	1.448	

ตามปกติแล้วเมื่อปล่อยให้เป็นไปตามกลไกของธรรมชาติ ต้นไม้ที่เป็นไม้เนื้ออ่อนและเป็นพันธุ์ไม้เบิกนำขนาดเล็กและกลางจะทยอยตายลง ทำให้จำนวนต้นไม้ในพื้นที่ลดลง เพื่อเปิดโอกาสให้ไม้เนื้อแข็งที่เป็นไม้เด่นในพื้นที่ได้เจริญเติบโตต่อไป ขณะเดียวกันเถาวัลย์จะลดจำนวนลงไปพร้อมกับไม้เบิกนำเหล่านั้นจนอยู่ในสภาวะสมดุลของหมู่ไม้ในระยะหนึ่ง จากนั้นกลไกตามธรรมชาติก็จะดำเนินการเปิดช่องว่างของพื้นที่ป่าเป็นกลุ่ม ๆ ต่อไป โดยมีปัจจัยจาก ลม ฝน พายุ ดินถล่ม การตายตามอายุขัยของต้นไม้ การระบาดของโรคแมลง ไฟป่า รวมถึงมนุษย์ที่เข้าไปใช้ประโยชน์ในพื้นที่ เป็นต้น

- ไม้หนุ่ม ข้อมูลภาคสนามของไม้หนุ่มจากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 4X4 เมตร จากจำนวน 4 แปลงย่อยของแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 1 ไร่ เพื่อคำนวณเป็นจำนวนต้น พื้นที่หน้าตัด และมวลชีวภาพเหนือพื้นดินต่อไร่ แสดงในตารางที่ 8



ภาพที่ 18 การเปรียบเทียบมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้และเถาวัลย์ที่มีขนาด DBH ≥ 4.5 เซนติเมตร ในพื้นที่ป่าดิบแล้ง อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน (KM) จังหวัดเพชรบุรี ป่าดิบแล้งอุทยานแห่งชาติปางสีดา (PSD) จังหวัดสระแก้ว ป่าดิบริมห้วยเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าเชียงดาว (CHD) จังหวัดเชียงใหม่ และป่าดิบชื้น อุทยานแห่งชาติเขาหลวง (KHL) จังหวัดนครศรีธรรมราช

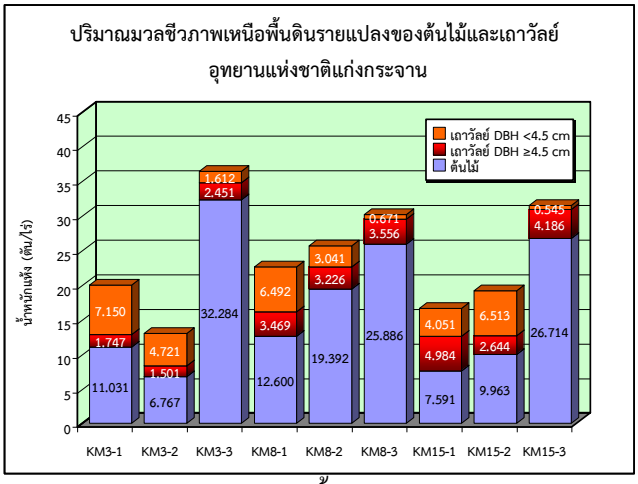
ตารางที่ 8 ข้อมูลภาคสนามรายแปลงของไม้หนุ่มจากแปลงตัวอย่างถาวรขนาด 4X4 เมตร จำนวน 4 แปลงย่อย แสดงจำนวนต้น ขนาดความโต ความสูง พื้นที่หน้าตัด แและมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ของต้นไม้และเถาวัลย์ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

แปลง	ประเภท	จำนวน	DBH (เซนติเมตร)			ความสูง (เมตร)		พื้นที่หน้าตัด	มวลชีวภาพเหนือพื้นดิน
		(ต้น/ไร่)	สูงสุด	เฉลี่ย	S.D.	(ตัน/ไร่)	S.D.	(m^2/ไร่)	(ตัน/ไร่)
KM3-1	ต้นไม้	1,225	3.09	0.98	0.64	2.27	0.60	0.131	0.436
	เถาวัลย์	4,250	4.07	1.00	0.96	-	-	0.640	7.150
KM3-2	ต้นไม้	1,400	3.35	0.95	0.58	2.10	0.29	0.135	0.382
	เถาวัลย์	6,025	3.4	0.67	0.67	-	-	0.425	4.721
KM3-3	ต้นไม้	2,675	3.7	1.09	0.92	2.39	1.08	0.426	1.783
	เถาวัลย์	1,150	3.9	0.86	0.94	-	-	0.144	1.612
KM8-1	ต้นไม้	700	3.48	1.14	0.89	1.94	0.59	0.114	0.340
	เถาวัลย์	5,175	4.38	0.87	0.82	-	-	0.582	6.492
KM8-2	ต้นไม้	900	3.5	1.20	0.80	2.17	0.60	0.146	0.449
	เถาวัลย์	2,500	3.54	0.94	0.72	-	-	0.274	3.041

KM8-3	ต้นไม้	1,400	3.33	0.99	0.76	2.22	0.81	0.170	0.620
	เถาวัลย์	600	3.59	0.81	0.81	-	-	0.060	0.671
KM15-1	ต้นไม้	1,325	3	1.08	0.79	2.27	0.56	0.184	0.581
	เถาวัลย์	2,075	3.7	1.15	0.95	-	-	0.363	4.051
KM15-2	ต้นไม้	1,125	3.69	1.08	0.75	2.01	0.34	0.151	0.401
	เถาวัลย์	3,900	4.27	1.00	0.95	-	-	0.583	6.513
KM15-3	ต้นไม้	1,075	3.6	1.09	0.93	2.45	0.91	0.171	0.682
	เถาวัลย์	325	3.9	0.89	1.10	-	-	0.049	0.545

ในส่วนของไม้หนุ่มพบว่า ในแปลงป่าธรรมชาติทุกพื้นที่มีมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้มากกว่าในแปลงที่มีเถาวัลย์หนาแน่น ตรงข้ามกับมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์ในแปลงป่าธรรมชาติมีค่าน้อยกว่าในแปลงที่มีเถาวัลย์หนาแน่นอย่างเด่นชัด

การเก็บข้อมูลเถาวัลย์ที่ผ่านมาได้ใช้เกณฑ์เดียวกันกับการเก็บข้อมูลต้นไม้ใหญ่โดยใช้ขนาด DBH ≥ 4.5 เซนติเมตร เป็นตัวกำหนดนั้น สามารถใช้ได้ดีกับพื้นที่ป่าธรรมชาติที่มีต้นไม้ใหญ่ค่อนข้างหนาแน่น เพราะเถาวัลย์ที่ขึ้นอยู่จะมีขนาดใหญ่ ส่วนเถาวัลย์ขนาดเล็กมีจำนวนไม่มากนัก แต่การศึกษาครั้งนี้ ในพื้นที่มีปริมาณเถาวัลย์ขนาดเล็กจำนวนมาก เถาวัลย์ขนาดเล็กเหล่านี้ มีปริมาณมวลชีวภาพมากกว่าต้นไม้ที่มีขนาด DBH เท่ากันถึง 2-4 เท่าตัว ดังนั้นการเปรียบเทียบมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของเถาวัลย์ในการศึกษาครั้งนี้จึงรวมเอาข้อมูลของต้นไม้และเถาวัลย์ที่มีขนาดใหญ่จากตารางที่ 6 กับข้อมูลต้นไม้และเถาวัลย์ขนาดเล็กจากตารางที่ 8 เพื่อแสดงการปรียบเทียบมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้ทุกขนาดและเถาวัลย์ที่มีขนาดเล็กและขนาดใหญ่รายแปลง ดังแสดงในตารางที่ 9 และภาพที่ 19



ภาพที่ 19 ปริมาณมวลชีวภาพเหนือพื้นดินรายแปลงของต้นไม้ทุกขนาด และเถาวัลย์ที่มีขนาดเล็กและขนาดใหญ่ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

จากการศึกษาพบว่าแปลงตัวอย่างที่มีเถาวัลย์หนาแน่นจำนวนทั้ง 6 แปลง (KM3-1, KM3-2, KM8-1, KM8-2, KM15-1 และ KM15-2) จะมีมวลชีวภาพของเถาวัลย์ระหว่าง 6.222 - 9.961 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 8.257 ± 1.602 ตัน/ไร่ ขณะที่มวลชีวภาพของต้นไม้มีค่าระหว่าง 6.767 - 19.392 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 11.224 ± 4.545 ตัน/ไร่ ส่วนในป่าธรรมชาติทั้ง 3 แปลง (KM3-3, KM8-3 และ KM15-3) จะมีมวลชีวภาพของเถาวัลย์ระหว่าง 4.063 - 4.731 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 4.340 ± 0.348 ตัน/ไร่ ขณะที่มวลชีวภาพของต้นไม้มีค่าระหว่าง 25.886 - 32.284 ตัน/ไร่ และมีค่าเฉลี่ย 28.295 ± 3.480 ตัน/ไร่

5. ความเพิ่มพูนมวลชีวภาพและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้และเถาวัลย์ประมาณ 4-5 เดือน

ความเพิ่มพูนของมวลชีวภาพเหนือพื้นดินและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้และเถาวัลย์ คำนวณจากข้อมูลที่ตรวจวัดจากต้นไม้ทั้งขนาดใหญ่และขนาดเล็กที่เก็บข้อมูลครั้งที่ 1 ระหว่างปลายเดือนตุลาคม ถึงต้นเดือนธันวาคม 2553 และครั้งที่ 2 ในเดือนมีนาคม คิดเป็นระยะเวลาการเจริญเติบโตประมาณ 4-5 เดือน ในการตรวจวัดครั้งที่ 2 นี้ ไม่ได้ทำการวัดข้อมูลของเถาวัลย์ในแปลง KM3-1 KM8-1 และ KM 15-3 เนื่องจากได้ทำการตัดเถาวัลย์ออกทั้งหมดภายหลังจากการตรวจวัดครั้งแรก ดังแสดงในตารางที่ 9

จากการศึกษาพบว่าในช่วงประมาณ 4 - 5 เดือน จากแปลง KM3-2 KM8-2 และ KM15-2 จะมีค่า 334.799 358.537 และ 346.127 กิโลกรัม/ไร่ ตามลำดับ ส่วนความเพิ่มพูนของเถาวัลย์ทุกขนาดในแปลงป่าธรรมชาติ แปลง KM3-3 KM8-3 และ KM15-3 มีค่าน้อยเห็นได้อย่างเด่นชัดโดยมีค่า 91.946 43.684 และ 3.758 กิโลกรัม/ไร่ ตามลำดับ ขณะที่ความเพิ่มพูนของต้นไม้ทุกขนาดในแปลงป่าธรรมชาติมีค่า 233.101 70.631 และ 69.071 กิโลกรัม/ไร่ ตามลำดับ แสดงว่าความเพิ่มพูนของต้นไม้ในแปลงป่าธรรมชาติทุกแปลงจะมีค่าสูงกว่าความเพิ่มพูนของเถาวัลย์ ดังนั้นโอกาสที่เถาวัลย์จะรุกรานไม้ยืนต้นจึงมีค่อนข้างน้อย ในทางกลับกันถ้าความเพิ่มพูนยังมีแนวโน้มเป็นเช่นนี้ จะทำให้ปริมาณของเถาวัลย์ลดจำนวนลงและสอดคล้องกับภาพที่ 18 ที่แสดงให้เห็นว่าเมื่อมีปริมาณมวลชีวภาพของต้นไม้มากขึ้น จำนวนของเถาวัลย์จะมีแนวโน้มลดลง

ส่วนความเพิ่มพูนของต้นไม้ทุกขนาดในแปลงเถาวัลย์หนาแน่นที่ไม่ได้ทำการตัด แปลง KM3-2 KM8-2 และ KM15-2 จะมีค่าน้อยกว่าความเพิ่มพูนของเถาวัลย์ในแปลงเดียวกันอย่างเด่นชัด โดยมีค่า 95.215 125.212 และ 82.545 กิโลกรัม/ไร่ ตามลำดับ การแก่งแย่งความเจริญเติบโตของต้นไม้ในแปลง KM3-2 และKM15-2 จะสู้กับเถาวัลย์ไม่ได้ จึงอาจต้องให้ความช่วยเหลือแปลงประเภทนี้อย่างระมัดระวัง ยกเว้นแปลง KM8-2 ที่มีองค์ประกอบของหมู่ไม้ที่ดีกว่าทั้ง 2 แปลง เนื่องจากมีจำนวนมวลชีวภาพของต้นไม้ที่มากกว่า จำนวนต้นของไม้ใหญ่มีมากกว่า และความสูงเฉลี่ยของต้นไม้สูงกว่า แม้ความเพิ่มพูนของต้นไม้จะสู้กับเถาวัลย์ในปัจจุบันไม่ได้แต่หมู่ไม้น่าจะมีโอกาสในการพัฒนาต่อไปได้โดยไม่ต้องดำเนินการใดๆ

ตารางที่ 9 ผลรวมของไม้ใหญ่และไม้หนุ่ม แสดงจำนวน พื้นที่หน้าตัด มวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมด และความเพิ่มพูนของมวลชีวภาพเหนือพื้นดินและพื้นที่หน้าตัดในระยะ 5 เดือน ของต้นไม้และเถาวัลย์ ณ อุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน จังหวัดเพชรบุรี

แปลง	ประเภท	จำนวน (ต้น/ไร่)	วัดครั้งที่ 1 (ตค.-ธค. 53)		วัดครั้งที่ 2 (มีค. 54)		ความเพิ่มพูน	
			พื้นที่หน้าตัด (m^2/ไร่)	มวลชีวภาพ (ตัน/ไร่)	พื้นที่หน้าตัด (m^2/ไร่)	มวลชีวภาพ (ตัน/ไร่)	พื้นที่หน้าตัด ($ม^2$/ไร่)	มวลชีวภาพ (กก./ไร่/5 เดือน)
KM3-1	ต้นไม้	1,388	2.071	11.031	2.088	11.100	0.016	68.228
	เถาวัลย์	4,312	0.793	8.897	-	-	-	-
KM3-2	ต้นไม้	1,564	1.708	6.767	1.735	6.863	0.027	95.215
	เถาวัลย์	6,086	0.594	6.222	0.624	6.557	0.030	334.799
KM3-3	ต้นไม้	3,001	6.248	32.284	6.294	32.518	0.045	233.101
	เถาวัลย์	1,218	0.430	4.063	0.439	4.155	0.009	91.946
KM8-1	ต้นไม้	881	2.393	12.600	2.454	12.881	0.061	281.176
	เถาวัลย์	5,274	0.886	9.961	-	-	-	-
KM8-2	ต้นไม้	1109	3.255	19.392	3.280	19.518	0.025	125.212
	เถาวัลย์	2,581	0.556	6.267	0.588	6.626	0.032	358.537
KM8-3	ต้นไม้	1,640	5.252	25.886	5.265	25.957	0.013	70.631
	เถาวัลย์	685	0.371	4.227	0.375	4.270	0.004	43.684
KM15-1	ต้นไม้	1,508	2.110	7.591	2.127	7.650	0.018	59.907
	เถาวัลย์	2,191	0.797	9.035	-	-	-	-
KM15-2	ต้นไม้	1,291	2.129	9.963	2.145	10.046	0.016	82.545
	เถาวัลย์	3,986	0.815	9.157	0.845	9.503	0.031	346.127
KM15-3	ต้นไม้	1,305	4.385	26.714	4.397	26.783	0.012	69.071
	เถาวัลย์	390	0.412	4.731	0.413	4.734	0.001	3.758

ความเพิ่มพูนของต้นไม้ภายหลังจากการตัดเถาวัลย์เมื่อเทียบกับแปลงที่ไม่ได้ทำการตัดเถาวัลย์ ยังเห็นแนวโน้มที่ไม่เด่นชัด เนื่องจากข้อมูลของต้นไม้ในแต่ละพื้นที่ค่อนข้างแตกต่างกัน และช่วงระยะเวลาที่เก็บข้อมูลสั้น ทำให้ต้นไม้ในแปลงที่ตัดเถาวัลย์ยังปรับตัวเพื่อตอบสนองในการดำเนินการนี้ไม่ทัน

เป็นที่น่าสังเกตว่าตามปกติในฤดูแล้งต้นไม้จะหยุดการเจริญเติบโต เนื่องจากเป็นช่วงที่ไม่มีฝนตก แต่ช่วงทำการศึกษาวิจัยพบว่ามีฝนตกผิดปกติเป็นจำนวนมาก ระหว่างวันที่ 1 พฤศจิกายน 2553 - 31 มีนาคม 2554 ปริมาณน้ำฝนมีค่า 189.7 มิลลิเมตร/5 เดือน จำนวนวันที่ฝนตก 21 วัน/5 เดือน ขณะที่ในช่วงเวลาเดียวกันของปี 2551 – 2552 ปริมาณน้ำฝนมีค่า 106.2 มิลลิเมตร/5 เดือน จำนวนวันที่ฝนตก 10 วัน/5 เดือน จึงทำให้ต้นไม้มีความเพิ่มพูนสูงในช่วงนี้

เอกสารอ้างอิง

ชิงชัย วิริยะบัญชา. ข้อมูลส่วนบุคคล

ชัยวัฒน์ ลิ้มลิขิตอักษร. ข้อมูลส่วนบุคคล

ธิติ วิสารัตน์ และ ชลธิดา เชิญขุนทด. 2547. องค์ประกอบของชนิดพันธุ์พืชและปริมาณมวลชีวภาพเหนือพื้นดินของต้นไม้ในป่าดิบแล้ง. ใน เอกสารประกอบการประชุม “การประชุมการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศทางป่าไม้ : ป่าไม้กับการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ” ณ. โรงแรมมารวยการ์เด้น กรุงเทพฯ ระหว่างวันที่ 16-17 สิงหาคม 2547. กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช. 31 น.

Kira, T. and H. Ogawa. 1971. Assessment of primary production in tropical and equatorial forests. In : Productivity of Forest Ecosystem. Proc. of Brussel Symp. 1969 (P. Duvigneaud ed.). UNESCO, Paris. 309-321.

Laura, L.I.,S. J. Wright, K.K. Becklund, S.P. Hubbell and S.A. Schnitzer. 2010. The impact of liana on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. J.Ecol. 98, 879-887.

Ogawa, H., K. Yoda, K. Ogino and T. Kira. 1965. Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand. II. Plant Biomass. Nature and Life in Southeast Asia 4 : 49-80.

Satoo, T. and M. Senda. 1958. Materials for the studies of growth in stand. IV. Amount of leaves and production of wood in young plantation of Chameacyparis obtusa. Bull. Tokyo Univ. For. 54 : 7-100.

Schnitzer, S.A., Dewalt, S.J. & Chave, J. 2006. Censusing and measuring lianas: a quantitative comparison of the common methods. Biotropica 38(5):581-591.

Tsutsumi T., K. Yoda, P. Sahunalu, P. Dhanmanonda and B. Prachaiyo. 1983. Forest : Felling, Burning and Regeneration. In Shifting cultivation. An experiment at Nam Phrom, Thailand and its implications for upland farming in the monsoon Tropics. Edited by K. kyuma and C. Pairintra. p. 13-62.

Xiao, T.L., W.T. Jian, L.F. Zhi & H.L. Mai. 2009. Diversity and aboveground biomass of lianas in the tropical seasonal rain forests of Xishuangbanna, SW China. Rev. biol. trop v.57 n.1-2 San José mar.-jun. 2009.

ผลกระทบของความถี่ของการเผาต่อลักษณะพฤติกรรมไฟ การหมุนเวียนธาตุอาหารและลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชในป่าเต็งรัง บริเวณเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง

กอบศักดิ์ วันธงไชย[1] Juergen Bauhus[2] และJohann Goldammer[3]

บทคัดย่อ

ไฟป่าที่เกิดขึ้นในป่าเต็งรังของประเทศไทย ดูเสมือนเป็นปรากฏการณ์ที่ปกติทั่วไป อย่างไรก็ตามไฟป่าที่เกิดขึ้นบ่อยเกินไปหรือป้องกันไฟเป็นระยะเวลานานเกินไปนั้นมักส่งผลต่อระบบนิเวศด้านต่างๆ การศึกษาในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลของความถี่ของไฟในบริเวณป่าเต็งรัง เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้งต่อลักษณะของระบบนิเวศป่าไม้บางประการ ได้แก่ โครงสร้างของสังคมพืช คุณสมบัติของดินและการสูญเสียธาตุอาหารและพฤติกรรมของไฟที่เกิดขึ้นในป่าเต็งรังที่มีประวัติของการเกิดไฟที่มีความถี่แตกต่างกันในรอบระยะเวลา 10 ปี (พศ. 2538-2547) ได้แก่พื้นที่ที่มีไฟไหม้บ่อย (ไฟไหม้ 7 ครั้งในระยะเวลา 10 ปี: FB) พื้นที่ไฟไหม้ไม่บ่อย (ไฟไหม้ 2 ครั้งในระยะเวลา 10 ปี: IB) พื้นที่ไฟไหม้น้อย (ไฟไหม้ 1 ครั้งในระยะเวลา 10 ปี: RB) ลพื้นที่ที่ไฟไม่ไหม้ในช่วง 10 ปี (CB) โดยพื้นที่ที่คัดเลือกนั้นอยู่ในพื้นที่ที่ที่เป็นชุดดินเดียวกัน มีลักษณะทางธรณีวิทยาเดียวกัน ความสูงของพื้นที่และความลาดชันที่ใกล้เคียงกัน แต่ละพื้นที่วางแปลงขนาด 50 x 50 เมตร จำนวน 3 แปลง รวมทั้งสิ้น 12 แปลง เก็บข้อมูลลักษณะเชื้อเพลิง โครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืช และคุณสมบัติของดิน จากนั้นทำการทดลองเผาช่วงปลายเดือน ธค. 2547- ต้นเดือนมค. 2548 โดยใช้วิธีการเผาเป็นแถบ 3 แถบต่อเนื่อง ระหว่างการเผาศึกษาพฤติกรรมไฟ สภาพอากาศระหว่างการเผา อุณหภูมิไฟและอุณหภูมิดินที่ความลึกต่างๆ ภายหลังการเผา ตรวจสอบคุณสมบัติของดินและศึกษาการสูญเสียธาตุอาหารในส่วนเหนือพื้นดินและศึกษาผลกระทบของการเผาต่อลักษณะโครงสร้างองค์ประกอบสังคมพืชภายในเวลา 1 ปี หลังการเผา

ผลการศึกษาพบว่าปริมาณเชื้อเพลิงเพิ่มขึ้นตามประวัติความถี่ของไฟที่ลดลงและมีแนวโน้มเริ่มมีปริมาณคงที่ที่ระยะเวลาประมาณ 10 ปี ภายหลังการเผา ไฟที่เกิดขึ้นมีความรุนแรงอยู่ในระดับต่ำทั้งสิ้น ผลกระทบของความถี่การเกิดไฟต่อสมบัติทางเคมีของดินพบว่าในพื้นที่ที่ไฟเกิดขึ้นบ่อยมากนั้น ความเข้มข้นของคาร์บอนและไนโตรเจน ฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์และความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก มีค่าต่ำกว่าพื้นที่ที่มีประวัติการเกิดไฟที่มีความถี่ต่ำกว่า การสูญเสียธาตุอาหารจากส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินมีความสัมพันธ์กับปริมาณเชื้อเพลิงที่ถูกเผาไหม้โดยแปลงที่เกิดไฟบ่อยมากมีค่าการสูญเสียธาตุอาหารสัมพัทธ์ที่สูง โครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชรวมถึงลักษณะของพืชในกลุ่มหญ้าในพื้นที่มีการเกิดไฟบ่อยมากมีความแตกต่างจากพื้นที่เกิดไฟไหม้ไม่บ่อยอย่างมีนัยสำคัญ อิทธิพลของการเผาต่อการตายของไม้ยืนต้นยังไม่สามารถสรุปได้

ดังนั้น ป่าเต็งรังบริเวณเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วขาแข้งควรมีการเผาทุก 6-7 ปี หรือ ประมาณ 1-2 ครั้งในระยะเวลา 10 ปี ซึ่งจะไม่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ เนื่องจากการเผาที่มีความหลากหลายของความถี่ในพื้นที่ทั้งในด้านของช่วงเวลาและขนาดพื้นที่จะส่งผลดีต่อการรักษาความหลากหลายทางชีวภาพที่ดี

---

[1] ภาควิชาวนวัฒนวิทยา คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900 e-mail address: kobsak.w@ku.ac.th

[2] Institute of silviculture, Faculty of Forest and Environmental Science, The University of Freiburg, Germany

[3] Global Fire Monitoring Center, Fire Ecology Research Group, c/o The University of Freiburg/United Nations University, Germany

คำนำ

ไฟป่าที่เกิดขึ้นส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศป่าไม้แตกต่างกันไปในแต่ละพื้นที่ขึ้นอยู่กับลักษณะของระบบนิเวศและลักษณะของไฟทั้งในด้านความถี่ (frequency) ขนาดพื้นที่ไฟไหม้ (damaged area) ประเภทของไฟ (fire type) ความรุนแรง (fire intensity) รวมทั้งฤดูไฟป่า (fire season) ซึ่งลักษณะของไฟป่าหรือระบอบการเผา (fire regime) ได้เปลี่ยนแปลงไปจากอิทธิพลของการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศเป็นประเด็นที่นักวิทยาศาสตร์ทั่วโลกให้ความสำคัญ เนื่องจากเมื่อลักษณะของไฟป่าเปลี่ยนแปลงไป จะส่งผลกระทบอย่างมากต่อระบบนิเวศป่าไม้ในพื้นที่อย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ เนื่องจากสมดุลในด้านต่างๆ ในพื้นที่ได้เปลี่ยนแปลงไป โดยเฉพาะอย่างยิ่งความถี่ของไฟเป็นสิ่งที่มีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการคงอยู่ของระบบนิเวศป่าไม้ นักวิทยาศาสตร์หลายท่านที่ได้ทำการคาดการณ์ลักษณะของไฟป่าในอนาคตจากอิทธิพลของการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศแล้วพบว่าลักษณะไฟป่าด้านต่างๆ จะเปลี่ยนแปลงไปอย่างมากโดยเฉพาะ โดยเฉพาะในประเด็นของความถี่ของไฟที่จะเกิดบ่อยมากขึ้นจากสภาพอากาศที่แห้งมากขึ้นและยาวนานขึ้น(Flannigan and Van Wagner 1991; Wotton and Flannigan 1993; Price and Rind 1994; Goldammer and Price 1998; Stocks *et al.* 1998; Flannigan *et al.* 2000; Mouillot *et al.* 2002; Wotton *et al.* 2003; Flannigan *et al.* 2006; Liu *et al.* 2010) ลักษณะของระบบนิเวศที่เกี่ยวข้องกับไฟป่าที่เปลี่ยนแปลงไปที่สำคัญได้แก่ลักษณะโครงสร้าง องค์ประกอบและพลวัตรการเปลี่ยนแปลงของเชื้อเพลิงซึ่งจะส่งผลต่อลักษณะพฤติกรรมไฟป่าและผลกระทบต่อระบบนิเวศที่แตกต่างกันไป

แม้ว่าสังคมป่าผลัดใบใน (tropical deciduous forest ecosystem) ได้แก่ป่าเต็งรังและป่าผสมผลัดใบจะเป็นระบบนิเวศที่สามารถทนทานต่อไฟป่าได้ (Sabhasri *et al.* 1968; Kutintara 1975; Wanthongchai 2008) โดยที่พืชมีการปรับตัวเพื่อให้สามารถเติบโตและพัฒนาอยู่ภายใต้สิ่งแวดล้อมไฟได้ก็ตาม แต่การที่ลักษณะของความถี่ในการเกิดไฟที่บ่อยมากเกินไปส่งผลกระทบต่อป่าเหล่านี้อย่างมาก ซึ่งปรากฏให้เห็นอยู่ทั่วไป รวมทั้งในพื้นที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง ซึ่งไฟที่เกิดถี่มากขึ้นจะส่งผลต่อลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชที่ชนิดพันธุ์ที่ทนทานต่อความแห้งแล้งและความร้อนจะยึดครองพื้นที่ในขณะที่พันธุ์ไม้ที่มีความทนทานน้อยกว่าจะค่อยๆ หายไปจากพื้นที่ อย่างไรก็ตามการป้องกันไม่ให้เกิดไฟขึ้นเลยก็เป็นสิ่งที่ไม่ถูกต้องในการจัดการป่าผลัดใบเช่นกัน เนื่องจากพืชอาหารสัตว์ป่าหลายชนิดมักเป็นพืชที่ชอบแสงและพื้นที่เปิดโล่ง ดังนั้นความถี่ที่เหมาะสมของการมีไฟป่าสำหรับป่าผลัดใบเหล่านี้จึงมีความสำคัญต่อการคงอยู่ของระบบนิเวศป่าผลัดใบเป็นอย่างยิ่ง ซึ่งในช่วงเวลาที่พื้นที่ปราศจากไฟที่แตกต่างกันจะส่งผลต่อสะสมและพัฒนาของเชื้อเพลิง ตลอดทั้งลักษณะของไฟที่แตกต่างกันไป ซึ่งจะนำไปสู่ผลกระทบที่เกิดขึ้นในพื้นที่ที่แตกต่างกันออกไปได้เช่นกัน

การศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อที่จะศึกษาผลกระทบของความถี่ของการเกิดไฟป่าในป่าเต็งรังต่อลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบของเชื้อเพลิงและสังคมพืช พฤติกรรมไฟ คุณสมบัติของดินและการหมุนเวียนของธาตุอาหาร

วิธีการศึกษา

1. สถานที่ศึกษา

พื้นที่ศึกษาตั้งอยู่ในป่าเต็งรังบริเวณเขตแนวกันชนและภายในพื้นที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง อ. ลานสัก จ. อุทัยธานี พื้นที่ศึกษาอยู่ทางด้านตะวันออกเฉียงเนือของเขตรักษาพันธุ์ฯ **(Figure 1)** ซึ่งพื้นที่ในบริเวณเขตแนวกันชนนี้มีความสำคัญต่อการเป็นแหล่งอาหารของสัตว์ป่าหลายชนิด เช่น วัวแดง เก้ง กวาง เนื่องจากเป็นพื้นที่ที่มีไฟป่าเกิดขึ้นเป็นประจำจึงมีแหล่งหญ้าระบัดอยู่ทั่วไป สำหรับไฟป่าที่เกิดขึ้นในพื้นที่เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้งมักจะเกิดในป่าเต็งรังและป่าเบญจพรรณบริเวณรอยต่อของเขตแนวกันชนเหล่านี้แล้วลุกลามเข้าสู่พื้นที่ภายใน โดยมีสาเหตุหลักมาจากการจุดไฟเพื่อหาของป่า ล่าสัตว์

2. การวางแปลงศึกษา

การคัดเลือกพื้นที่ศึกษาที่มีความถี่ของการเกิดไฟที่แตกต่างกันดำเนินการโดยใช้การแปลภาพถ่ายดาวเทียมช่วงฤดูแล้ง 2 ภาพ/ปี ย้อนหลังไปในระยะเวลา 10 ปี ตั้งแต่ คศ. 1995-2004 (retrospective techniques) ร่วมกับการตรวจสอบข้อมูลภาคสนามโดยการสอบถามเจ้าหน้าที่ดับไฟป่าในพื้นที่ โดยพื้นที่ที่จะเลือกทำการวางแปลงจะเป็นพื้นที่ป่าเต็งรังที่มีประวัติของการเกิดไฟที่แตกต่างกัน แต่ต้องเป็นพื้นที่ที่มีระดับความสูงจากระดับน้ำทะเล (elevation) ทิศทางด้านลาด (aspect) และความลาดชัน (slope) ใกล้เคียงกัน และมีลักษณะทางธรณีวิทยาและกลุ่มชุดินที่เหมือนกัน จากการแปลภาพถ่ายดาวเทียมร่วมกับการสำรวจภาคสนามทำให้สามารถกำหนดรูปแบบความถี่ของไฟในป่าเต็งรังในช่วงระยะเวลา 10 ปีของการศึกษา ออกได้เป็น 4 รูปแบบ ได้แก่ พื้นที่ที่ไฟไหม้เป็นบ่อยมาก (frequent burn; FB) พื้นที่ไฟไหม้เป็นบางครั้ง (infrequent burn; IB) พื้นที่ไฟไหม้น้อยมาก (rare burn; RB)และพื้นที่ที่ไม่มีไฟไหม้ (control unburn; CB) โดยมีรายละเอียดประวัติการเกิดไฟในพื้นที่แปลงศึกษาดังแสดงใน **Table 1.**

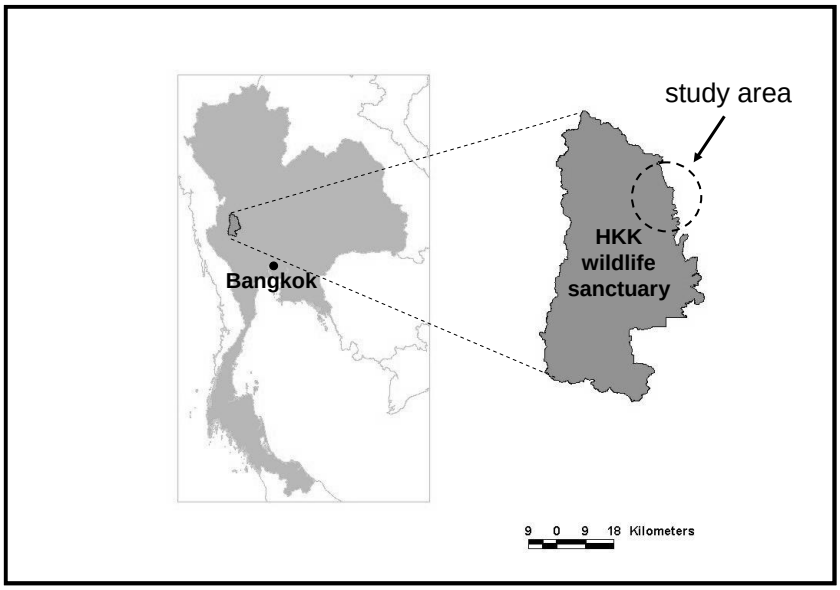


Figure 1. Location of Huay Kha Khaeng Wildlife Sanctuary.

ในแต่ละพื้นที่ที่มีความถี่ของไฟแตกต่างกันนั้นจะทำการวางแปลงศึกษาขนาด 50×50 เมตร จำนวน 3 แปลง รวมทั้งสิ้น 12 แปลง แต่ละแปลงภายในประวัติความถี่ไฟเดียวกันจะอยู่ห่างกันประมาณ 300-500 เมตร อย่างไรก็ตาม ด้วยข้อจำกัดของพื้นที่และปัจจัยสิ่งแวดล้อม ทำให้แปลงตัวอย่างในแต่ละความถี่ของไฟมีลักษณะที่เป็นซ้ำไม่แท้ (Pseudoreplicate plots) หลังจากนั้นทำการสร้างแนวกันไฟล้อมรอบแปลงศึกษาเพื่อป้องกันไฟที่อาจลุกลามจากพื้นที่ภายนอกเข้าสู่แปลง ได้ทำการเผาแปลงทดลองในช่วงปลายเดือนธันวาคม-มกราคม 2548 ยกเว้นแปลง CB โดยทำการเผาในช่วงบ่ายของวัน โดยใช้เทคนิคการเผาตามลมทีละแถบจำนวน 3 แถบ (3-strip head-fire burning technique)

Table 1. Past burning regime of each study plot in the dry dipterocarp forest, Huay Kha Khaeng Wildlife Sanctuary.

Burning regime	Fire occurrence (yr)[1/]									
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Frequently burned (FB)	■	■	■	■	■			■		■
Infrequently burned(IB)			■					■		
Rarely burned (RB)				■						
Control plot (CB)										

Remark : [1/] Grey shading denotes that the plot was burned, as per the results of the satellite image interpretation and ground truthing.

3. วิธีการ

3.1 การเก็บข้อมูลก่อนการเผาแปลงทดลอง

3.1.1 การเก็บข้อมูลปริมาณเชื้อเพลิง

ประมาณ 3 ชั่วโมงก่อนการทดลองเผา วางแปลงย่อยขนาด 2 × 2 เมตร ที่ขอบแปลงจำนวน 4 แปลง เก็บตัวอย่างเชื้อเพลิงทั้งหมดภายในแปลงย่อย โดยจำแนกตามกลุ่มของเชื้อเพลิง (หญ้า เศษซากพืช ไม้พุ่ม ไม้ล้มลุก ลูกไม้ กล้าไม้ และกิ่งไม้ขนาดเล็ก) โดยตัดชั่งน้ำหนักสด จากนั้นสุ่มตัวอย่างเชื้อเพลิงไปอบแห้งเพื่อนำไปคำนวนหาปริมาณความชื้นและน้ำหนักแห้ง **(Figure 2.)**

3.1.2 การเก็บข้อมูลสังคมพืช

วางแปลงย่อยขนาด 15 × 15 เมตร จำนวน 4 แปลงย่อยภายในแปลงขนาด 50 × 50 เมตร ติดหมายเลข จากนั้นวัดความโต ขนาดพื้นที่เรือนยอดไม้ยืนต้นทุกต้นภายในแปลงย่อยโดยการวัดขนาดเรือนยอดแต่ละต้น และทำการวัดพื้นที่เรือนยอดรวมในแปลงย่อยโดยถ่ายภาพเรือนยอดด้วยเลนส์ตาปลา

ภายในแปลงย่อยแต่ละแปลง ทำการวางแปลงย่อยภายในขนาด 4 × 4 เมตร ที่กลางแปลงย่อยเพื่อสำรวจไม้หนุ่มลูกไม้ โดยการติดเครื่องหมาย จากนั้นจำแนกชนิด ตรวจนับจำนวน วัดความ

โตที่โคนต้น ความสูง และขนาดเรือนยอด รวมทั้งจำนวนหน่อต่อลำต้น สำหรับไม้พื้นล่างอื่นๆ ทำการจำแนกชนิดและนับจำนวนต้นหรือกอ **(Figure 2.)**

3.1.3 การเก็บตัวอย่างดินและพืช

บริเวณกลางแปลงย่อยขนาด 15 × 15 เมตร ทำการเก็บตัวอย่างดิน โดยใช้เครื่องตอกดิน โดยเก็บดินที่ระดับความลึก 0-5 ซม. และ 5-15 ซม. โดยเก็บตัวอย่างทั้งแบบรบกวน (disturbed sample) เพื่อวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีและ ตัวอย่างไม่รบกวน (undisturbed sample) เพื่อวิเคราะห์หาความหนาแน่นรวมของดิน

สำหรับเชื้อเพลิงก่อนการเผาที่เก็บมาจากข้อ 3.1.1 บางส่วน จะนำมารวมแล้วจำแนกเป็น 2 กลุ่ม ได้แก่ เชื้อเพลิงที่มีชีวิต (lived fuel) และไม่มีชีวิต (dead fuel) ชั่งน้ำหนักของเชื้อเพลิงแต่ละกลุ่มจกนั้นสุ่มตัวอย่างไปเพื่อวิเคราะห์หาปริมาณธาตุอาหาร เชื้อเพลิงที่เหลืออีกบางส่วนถูกบรรจุลงในถาดอลูมิเนียมโดยปริมาณเชื้อเพลิงที่ใส่ลงในถาดจะมีปริมาณเท่ากับปริมาณเชื้อเพลิงในพื้นที่ที่มีขนาดเท่ากับขนาดของถาดอลูมีเนียม นำถาดไปวางไว้ในแปลงที่จะทำการเผาโดยให้มีความต่อเนื่องระหว่างเชื้อเพลิงในพื้นที่กับเชื้อเพลิงในถาดให้มากที่สุด

3.2 การเก็บข้อมูลระหว่างการเผาแปลงทดลอง

ก่อนการเผาแปลงทดลองติดตั้งเครื่องวัดอุณหภูมิดินที่ระดับความลึก 0, 2 และ 5 ซม. ใต้ดิน และ 20 ซม. เหนือพื้นดิน โดยฝังเครื่อง Thermocouple (TESTO-171) จำนวน 2 เครื่อง ฝังลึกลงไปในดิน โดยเครื่องจะทำการบันทึกอุณหภูมิทุก 2 วินาทีต่อเนื่องตลอดการเผา นอกจากนี้บริเวณข้างแปลงติดตั้งเครื่องวัดสภาพภูมิอากาศ Pocket Weather Meter (KESTREL-4500) เพื่อตรวจวัดสภาพอุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ และความเร็วลม ตลอดระยะเวลาการเผาแปลงทดลอง สภาพอากาศในระหว่างการเผาแปลงทดลองทั้ง 9 แปลง ดังแสดงใน (**Table 2)** ทำการปักแท่งเหล็กทุกระยะ 5 เมตร ภายในแปลงจำนวน 3 แถว เพื่อใช้ในการวัดอัตราการลุกลามและวัดความสูงเปลวไฟ จากนั้นทำการเผาแปลงทดลองทีละแถบโดยการจุดไฟจากขอบแปลง ทำการเผาจนเสร็จจึงจะเริ่มเผาในแถบต่อไป ระหว่างการเผาทำการตรวจวัดอัตราการลุกลามของไฟที่ลุกลามระหว่างแท่งเหล็ก วัดความสูงของเปลวไฟที่ผ่านแท่งเหล็กโดยการประเมินและถ่ายรูป ตรวจวัดอุณหภูมิของเปลวไฟที่ระดับ 20 และ 50 ซม. เหนือพื้นดินโดยกล้อง Digital infrared (MINOLTA TA-510) โดยสุ่มวัดกระจายทั่วทั้งพื้นที่ **(Figure 2.)**

3.3 การเก็บข้อมูลภายหลังการเผาแปลงทดลอง

ทันทีที่เปลวไฟได้ลามผ่านไปแล้วจะทำการเข้าไปในพื้นที่ทันทีเพื่อเก็บตัวอย่างภายในถาดอลูมิเนียม (ขี้เถ้า ถ่านและส่วนที่ไม่ไหม้ไฟ) เพื่อป้องกันลมพัดเอาส่วนต่างๆ ภายในถาดปลิวออกไป โดยการปิดโดยฝาอลูมิเนียม จากนั้นนำไปชั่งน้ำหนักและแยกตัวอย่างตามประเภทของสิ่งที่หลงเหลือ ได้แก่ขี้เถ้า ถ่าน และส่วนที่ไม่ไหม้ไฟ และสุ่มตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์หารปริมาณธาตุอาหารและความชื้นเพื่อคำนวนหารปริมาณ

เชื้อเพลิงที่หลงเหลือภายหลังไฟไหม้ต่อไป ภายหลังการเผาเสร็จสิ้นทันที ทำการเก็บตัวอย่างดินที่ระดับความลึก 0-5 ซม. ที่ตำแหน่งใกล้เคียงกับที่เก็บตัวอย่างดินก่อนเผา ภายหลังการเผาไปแล้วเป็นเวลา 1 ปี ทำการเก็บตัวอย่างดินและสังคมพืชอีกครั้งโดยใช้วิธีการเช่นเดียวกันกับการเก็บตัวอย่างก่อนการเผาแปลงทดลอง

Table 2. Weather conditions during burning experiments. Minimum and maximum values for wind speed, temperature and relative humidity are given in brackets

Burned plots	Burning date	Burning period	Mean value with range in brackets		
			Wind speed ($km\ h^{-1}$)	Temperature (°C)	Relative humidity (%)
FB plot 1	28 December 2004	1523–1800 hours	1.7 (0.0–5.1)	30.7 (24.5–37.8)	24.7 (17.2–38.8)
FB plot 2	29 December 2004	1338 –1504 hours	2.8 (0.0–7.6)	31.5 (28.6–33.9)	22.6 (19.4–31.0)
FB plot 3	30 December 2004	1310 –1447 hours	3.2 (0.0–8.1)	32.3 (29.9–34.1)	18.1 (14.9–23.9)
Average FB			2.4 [b]	31.2 [a]	22.1 [a]
IB plot 1	4 January 2005	1320 –1505 hours	2.9 (0.0–24.8)	31.4 (29.4–33.7)	20.6 (16.7–24.7)
IB plot 2	5 January 2005	1253 –1445 hours	3.6 (0.0–8.8)	31.2 (28.7–38.1)	24.4 (17.0–31.5)
IB plot 3	6 January 2005	1315 –1530 hours	2.2 (0.0–6.0)	31.9 (28.6–36.4)	24.8 (20.0–29.1)
Average IB			3.1[a]	31.6 [a]	22.8 [a]
RB plot 1	7 January 2005	1312 –1502 hours	2.4 (0.0–7.9)	31.2 (29.4–34.3)	24.4 (19.7–28.2)
RB plot 2	8 January 2005	1304 –1612 hours	2.2 (0.0–7.8)	32.5 (29.5–38.1)	24.9 (13.8–28.7)
RB plot 3	9 January 2005	1343 –1643 hours	2.0 (0.0–5.9)	32.4 (29.3–36.3)	23.1 (16.5–36.2)
Average RB			2.2 [b]	32.2 [a]	23.9 [a]

Different letters (a, b) indicate significant differences (ANOVA, $P < 0.05$, followed by Duncan's multiple range test) in weather conditions between fire frequency plots.

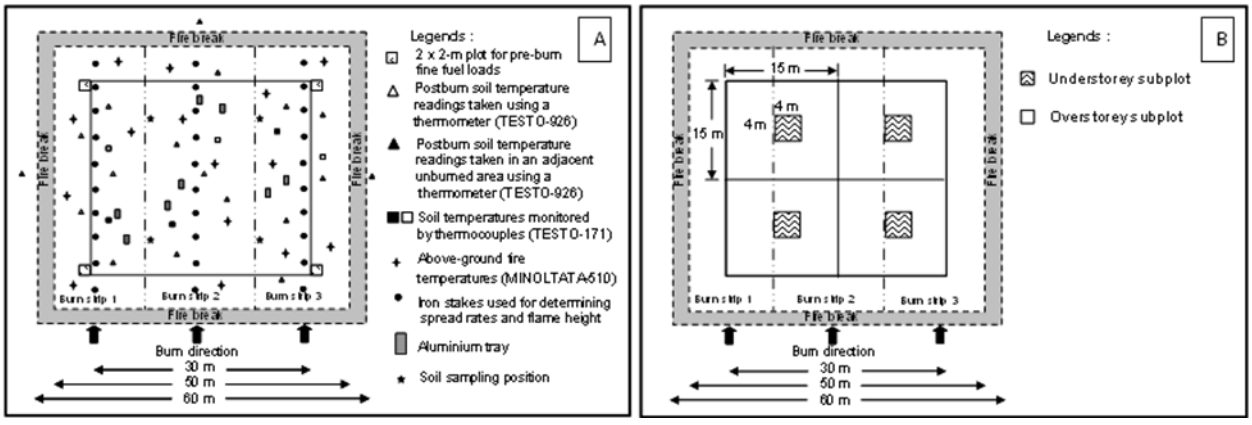


Figure 2 . Plot layout for fuel and residue determination, burning patterns and the positions of fire and soil temperature measurements (A), and plot layout for vegetation sampling (B).

4. การวิเคราะห์ข้อมูล

4.1 การวิเคราะห์ปริมาณเชื้อเพลิงและพฤติกรรมไฟ

ในทุกแปลงที่ทำการทดลองเผา คำนวณหาปริมาณเชื้อเพลิงก่อนเผาและเชื้อเพลิงที่เหลือภายหลังการเผา จากนั้นคำนวนค่าพฤติกรรมไฟตามวิธีการ Byram (1959)ได้แก่อัตราการลุกลาม ความสูงและความยาวเปลวไฟ และความรุนแรงของไฟ โดยใช้ค่าความร้อนของเชื้อเพลิงของบุญส่ง (2541) (4457.23 $cal.g^{-1}$)

4.2 การวิเคราะห์สังคมพืช

คำนวนค่าความหนาแน่น (density) ความเด่น (abundance) และความถี่ (frequency) ของไม้ยืนต้น ไม้หนุ่มและลูกไม้ จากนั้นคำนวนค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) คำนวนค่าร้อยละการปกคลุมของเรือนยอดและดัชนีพื้นที่ผิวใบโดยโปรแกรม Hemiview คำนวนหาค่าดัชนีความหลากหลาย (Shannon-Wiener index) ของพืชในแต่ละกลุ่ม และศึกษาความแตกต่างขององค์ประกอบของสังคมพืชในแต่ละความถี่ของการเผาโดยใช้ Multi-response permutation procedure (MRPP) โดยโปรแกรม PC-ORD version 4 (McCune and Mefford 1999)

4.3 การวิเคราะห์ธาตุอหารในดินและพืช

ตัวอย่างพืชนำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 60 ºC เป็นเวลา 24 ชม. จากนั้นบดตัวอย่างเพื่อนำไปวิเคราะห์หาปริมาณ total N, P, K, Ca, Mg, S, C, Mn โดย การวิเคราะห์ C และ N ใช้วิธี Dry Combustion (CN auto analyzer) ส่วนธาตุอาหารอื่นๆ ใช้วิธี wet digestion ด้วยกรด HNO_3 จากนั้นวิเคราะห์ธาตุอาหารโดยเครื่อง Inductively Coupled Plasma Spectometer (ICP)

ตัวอย่างดินนำไปตากแห้ง จากนั้นร่อนด้วยตะแกรงขนาดรู 2 มม. จากนั้นวิเคราะห์ pH วิเคราะห์ available P โดยวิธี Bray II ด้วยเครื่อง Phosphate-Molybdenum blue complex สำหรับ Exchangeable cations (Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, H) ใช้การสกัดด้วย NH_4Cl จากนั้นวิเคราะห์ด้วย Inductively Coupled Plasma Spectometer (ICP) การวิเคราะห์ C และ N ใช้วิธี Dry Combustion (CN auto analyzer) สำหรับตัวอย่างดินที่เก็บแบบไม่รบกวนนำมาอบแห้งที่ อุณหภูมิ 105 ºC เป็นเวลา 48 ชม. จากนั้นร่อนด้วยตะแกรงขนาดรู 2 มม. ชั่งน้ำหนักดิน คำนวนค่าความหนาแน่นดินรวม

4.4 การสูญเสียธาตุอาหารจากการเผา

คำนวนปริมาณธาตุอาหารที่มีอยู่ในพื้นที่ก่อนเผาและคำนวนปริมาณธาตุอาหารที่หลงเหลืออยู่ภายหลังเผา จากนั้นคำนวนหาปริมาณธาตุอาหารที่สูญเสียไประหว่างการเผาเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ที่มีประวัติความถี่ไฟที่แตกต่างกัน

4.5 การวิเคราะห์เปรียบทียบผลกระทบของความถี่ไฟ

เปรียบเทียบปริมาณเชื้อเพลิง พฤติกรรมไฟ โครงสร้างสังคมพืช คุณสมบัติทางเคมีและกายภาพของดิน ปริมาณธาตุอาหารในดินและในพืชระหว่างพื้นที่ที่มีประวัติความถี่ของการเกิดไฟที่แตกต่างกัน โดยก่อนการวิเคราะห์จะทำการตรวจสอบลักษณะของข้อมูลด้วยวิธีการ homogeneity of varience (Levene' test) และ normal distribution (Kolmogorov-Smirov) หากข้อมูลมีลักษณะที่สามารถใช้การทดสอบด้วย parametric statistic ได้ทั้งจากข้อมูลโดยตรงหรือการแปลงข้อมูลในรูป logarithm หรือ square root จะใช้การทดสอบด้วย F-test (

ANOVA) และ Duncan' s multiple range test แต่ถ้าข้อมูลไม่มีสามารถใช้การทดสอบด้วย parametric statistic แล้ว จะใช้ non parametric (Kruskal-Wallis test และ Mann-Whitney U test) ในการทดสอบค่าความแตกต่างระหว่างพื้นที่ สำหรับผลกระทบของการเผา (ก่อนและภายหลังเผา) ในแต่ละพื้นที่ จะทดสอบด้วยการใช้สถิติ pair-sample t-test สำหรับการหาความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยต่างๆ ใช้วิธีการ Pearson correlation coefficient โดยการวิเคราะห์ทั้งหมดกระทำภายใต้โปรแกรมสถิติสำเร็จรูป

ผลการศึกษา

1. ปริมาณเชื้อเพลิงและพฤติกรรมไฟ

ปริมาณเชื้อเพลิงก่อนเผามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างพื้นที่โดยมีค่าสูงสุดในแปลง CB (1.22 $kg.m^{-2}$) และค่อยๆ ลดลงในแปลง RB (1.16 $kg.m^{-2}$) IB (0.89$kg.m^{-2}$) และต่ำสุดในแปลง FB (0.51 $kg.m^{-2}$) **(Figure 3 และ Table 3)** โดยที่หญ้ามีสัดส่วนมากถึง 18.7% ของเชื้อเพลิงทั้งหมดในแปลง FB ในขณะที่แปลงอื่นๆ มีสัดส่วนของหญ้าน้อยมาก อย่างไรก็ตามเศษซากพืชจัดเป็นเชื้อเพลิงที่มีมากที่สุดในทุกพื้นที่ (>70% ของเชื้อเพลิงทั้งหมด) และเศษซากพืชมีแนวโน้มลดลงตามความถี่ของไฟที่เพิ่มขึ้น **(Table 3)**สำหรับลักษณะพฤติกรรมไฟต่างๆ ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ที่มีประวัติความถี่ไฟที่แตกต่างกัน โดยจัดเป็นไฟที่มีความรุนแรงต่ำ **(Table 4)**

Table 3. Pre-burn fuel loads and fuel consumption during prescribed fire in relation to different past fire frequencies. Standard errors are given in parentheses.

Fuel category	Study sites			
	UB	RB	IB	FB
Saplings (kg m^{-2})	0.297^{c} (0.057)	$0.228^{b,c}$ (0.071)	0.131^{b} (0.047)	0.009^{a} (0.007)
Seedlings (kg m^{-2})	0.038^{a} (0.009)	0.015^{a} (0.007)	0.024^{a} (0.010)	0.021^{a} (0.005)
Shrubs (kg m^{-2})	0.029^{b} (0.013)	0.009^{b} (0.003)	0.020^{b} (0.007)	0.002^{a} (0.001)
Herbs (kg m^{-2})	0.007^{b} (0.005)	0.056^{a} (0.028)	0.015^{a} (0.003)	0.017^{a} (0.005)
Grasses (kg m^{-2})	0.008^{c} (0.001)	0.024^{b} (0.006)	0.032^{b} (0.005)	0.095^{a} (0.013)
Leaf litter and small fuel (kg m^{-2})	0.844^{c} (0.057)	$0.824^{b,c}$ (0.070)	0.669^{b} (0.063)	0.362^{a} (0.032)
Total fuel load (kg m^{-2})	1.22^{c} (0.09)	1.16^{c} (0.09)	0.89^{b} (0.10)	0.51^{a} (0.04)
Fuel consumption (kg m^{-2})	n.a.	0.81^{c} (0.02)	0.58^{b} (0.02)	0.43^{a} (0.01)
Fuel consumption (%)	n.a.	70^{a} (0.50)	65^{a} (2.01)	84^{b} (1.77)

Different letters (a, b, c) indicate significant differences (ANOVA, $P < 0.05$, followed by Duncan's multiple range test) in the fuel category values between the fire frequency plots. Vegetation forms were classified according to Smitinand (2001). Abbreviations are: FB, frequently burned; IB, infrequently burned; RB, rarely burned; and UB, unburned control

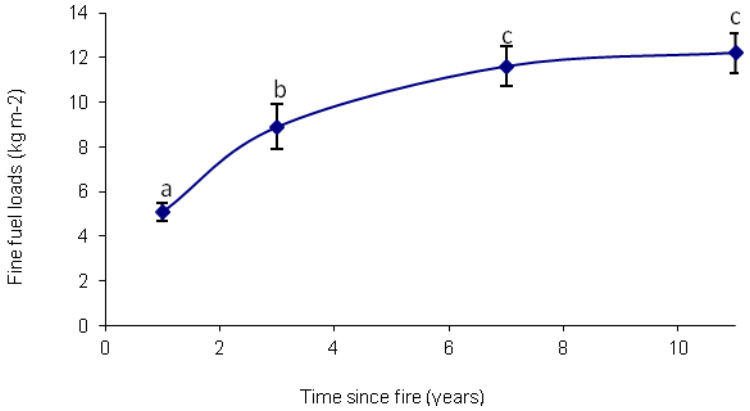


Figure. 3. Amounts of pre-burn fine fuel (mean±SE) in a dry dipterocarp forest as a function of time since the last fire in the Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary.

Table 4. Quantitative fire behaviour characteristics observed at experimental fires at sites with different past fire frequencies**.** Standard errors are given in parentheses.

Fire characteristics	Past fire frequencies		
	Rarely burned	**Infrequently burned**	**Frequently burned**
Rate of spread (m min^{-1})	1.3^{b} (0.2)	2.6^{a} (0.3)	2.7^{a} (1.0)
Flame height (m)	1.2^{a} (0.1)	1.5^{a} (0.7)	1.2^{a} (0.1)
Flame length (m)	1.27^{a} (0.11)	1.53^{a} (0.09)	1.51^{a} (0.22)
Fireline intensity (kW m^{-1})	291^{a} (43)	467^{a} (62)	361^{a} (150)

Different letters (a, b) indicate significant differences (ANOVA, $P < 0.05$, followed by Duncan's multiple range test) in fire characteristics between fire frequency plots.

2. ลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืช

ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัด พื้นที่เรือนยอดมีค่าสูงขึ้นตามความถี่ของไฟที่ลดลง **(Table 5)** ในทุกพื้นที่ยกเว้นแปลง FB จะพบว่า ไม้เต็ง เป็นพันธุ์ไม้เด่นสุด ในขณะที่แปลง FB นั้น ไม้รังเป็นพันธุ์ไม้เด่นที่สุดในพื้นที่ สำหรับไม้หนุ่มและลูกไม้นั้นมีความแตกต่างอยู่บ้างในระหว่างพื้นที่ สำหรับค่าดัชนีความหลากหลายของพันธุ์ไม้ พบว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญระหว่างพื้นที่ที่มีประวัติการเกิดไฟที่แตกต่างกัน แต่อย่างไรก็ตามจากการวิเคราะห์สังคมพืชด้วย MRPP พบว่าองค์ประกอบของสังคมพืชมีความแตกต่างกันโดยที่สังคมพืชในแปลง CB, RB และ IB มีลักษณะใกล้เคียงกัน (A<0.1, P>0.05) ในขณะที่สังคมพืชในแปลง FB มีความแตกต่างออกไปจากแปลงอื่นๆ อย่างชัดเจน (A>0.3, P<0.05) **(Table 6)**

Table 5. Overstorey tree characteristics of each burning regime; unburned (CB), frequently burned (FB), infrequently burned (IB) and rarely burned (RB). Standard errors are given in parentheses.

	Burning regime				*P*- value
	FB	IB	RB	CB	
Tree density (indiv. ha^{-1})	667^{a} (54.7)	1344^{b} (129.0)	1311^{b} (108.2)	1558^{b} (113.0)	0.000
dbh (cm)	14.0 (1.5)	11.1 (0.6)	11.4 (0.5)	11.6 (0.5)	0.092
Basal area (m^2 ha^{-1})	12.9^{a} (2.1)	17.2^{ab} (1.4)	19.4^{b} (1.4)	23.6^{c} (1.7)	0.000
Crown projection (m^2 ha^{-1})	8221.7^{a} (1827.0)	9984.4^{ab} (783.8)	12590.1^{b} (965.2)	16505.8^{c} (1289.5)	0.000

Different letters (a, b, c) indicate significant differences (ANOVA, $P<0.05$, followed by Duncan's multiple range test or Kruskal-Wallis test followed by Mann-Whitney U-test) in the tree structure parameters associated with each of the past burning regimes.

Table 6. Summary statistics for the multi-response permutation procedure (Sørensen distances) of the overstorey species compositions associated with the different past burning regimes; unburned (CB), frequently burned (FB), infrequently burned (IB) and rarely burned (RB). The results provide a comparison between all burning regimes, as well as multiple pairwise comparisons of the Sørensen distances.

	δ under null hypothesis						
Sørensen distance	Observed δ	Expected δ	Variance	Skewness	*T*	*P*-value	*A*
Overall comparison	0.341	0.500	0.0020	-0.73	-3.55	0.003	0.318
Multiple comparisons							
FB vs IB	0.310	0.500	0.0051	-1.74	-2.67	0.024	0.381
FB vs RB	0.333	0.500	0.0033	-2.33	-2.90	0.022	0.333
FB vs CB	0.281	0.500	0.0039	-1.83	-3.49	0.010	0.439
IB vs RB	0.532	0.500	0.0010	-0.39	1.03	0.850	-0.063
IB vs CB	0.491	0.500	0.0014	-0.87	-0.23	0.357	0.017
RB vs CB	0.481	0.500	0.0009	-0.17	-0.64	0.255	0.037

การตายของไม้ยืนต้นภายหลังการเผานั้นยังไม่สามารถสรุปได้ว่าเกิดจากอิทธิพลของการเผาหรือไม่ เนื่องจากในทุกแปลงรวมทั้งแปลง CB ที่ไม่มีการเผานั้นมีการพบการตายของไม้ยืนต้นด้วยทั้งสิ้นภายหลังการเผาไปแล้ว 1 ปี ผลกระทบของการเผาในพื้นที่ที่มีความแตกต่างของประวัติการเกิดไฟที่ต่างกันทำให้ความสามารถในการแตกหน่อแตกต่างกันไปโดยพบว่าแปลง FB นั้นความสามารถในการแตกหน่อของลูกไม้

ลดลงภายหลังการเผา ในขณะที่แปลงที่มีความถี่ของการเกิดไฟน้อยกว่านั้นลูกไม้มีความสามารถในการแตกหน่อได้มากขึ้น **(Figure 4.)**

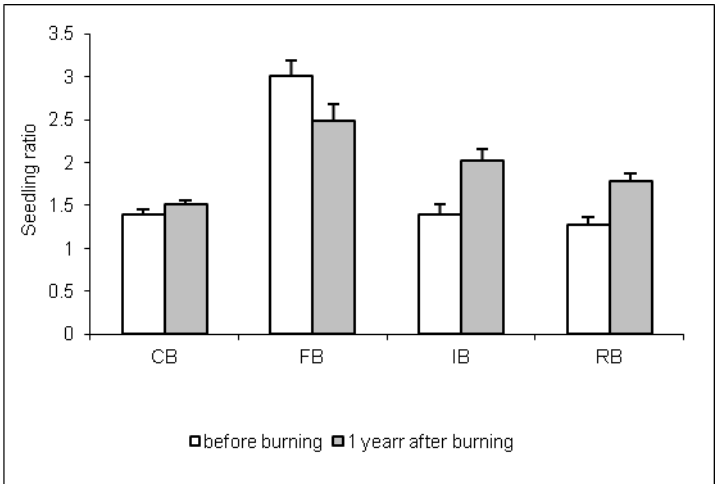


Figure 4. The seedling ratio (the number of suckers to the number of individuals) before burning and 1 year after the burning experiment (mean ± SE) associated with the different past burning regimes; unburned (CB), frequently burned (FB), infrequently burned (IB) and rarely burned (RB).

3. การสูญเสียธาตุอาหารเหนือพื้นดินจากการเผา

ผลกระทบจากการเผาทำให้เกิดการสูญเสียธาตุอาหารจากส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินโดยที่ร้อยละของกรสูญเสียธาตุอหารมีความแตกต่างกันไปตามประวัติการเกิดไฟในพื้นที่ โดยพบว่าแปลงที่มีประวัติการเกิดไฟที่ไม่บ่อย (IB, RB) มีการสูญเสียธาตุอาหารในภาพรวมน้อยกว่าแปลงที่มีประวัติการเผาที่บ่อย (FB) **(Table 7.)** ซึ่งธาตุอาหารที่มีสัดส่วนการสูญเสียมากที่สุดคือ C และ N ซึ่งมีสัดส่วนการสูญเสียเฉลี่ยประมาณ 79และ 75% ของทีมีอยู่ก่อนการเผา โดยที่ภายหลังการเผานั้นธาตุอาหารส่วนใหญ่ (Ca, Mg, K, P, Mn, S) จะหลงเหลืออยู่ในส่วนของขี้เถ้า ในขณะที่ C และ N จะพบมากในถ่านลส่วนที่ไม่ไหม้ไฟที่หลงเหลืออยู่

จากการศึกษาพบว่าการสูญเสียธาตุอาหาร มีความสัมพันธ์กับปริมาณเชื้อเพลิงที่ถูกเผา (fuel consumption) อย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะ C ($r=0.946, P<0.01$) N ($r=0.913, P<0.01$) และ S ($r=0.736, P<0.01$) ซึ่งทำให้สามารถที่จะอนุมานการสูญเสียาตุอาหารเหล่านี้นจากเชื้อเพลิงที่ถูกเผาไหม้ไปได้ อีกทั้งยังพบความสัมพันธ์ระหว่างการสูญเสียของธาตุเหล่านี้กับอุณหภูมิของเปลวไฟด้วยเช่นกัน

Table 7. Pre-burning nutrient pools in fine fuels and losses of each element in sites of different burning regimes: frequently burned (FB), infrequently burned (IB), and rarely burned (RB).

Element	Burning regimes[1]						Average losses (%)
	FB		IB		RB		
	Pools (kg ha^{-1})	Losses (%)	Pools (kg ha^{-1})	Losses (%)	Pools (kg ha^{-1})	Losses (%)	
C	2388.7^{A}	90^{b}	4271.5^{B}	70^{a}	5298.9^{C}	78^{a}	79.3
N	29.1^{A}	88^{b}	52.4^{B}	63^{a}	70.0^{C}	75^{a}	75.3
S	3.0^{A}	63^{b}	6.2^{B}	48^{a}	6.7^{B}	54^{a}	55.0
K	40.6^{A}	47^{c}	53.3^{B}	36^{b}	57.8^{B}	20^{a}	34.3
P	2.5^{A}	36^{b}	13.0^{B}	24^{a}	12.6^{B}	28^{ab}	29.3
Mg	11.7^{A}	39^{b}	26.5^{B}	21^{a}	30.6^{B}	22^{a}	27.3
Mn	0.8^{A}	24^{ab}	2.8^{B}	19^{a}	3.9^{C}	33^{b}	25.3
Ca	49.6^{A}	28^{a}	135.6^{B}	18^{a}	121.0^{B}	16^{a}	20.7

Remark: [1] Different capital letters within rows denote significant differences in nutrient pools between burning regimes. Different lower case letters within rows denote significant differences in percent element loss between burning regimes (ANOVA, $P<0.05$, followed by Duncan's multiple range test).

4. คุณสมบัติของดิน

ค่าความเป็นกรด-ด่างของดินในป่าเต็งรังที่มีประวัติการเผาที่แตกต่างกันนั้น มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ในขณะที่คุณสมบัติทางเคมีอื่นๆ ได้แก่ปริมาณ organic C, total N, available P, CEC และ ค่า base saturation พบว่าพื้นที่ทีมีความถี่ของการเกิดไฟน้อย (RB, IB,) รวมทั้งพื้นที่ที่ไม่มีไฟไหม้ (CB) มีค่าสูงกว่าพื้นที่ที่เกิดไฟไหม้เป็นประจำ (FB) อย่างมีนัยสำคัญ **(Table 8)** อย่างไรก็ตามอิทธิพลของการเผาที่มีความรุนแรงของไฟที่ต่ำในพื้นที่ป่าที่มีประวัติการเกิดไฟที่แตกต่างกันนั้นไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อการเปลี่ยนแปลงของคุณสมบัติทางเคมีของดินโดยส่วนใหญ่ทั้งทันทีภายหลังเผาเสร็จสิ้นและภายใน 1 ปีหลังการเผา **(Figure 5.)**

Table 8. Soil chemical properties of the sites of the different burning regimes before the burning experiment; unburned (CB), frequently burned (FB), infrequently burned (IB) and rarely burned (RB). Standard errors are given in parentheses.

Soil chemical properties	Soil depth (cm)	Burning regime [1/]			
		CB	FB	IB	RB
Soil pH	0-5	5.49[a]	5.23[a]	5.16[a]	5.14[a]
		(0.16)	(0.15)	(0.12)	(0.10)
	5-15	4.45[a]	4.27[a]	4.42[a]	4.37[a]
		(0.17)	(0.14)	(0.09)	(0.11)
Organic C (%)	0-5	2.29[b]	1.09[a]	1.98[b]	1.60[b]
		(0.17)	(0.16)	(0.14)	(0.15)
	5-15	0.81[a]	0.67[a]	0.86[a]	0.76[a]
		(0.06)	(0.09)	(0.04)	(0.10)
Total N (%)	0-5	0.129[c]	0.068[a]	0.103[bc]	0.088[ab]
		(0.008)	(0.008)	(0.005)	(0.007)
	5-15	0.050[a]	0.050[a]	0.051[a]	0.046[a]
		(0.003)	(0.004)	(0.002)	(0.004)
C:N ratio	0-5	17.75[b]	16.03[a]	19.22[b]	18.18[b]
		(0.41)	(0.64)	(0.60)	(0.51)
	5-15	16.20[ab]	13.40[a]	16.86[c]	16.52[bc]
		(0.55)	(0.53)	(0.58)	(0.95)
Available P ($\mu g\ g^{-1}$ soil)	0-5	10.91[ab]	5.66[a]	46.94[c]	25.95[b]
		(2.17)	(0.62)	(8.24)	(6.98)
	5-15	5.96[a]	1.95[a]	49.11[c]	27.69[b]
		(1.07)	(0.16)	(7.80)	(9.71)
CEC ($\mu mol\ c\ g^{-1}$ soil)	0-5	97.53[c]	42.81[a]	74.22[b]	65.42[b]
		(8.47)	(7.10)	(5.64)	(7.06)
	5-15	45.80[b]	21.58[a]	30.31[a]	28.35[a]
		(3.89)	(2.35)	(2.39)	(2.79)
Base saturation (%)	0-5	97.0[a]	92.8[a]	97.9[a]	98.2[a]
		(1.1)	(3.9)	(0.9)	(0.4)
	5-15	77.1[a]	66.9[a]	76.8[a]	72.1[a]
		(4.9)	(8.2)	(4.7)	(4.6)

Remark: [1/] Different lower case letters denote a significant difference ($p<0.05$) in soil chemical properties between past burning regimes.

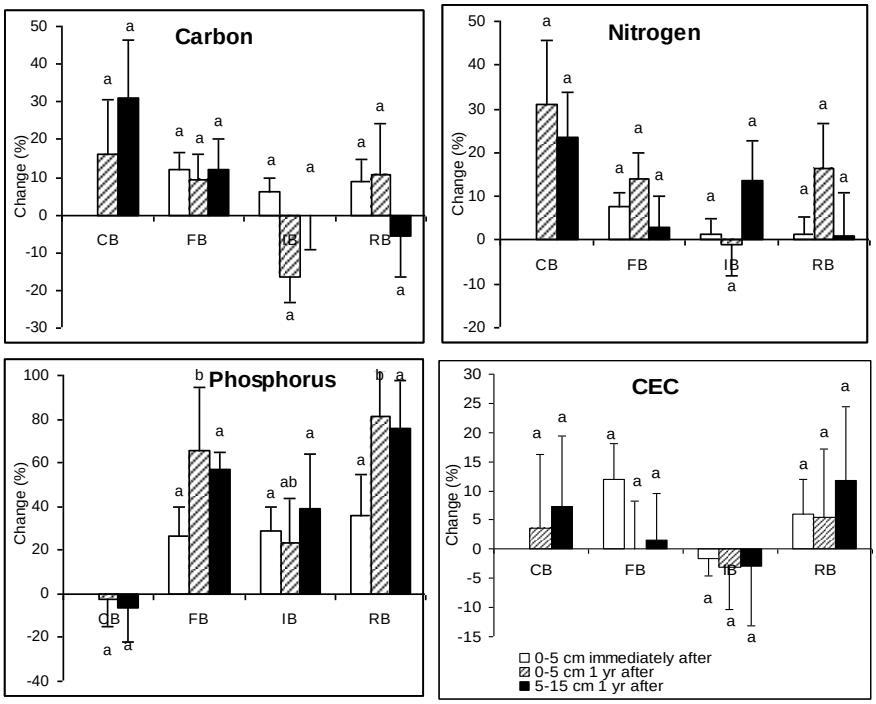


Figure 5. Relative changes (%) in C_{org}, N_t, P_{avail} and cation exchange capacity (CEC) following experimental burning in previously unburned (CB), frequently burned (FB), infrequently burned (IB) and rarely burned (RB) sites

Remark: [1] Different small letters denote a significant difference (P<0.05) in relative changes between burning regimes within each sampling period.

วิจารณ์ผลการศึกษา

1. ปริมาณเชื้อเพลิง โครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืช ปริมาณธาตุอาหารเหนือพื้นดินและคุณสมบัติของดิน ได้รับผลกระทบมาจากความถี่ของการเกิดไฟที่แตกต่างกันหรือไม่

การศึกษาครั้งนี้ชี้ให้เห็นว่าปริมาณเชื้อเพลิงเพิ่มสูงขึ้นตามความถี่การเกิดไฟที่ลดลง โดยแนวโน้มเชื้อเพลิงมีเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาที่ไม่มีไฟที่มากขึ้นอีกทั้งพบว่าการสะสมของเชื้อเพลิงจะเพิ่มขึ้นเร็วมากในช่วงแรก (เพิ่มจาก 5 เป็น 9 ตันต่อฌอกแตร์ภายในเวลา 3 ปี) จากนั้นจึงค่อยๆ เพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ และดูเหมือนว่าจะเริ่มคงที่ที่ระยะเวลาประมาณ 9-10 ปี (ประมาณ 11-12 ตันต่อเฮกแตร์) **(ดู Figure 3. ประกอบ)** สำหรับโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชก็มีแนวโน้มเช่นเดียกันคือมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างพื้นที่ที่มีความถี่การเกิดไฟที่บ่อยกับพื้นที่ที่เกิดไฟไม่บ่อย อีกทั้งยังปรากฏว่าพื้นที่ที่มีไฟไหม้บ่อยจะมีพืชประเภทหญ้าในสัดส่วนที่สูงกว่าไม้พื้นล่างอื่นๆ เนื่องจากหญ้าเป็นพืชที่มีความทนทานต่อสภาวะที่รุนแรงโดยเฉพาะความแห้งแล้งและไฟไหม้ นอกจากนี้จากการศึกษาพบว่าพื้นที่ที่มีไฟไหม้บ่อยนั้นจะไม่ค่อยพบไม้ยืนต้นขนาดเล็ก (young tree: dbh< 10 cm.) **(Figure 6.)** ซึ่งเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้เกิดความแตกต่างในลักษณะโครงสร้างและองค์ประกอบของไม้ยืนต้นเมื่อเปรียบเทียบกับพื้นที่ที่มีความถี่การเกิดไฟน้อยกว่า ผลจากการที่

โครงสร้างและองค์ประกอบของพันธุ์ไม้ที่แตกต่างกันซึ่งมีผลต่อชนิดและปริมาณการร่วงหล่นของเศษซากพืช ยังส่งผลต่อปริมาณธาตุอาหารและคุณสมบัติของดินที่มีความแตกต่างกันไประหว่างพื้นที่มีไฟไหม้บ่อยกับพื้นที่ไฟไหม้ไม่บ่อยอีกด้วย ดังนั้นจึงสามารถสรุปได้ว่าพื้นที่ที่มีความถี่ของการเกิดไฟบ่อยนั้นมีลักษณะเชื้อเพลิง โครงสร้าง องค์ประกอบพันธุ์ไม้ ปริมาณธาตุอาหารและคุณสมบัติของดินที่แตกต่างไปจากพื้นที่ที่มีความถี่การเกิดไฟน้อยกว่าอย่างชัดเจน

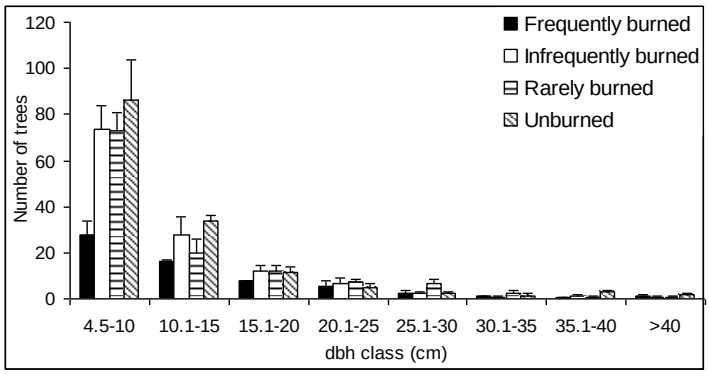


Figure 6. Tree diameter distribution of the different burning regimes**.**

2. ความรุนแรงของไฟและการสูญเสียธาตุอาหารจากส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินระหว่างการเผามีค่าเพิ่มสูงขึ้นตามประวัติความถี่การเกิดไฟที่ลดลงหรือไม่

โดยทั่วไปไฟมีแนวโน้มที่จะมีความรุนแรงสูงในพื้นที่ที่มีปริมาณเชื้อเพลิงมาก แต่จากการศึกษาครั้งนี้พบว่าแม้ในพื้นที่แปลงที่ความถี่การเกิดไฟน้อยที่มีปริมาณการสะสมเชื้อเพลิงสูงกว่าแปลงที่มีความถี่ไฟบ่อยถึงเกือบ 2 เท่า แต่ไฟกลับไม่ได้มีความรุนแรงแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ อย่างไรก็ตามพฤติกรรมของไฟมีความผันแปรในระหว่างการเผาซึ่งอาจส่งผลกระทบที่แตกต่างกันไฟในแต่ละพื้นที่ได้ การศึกษานี้ยังพบว่าอุณหภูมิของดินระหว่างการเผาในความลึกต่างๆ ไม่ได้เพิ่มขึ้นสูงมากนัก โดยจะมีอุณหภูมิสูงขึ้นมากกว่า 60 ºC เฉพาะในช่วง 0-2 ซม. ใต้ดินเท่านั้นและเป็นเพียงระยะเวลาสั้นๆ (ประมาณ 8 นาที ที่ผิวดิน และ 1 นาที ที่ความลึก 2 ซม.ใต้ดิน) **(ข้อมูลไม่ได้แสดง)** ดังนั้นจึงไม่ส่งผลกระทบอย่างชัดเจนต่อคุณสมบัติทางเคมีต่างๆ ของดิน สำหรับการสูญเสียธาตุอาหารจากส่วนที่อยู่เหนือพื้นดินก็ไม่ได้เพิ่มสูงขึ้นตามปริมาณเชื้อเพลิงที่สะสมอยู่มากเช่นกัน อันเป็นผลเนื่องมาจากพฤติกรรมของไฟโดยเฉพาะความรุนแรงของไฟที่ไม่ได้แตกต่างกัน ดังนั้นจากผลการศึกษาครั้งนี้จึงสามารถสรุปได้ว่าปริมาณเชื้อเพลิงที่สูงกว่าไม่จำเป็นที่จะต้องก่อให้เกิดไฟที่มีความรุนแรงสูงกว่าและจึงไม่ส่งผลต่อการสูญเสียของธาตุอาหารที่มากกว่าด้วย ทั้งนี้เนื่องจากปัจจัยที่ควบคุมความรุนแรงของไฟนั้นยังขึ้นอยู่กับหลายปัจจัยเช่นสภาพภูมิประเทศและสภาพอากาศโดยเฉพาะทิศทางและความเร็วของลม

พื้นที่ที่มีความถี่การเกิดไฟที่แตกต่างกันดังเช่นในการศึกษาครั้งนี้เมื่อเกิดไฟที่มีความรุนแรงต่ำไม่ได้ส่งผลกระทบต่อการเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติทางเคมีของดินอย่างมีนัยสำคัญทั้งผลกระทบทันทีภายหลังที่เกิดไฟหรือผลกระทบภายในระยะเวลา 1 ปีหลังการเผา ซึ่งปรากฏการณ์นี้อาจเป็นสิ่งบ่งชี้หนึ่งถึงการปรับตัวของระบบนิเวศต่อไฟที่เกิดขึ้นในพื้นที่ แต่อย่างไรก็ตามผลกระทบของการเผาในแต่ละครั้ง (Effects of single

fire) อาจไม่แสดงให้เห็นอิทธิพลของการเผาแต่เมื่อพิจารณาผลกระทบสะสม (Effects of accumulative fire) จะพบว่าการที่เกิดไฟไหม้บ่อยนั้นส่งผลต่อคุณสมบัติของดินอย่างชัดเจนเมื่อเปรียบเทียบกับพื้นที่ที่ไฟไหม้ไม่บ่อย ดังนั้นในการพิจารณาผลกระทบของการเผาจึงควรที่จะต้องนำประวัติการเกิดไฟในพื้นที่เข้ามาร่วมในการอธิบายผลด้วยเพื่อให้เห็นแนวโน้มผลกระทบและการเปลี่ยนแปลงที่ชัดเจน

3. จำเป็นหรือไม่ที่จะต้องลดอันตรายและความเสียหายจากไฟด้วยการเผาที่บ่อยเพื่อลดปริมาณเชื้อเพลิงและบทบาทของความถี่ของไฟในการรักษาความหลากหลายเชิงพื้นที่ (landscape diversity)

การเผาตามกำหนด (prescribed burning) เพื่อป้องกันอัตรายจากไฟที่จะมีความรุนแรงและสร้างความเสียหายต่อระบบนิเวศนั้นมีการปฏิบัติอย่างกว้างขวางโดยตั้งอยู่บนหลักการสำคัญคือยิ่งมีเชื้อเพลิงมากไฟก็จะมีความรุนแรงและสร้างความเสียหายมาก (Chandler *et al.* 1983; Pyne *et al.* 1996) จากการศึกษาครั้งนี้พบว่าการเผาทุกช่วงระยะเวลา 5-7 ปี ในป่าเต็งรังนั้นไม่ได้ส่งผลให้ไฟมีความรุนแรงมาก (ประมาณ 290-470 $kW.m^{-1}$) อีกทั้งการศึกษาของนักวิจัยอื่นๆ ได้ผลการศึกษาที่ใกล้เคียงกันว่าไฟที่เกิดขึ้นในป่าเต้งรังเป็นไฟที่มีความรุนแรงต่ำ (Akaakara *et al.* 2003; Himmapan 2004) นอกจากนี้การสูญเสียธาตุอาหารจากการเผาตลอดทั้งผลกระทบต่อสังคมพืชก็ไม่รุนแรงมาก โดยจากการศึกษาครั้งนี้จะพบว่าปริมาณเชื้อเพลิงสะสมเพิ่มขึ้นประมาณ 6 ตันต่อเฮกแตร์ในช่วงเวลา 10 ปี และดูเหมือนว่าปริมาณเชื้อเพลิงจะเริ่มมีปริมาณคงที่ (ประมาณ 11-12 ตันต่อเฮกแตร์) ที่ระยะเวลาประมาณ 9 ปีหลังจากเกิดไฟไหม้ ซึ่งปริมาณเชื้อเพลิงในที่ต่างๆ ของประเทศก็มีลักษณะที่ใกล้เคียงกัน (Himmapan 2004; Wiriya 2009; บุญส่ง สมเพาะ 2541; ศุภรัตน์ สำราญ *et al.* 2545) จากข้มูลดังกล่าวจะพบว่าปริมาณการสะสมของเชื้อเพลิงในป่าไม่ได้มีค่าสูงมากเมื่อเปรียบเทียบกับป่าในภูมิภาคอื่นๆ ของโลก ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้สามารถสรุปได้ว่าการเผาป่าเต็งรังทุกปีเพื่อต้องการลดอันตรายจากไฟที่จะมีความรุนแรงมากจึงไม่มีความจำเป็นใดๆ ซึ่งการให้เกิดไฟไหม้ในป่าเต็งรัง 1-2 ครั้งในระยะเวลา 10 ปี ยังคงไม่ส่งผลให้ไฟมีความรุนแรงมากอีกทั้งมีผลกระทบเพียงเล็กน้อยต่อระบบนิเวศในด้านพลวัตรการหมุนเวียนธาตุอาหารและโครงสร้างและองค์ประกอบสังคมพืช

อย่างไรก็ตามพฤติกรรมของไฟและผลกระทบนั้นมีความผันแปรทั้งในเชิงพื้นที่และช่วงเวลา ซึ่งความผันแปรนี้อาจส่งผลให้เกิดมีความหลากหลายของผลกระทบในภาพรวมของพื้นที่ เช่นบางพื้นที่ไฟมีความรุนแรงมาก น้อยแตกต่างกัน ผลกระทบต่อระบบนิเวสแตกต่างกัน ซึ่งผลของความผันแปรดังกล่าวอาจส่งผลให้เกิดความหลากหลายในเชิงพื้นที่ (landscape diversity) ที่มีผลดีต่อการรักษาความหลากหลายทางชีวภาพในพื้นที่เนื่องจากมีพื้นที่ ถิ่นอาศัยและแหล่งเพื่อการเติบโตของพืชและสัตว์ที่หลากหลาย การวางแผนการจัดการไฟให้เกิดการเผาเป็นหย่อมๆ กระจายทั่วพื้นที่โดยมีความหลากหลายของความถี่ของไฟ เช่นบางจุดอาจมีการเผาที่บ่อย ในขณะที่บางจุดมีการเผาที่มีความถี่น้อยกว่า โดยที่ไม่จำเป็นจะต้องเผาตามความถี่เดิมในทุกแปลงทุกครั้ง เช่นบางจุดที่เคยเป็นพื้นที่ที่มีการเผาที่ไฟไหม้บ่อยอาจจะพิจารณาเผาให้มีความถี่น้อยลงในบางช่วง เป็นต้น

4. งานวิจัยที่ควรดำเนินการต่อไปในอนาคต

ผลการศึกษาครั้งนี้เป็นจุดเริ่มต้นของประเด็นคำถามต่างๆ ตามมาเพื่อความสมบูรณ์ของการจัดการไฟภายใต้สถานการณ์ปัจจุบัน การศึกษาวิจัยที่ควรดำเนินการต่อไปในอนาคตได้แก่

- การศึกษาบทบาทของความถี่ไฟที่หลากหลายภายในพื้นที่ต่อการรักษาความหลากหลายเชิงพื้นที่ (landscape diversity) รวมถึงผลกระทบของความถี่ไฟในระยะยาวที่มากกว่า 10 ปี
- การศึกษาผลของไฟที่เกิดขึ้นจากมนุษย์ (anthropogenic fire) ว่ามีความเหมือหรือแตกต่างจากไฟที่เป็นธรรมชาติทั้งในด้านของพฤติกรรมและผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม เนื่องจากไฟในปัจจุบันทั้งหมดเป็นไฟที่เกิดขึ้นจากมนุษย์ทั้งสิ้น ดังนั้นจึงมีคำถามว่าไฟที่เกิดขึ้นจากมนุษย์นั้นจะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศหรือไม่อย่างไร และมีความใกล้เคียงกับไฟที่เกิดจากธรรมชาติหรือไม่อย่างไร
- การศึกษาการบริหารจัดการพื้นที่และการจัดการไฟที่เกิดจากมนุษย์ที่มีประสิทธิภาพโดยการบูรณาการจัดการไฟป่าและมีส่วนร่วม

คำนิยม

การศึกษาครั้งนี้ได้รับการสนับสนุนการวิจัยบางส่วนจาก International PhD programme (IPP) จาก The University of Freiburg และสำนักงานคณะกรรมการอุดมศึกษา ขอขอบพระคุณ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช ที่ได้ให้การอนุญาตเข้าศึกษาในพื้นที่ ขอขอบคุณคุณไกรสร วิริยะ อดีตหัวหน้าสถานีวิจัยไฟป่าห้วยขาแข้ง คุณสุดชาย วิสิทธิพานิชหัวหน้าศูนย์ปฏิบัติการไฟป่าห้วยขาแข้งและเจ้าหน้าที่ทุกคนที่ช่วยเก็บข้อมูลตลอดการวิจัย ขอขอบคุณคณะวนศาสตร์ และภาควิชาวนวัฒนวิทยา ที่ได้ให้การสนับสนุนอุปกรณ์ในการเก็บจ้อมูล และขอบคุณนิสิตคณะวนศาสตร์ทุกคนที่ได้มีส่วนช่วยเหลือเก็บข้อมูลในการศึกษาครั้งนี้

เอกสารอ้างอิง

Akaakara, S, Viriya, K, Tongtan, T (2003) 'Fire behaviors in dry dipterocarp forest at Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary. Research Report, Forest Fire Research Center, Uthai Thani.' (Forest Fire Control Office, National Park, Wildlife and Plant Conservation Department: Bangkok)

Byram, GM (1959) Combustion of forest fuels. In 'Forest Fire; Cntrol and Use.' (Ed. KP Davis.) pp. 61-89. (McGraw-Hill: New York)

Chandler, C, Cheney, P, Thomas, P, Trabaud, L, Williams, D (1983) 'Fire in forestry, volume I. Forest fire behavior and effects.' (John Willey & Sons, Inc.: New York)

Flannigan, M, Amiro, B, Logan, K, Stocks, B, Wotton, B (2006) Forest Fires and Climate Change in the 21ST Century. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change* **11**, 847-859.

Flannigan, MD, Stocks, BJ, Wotton, BM (2000) Climate change and forest fires. *The Science of The Total Environment* **262**, 221-229.

Flannigan, MD, Van Wagner, CE (1991) climate change and wildfire in Canada. *Can. J. For. Res.* **21**, 66-72.

Goldammer, JG, Price, C (1998) Potential impacts of climate change on fire regimes in the tropics based on Magicc and a GISS GCM-Derived Lightning Model. *Climatic Change* **39**, 273-296.

Himmapan, W (2004) Behavior, effect and smoke composition of burning fire in dry dipterocarp forest at Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Uthai Thani province. Ph.D. thesis, Kasetsart University.

Kutintara, U (1975) Structure of dry dipterocarp forest. Ph. D. diss. thesis, Cololado State University.

Liu, Y, Stanturf, J, Goodrick, S (2010) Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management* **259**, 685-697.

McCune, B, Mefford, MJ (1999) 'Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM software design ' (Gleneden Beach: Oregon)

Mouillot, F, Rambal, S, Joffre, R (2002) Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology* **8**, 423-437.

Price, C, Rind, D (1994) The impact of 2 x CO_2 climate on lightning-caused fires. *J. Clim.* **7**, 1484-1494.

Pyne, SJ, Andrews, PL, Laven, RD (1996) 'Introduction to wildland fire.' (John Wiley and Sons: New York)

Sabhasri, S, Boonnitte, A, Khemnark, C, Aksornkoae, S (1968) 'Structure and floristic composition of forest vegetation at Sakaerat, Pak Thong Chai, Nakorn-Ratchasima: I Variation of floristic composition along transect through dry evergreen and dry dipterocarp forests.' Bangkok, Thailand)

Stocks, BJ, Fosberg, MA, Lynham, TJ, Mearns, L, Wotton, BM, Yang, Q, Jin, JZ, Lawrence, K, Hartley, GR, Mason, JA, McKenney, DW (1998) Climate Change and Forest Fire Potential in Russian and Canadian Boreal Forests. *Climatic Change* **38**, 1-13.

Wanthongchai, K (2008) Effects of different burning frequencies on fire behaviour, nutrient dynamics, soil properties, and vegetation structure and composition in dry dipterocarp forest, Huay Kha Khaeng wildlife Sanctuary, Thailand. Ph.D. diss. thesis, The University of Freiburg.

Wiriya , K (2009) Fuel Model and Fire Behavior Prediction in Dry Deciduous Dipterocarp

Forest at Huai Kha Khaeng Wildlife Sancetuary, Uthai Thani Province. Kasetsart University.

Wotton, BM, Flannigan, M (1993) Length of the fire season in a changing climate. *For. Chron.* **69**, 187-192.

Wotton, BM, Martell, DL, Logan, KA (2003) Climate Change and People-Caused Forest Fire Occurrence in Ontario. *Climatic Change* **60**, 275-295.

บุญส่ง สมเพาะ (2541) แหล่งเชื้อเพลิงในป่าเต็งรังและป่าเบญจพรรณ ณ เขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง จังหวัดอุทัยธานี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท มหาวิทบาลัยเกษตรศาสตร์.

ศุภรัตน์ สำราญ, สุรัตน์ หอมสุด, ธนวัฒน์ ทองตัน (2545) 'ลักษณะเชื้อเพลิงในป่าเต็งรังเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าห้วยขาแข้ง จังหวัดอุทัยธานี รายงานวิจัย.' (กรมป่าไม้: กรุงเทพฯ)

ภาคโปสเตอร์

ผลกระทบของไฟป่า ต่อการเจริญทดแทนของไผ่ข้าวหลามในป่าผสมผลัดใบ สถานีวิจัยลุ่มน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี

Effect of Forest Fires on Regeneration of Bamboo (*Cephalostachyum pergracile*) in the Mixed Deciduous Forest at Mae Klong Watershed Research Station, Kanchanaburi Province.

ปณิดา กาจีนะ* และดอกรัก มารอด

บทคัดย่อ

การศึกษาอิทธิพลของไฟป่า และแสงสว่างต่อการเจริญทดแทนของไผ่ข้าวหลาม ภายหลังการตายขุย โดยคัดเลือกพื้นที่สองลักษณะในบริเวณสถานีวิจัยลุ่มน้ำแม่กลอง คือ ป้องกันและไม่ป้องกันไฟป่า จากนั้นวางแปลงตัวอย่าง ขนาด 1.5 x 1.5 เมตร จำนวน 20 แปลง ในแต่ละพื้นที่ ติดเบอร์กอและลำทั้งหมดภายในแปลง ดำเนินการศึกษาระหว่างปี พ.ศ. 2551-2553

ผลการศึกษาพบว่า ภายใต้พื้นที่ป้องกันไฟป่าจำนวนผลผลิตของหน่อใหม่ ระหว่างปี พ.ศ. 2552 และ 2553 ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ แต่ขนาดของหน่อนั้นมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($Z = -0.907$, *p-value*=0.365 และ $Z = -3.025$, *p-value*=0.002 ตามลำดับ) ส่วนในพื้นที่มีไฟไหม้นั้น พบว่า จำนวนหน่อและขนาดของหน่อใหม่ในปีพ.ศ.2552 และ 2553 มีความแตกต่างกันทั้งสองปี ($Z = 2.01$, *p-value*=0.040 และ $Z = -4.73$, *p-value*=0.000 ตามลำดับ)

การรอดตายของลำและกิ่งไผ่ในพื้นที่ป้องกันไฟป่า ในปี พ.ศ. 2552 และ 2553 พบว่า มีอัตราการรอดตายสูง คือ 30% และ 54.02 % โดยมีขนาดของลำที่รอดตายเฉลี่ย 10.98±7.79 มม และ 11.31±10.80 มม ตามลำดับ อย่างไรก็ตามพบว่า ภายใต้พื้นที่มีไฟป่าเกิดขึ้น เปอร์เซ็นต์การรอดตายของลำไผ่ต่ำมาก คือ 4.89% และ 0.85% ในปี พ.ศ. 2552 และ 2553 มีแนวโน้มในการตั้งกอได้เร็วกว่าพื้นที่ปล่อยให้ไฟเข้า พิจารณาจากการให้ผลผลิตของหน่อใหม่ที่สม่ำเสมอ

ดังนั้น ไฟป่าส่งผลกระทบโดยตรงต่อการยับยั้งการเจริญทดแทนของไผ่ข้าวหลาม หากต้องการให้ไผ่มีการตั้งตัวได้เร็วมากขึ้นภายหลังการตายขุยจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องมีการป้องกันไฟป่าในระยะแรก ๆ เพื่อที่จะได้ใช้ประโยชน์ของหน่อและลำไผ่จากกอที่โตเต็มวัยได้อย่างมีประสิทธิภาพต่อไป

คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

Faculty of Forestry, Kasetsart University, Chatuchak, Bangkok 10900, Thailand

*E-mail: panida.kachina@gmail.com

การประยุกต์ใช้ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์เพื่อการจำแนกศักยภาพถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณาในธรรมชาติ บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกพลิ้ว จังหวัดจันทบุรี

ต่อลาภ คำโย ดอกรัก มารอด จงรัก วัชรินทร์รัตน์และสุระ พัฒนเกียรติ

บทคัดย่อ

การศึกษาวิจัย เรื่อง การประยุกต์ใช้ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์เพื่อการจำแนกศักยภาพถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณาในธรรมชาติ บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกพลิ้ว จังหวัดจันทบุรี มีวัตถุประสงค์ 1)เพื่อศึกษาลักษณะสังคมพืชในถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณาในธรรมชาติ 2) เพื่อสร้างแบบจำลองความสัมพันธ์ของปัจจัยสิ่งแวดล้อมทางกายภาพและคุณสมบัติดินบางประการกับการปรากฏของไม้กฤษณาในธรรมชาติ และ 3) เพื่อประยุกต์ใช้ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ในการจำแนกศักยภาพความเหมาะสมของถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณาในธรรมชาติ

ผลการศึกษา พบว่า สังคมพืชที่พบไม้กฤษณาในธรรมชาติ บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกพลิ้ว เป็นสังคมพืชป่าดิบชื้น ประกอบด้วยพรรณไม้ทั้งหมด 32 วงศ์ (Family) 55 สกุล (Genus) และ66 ชนิดพันธุ์ (Species) โดยวงศ์ไม้สำคัญที่สำรวจพบมากในป่าดิบชื้นบริเวณนี้คือ EUPHORBIACEAE พรรณไม้ที่มีความสำคัญในสังคม 5 ลำดับแรก ได้แก่ สำรอง (*Scaphium scaphigerum* G.Don Guib. & Planch.) ยางกล่อง (*Dipterocarpus dyeri* Pierre) จิกดง (*Barringtonia pauciflora* King) แซะ(*Callerya atropurpurea* Wall. A.M.Schot) และกระโดงแดง (*Bhesa robusta* Roxb. Ding Hou) โดยมีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 21.23,20.76,16.89,15.60 และ 13.52 ตามลำดับ ค่าความเข้มแสงสัมพัทธ์ในพื้นที่โดยเฉลี่ย เท่ากับ 2.7 เปอร์เซ็นต์ ค่าดัชนีพื้นผิวใบโดยเฉลี่ยเท่ากับ 5 สำหรับไม้กฤษณาจะพบอยู่บริเวณที่ได้รับแสงสว่างค่อนข้างมากจากช่องว่างที่เกิดจากการล้มของไม้ใหญ่ จากการสร้างแบบจำลองความสัมพันธ์ของปัจจัยสิ่งแวดล้อมทางกายภาพและคุณสมบัติดินบางประการกับการปรากฏของไม้กฤษณาในพื้นที่ด้วยวิธีวิเคราะห์สมการถดถอยแบบเส้นตรง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ในถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณา ที่ระดับความถูกต้องร้อยละ 77 ประกอบด้วย ความลาดชัน ระดับความสูง ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ทิศด้านลาด อนุภาคดินทราย อนุภาคดินร่วน อนุภาคดินเหนียว ความเป็นกรดด่าง อินทรียวัตถุ ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม แมกนีเซียม และแคลเซียม การจำแนกศักยภาพของถิ่นที่ขึ้นของไม้กฤษณาด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ พบว่ามีพื้นที่ที่มีความเหมาะสมมาก เท่ากับ 40390.62ไร่ พื้นที่เหมาะสมปานกลาง เท่ากับ 30174.22ไร่ พื้นที่ที่มีความเหมาะสมน้อย เท่ากับ 7391.02ไร่

คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

Faculty of Forestry, Kasetsart University, Chatuchak, Bangkok 10900, Thailand

*E-mail: torlarp66@yahoo.com

Effects of ant nests on soil respiration in a tropical seasonal forest, Northeast Thailand, and an insight into "hot spots" of soil respiration

Sasitorn Hasin[1], Akinori Yamada[2], Yoshiaki Hashimoto[3], Seiki Yamane[4], Decha Wiwatwitaya[1], Wattanachai Tasen [1] and Mizue Ohashi[5]

Abstract

Many ant species make subterranean nests and bring a mass of organic matter into their nests, of which carbon is finally released as CO_2 into the air through the soil layer; the presence of ant nests can be expected to affect soil respiration, and furthermore might explain the so-called "hot spots" of soil respiration, which have been shown as an important factor to know carbon budgets in tropical forests. We have aimed to 1) measure CO_2 efflux rates from nests of the ant and compare them with those of the surrounding soil, 2) compare the nest CO_2 effluxes between the ant species, 3) determine controlling factors of CO_2 efflux with ant nests respiration.

We measured soil respiration on ant nests by using the EGM-4 CO_2 Gas Analyzer and SRC-1 Soil Respiration Chamber (PP Systems, USA). We conducted measurements in a dry evergreen forest in sakaerat environmental research station, during the rainy season, July to August 2010, and dry season, December to March 2011. A total of 60 ant nests, comprising 13 dominant species, were used for measurements of soil respiration on the nests and surrounding soil. The CO_2 efflux was significantly higher on the nests than on the surrounding soil (ANOVA; $F = 17.73$, $df = 1$, $P = 0.001$), were 10.1 ± 5.47 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1} and 4.56 ± 1.56 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}, respectively. Our data showed CO_2 efflux rates from the ant nests were clearly higher than that from the surrounding soil especially in *Anoplolepis gracillipes*, *Diacamma vagans*, *Harpegnathous venator*, *Odontomachus rixosus*, and *Pheidole plagiaria* (Bonferroni post-hoc test, $P < 0.05$). Our studies indicate that subterranean ant nests, especially of the five importance species, could intensively produce CO_2, which could cause the "hot spots" of soil CO_2 flux within the forest. Since those ants tends to make a simple structured nest with a big chamber locating near the soil surface, wide entrance hole and high number of individuals, CO_2 with a high concentration would be easily released through the small short passage, leading large soil respiration. More investigations and information to explain potential factors of ant nests affecting such as the ant nest structure, ant individual, ant activity and nests distribution, would be necessary in order to obtain an accurate assessment of how the ants affect CO_2 fluxes in tropical forest ecosystems.

ผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณและสัตว์ป่า

ทรงธรรม สุขสว่าง[1] ธรรมนูญ เต็มไชย[1] ชุติมา พงศ์พัชราพันธุ์[2]

บทคัดย่อ

การศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณและสัตว์ป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเอราวัณ ทำการศึกษาในเชิงเปรียบเทียบระหว่างพืชพรรณที่ปรากฏในบริเวณพื้นที่ใกล้เคียงเส้นทางเดินเท้าและบริเวณที่ลึกเข้าไป 10 เมตร ในพื้นที่ธรรมชาติ ในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ 4 เส้นทาง ได้แก่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเอราวัณ (ป่าไผ่) เส้นทางศึกษาธรรมชาติป่าดิบแล้งม่องไล่ เส้นทางศึกษาธรรมชาติเขาหินล้านปี และเส้นทางศึกษาธรรมชาติถ้ำพระธาตุ ส่วนการศึกษาผลกระทบต่อทรัพยากรสัตว์ป่า ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างฤดูกาลท่องเที่ยวและนอกฤดูกาลท่องเที่ยว โดยกำหนดระดับปัจจัยต่างๆ คือ 1) ระดับวิกฤติ 2) ระดับปัจจัยชี้วัด 3) องค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศ และ4). ความมั่นคงของระบบนิเวศ เพื่อนำมาประเมินระดับการเปลี่ยนแปลงที่ยอมรับได้ของอุทยานแห่งชาติบริเวณที่มีนักท่องเที่ยวเข้าไปประกอบกิจกรรม และมีแนวโน้มที่จะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ โดยใช้การประเมินสถานภาพสัตว์ป่า 4 กลุ่ม คือ สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม นก สัตว์เลื้อยคลาน และสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบก ด้วยการสำรวจโดยตรงและโดยอ้อม

ผลการศึกษาผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อพืชพรรณในเส้นทางศึกษาธรรมชาติ พบว่า ยังไม่มีผลกระทบหรืออยู่ในระดับที่กำลังเข้าใกล้ค่าขีดความสามารถในการรองรับได้ อย่างไรก็ตามการวิเคราะห์เชิงตัวเลขจะให้ค่าที่ทำให้เห็นว่าการท่องเที่ยวมีผลกระทบต่อพืชพรรณ แต่เมื่อวิเคราะห์ถึงปัจจัยอื่นๆ ที่เกี่ยวข้องแล้ว พบว่าค่าดังกล่าวเป็นผลกระทบจากปัจจัยอื่นๆ ที่นอกเหนือจากการท่องเที่ยว และในขณะเดียวกันผลการศึกษาพบว่าความเปลี่ยนแปลงของค่าร้อยละความแตกต่างในปี 2552-2553 มีแนวโน้มลดลง ซึ่งอาจกล่าวได้ว่ามีแนวโน้มที่ดีขึ้น รวมทั้งค่าดัชนีความหลากหลายของชนิดพันธุ์ของทุกเส้นทางยังอยู่ในระดับปกติ สำหรับผลกระทบของการท่องเที่ยวต่อสัตว์ป่า พบว่าค่าดัชนีความหลากหลาย และดัชนีความคล้ายคลึงของสัตว์ป่าที่สำรวจในพื้นที่น้ำตกเอราวัณเปรียบเทียบกับเส้นทางศึกษาธรรมชาติม่องไล่ ในช่วงเวลากลางวันและช่วงเวลากลางคืน ในช่วงเทศกาลท่องเที่ยว มีโอกาสพบสัตว์ในกลุ่มสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในบริเวณน้ำตกมากกว่าในบริเวณเปรียบเทียบ ส่วนสัตว์ในกลุ่มนกและสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีการพบในทั้งสองบริเวณในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน มีการพบสัตว์ในช่วงเวลากลางคืนมากกว่ากลางวันยกเว้นกลุ่มนก และเมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาช่วงนอกฤดูกาลท่องเที่ยว พบว่าค่าดัชนีความหลากหลายของสัตว์สะเทินน้ำสะเทินบกในช่วงเวลากลางวันเพิ่มมากขึ้นกว่าช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว และสัตว์ในกลุ่มนกมีค่าความหลากหลายลดลงในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว ส่วนสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมมีค่าดัชนีความหลากหลายลดลง แต่กลับพบสัตว์บางชนิด เช่น ลิงวอก ออกมาหากินและปรากฏตัวบ่อยกว่าในช่วงฤดูกาลท่องเที่ยว

---

[1] ส่วนศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

[2] ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี สำนักอุทยานแห่งชาติ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

การเจริญทดแทนของพรรณไม้ดั้งเดิมตามธรรมชาติ ภายหลังการฟื้นฟูป่าดิบแล้งที่ผ่านการรบกวน บริเวณสถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา

ไกรสิทธิ์ พาณิชย์สวย และดอกรัก มารอด

การศึกษาการเจริญทดแทนของพรรณไม้ดั้งเดิมตามธรรมชาติ ภายหลังการฟื้นฟูป่าดิบแล้งที่ผ่านการรบกวน บริเวณสถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราชจังหวัดนครราชสีมา มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาพลวัตของสังคมพืชและการเจริญทดแทนของพันธุ์ไม้ดั้งเดิมภายหลังการปลูกพื้นฟูด้วยไม้กระถินณรงค์และยูคาลิปตัส เริ่มทำการศึกษาตั้งแต่เดือนกรกฎาคม 2541 ถึงเดือนสิงหาคม 2554

ผลการศึกษาพบว่า โครงสร้างของสังคมพืชป่าดิบแล้งสามารถแบ่งได้ 3 ชั้นเรือนยอด ส่วนสวนป่ากระถินณรงค์และสวนป่ายูคาลิปตัสสามารถแบ่งได้ 2 ชั้นเรือนยอด และภายหลังจากการปลูกฟื้นฟูแล้วพบว่าปัจจัยเกี่ยวกับแสง คุณสมบัติของดินทางฟิสิกส์ และทางเคมีในป่าฟื้นฟูมีแนวโน้มใกล้เคียงกับป่าดิบแล้ง

พลวัตของสังคมพืช ใน 3 พื้นที่ เมื่อพิจารณาจากการกระจายของจำนวนต้นในแต่ละระดับชั้นเส้นผ่าศูนย์กลาง พบว่า มีรูปแบบการกระจายเป็นไปในลักษณะ exponential growth curve หรือ reversed – J shaped curve แสดงว่าพื้นที่ดังกล่าวกล่าวมีการเจริญทดแทนตามธรรมชาติอย่างเป็นปกติ ตรงกันข้ามกับไม้กระถินณรงค์และยูคาลิปตัสที่นำเข้ามาปลูก มีรูปแบบการกระจายเป็น J-shape curve แสดงว่า พืชทั้งสองชนิดมีความสามารถในการสืบต่อพันธุ์ในป่าธรรมชาติได้ไม่ดีนัก สำหรับพันธุ์ไม้ดั้งเดิมที่มีการกระจายและตั้งตัวได้ดีในพื้นที่ป่าฟื้นฟู ได้แก่ พลองใบใหญ่ (*Memacylon ovatum*) กัดลิ้น (Walsura trichostemon) และกระเบากลัก (*Hydnocarpus ilicifolius*) เป็นต้น ซึ่งเป็นไม้ในระดับเรือนยอดชั้นรอง อย่างไรก็ตามสามารถพันธุ์ไม้เด่นในเรือนยอดชั้นบน เช่น ตะเคียนหิน (*Hopea ferrea*) เคี่ยมคะนอง (*Shorea henryana*) และเหลง (*Dialium cochinchinessis*) เป็นต้น สามารถเจริญทดแทนได้ถึงระดับไม้วัยรุ่น (sapling) ดังนั้นการฟื้นฟูป่าโดยการคัดเลือกพันธุ์พืชที่เหมาะสมคือ สามารถเจริญเติบโตได้เร็วและไม่เป็นพรรณพืชรุกราน(alien species) จะช่วยทำให้ลดระยะเวลาการคืนกลับสู่ป่าธรรมชาติได้เร็วขึ้น

แบบจำลองน้ำท่าป่าต้นน้ำ (Forested Watershed Runoff Model)

ดร.พงษ์ศักดิ์ วิทวัสชุติกุล สำเริง ปานอุทัย และบุญมา ดีแสง

Abstract

Rainfall and runoff data of five types forested watersheds which covering 10 locations of 7 provinces of Thailand were taken to study runoff characteristics. These forests are hill-evergreen, moist-evergreen, dry-evergreen, mixed deciduous and dry dipterocarp forest. The SCS-CN methodology was a tool for developing the Forested Watershed Runoff model (FWR model).

It was found that average annual rainfall of forested watershed is about 1,896.8 mm and annual runoff is 23.30 percent of total rainfall. Annual runoff varies from 6.78 percent of dry dipterocarp forest to 42.61 percent of hill-evergreen forest.

In order to operate FWR model, forest types and its covering areas must be indicated. As well as the topographic score and surface storage score including monthly rainfall are input. Microsoft EXCEL was selected to be a program for estimating monthly runoff of study forested watershed.

บทคัดย่อ

ข้อมูลปริมาณน้ำฝนและปริมาณน้ำท่าที่ไหลในลำธารของลุ่มน้ำขนาดเล็กป่าดิบเขา ป่าดิบชื้น ป่าดิบแล้ง ป่าเบญจพรรณ และป่าเต็งรัง จำนวน ๑๐ พื้นที่ของ ๗ จังหวัดทั่วประเทศ ถูกรวบรวมเพื่อศึกษาลักษณะการให้น้ำท่าของป่าต้นน้ำแต่ละชนิด และพัฒนาเป็นแบบจำลองเพื่อประเมินค่าน้ำท่ารายเดือนของพื้นที่ต้นน้ำภายใต้การปกคลุมของป่าต้นน้ำชนิดต่าง ๆ โดยนำวิธีการของ SCS-CN Methodology มาประยุกต์ใช้เป็นเครื่องมือ

ผลการศึกษาพบว่า ป่าต้นน้ำโดยทั่วไปจะให้น้ำท่าไหลในลำธารโดยเฉลี่ยร้อยละ ๒๓.๓๐ ของฝนที่ตกลงมาทั้งหมด ๑,๘๙๖.๘ มม./ปี ป่าต้นน้ำที่มีสภาพแห้งแล้งเช่นป่าเต็งรังจะให้น้ำท่าโดยเฉลี่ยร้อยละ 6.78 ในขณะที่ป่าต้นน้ำที่มีสภาพชุมชื้นเช่นป่าดิบเขาจะให้น้ำท่าไหลในลำธารร้อยละ 42.61 ด้วยกัน

การทำงานของแบบจำลองที่เขียนด้วยโปรแกรม Microsoft EXCEL เริ่มต้นจากการกำหนดชนิดของป่าต้นน้ำและสัดส่วนของการปกคลุมพื้นที่ การกำหนดค่าคะแนนสภาพภูมิประเทศและแอ่งน้ำที่ผิวดิน ท้ายที่สุดเป็นการนำเข้าข้อมูลน้ำฝนรายเดือน ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากการทำงานของแบบจำลองคือปริมาณน้ำท่ารายเดือนที่พื้นที่ป่าต้นน้ำระบายให้กับพื้นที่ท้ายน้ำ

ส่วนวิจัยต้นน้ำ สำนักอนุรักษ์และจัดการต้นน้ำ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

โครงการสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพด้านพรรณพืชอุทยานแห่งชาติหมู่เกาะชุมพร

นายชัยณรงค์ เรืองทอง

บทคัดย่อ

การสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพด้านพรรณพืช อุทยานแห่งชาติหมู่เกาะชุมพร มีวัตถุประสงค์เพื่อสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพด้านพรรณพืชของอุทยานแห่งชาติรวมถึงประเมินสถานภาพของพรรณพืชในพื้นที่ และศึกษาโครงสร้างป่า และการกระจายของพรรณพืชที่เป็นตัวแทนของพรรณพืชของอุทยานแห่งชาติ

จากการวางแปลงสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพด้านพรรณพืชทั้ง 4 แปลงสำรวจ ใน 4 ชนิดป่า ซึ่งเป็นตัวแทนของกลุ่มป่าทั้ง 4 ชนิด คือ ป่าชายเลน ป่าชายหาด ป่าดิบแล้ง และป่าดิบชื้น พบพรรณพืชในแปลงป่าดิบแล้ง จำนวน 18 ชนิด พบพรรณพืชจำพวก พลาเขา หว้าส้ม และเปลือกเขียว มีค่าดัชนีความสำคัญพันธุ์ไม้สูงสุด ป่าดิบชื้น จำนวน 32 ชนิด พบพรรณพืชจำพวก มังตาน แต้ว และกระถินเทพา มีค่าดัชนีความสำคัญพันธุ์ไม้สูงสุด ป่าชายหาด จำนวน 10 ชนิด พบพรรณพืชจำพวก จิกทะเล มะขาม และหูกวาง มีค่าดัชนีความสำคัญพันธุ์ไม้สูงสุด ป่าชายเลน จำนวน 3 ชนิด พบพรรณพืชจำพวก โกงกางใบเล็ก โกงกางใบใหญ่ และตะบูนขาว มีค่าดัชนีความสำคัญพันธุ์ไม้สูงสุด

ศูนย์ศึกษาและวิจัยอุทยานแห่งชาติทางทะเล จังหวัดชุมพร