



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ ป่าชายเลนกับความโดดเด่นของการเป็นแหล่งเก็บกัก
คาร์บอนจากบรรยากาศ: การศึกษาผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ

โดย ดร. ศศิธร พ่วงปาน และคณะ

มีนาคม 2554

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ ป่าชายเลนกับความโดดเด่นของการเป็นแหล่งเก็บกักคาร์บอน
จากบรรยากาศ: การศึกษาผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ

คณะผู้วิจัย

- ดร. ศศิธร พ่วงปาน
- ศาสตราจารย์ ดร. สนิท อักษรแก้ว
- Professor Dr. Akira Komiyama

สังกัด

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
Gifu University, Japan

สนับสนุนโดยสำนักงานคณะกรรมการอุดมศึกษา และสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย
(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกอ. และ สกว. ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

บทคัดย่อ

ระบบนิเวศป่าชายเลนที่เชื่อมโยงระหว่างระบบนิเวศทางทะเลและบนบก มักถูกกล่าวว่าเป็นระบบนิเวศที่มีผลผลิตสุทธิทางนิเวศวิทยา (Net Ecosystem Productivity; NEP) สูง ทั้งนี้เนื่องจากไม้ป่าชายเลนสามารถสะสมมวลชีวภาพของต้นไม้ได้มาก และประกอบกับกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในดินเกิดขึ้นน้อยเนื่องจากสภาพไร้ออกซิเจน (Anaerobic condition) จากการท่วมขังของน้ำ แต่อย่างไรก็ดีสำหรับป่าชายเลนในประเทศไทยพบว่ายังไม่มีงานวิจัยใดที่ประมาณค่าผลผลิตดังกล่าวนี้ได้ครบถ้วน โครงการวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อจะพัฒนาองค์ความรู้ในด้านการประเมินผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (Net Primary Productivity; NPP) โดยมีการพิจารณาผลผลิตรากใต้ดิน รวมไปถึงอัตราการเวียนกลับของรากผอย ตลอดจนอัตราการย่อยสลายซากพืชของพืชป่าชายเลน อันจะนำไปสู่การประเมินศักยภาพการสะสมคาร์บอนของป่าชายเลนในประเทศไทยได้อย่างถูกต้องและแม่นยำมากยิ่งขึ้น พื้นที่ศึกษาตั้งอยู่บริเวณปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด ซึ่งเป็นป่าชายเลนรุ่นสอง แปลงตัวอย่างมีพื้นที่ 50 x 120 ตารางเมตร มีไม้ยืนต้น (เส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกมากกว่า 4.5 เซนติเมตร) 9 ชนิด ความหนาแน่น 1877 ต้นต่อเฮกตาร์ ค่าเฉลี่ยเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกและความสูงเท่ากับ 11.3 เซนติเมตร และ 10.8 เมตร ตามลำดับ จากความเด่นของชนิดไม้ไม่สามารถแบ่งเขตพันธุ์ไม้ออกเป็นสามเขตจากแนวตติริมฝั่งแม่น้ำและลึกเข้าไป หรือห่างจากริมฝั่งเข้าไปยังแผ่นดิน คือ เขตไม้ลำพูและแสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ตามลำดับ คำนวณมวลชีวภาพของต้นไม้แปลงศึกษาด้วยวิธีการทางแอลโลเมตรี พบว่าในช่วงระยะเวลาหนึ่งปี แปลงศึกษาในป่าชายเลนรุ่นสองแห่งนี้มีมวลชีวภาพที่เพิ่มพูนเท่ากับ 8.6 ต้นต่อเฮกตาร์ ศึกษาผลผลิตซากพืชที่ร่วงหล่นโดยการใช้กระเบื้องรองรับซากพืช ในช่วงเวลาเดียวกันกับการศึกษามวลชีวภาพที่เพิ่มพูน พบว่าผลผลิตซากพืชรายปีเท่ากับ 10.93 ต้นต่อเฮกตาร์ต่อปี จากนั้นคำนวณผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (NPP) โดยใช้วิธี Summation method ซึ่งเป็นผลรวมระหว่างมวลชีวภาพที่เพิ่มพูนและผลผลิตซากพืชรายปี ได้ค่า NPP เท่ากับ 19.53 ต้นต่อเฮกตาร์ต่อปี หรือคิดเป็นคาร์บอน 9.8 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี โดยประมาณ ซึ่งนับว่ามีค่าใกล้เคียงกับ NPP ของป่าชายเลนรุ่นสองในเขตร้อนหลายแห่ง เมื่อทำการปรับค่า NPP ที่คำนวณได้จากวิธี Summation method โดยรวมค่าผลผลิตรากใต้ดินที่ได้จากการประมาณโดยวิธี Ingrowth core ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.5 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี จะได้ค่า NPP เท่ากับ 12.3 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี แต่จากการศึกษาอัตราการย่อยสลายของซากใบไม้บนผิวดินและซากรากผอยใต้ดินในแปลงศึกษา ซึ่งเป็นกระบวนการปลดปล่อยคาร์บอนสู่ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในบรรยากาศ พบว่าอัตราการย่อยสลายมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.019 กรัมต่อวัน และ 0.0034 กรัมต่อวัน ตามลำดับ เมื่อคำนวณซากพืชที่ถูกย่อยสลาย พบว่าปริมาณคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลายซากพืชทั้งหมดเท่ากับ 5.2 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี ซึ่งเป็นคาร์บอนที่ได้จากซากใบไม้เท่ากับ 4.0 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี และเป็นคาร์บอนที่ได้จากซากรากผอยเท่ากับ 1.2 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี จึงทำสมดุลคาร์บอนโดยให้ปริมาณคาร์บอนที่ถูกเก็บไว้ในระบบนิเวศมีค่าเป็นบวก ส่วนปริมาณคาร์บอนที่ปล่อยออกจากระบบผ่านการย่อยสลายมีค่าเป็นลบ จะได้เท่ากับ + 7.1 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ต่อปี แสดงว่าระบบนิเวศป่าชายเลนรุ่นสองแห่งนี้มีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนได้ กล่าวโดยสรุปคือ ในป่าชายเลนรุ่นสอง บริเวณปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด สามารถเก็บกักปริมาณคาร์บอนไว้ได้มากกว่าการปลดปล่อย ซึ่งให้เห็นว่าระบบนิเวศป่าชายเลนแห่งนี้เป็นแหล่งเก็บกักคาร์บอนได้ ซึ่งเป็นข้อเท็จจริงทางวิชาการที่นำไปสู่การสนับสนุนการจัดการพื้นที่ป่าชายเลนเพื่อความยั่งยืนทางสิ่งแวดล้อมทั้งในระดับชาติและระดับโลกต่อไปในอนาคต

คำสำคัญ: ป่าชายเลน ผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ

Abstract

Connecting between marine and terrestrial ecosystem, mangrove ecosystem has been recognized as an ecosystem having high net ecosystem productivity (NEP). It is because huge tree biomasses but low rate of decomposition due to the anaerobic condition of inundated forest floor. Nevertheless, there is no research focused on the ecological productivity by taking these considerations into an account for the mangrove forest in Thailand. The present study aimed to develop knowledge of method of estimation of net primary productivity (NPP) of the mangrove forest by including rate of underground-root productivity, fine-root turnover, and litter decomposition to the estimation. It gives merit for an evaluation of potential of carbon accumulation of the mangrove forest in Thailand. The study site was located at a secondary mangrove forest on an estuary of the Trat River, Trat Province. A study plot of size 50 x 120 m² was established. It contained nine species of tree (DBH >4.5 cm). Tree density was calculated as 1877 stem/ha with an average DBH of 11.3 cm. We divided the vegetative zonation according to the dominant species along the distance from the river. A series of zonation was *Sonneratia*, *Avicennia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* zone from the river toward inland part, respectively. We calculated the tree biomass in the study plot by using the method of allometry. Then, the biomass accumulation was calculated as 8.6 ton/ha/yr. Litter production was estimated by using litter traps during the same period of study the biomass. The result indicated that the litter production was 10.93 ton/ha/yr. We calculated the NPP using summation method which combines biomass increment to litter production. The NPP of this forest was 19.53 ton/ha/yr or approximately 9.8 ton C/ha/yr. It is comparable to the NPP of other tropical mangrove forests. We adjusted the NPP by cooperating the underground root production obtained by ingrowth core method. Including the underground root production that was calculated at 2.5 ton C /ha/yr, the NPP increased to 12.3 ton C /ha/yr. Nevertheless, the study on leaf- and fine- root litter decomposition, releasing carbon from necromass to atmospheric CO₂, showed the average rates of decomposition as 0.019 and 0.0034 g/day, respectively. These rates gave the amount of released carbon at 5.2 ton C/ha/yr which was the carbon released from leaf litter and fine-root litter as 4.0 and 1.2 ton C/ha/yr, respectively. Finally, we balanced carbon in this forest ecosystem assuming that storage carbon and released carbon was respectively indicated by plus and minus value. The balanced carbon was given at +7.1 ton C /ha/yr. It indicates the potential of carbon sink of this secondary mangrove ecosystem. In a conclusion, the present study showed a potential of a carbon sink of mangrove forest. It will academically support the management of mangrove ecosystem by means of national and global sustainable environment.

Keyword: mangrove forest, net primary productivity

1. Executive Summary

1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา

ระบบนิเวศป่าไม้เป็นแหล่งเก็บกักคาร์บอนโลกที่มีประสิทธิภาพ (Whittaker and Likens, 1975) ดังนั้นการตัดไม้ทำลายป่าจึงส่งผลให้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ปริมาณมหาศาลถูกปล่อยสู่บรรยากาศ ก่อให้เกิดผลกระทบทางด้านสิ่งแวดล้อมระดับโลกหลายประการในปัจจุบันที่เชื่อมโยงและอ้างอิงกับสภาวะโลกร้อน (Global warming phenomenon) และ ปรากฏการณ์เรือนกระจก (Greenhouse effect)

เป็นที่ทราบกันดีว่าระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำเป็นระบบนิเวศที่มีผลผลิตสุทธิทางนิเวศวิทยา (Net Ecosystem Productivity; NEP) สูง ทั้งนี้เนื่องจากพืชสามารถเปลี่ยนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในบรรยากาศมาเก็บไว้ในรูปของสารอินทรีย์ที่สะสมเป็นมวลชีวภาพของต้นไม้ และประกอบกับกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในดินเกิดขึ้นน้อยเนื่องจากสภาพไร้ออกซิเจน (Anaerobic condition) จากการท่วมขังของน้ำ ในเขตร้อนและกึ่งร้อนนั้นป่าชายเลนนับว่าเป็นระบบนิเวศชุ่มน้ำสำคัญอย่างหนึ่งที่เชื่อมโยงระหว่างระบบนิเวศทางทะเลและบนบก พืชในป่าชายเลนส่วนใหญ่เป็นพืชมีเนื้อไม้ที่ชอบเกลือ (Woody halophyte) ที่ดำรงตัวอยู่ในสภาพดินเลนนุ่มและมีน้ำท่วมขัง ทำให้พืชป่าชายเลนซึ่งมีน้ำหนักมากจากเนื้อไม้ต้องถ่วงดุลน้ำหนักโดยให้น้ำหนักส่วนโคนมากกว่าส่วนยอด ดังจะเห็นได้จากพืชป่าชายเลนที่มีการสร้างรากอากาศในลักษณะพิเศษต่างๆ เพื่อพยุงตัวบนเลนนุ่มตลอดจนเพื่อแลกเปลี่ยนก๊าซในสภาวะดินไร้ออกซิเจน

ในการประเมินผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (Net Primary Productivity; NPP) ของป่าชายเลนนั้นพบว่าโดยส่วนใหญ่ได้ทำการศึกษาในส่วนเหนือพื้นดินเท่านั้น การศึกษาในส่วนใต้พื้นดินมีจำนวนน้อยเนื่องจากข้อจำกัดในทางปฏิบัติ บางประการ เช่น การใช้เวลาและแรงงานมากในการขุดรากในสภาพดินเลนที่มีน้ำท่วมเพื่อนำรากมาชั่งน้ำหนัก นอกจากนี้ข้อจำกัดของการประเมิน NPP ในส่วนใต้พื้นดินอีกประการหนึ่งคือการศึกษาที่ไม่สามารถประเมินผลผลิตในส่วนของการปริมาณรากฝอยที่เกิดจากการเวียนกลับ (Turnover) หลายครั้งในรอบปี ซึ่งมีรายงานว่ารากฝอยของพืชโดยทั่วไปมีอัตราการเวียนกลับสูง ประกอบกับถ้าอัตราการย่อยสลายของซากรากในป่าชายเลนมีค่าต่ำ จะทำให้การประเมิน NPP มีค่าต่ำกว่าความเป็นจริง

ในโครงการวิจัยนี้จะพัฒนาองค์ความรู้ในด้านการประเมินผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิโดยมีการพิจารณาผลผลิตรากใต้ดิน รวมไปถึงอัตราการเวียนกลับของรากฝอย ตลอดจนอัตราการย่อยสลายซากพืชของพืชป่าชายเลน อันจะนำไปสู่การประเมินศักยภาพของป่าชายเลนในการสะสมคาร์บอนได้อย่างถูกต้องและแม่นยำมากยิ่งขึ้น

1.2 วัตถุประสงค์

- 1.2.1 เพื่อประมาณมวลชีวภาพและผลผลิตซากพืชของป่าชายเลน
- 1.2.2 เพื่อศึกษาอัตราการผลิตรากใต้ดิน และการย่อยสลายของซากพืชในป่าชายเลน
- 1.2.3 เพื่อประเมินผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิของป่าชายเลน
- 1.2.4 เพื่อศึกษาแนวทางการประเมินศักยภาพในการเก็บกักคาร์บอนของป่าชายเลน

1.3 ระเบียบวิธีวิจัย

1.3.1 เลือกพื้นที่ตัวแทนศึกษา

ในโครงการนี้จะใช้พื้นที่ป่าชายเลนรุ่นสอง (Secondary mangrove forest) บริเวณปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด ซึ่งเป็นป่าชายเลนผืนใหญ่ในภาคตะวันออกและยังคงความสมบูรณ์อยู่ เลือกพื้นที่ศึกษาให้ครอบคลุมเขตแบ่งการขึ้นอยู่ของพันธุ์ไม้ (Zonation) ชนิดหลักๆ ของป่าชายเลน ได้แก่ เขตไม้ลำพู (*Sonneratia* sp.) และไม้แสม (*Avicennia* sp.) ที่มักขึ้นอยู่ในบริเวณส่วนหน้าของป่าชายเลนที่ติดกับแม่น้ำหรือทะเล เขตไม้โกงกาง

(*Rhizophora* sp.) และเขตของพันธุ์ไม้แนวหลังป่าชายเลน เช่น ตะบูนขาว (*Xylocarpus granatum*) โปรงแดง (*Ceriops tagal*) โดยใช้วิธีวางแปลงตัวอย่าง (Quadrat method) ขนาดของพื้นที่ตัวแทนศึกษาโดยประมาณคือ 50 x 120 ตารางเมตร

1.3.2 ศึกษาโครงสร้างป่าและสภาพแวดล้อมบางประการของพื้นที่ตัวแทนศึกษา

จำแนกชนิดต้นไม้ (เส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกของลำต้น; DBH > 4.5 เซนติเมตร) วัดความสูง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกของลำต้นและที่ 30 เซนติเมตร จากพื้นดิน ในกรณีที่เป็นไม้สกุลโกงกางจะวัดเส้นผ่านศูนย์กลางลำต้นที่ความสูง 30 เซนติเมตร จากคอรากสูงสุด

วัด Topography ของพื้นที่ศึกษา ศึกษาจังหวะและระดับน้ำที่ท่วม ติดตั้งเครื่องวัดอุณหภูมิอัตโนมัติ และ Data logger เพื่อบันทึกอุณหภูมิอากาศและดินเป็นเวลา 1 ปี

1.3.3 ประมาณมวลชีวภาพของต้นไม้

ใช้สมการแอลโลเมตรีเฉพาะชนิด (Species-specific allometric relationship) (Poungparn, 2004) และสมการแอลโลเมตรีทั่วไป (Common allometric relationship) (Komiya *et al.*, 2005) ประมาณมวลชีวภาพของ ส่วนเหนือพื้นดินและใต้พื้นดินของต้นไม้ในแปลงศึกษา

1.3.4 ศึกษาอัตราการผลิตรากใต้ดิน (Underground root production) และอัตราการเวียนกลับ (Turnover rate)

ศึกษาอัตราการผลิตรากใต้ดิน ได้แก่ รากฝอย (Fine root; เส้นผ่านศูนย์กลาง 0-2 มิลลิเมตร) ราก ขนาดเล็ก (Small root; เส้นผ่านศูนย์กลาง 2-5 มิลลิเมตร) และรากขนาดกลาง (Medium root; เส้นผ่านศูนย์กลาง 5-10 มิลลิเมตร) ของแต่ละเขตพันธุ์ไม้ โดยใช้เทคนิค Ingrowth core (Vogt *et al.*, 1998) คือนำดินเลนเปล่าที่ปราศจาก รากบรรจุในภาชนะพลาสติกที่เจาะรู ฝังลงในป่าชายเลนลึกประมาณ 0-30 เซนติเมตร จากพื้นดิน ทำการเก็บข้อมูล ทุกๆ 3 เดือน เป็นระยะเวลา 1 ปี โดยจะตรวจสอบปริมาณรากที่เกิดขึ้นใหม่ในดินที่บรรจุลงในภาชนะ มาทำการแยก รากและชั่งน้ำหนัก รากที่แยกได้ทั้งหมดคือผลผลิตรากใต้ดินในรอบปี อัตราการเวียนกลับจะคำนวณจากสัดส่วน ระหว่างมวลชีวภาพและผลผลิตรากในรอบปี โดยอ้างอิงจาก Decision Matrix ของ Fairley และ Alexander (1985)

1.3.5 ศึกษาปริมาณซากพืชที่ร่วงหล่น (Litter fall)

ติดตั้งกระบะขนาด 1 ตารางเมตร ที่ทำจากไนลอนขนาดตาข่ายประมาณ 1 มิลลิเมตร จำนวน ประมาณ 15 กระบะ เพื่อรองรับซากพืชที่ร่วงหล่นในแต่ละเขตพันธุ์ไม้ เก็บซากพืชจากกระบะทุกเดือนเป็นเวลา 1 ปี เพื่อแยกส่วนประกอบซากพืชและชั่งน้ำหนัก

1.3.6 ศึกษาอัตราการย่อยสลายซากพืชส่วนเหนือและใต้พื้นดิน (Litter decomposition)

ใช้วิธี Litter bag method (Chapman, 1975) โดยบรรจุซากพืชส่วนเหนือดินที่ทราบน้ำหนักแน่นอน ลงในถุงตาข่ายไนลอน 12 ถุง วางบนพื้นป่าในแต่ละเขตพันธุ์ไม้ ในส่วนของซากพืชใต้ดินจะศึกษาโดยบรรจุรากพืช ขนาดต่างๆ ที่ทราบน้ำหนักแน่นอนลงในถุงไนลอนแล้วนำไปฝังดิน (Root-bag method) ดังเช่นในการศึกษาของ Lee และคณะ (2003) จากนั้นเก็บถุงล้างเศษดินตะกอนออกเพื่อชั่งน้ำหนักซากพืชที่เหลือทุกเดือน เป็นเวลา 1 ปี คำนวณ อัตราการย่อยสลายซากจากน้ำหนักซากพืชที่หายไปและเวลาที่ใช้ในการย่อยสลาย วิเคราะห์สัดส่วนของคาร์บอนต่อ ไนโตรเจน (C/N ratio) จากซากพืชที่เหลืออยู่ในแต่ละเดือน

1.3.7 คำนวณผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (NPP) ของป่าชายเลน

ใช้วิธี Summation method (Kira and Shidei, 1967) เพื่อการคำนวณผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิของ ป่าชายเลน

1.4 แผนการดำเนินการวิจัยตลอดโครงการในแต่ละช่วง 6 เดือน

| แผนการดำเนินการวิจัย | 1-6 | 7-12 | 13-18 | 19-24 |
|---|-----|------|-------|-------|
| 1. เลือกพื้นที่ตัวแทนศึกษาและศึกษาโครงสร้างป่าของพื้นที่ศึกษา | | | | |
| 2. ศึกษาและประเมินมวลชีวภาพป่าด้วยวิธีแอลโลเมตรี | | | | |
| 3. ศึกษาอัตราการผลิตรายไต่ดิน และปริมาณซากพืชที่ร่วงหล่น | | | | |
| 4. ศึกษาการย่อยสลายของซากพืชส่วนเหนือพื้นดินและใต้ดิน | | | | |
| 5. บันทึกข้อมูลสภาพแวดล้อม | | | | |
| 6. ประเมินค่า NPP วิเคราะห์ สรุปผลการศึกษา | | | | |
| 7. เขียนบทความวิจัยเพื่อตีพิมพ์เผยแพร่ | | | | |

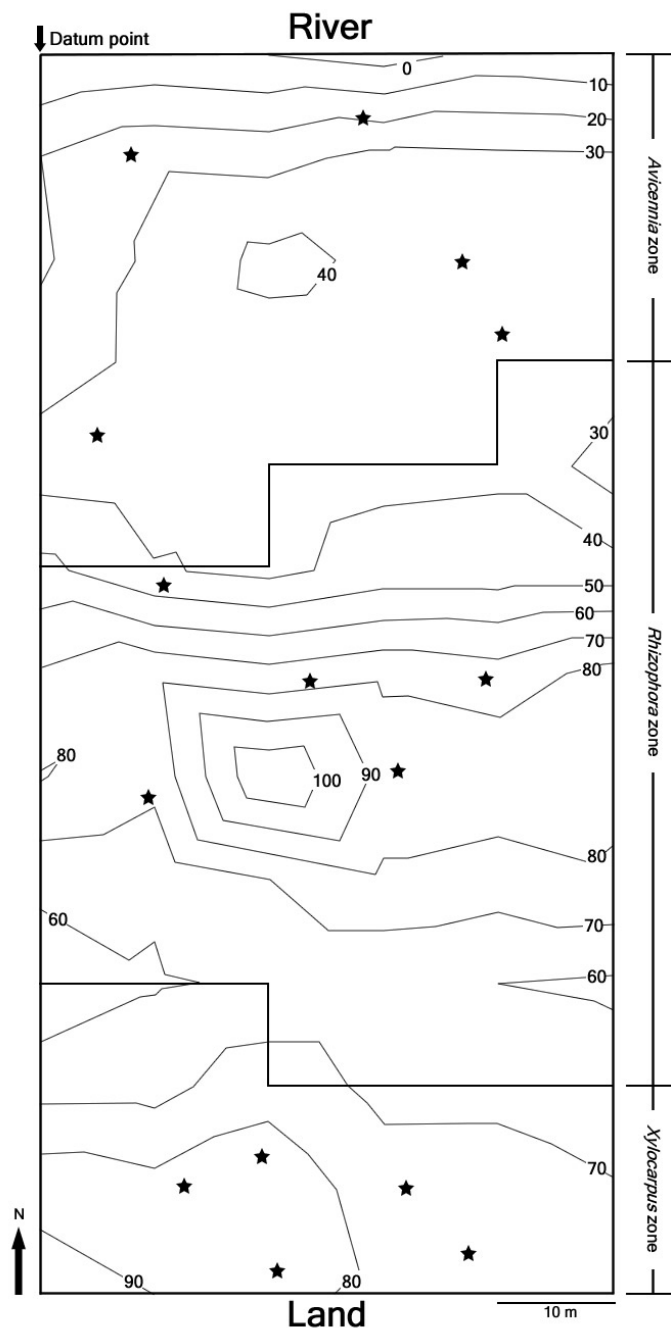
1.5 ผลงาน/หัวข้อเรื่องที่คาดว่าจะตีพิมพ์ในวารสารวิชาการระดับนานาชาติในแต่ละปี

- ปีที่ 1: ชื่อเรื่องที่คาดว่าจะตีพิมพ์ : -
ชื่อวารสารที่คาดว่าจะตีพิมพ์ : -
- ปีที่ 2: ชื่อเรื่องที่คาดว่าจะตีพิมพ์ : Net primary productivity of a secondary mangrove forest
ชื่อวารสารที่คาดว่าจะตีพิมพ์ : Forest Ecology and Management (Impact Factor 1.579)

2. เนื้อหางานวิจัย

2.1 โครงสร้างป่าชายเลน

จากแปลงศึกษาขนาด 50 x 120 ตารางเมตร พบว่ามีไม้ยืนต้น (เส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกของลำต้นมากกว่า 4.5 เซนติเมตร) 9 ชนิด ความหนาแน่น 1,877 ต้นต่อเฮกตาร์ ค่าเฉลี่ยเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกและความสูงเท่ากับ 11.3 เซนติเมตร และ 10.8 เมตร ตามลำดับ จากความเด่นของชนิดไม้สามารถแบ่งเขตพันธุ์ไม้ออกเป็นสามเขตจากแนวริมฝั่งแม่น้ำลึกเข้าไปในแผ่นดิน ได้แก่ เขตไม้ลำพูและแสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ตามลำดับ (ภาพที่ 1 และ 2)



ภาพที่ 1 แผนภาพแปลงศึกษาขนาด 50 x 120 ตารางเมตร
แสดงเขตพันธุ์ไม้ต่างๆ และความสูงของพื้นดินเมื่อเทียบกับจุดอ้างอิง
★ หมายถึงตำแหน่งที่ตั้งตะแกรงเก็บปริมาณซากพืช



ภาพที่ 2 แปลงศึกษาถาวรที่ใช้ศึกษาผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิขนาด 50 x 120 ตารางเมตร

2.2 สมการแอลโลเมตรีสำหรับการประมาณมวลชีวภาพของรากไม้ป่าชายเลนที่มีระบบรากหายใจแบบ Pneumatophore

สร้างสมการแอลโลเมตรีเฉพาะชนิดสำหรับไม้ลำพู (*S. caseolaris*) ($n = 3$) และแสมขาว (*A. alba*) ($n = 4$) ระหว่างน้ำหนักของรากพืช (W_R) กับขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของลำต้นที่ระดับความสูง 0.3 เมตรจากพื้นดิน ($D_{0.3}$) และเส้นผ่านศูนย์กลางเพียกอกของลำต้น (DBH) ดังแสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 สมการแอลโลเมตรีสำหรับประเมินมวลชีวภาพรากของไม้ลำพู (*S. caseolaris*) และแสมขาว (*A. alba*)

| ชนิดพันธุ์ไม้ | สมการแอลโลเมตรี | R^2 | F |
|-------------------------------|---------------------------------|-------|-------|
| ลำพู (<i>S. caseolaris</i>) | $W_R = 0.030(D_{0.3})^{2.1.1}$ | 0.91 | 10.59 |
| | $W_R = 0.17(DBH)^{2.0.89}$ | 0.96 | 21.83 |
| แสมขาว (<i>A. alba</i>) | $W_R = 0.0091(D_{0.3})^{2.1.3}$ | 0.94 | 29.49 |
| | $W_R = 0.015(DBH)^{2.1.4}$ | 0.97 | 74.46 |

($P < 0.01$, F-statistic)

จากผลที่ได้พบว่าสมการแอลโลเมตรีเฉพาะชนิดของพันธุ์ไม้สกุลลำพูและแสมนั้น สามารถใช้ในการประเมินน้ำหนักราก (W_R) จากกำลังสองของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของลำต้นที่ความสูงระดับ 0.3 เมตรจากพื้นดิน ($D_{0.3}^2$) และกำลังสองของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียกอกของลำต้น (DBH^2) ได้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.01$, F-statistic) โดยมีค่า R^2 สูง ในช่วง 0.91-0.97 จากการทดสอบความแตกต่างของสมการแอลโลเมตรีสำหรับประเมินมวลชีวภาพรากของไม้ทั้ง 2 ชนิด พบว่าไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ANCOVA, $P > 0.05$) ได้ ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 สมการแอลโลเมตรีทั่วไปของพันธุ์ไม้ป่าชายเลนที่สร้างระบบรากหายใจ

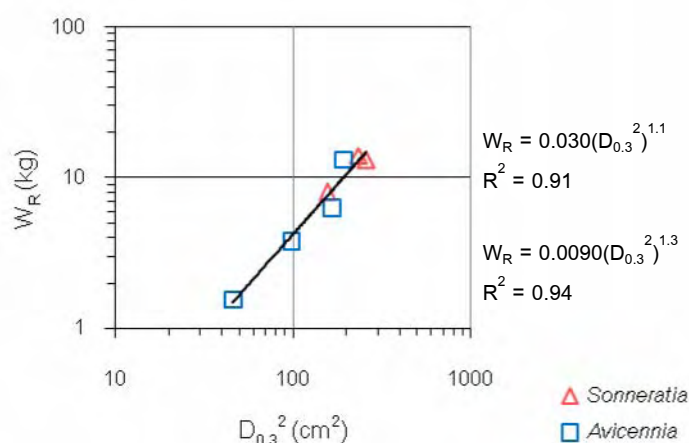
| สมการแอลโลเมตรี | R ² | P for slope | P for intercept |
|---------------------------------|----------------|-------------|-----------------|
| $W_R = 0.0098(D_{0.3}^2)^{1.3}$ | 0.95 | <0.001 | <0.001 |
| $W_R = 0.016(DBH^2)^{1.4}$ | 0.96 | <0.001 | <0.001 |

(P>0.05, ANCOVA)

D_{0.3}: เส้นผ่านศูนย์กลางของลำต้นที่ระดับความสูง 0.3 เมตรจากพื้นดิน

DBH: เส้นผ่านศูนย์กลางเพียกอกของลำต้น

การศึกษาได้เลือกใช้สมการแอลโลเมตรีทั่วไปที่เป็นความสัมพันธ์ระหว่างน้ำหนักราก (W_R) ของพันธุ์ไม้ที่สร้างระบบรากหายใจ (Pneumatophore root system) กับกำลังสองของเส้นผ่านศูนย์กลางของลำต้นที่ความสูงระดับ 0.3 เมตรจากพื้นดิน ($D_{0.3}^2$) (ภาพที่ 3) เนื่องจากพบว่ารูปแบบความสัมพันธ์ดังกล่าวสามารถอธิบายได้โดยทฤษฎี Pipe model (Shinozaki *et al.*, 1964) ที่อธิบายรูปทรงต้นไม้ในเชิงปริมาณว่าพื้นที่หน้าตัดของท่อน้ำเลี้ยงที่โคนต้น ณ ตำแหน่ง D_0 หรือ $D_{0.3}$ จะรองรับปริมาณรากทั้งหมดของต้นไม้ ทำให้สมการดังกล่าวมีความเหมาะสมทั้งทางคณิตศาสตร์และชีววิทยา



ภาพที่ 3 ความสัมพันธ์เชิงแอลโลเมตรีของน้ำหนักราก (W_R) ไม้ลำพู (*S. caseolaris*) และ แสมขาว (*A. alba*) กับกำลังสองของเส้นผ่านศูนย์กลางลำต้นที่ระดับความสูง 0.3 เมตรจากพื้นดิน ($D_{0.3}^2$)

2.3 มวลชีวภาพและผลผลิตซากพืชที่ร่วงหล่น

คำนวณมวลชีวภาพของต้นไม้ในแปลงศึกษาในเดือนเมษายน 2552 และในเดือนมีนาคม 2553 ดังแสดงในตารางที่ 3 พบว่าในช่วงระยะเวลา 1 ปี แปลงศึกษาในป่าชายเลนรุ่นสองแห่งนี้มีมวลชีวภาพที่เพิ่มพูนเท่ากับ 8.6 ตันต่อเฮกแตร์

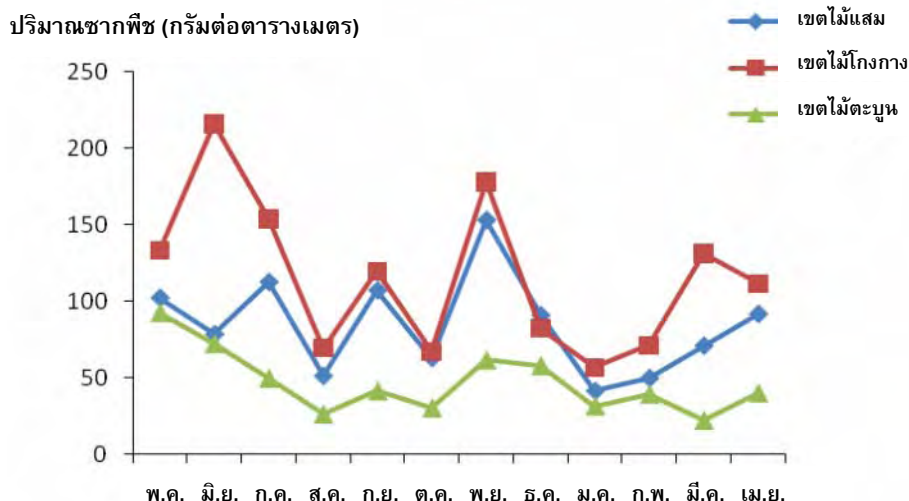
ตารางที่ 3 มวลชีวภาพของต้นไม้ในแปลงศึกษาในเดือนเมษายน 2552 และเดือนมีนาคม 2553

| เวลาที่ทำการศึกษา | มวลชีวภาพส่วนเหนือพื้นดิน (ตันต่อเฮกแตร์) | มวลชีวภาพราก (ตันต่อเฮกแตร์) | มวลชีวภาพทั้งหมด (ตันต่อเฮกแตร์) |
|---|--|---------------------------------|-------------------------------------|
| เมษายน 2552 | 203.6 | 83.1 | 286.7 |
| มีนาคม 2553 | 209.7 | 85.6 | 295.3 |
| อัตราการเพิ่มพูนของมวลชีวภาพ (ตันต่อเฮกแตร์) | 6.1 | 2.5 | 8.6 |

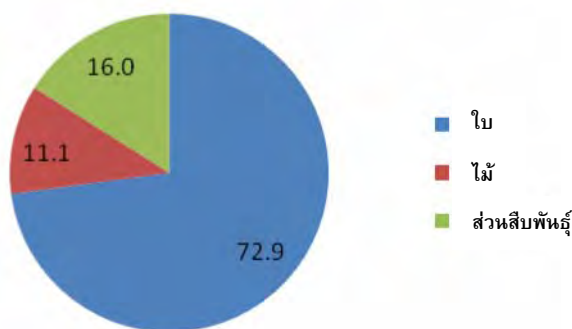
การศึกษาผลผลิตซากพืชที่ร่วงหล่นโดยการใช้กระบะรองรับซากพืช (ภาพที่ 4) ในระยะเวลาหนึ่งปีพบว่าผลผลิตซากพืชเฉลี่ยในแต่ละเขตพันธุ์ไม้มีค่าเท่ากับ 2.77, 3.81, และ 1.55 กรัมต่อตารางเมตรต่อวัน สำหรับเขตไม้ลำพูและแสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ตามลำดับ ซึ่งแตกต่างทางสถิติ (ANOVA, $P < 0.05$) คิดเป็นผลผลิตซากพืชรายปีเท่ากับ 10.93 ตันต่อเฮกแตร์ต่อปี ส่วนการเปลี่ยนแปลงผลผลิตซากพืชในแต่ละช่วงเวลา (ภาพที่ 5) พบว่าในช่วงฤดูแล้งมีผลผลิตซากพืชสูง ในขณะที่ช่วงฤดูฝนมักมีผลผลิตซากพืชต่ำ เมื่อพิจารณาองค์ประกอบของซากพืชพบว่าซากพืช (ภาพที่ 6) ที่เป็นส่วนของใบมีปริมาณมากที่สุด (72.9%) ส่วนซากพืชในรูปกิ่งก้าน และส่วนสืบพันธุ์มีค่าแตกต่างกันเล็กน้อย (11.1% และ 16.0%) นอกจากนี้ปริมาณซากพืชในรอบปีของเขตไม้โกงกางยังขึ้นกับช่วงการออกดอกติดผลอีกด้วย ช่วงที่ติดผลและมีการเจริญของ Viviparous seed จะทำให้ซากพืชมีปริมาณสูงขึ้นอย่างชัดเจน



ภาพที่ 4 กระบะขนาด 1x1 ตารางเมตร เพื่อรองรับการร่วงหล่นซากพืช (Litter trap)



ภาพที่ 5 ปริมาณซากพืชในป่าชายเลนในแต่ละเขตพันธุ์พืชตั้งแต่เดือนพฤษภาคม 2552 ถึงเดือนเมษายน 2553



ภาพที่ 6 องค์ประกอบต่างๆ ของซากพืชในป่าชายเลน

2.4 อัตราการผลิตรากใต้ดิน (Underground root production) และอัตราการเวียนกลับ (Turnover rate)

ผลการศึกษาผลผลิตรากใต้ดินด้วยเทคนิค Ingrowth core (ภาพที่ 7 และ 8) ในระยะเวลา 1 ปี พบว่าอัตราการผลิตรากฝอยเฉลี่ยเท่ากับ 0.37, 0.88, 1.54, 2.48 กรัมต่อตารางเมตรต่อวัน ในเขตเขตไม้ลำพู เขตไม้แสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ตามลำดับ (ภาพที่ 9) หรือคิดเป็น 1.33, 3.20, 5.62, และ 9.05 ตันต่อเฮกตาร์ต่อปี ตามลำดับ เมื่อคำนวณอัตราการเวียนกลับของรากฝอย (Turnover rate of fine root) จากสัดส่วนของอัตราการผลิตรากทั้งหมดใน 1 ปี ต่อมวลชีวภาพของรากฝอยก่อนเริ่มทำการทดลอง พบว่าอัตราการเวียนกลับของรากฝอยเท่ากับ 6.54, 3.31, 2.78, 3.55 รอบต่อปี ในเขตพันธุ์ไม้ต่างๆ ตามลำดับ (ภาพที่ 10) ซึ่งอัตราการเวียนกลับของรากฝอยในเขตไม้แสม เขตไม้โกงกางและเขตไม้ตะบูน ใกล้เคียงกับอัตราการเวียนกลับของรากฝอยที่ศึกษาในป่าบกเขตร้อนที่อื่น กล่าวคือ หมู่มายูคาลิปตัสในประเทศบราซิล (Jourdan *et al.*, 2008) และ หมู่มัสกุลสมอ (Terminalia) ในไอวอรี โคสต์ (Schroth and Zech, 1995) ที่พบว่ามีความประมาณ 2.4 – 3.4 รอบต่อปี เมื่อเปรียบเทียบกับอัตราการผลิตรากฝอยกับป่าในเขตอบอุ่น พบว่า อัตราการผลิตรากฝอยในเขตร้อนมีค่าสูงกว่าในเขตอบอุ่น (0.51-1.4 รอบต่อปี) (Ostonsen *et al.*, 2005; Xiao *et al.*, 2008) แต่อัตราการเวียนกลับของรากฝอยในเขตไม้ลำพูที่มีค่าสูงถึง 6.54 รอบต่อปีนั้น อาจเนื่องมาจากปัจจัยการท่วมของน้ำทะเลซึ่งต้องมีการศึกษาต่อไป อย่างไรก็ตามอัตราการเวียนกลับของรากฝอยที่มีค่าสูงในป่าชายเลนสนับสนุนอัตราการสร้างผลผลิตขั้นปฐมภูมิที่สูงของป่าชายเลนอีกด้วย

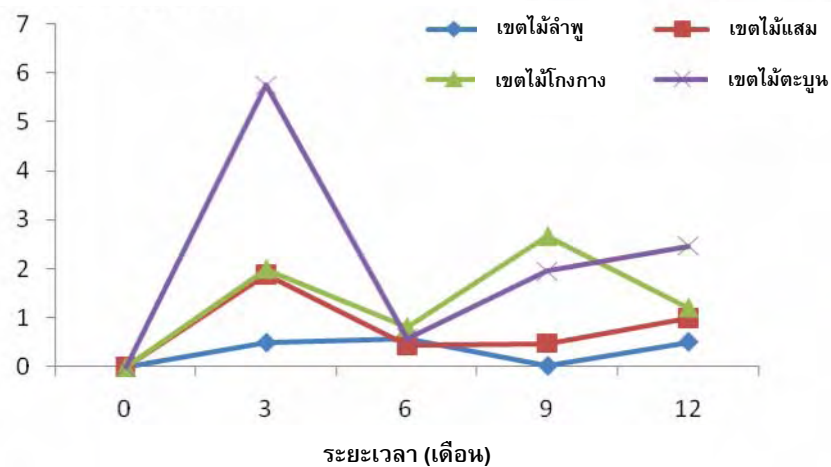


ภาพที่ 7 Ingrowth core บรรจุด้วยดินเลนเปล่า เพื่อศึกษาอัตราการผลิตรากใต้ดิน

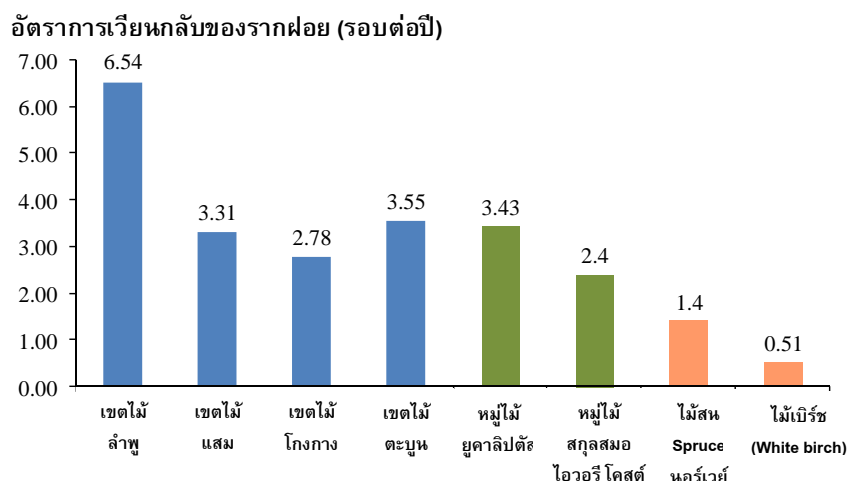


ภาพที่ 8 การฝัง Ingrowth core ในแนวตั้งฉากกับดินในแต่ละเขตพันธุ์ไม้

อัตราการผลิตรากฝอย (กรัมต่อตารางเมตรต่อวัน)



ภาพที่ 9 อัตราการผลิตรากใต้ดินในแต่ละเขตพันธุ์ไม้ในทุกช่วงระยะเวลา 3 เดือน เป็นเวลา 1 ปี



ภาพที่ 10 อัตราการเวียนกลับรากใต้ดินในแต่ละเขตพันธุ์ไม้ของป่าชายเลนรุ่นสอง (สีฟ้า) เปรียบเทียบกับ อัตราการเวียนกลับของรากพืชป่าบกเขตร้อน (สีเขียว) และป่าในเขตอบอุ่น (สีส้ม)

2.5 อัตราการย่อยสลายซากพืชส่วนเหนือและใต้พื้นดิน (Litter decomposition)

2.5.1 อัตราการย่อยสลายซากใบไม้

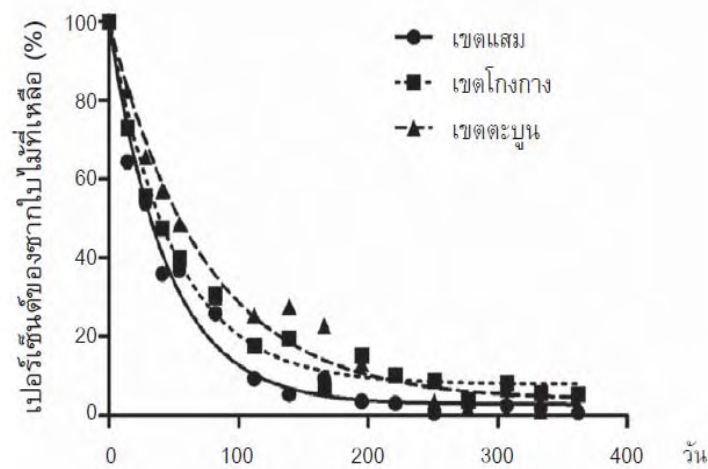
จากการศึกษาอัตราการย่อยสลายของซากใบไม้ในป่าชายเลนทั้ง 3 เขตพันธุ์ไม้ ด้วยวิธี Litter bag method โดยเริ่มจากเก็บซากใบไม้มาล้างและผึ่งที่อุณหภูมิห้อง 48 ชั่วโมง บรรจุซากใบไม้ที่ผ่านการผึ่ง 15 กรัม (น้ำหนักแห้งประมาณ 9 กรัม) ลงในถุงซากพืชขนาด 25 x 25 ตารางเซนติเมตร (Twilley *et al.*, 1997) ที่ทำจากตาข่ายไนลอนขนาดตา 1.5 x 1.5 ตารางมิลลิเมตร จำนวน 15 ถุง 5 ซ้ำ รวมทั้งหมด 75 ถุงต่อเขตพันธุ์ไม้ (ภาพที่ 13) เก็บซากใบไม้ที่เหลือในถุงเป็นระยะๆ จนครบเวลา 1 ปี ล้างซากใบไม้ที่อยู่ในถุงเพื่อกำจัดดินโคลนออกให้หมด แล้วจึงนำไปอบที่อุณหภูมิ 80 องศาเซลเซียสจนกระทั่งน้ำหนักคงที่ บันทึกน้ำหนักของซากใบไม้ที่เหลือจากการย่อยสลายในแต่ละถุง วิเคราะห์ความแตกต่างของเปอร์เซ็นต์ปริมาณซากใบไม้ที่เหลือระหว่างเขตพันธุ์ไม้และช่วงเวลาโดยใช้ One-way และ Two-way Analyses of Variance (ANOVA) รวมทั้งเปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้ที่เหลือในแต่ละช่วงเวลาจะถูกเชื่อมโยงด้วยแบบจำลอง Negative single exponential (Olson, 1963)

$$Y_t = Y_0 e^{-Kt}$$

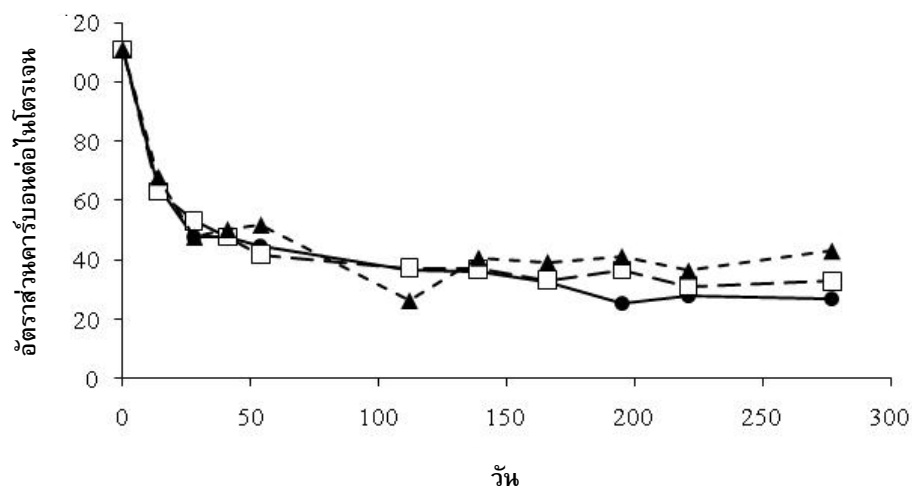
Y_0 คือ เปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้เริ่มต้น Y_t คือเปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้ที่เหลือหลังจากเวลา t (วัน) และ K คือ สัมประสิทธิ์ของค่าคงที่หรืออัตราการย่อยสลายของซากใบไม้ โดยใช้โปรแกรม GraphPad PRISM software (Kurz *et al.*, 2000; Ananda *et al.*, 2008) เวอร์ชัน 5.00

ผลการศึกษาพบว่า เปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้ที่เหลือระหว่างเขตพันธุ์ไม้มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ANOVA, $p < 0.01$) และเปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้ที่เหลือระหว่างช่วงเวลามีความแตกต่างกัน (ANOVA, $p < 0.01$) ซากใบไม้ทั้ง 3 เขตพันธุ์ไม้ จะถูกย่อยสลายอย่างรวดเร็วในช่วง 2 เดือนแรก หลังจากนั้นซากใบไม้จะถูกย่อยสลายอย่างช้าๆ จนสิ้นสุดการทดลอง (ภาพที่ 11) อย่างไรก็ตาม เปอร์เซ็นต์ของซากใบไม้ที่เหลือไม่มีปฏิสัมพันธ์กันระหว่างเขตพันธุ์ไม้และช่วงเวลา (Two-way ANOVA, $p > 0.05$) ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การย่อยสลายซากใบไม้ของทั้ง 3 เขตพันธุ์ไม้ไม่มีความแตกต่างกัน ซึ่งอัตราการย่อยสลายซากใบไม้ในเขตไม้เสมหามีค่ามากที่สุด ($K=0.023$, $R^2=0.981$) ต่อมาคือเขตไม้โกงกาง ($K=0.020$, $R^2=0.984$) และเขตไม้ตะบูน ($K=0.014$, $R^2=0.981$) ตามลำดับ เมื่อวิเคราะห์สัดส่วนของปริมาณคาร์บอนและไนโตรเจน (C/N) ของซากใบไม้ที่เหลือจากการย่อยสลายของทั้งสามเขตพันธุ์ไม้ ในแต่ละช่วงเวลาที่ทำการศึกษา (ภาพที่ 12) พบว่าสัดส่วนของปริมาณคาร์บอนและไนโตรเจน (C/N) มีค่าลดลงเมื่อซากใบไม้ผ่าน

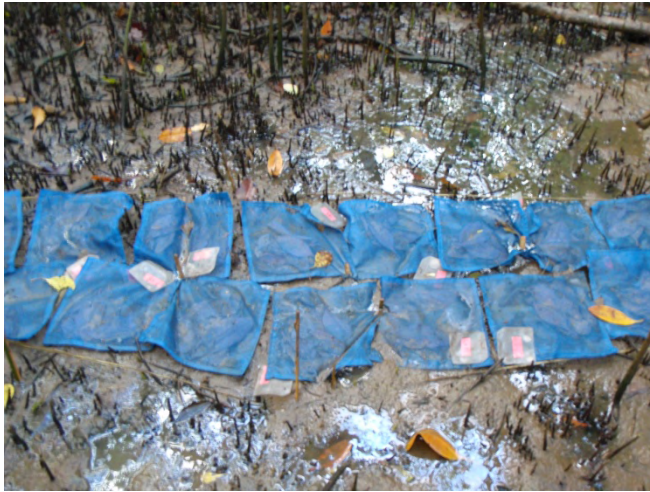
กระบวนการย่อยสลายไปนานขึ้น แสดงให้เห็นว่าปริมาณคาร์บอนที่อยู่ในซากพืชลดลงจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ ซึ่งถูกเปลี่ยนเป็นคาร์บอนในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สู่บรรยากาศต่อไป



ภาพที่ 11 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณซากไปไม้ที่เหลือจากการย่อยสลายของเขตไม้แสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ในแต่ละช่วงเวลาที่ทำการศึกษาซึ่งอยู่ในรูปของสมการถดถอย Negative single exponential



ภาพที่ 12 สัดส่วนระหว่างคาร์บอนและไนโตรเจนของซากไปไม้ที่เหลือจากการย่อยสลายของเขตไม้แสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูนในแต่ละช่วงเวลาที่ทำการศึกษา



เขตไม้ลำพูและแสม



เขตไม้โกงกาง



เขตไม้ตะบูน

ภาพที่ 13 ถ้วยย่อยสลายซากพืชในเขตไม้ลำพูและแสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ตามลำดับ

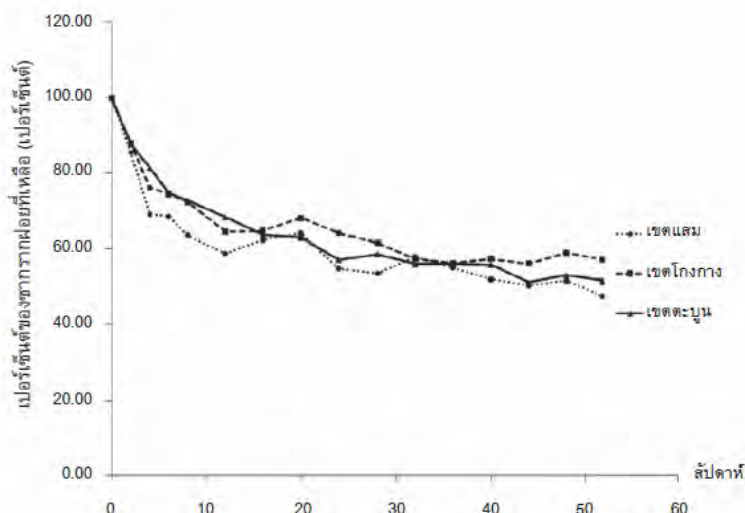
2.5.2 อัตราการย่อยสลายซากรากฝอย

ศึกษาการย่อยสลายของซากรากฝอย (ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 2 มิลลิเมตร) ในป่าชายเลนรุ่มสอง บริเวณปากแม่น้ำตราด ด้วยวิธี Litter bag ใน 3 เขตพันธุ์ไม้ ได้แก่ เขตไม้แสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน จากการทดลองพบว่าปริมาณซากรากฝอยที่ลดลงไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติในแต่ละเขตพันธุ์ไม้ โดยในช่วง 4 สัปดาห์แรกของการทดลอง ซากรากฝอยจะลดลงอย่างรวดเร็วประมาณ 20-40 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักเริ่มต้น (ภาพที่ 14) ซึ่งอาจเป็นผลมาจากปัจจัยเกี่ยวกับปริมาณของลิกนินในซากพืช โดยซากพืชที่มีปริมาณลิกนินสูงจะมีการย่อยสลายต่ำ ในขณะที่ซากพืชที่มีปริมาณของลิกนินต่ำ จะมีการย่อยสลายของซากพืชสูง (Hirobe *et al.*, 2004) ดังนั้นซากรากฝอยที่ถูกย่อยสลายในช่วง 4 สัปดาห์แรกอาจเป็นเนื้อเยื่อส่วนที่ไม่มีการสะสมของลิกนิน แต่หลังจาก 4 สัปดาห์แรกของการทดลอง การย่อยสลายจะเกิดช้าลงทั้งสามเขตพันธุ์ไม้ หลังจาก 52 สัปดาห์ มีปริมาณซากรากฝอยที่เหลือจากการย่อยสลายประมาณ 47.48, 51.60 และ 57.06 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักเริ่มต้น ในเขตไม้แสม เขตไม้ตะบูน และเขตไม้โกงกาง ตามลำดับ ซึ่งปริมาณของซากรากฝอยที่เหลือนี้ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ (ANOVA, $p>0.05$) โดยพบว่าแนวโน้มของการย่อยสลายในเขตไม้แสมดีกว่าในเขตไม้ตะบูน และเขตไม้โกงกาง ตามลำดับ เขตไม้แสมซึ่งเป็นพื้นที่ที่อยู่ติดริมแม่น้ำมีความลาดชันของพื้นที่ต่ำกว่าเขตไม้โกงกางและเขตไม้ตะบูน จึงทำให้พื้นที่ในเขตไม้แสมมีระยะเวลาที่ถูกน้ำท่วมนานกว่าในเขตอื่นๆ ทำให้ดินอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic) นานกว่าเขตอื่นซึ่งทำให้การย่อยสลายซากพืชเกิดขึ้นได้เร็วจึงพบปริมาณซากพืชเหลืออยู่น้อยที่สุด ผลการศึกษาครั้งนี้สอดคล้องกับการศึกษาของ Chimner และ Ewel (2005) ที่พบว่าพื้นที่ที่ถูกน้ำท่วมสูงจะทำให้ดินอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนจะมีอัตราการย่อยสลายของซากพืชช้า และในพื้นที่ที่ถูกน้ำท่วมเป็นประจำมีอัตราการย่อยสลายของซากพืชได้ดีกว่าพื้นที่ที่ถูกน้ำท่วมบางฤดูกาล ส่วนผลของอุณหภูมิของดินต่อการย่อยสลายซากรากฝอย สามารถอธิบายได้จากอุณหภูมิของน้ำที่สูงกว่าอุณหภูมิของดินเมื่อพื้นที่ที่ถูกน้ำท่วมเป็นระยะเวลานานจะส่งผลให้ความร้อนจากน้ำถ่ายเทสู่ดินได้มากขึ้น ดังนั้นในเขตพันธุ์ไม้ที่มีน้ำท่วมขังนาน เช่นในเขตไม้แสมที่มีความลาดชันน้อยจึงมีอุณหภูมิของดินสูงกว่าบริเวณที่ถูกน้ำท่วมเป็นระยะเวลานานๆ สำหรับกระบวนการย่อยสลายซากพืช ทราบกันดีว่าเป็นกระบวนการที่มีความสัมพันธ์ในทางบวกกับอุณหภูมิดิน เช่น Poret และคณะ (2007) พบว่าเมื่ออุณหภูมิในดินสูงขึ้นจะทำให้การย่อยสลายซากพืชในป่าชายเลนเร็วขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองครั้งนี้กล่าวคือเขตไม้แสมเป็นเขตที่มีความลาดชันต่ำ ถูกรน้ำท่วมเป็นระยะเวลานานจึงทำให้อุณหภูมิของดินสูงกว่าเขตไม้โกงกางและเขตไม้ตะบูน ทำให้ปริมาณซากรากฝอยที่เหลือจากการย่อยสลายในเขตไม้แสมมีแนวโน้มต่ำกว่าในเขตไม้ตะบูนและเขตไม้โกงกางตามลำดับ แต่อย่างไรก็ตามความแตกต่างของการย่อยสลายระหว่างเขตพันธุ์ไม้ไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

ในการศึกษาครั้งนี้ยังพบว่าปริมาณซากรากฝอยที่เหลือจากการย่อยสลายในระยะเวลา 1 ปี ในป่าชายเลนเท่ากับ 47-57 เปอร์เซ็นต์โดยเฉลี่ย ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณซากรากฝอยที่เหลือจากการย่อยสลายในระยะเวลาเท่ากันในพื้นที่ป่าเต็งรังในประเทศไทยที่พบว่ามีประมาณ 36 เปอร์เซ็นต์ (Fujimaki *et al.*, 2008) ป่า Dry tropical bamboo savanna ในประเทศอินเดียที่พบว่ามีประมาณ 35 เปอร์เซ็นต์ (Tripathi and Singh, 1992) จึงเห็นได้ว่าการย่อยสลายของซากพืชในป่าชายเลนจะเกิดขึ้นช้ากว่าในป่าบก เนื่องมาจากปัจจัยสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกันเช่น ความชื้น และการถ่ายเทอากาศในดิน กล่าวคือ ป่าชายเลนมีปริมาณความชื้นสูง การถ่ายเทอากาศในดินต่ำและดินยังอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน ทำให้กิจกรรมของจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายในดินเกิดขึ้นช้ากว่าในป่าบกที่มีปริมาณความชื้นพอเหมาะ (Walter, 1971) และมีการถ่ายเทอากาศในดินได้ดี ดังนั้นการย่อยสลายของซากพืชของป่าที่อยู่ในเขตเดียวกันแต่มีปริมาณความชื้น และการถ่ายเทอากาศในดินที่แตกต่างกัน จะส่งผลให้การย่อยสลายที่เกิดขึ้นแตกต่างกันด้วย

กล่าวโดยสรุปคือ โดยภาพรวมของการย่อยสลายซากรากฝอยแสดงให้เห็นว่า การย่อยสลายของซากรากฝอยในป่าชายเลนเกิดขึ้นช้า ในการศึกษานี้มีการศึกษาปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่มีรายงานว่ามิอิทธิพลต่อการย่อยสลายของซากรากฝอยได้แก่ อุณหภูมิของดินและความลาดชันของพื้นที่ ซึ่งผลของปัจจัยดังกล่าวใช้อธิบายแนวโน้มของอัตรา

การย่อยสลายของซากรากฝอยระหว่างเขตพันธุ์ไม้ อย่างไรก็ตามอัตราการย่อยสลายของซากรากฝอยที่ต่ำในป่าชายเลน ส่งผลให้การสะสมของซากรากฝอยในดินมีปริมาณมากซึ่งอาจเป็นเหตุผลที่ทำให้ระดับพื้นดินสูงขึ้นในแนวเขตที่ติดกับป่าบก และการที่ป่าชายเลนมีการย่อยสลายของซากรากฝอยต่ำกว่าในป่าบกที่อยู่ในเขตร้อนเหมือนกัน จึงสนับสนุนบทบาทสำคัญของป่าชายเลนที่จะเป็นแหล่งเก็บกักคาร์บอนได้อย่างดี



ภาพที่ 14 ปริมาณซากรากฝอยที่เหลือจากการย่อยสลายของเขตไม้แสม เขตไม้โกงกาง และเขตไม้ตะบูน ในช่วงเวลา 1 ปี

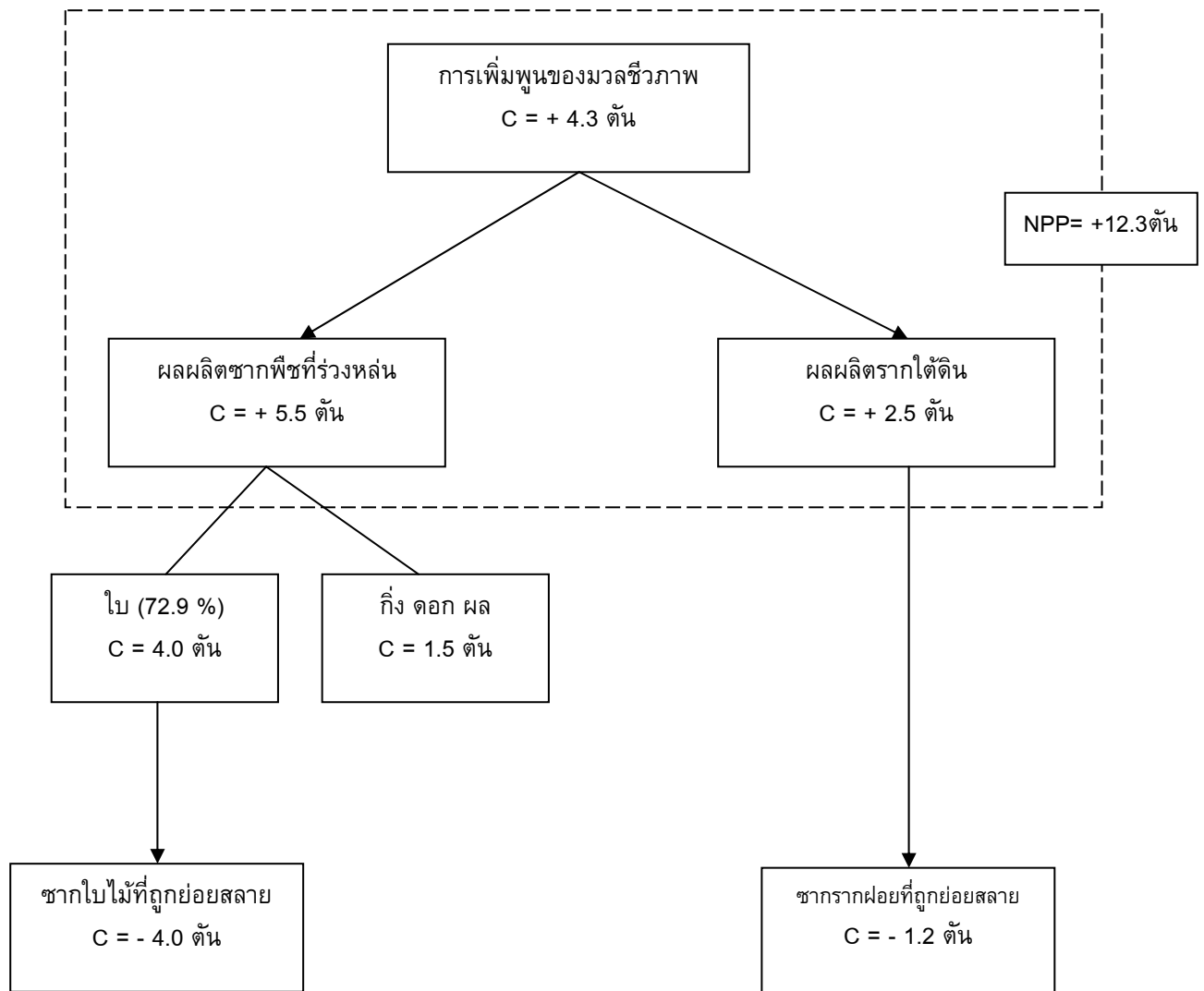
2.6 ผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (NPP)

การคำนวณผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (NPP) โดยใช้วิธี Summation method (Kira and Shidei, 1967) ซึ่งเป็นผลรวมระหว่างมวลชีวภาพที่เพิ่มพูนและผลผลิตซากพืชรายปี พบว่ามวลชีวภาพที่เพิ่มพูนในรอบปีเท่ากับ 8.6 ตันต่อเฮกแตร์ต่อปี ส่วนผลผลิตซากพืชต่อปีเท่ากับ 10.93 ตันต่อเฮกแตร์ต่อปี ทำให้คำนวณ NPP ได้เท่ากับ 19.53 ตันต่อเฮกแตร์ต่อปี (คิดเป็นคาร์บอน 9.8 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี โดยประมาณ เมื่อสมมุติว่าปริมาณคาร์บอนเท่ากับ 50% ของน้ำหนักแห้ง) ซึ่งนับว่ามีค่าใกล้เคียงกับ NPP ของป่าชายเลนรุ่นสองในเขตร้อน แต่ต่ำกว่า NPP ของป่าชายเลนดั้งเดิมหลายแห่งที่พบว่ามีค่า NPP มากกว่า 20 ตันต่อเฮกแตร์ต่อปี (Komiyama *et al.*, 2008)

เมื่อทำการปรับค่า NPP ที่คำนวณได้จากวิธี Summation method โดยรวมค่าผลผลิตรากใต้ดินที่ได้จากการประมาณโดยวิธี Ingrowth core ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.5 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี จะได้ค่า NPP เท่ากับ 12.3 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี (ภาพที่ 15) อย่างไรก็ตาม ค่า NPP เป็นค่าที่สะท้อนถึงปริมาณคาร์บอนสุทธิที่เก็บไว้ในระบบ แต่ยังมีได้หักล้างปริมาณคาร์บอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลายของซากพืช ที่จะถูกปลดปล่อยออกมาในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในการศึกษาครั้งนี้ทำให้ทราบว่าอัตราการย่อยสลายของซากใบไม้บนผิวดินและซากรากฝอยใต้ดินมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.019 กรัมต่อวัน และ 0.0034 กรัมต่อวัน ตามลำดับ เมื่อคำนวณซากพืชที่ถูกย่อยสลายจากอัตราการย่อยสลายนี้และผลผลิตซากพืชที่เกิดขึ้นในป่าชายเลน พบว่าปริมาณคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลายซากพืชทั้งหมดเท่ากับ 5.2 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี ซึ่งเป็นคาร์บอนที่ได้จากซากใบไม้เท่ากับ 4.0 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี และ เป็นคาร์บอนที่ได้จากซากรากฝอยเท่ากับ 1.2 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี เมื่อทำการสมดุลคาร์บอนโดยให้ปริมาณคาร์บอนที่ถูกเก็บไว้ในระบบนิเวศมีค่าเป็นบวก ส่วนปริมาณคาร์บอนที่ปล่อยออกจากระบบมีค่าเป็นลบ จะได้เท่ากับ $(+12.3 - 5.2) = +7.1$ ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี ซึ่งยังมีค่าที่เป็นบวก หมายถึงระบบนิเวศป่าชายเลนรุ่นสองแห่งนี้มีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนได้ประมาณ 7.1 ตันคาร์บอนต่อเฮกแตร์ต่อปี

กล่าวโดยสรุปคือ จากการประมาณผลผลิตสุทธิขั้นปฐมภูมิ (NPP) และการย่อยสลายของซากพืช ในป่าชายเลนรุ่นสอง บริเวณปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด พบว่าป่าชายเลนสามารถเก็บกักปริมาณคาร์บอนไว้ได้มากกว่าการ

ปลดปล่อย ซึ่งให้เห็นว่าระบบนิเวศป่าชายเลนเป็นแหล่งเก็บกักคาร์บอนได้ ซึ่งเป็นข้อเท็จจริงทางวิชาการที่นำไปสู่การสนับสนุนการจัดการพื้นที่ป่าชายเลนเพื่อความยั่งยืนทางสิ่งแวดล้อมทั้งในระดับชาติและระดับโลกต่อไปในอนาคต



ภาพที่ 15 แผนผังปริมาณคาร์บอน (ตันต่อเฮกตาร์ต่อปี) ในส่วนต่างๆ ของระบบนิเวศป่าชายเลน

ค่าที่เป็นบวก หมายถึง ปริมาณคาร์บอนที่ถูกเก็บไว้ในระบบนิเวศ

ค่าที่เป็นลบ หมายถึง ปริมาณคาร์บอนที่ปล่อยออกจากระบบ

3. Output ที่ได้จากโครงการ

3.1 ผลงานวิจัยตีพิมพ์ในเอกสารระดับนานาชาติ

1) ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Distribution of fine-root necromass in a secondary mangrove forest at Trat province, Eastern Thailand โดย Chalermchatwilai, B., Pongparn, S. and Patanaponpaiboon, P. ตีพิมพ์ใน *Science Asia* ปี 2011 โดยหัวหน้าโครงการเป็น corresponding author และได้รับการตอบรับให้ตีพิมพ์แล้ว (manuscript อยู่ในภาคผนวกที่ 1)

2) ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Zonal variation in leaf-litter decomposition in a secondary mangrove forest โดย Suchewaboripont, V., **Poungparn, S.** and Patanaponpaiboon, P. ส่ง submission แล้ว ที่วารสาร TROPICS อยู่ระหว่างการแก้ไขครั้งที่ 2 โดยหัวหน้าโครงการเป็น corresponding author (manuscript อยู่ในภาคผนวกที่ 2)

3) ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Fine-root turnover rate in a secondary mangrove forest at Trat province, Eastern Thailand (กำลังอยู่ระหว่างการเตรียมต้นฉบับ)

4) ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Fine-root decomposition rate in a secondary mangrove forest at Trat province, Eastern Thailand (กำลังอยู่ระหว่างการเตรียมต้นฉบับ)

5) ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Common allometric relationship for root weight of mangroves with pneumatophore root system (กำลังอยู่ระหว่างการเตรียมต้นฉบับ)

3.2 การเสนอผลงานในระดับนานาชาติ

Poungparn, S., Pataponpaiboon, P., Chalermchatwilai, B., and Pachit., P. 2009. Fine root dynamics in a secondary mangrove forest. International Workshop: Local Conservation and Sustainable Use of Swamp Forest in Tropical Asia. December 19th, 2009, Tinidee Hotel, Ranong, Thailand.

Poungparn, S., Suchewaboripont, V. & Patanaponpaiboon, P. 2010. Zonal variation in leaf litter dynamics in a secondary mangrove forest of Thailand. International Workshop: Forest Dynamics and Carbon Monitoring in Forest Ecosystems in East Asia – Findings from Forest Dynamics Network, 7-8 October 2010 Tokyo, Japan.

3.3 การเชื่อมโยงนักวิชาการกับนักวิชาการอื่นๆ ทั้งในและต่างประเทศ

การดูงานที่ Forestry and Forest Products Research Institute, Hokkaido Branch ประเทศญี่ปุ่น ช่วงวันที่ 5 – 20 ตุลาคม พ.ศ. 2552 ทำให้มีโอกาสแลกเปลี่ยนและอภิปรายงานวิจัยในหัวข้อเกี่ยวกับการประเมิน Carbon Flux ในระบบนิเวศป่า (Dr. Hajime Utsugi, Dr. Akira Uemura, Dr. Rempei Suwa) การศึกษา Root architecture and carbon accumulation in root system (Dr. Takuya Kajimoto) ตลอดจนมีโอกาสอภิปรายเรื่องระบบนิเวศป่าเขตร้อนที่ Graduate School of Agriculture, Kyoto University (Associate Prof. Dr. Mamoru Kanzaki) ทำให้เกิดแนวทางการร่วมงานวิจัยในอนาคตต่อไป

การไปเยี่ยมชม Laboratory of Ecosystem Ecology, River Basin Research Center, Gifu University ประเทศญี่ปุ่น ช่วงวันที่ 3-13 ตุลาคม พ.ศ. 2553 ภายใต้การแนะนำและคำเชิญของ Prof. Akira Komiyama (นักวิจัยที่ปรึกษา) ทำให้ได้มีโอกาสพบ Prof. Toshiyuki Otsuka ซึ่งมีความเชี่ยวชาญทางด้าน Carbon sequestration in forest ecosystems, Community structure and ecosystem function และ Dynamics of detritus pools in forest ecosystems จึงมีแนวโน้มว่าจะมีการร่วมมืองานวิจัยในอนาคตต่อไป

เอกสารอ้างอิง

- Ananda, K., Sridhar, K.R., Raviraja, N.S. and Bröcher, F. 2008. Breakdown of fresh and dried *Rhizophora mucronata* leaves in mangrove of Southwest India. *Wetland Ecology and Management* 16: 1-9.
- Chapman, S.B. 1975. Methods in Plant Ecology. Blackwell Scientific Publications, London, 536pp.
- Chimner, R.A. and Ewel, K.C. 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetland Ecology and Management* 13: 671-684.

- Fairley, R.I. and Alexander, I.J. 1985. Methods of calculating fine root production in forests. In Fitter, A.H. (eds) *Ecological Interactions in Soil*. pp. 37-42. London: British Ecological Society.
- Fujimaki, R., Takeda, H. and Wiwattitaya, D. 2008. Fine root decomposition in tropical dry evergreen and dry deciduous forests in Thailand. *Journal of Forest Research* 3: 338-346.
- Hirobe, M., Sabang, J., Bhatta, B.K. and Takeda, H. 2004. Leaf-litter decomposition of 15 tree species in a lowland tropical rain forest in Sarawak: decomposition rates and the initial litter chemistry. *Journal of Forest Research* 9: 341-346.
- Jourdan, C., Silva, E.V., Gonçalves, J.L.M., Ranger, J., Moreira, R.M. and Laclau, J.P. 2008. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest Ecology and Forest Management* 256: 396-404.
- Kira, T., and Shidei, T. 1967. Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *Japanese Journal of Ecology* 17: 70-87.
- Komiyama, A., Pongparn, S. and Kato, S. 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology* 21: 471-477.
- Komiyama, A., Ong, J.E., and Pongparn, S., 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89: 128-137.
- Kurz, C., Coûteaux, M.M. and Thiéry, J.M. 2000. Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1197-1206.
- Lee, M., Nakane, K., Nakatsubo, T. and Koizumi, H. 2003. Seasonal changes in the contribution of root respiration to total soil respiration in a cool-temperate deciduous forest. *Plant and Soil* 255: 311-318.
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological system. *Ecology* 42: 322-330.
- Ostonen, I., Lõhmus, K., Pajuste, K. 2005. Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: comparison of soil core and ingrowth core methods. *Forest ecology and management* 212: 264-277.
- Poret, N., Twilley, R.R., Rivera-Monroy, V.H. and Coronado-Molina, C. 2007. Belowground decomposition of mangrove roots in Florida coastal Everglades. *Estuaries and Coasts* 30: 491-496.
- Pongparn, S. 2004. Common allometric relationships for estimating the biomass of mangrove forests. *Ph.D. dissertation, Gifu University*, 87pp.
- Schroth, G., and Zech, W., 1995. Above- and below-ground biomass dynamics in the sole cropping and an alley cropping system with *Gliricidia sepium* in the semi-deciduous rainforest zone of West Africa. *Agroforestry Systems* 31: 181-198.
- Tripathi, S.K. and Singh, K.P. 1992. Abiotic and litter quality control during decomposition of different plant parts in a dry tropical bamboo savanna in India. *Pedobiologia* 36: 241-256.
- Twilley, R.R., Pozo, M., Garcia, V.H., Rivera-Monroy, V.H., Zambrano, R. and Boderó, A. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* 111: 109-122.

- Vogt, K.A., Moore, E.E., Vogt, D.J., Redlin, M.J. and Edmonds, R.L. 1983. Conifer fine root and mycorrhizal root biomass with the forest floors of Douglas-fir stands of different ages and site productivities. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 429–437.
- Walter, H. 1971. Ecology of tropical and subtropical vegetation. Edinburgh: Oliver and Boyd.
- Whittaker, R. H. and Likens, G. E. 1975. The biosphere and man. *In* Lieth, H. and Whittaker, R.H. (eds), Primary Productivity of the Biosphere. *Ecological Studies*. 14: 305-328. New York: Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Xiao, C.W., Sang, W.G., Wang, R.Z. 2008. Fine root dynamics and turnover rate in an Asia white birch forest of Donglingshan Mountain, China. *Forest ecology and management* 255: 765-773.

ภาคผนวกที่ 1

Manuscript ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Distribution of fine-root necromass in a secondary mangrove forest at Trat province, Eastern Thailand โดย Chalerchatwilai, B., **Poungparn, S.** and Patanaponpaiboon, P. ตีพิมพ์ใน *Science Asia* ปี 2011 โดยหัวหน้าโครงการเป็น corresponding author และได้รับการตอบรับให้ตีพิมพ์แล้ว

Distribution of fine-root necromass in a secondary mangrove forest in Trat province, Eastern Thailand

Buntoon Chalermchatwilai, Sasitorn Pongparn*, Pipat Patanaponpaiboon

Department of Botany, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Bangkok, 10330, Thailand

*Corresponding author, e-mail: sasitorn.p@chula.ac.th

Received 13 Dec 2009

Accepted 1 Mar 2011

ABSTRACT: The aim of this study was to determine the amount of fine-root necromass among the three different principal vegetation zones (*Avicennia-Sonneratia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus*) in a secondary mangrove forest in eastern Thailand. The coring method was applied for the estimation of the fine-root necromass. The results revealed a high proportion of fine- to total root-necromass (66.3%, 50.2% and 67.5% in the *Avicennia-Sonneratia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* zones, respectively), and a very high proportion of dead to total fine root mass (91.8%, 96.6%, and 98.5%, respectively). A statistically insignificant but numerical difference was found in the vertical distribution of the fine-root necromass in the three soil depths examined (0–10, 10–20, and 20–30 cm deep from the surface) in all three zones. However, the zonal distribution of the fine-root necromass was significantly different among the zones and accumulated in the order of the *Xylocarpus* > *Rhizophora* > *Avicennia-Sonneratia* zones with an average of 9.94 ± 2.49 , 21.1 ± 2.7 , and 90.0 ± 14.3 t ha⁻¹ 30 cm⁻¹, respectively. These are discussed in relation to the CO₂ efflux via soil respiration formerly measured in the same study site. The ratio between dead and live fine-root mass showed a tendency to increase with increasing distance from the river edge, and this may relate to the rising elevation from the mangrove forest towards a more terrestrial habitat.

KEYWORDS: fine-root mass, mangrove zonation

INTRODUCTION

Mangrove forests are highly productive ecosystems with a large net primary productivity (NPP), being reflected by huge biomasses^{1–3}. However, some studies have shown that a large amount of the mangrove biomass is in the below ground level root system^{4–6}.

Fine roots (diameter < 2 mm) are the primary pathway for water and nutrient uptake by plants and play an important role in the carbon dynamics of forest soils⁷. They appear to be extremely important in terms of the ecosystem NPP⁸ because of their short life span and high turnover rate⁹. If the dead fine roots are not decomposed, they will accumulate as root necromass in forest soils, trapping carbon in the forest ecosystem. Supporting the notion of an accumulation of fine-root necromass in mangrove forests, some studies have indicated that mangrove forests emit a lower CO₂ level from soil respiration than terrestrial forests^{10–12}. Nevertheless, few studies have examined the actual amount of fine-root necromass¹³.

The change in dominant tree species in mangrove forests is influenced by the distance from the river due to a resultant gradient of related environmental factors¹⁴. The present study compares the fine-root necromass among the three principal vegetation zones

in a secondary mangrove forest. We hypothesized that the amount of fine-root necromass is different among the vegetation zones.

MATERIALS AND METHODS

Study location

The study site is located in a secondary mangrove forest on an estuary of the Trat River, Trat province, eastern Thailand (12°12'N, 102°33'E). In the past, this forest was exploited for timber and charcoal production. However, since the 1980's, the Mangrove Forest Learning and Development Centre No. 1 (Department of Marine and Coastal Resources, Thailand) have managed this as a regeneration forest. The mean annual temperature and precipitation in this area from 1997–2008 were 26.5–29.8 °C and 5000 ± 875 mm (Department of Meteorology, Thailand), respectively, with a relative humidity of ~80%. The area of mangrove forest on this estuary is mostly affected by a single tide (Royal Thai Navy, Thailand).

A permanent plot of 50 m × 120 m in size (Fig. 1) was established. Tree diameters (dbh) for trees with a diameter of more than 4.5 cm were measured and identified. Tree density (> 4.5 cm dbh) was 1877 stems/ha, and the average stem diameter (dbh) was

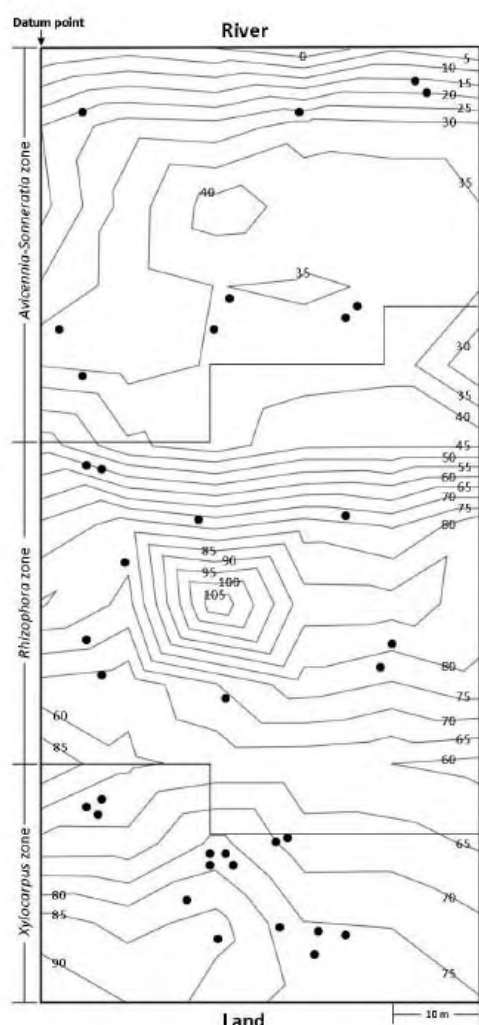


Fig. 1 The permanent experimental plot (50 m × 120 m), showing the contour lines of elevation and vegetation zones (*Sonneratia-Avicennia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* zones). Solid circles represented the places where the 30 cm vertical core samples were randomly taken in each zone for the evaluation of the fine-root necromass.

11.3 cm, with a total basal area of 0.66 m²/ha. The forest biomass and litter production were estimated at 291.4 t/ha and 10.15 t ha⁻¹ yr⁻¹, respectively, in 2009 (Poungpam, unpublished).

The study site was clearly divided into three vegetation zones based on the dominant tree species.

The first zone was at the edge of the river and was occupied by *Sonneratia caseolaris* and *Avicennia alba* as the dominant species and so formed the so called *Avicennia-Sonneratia* zone. The average elevation was the lowest in this zone (Fig. 1), and so the inundation period was the longest. Pneumatophores were densely distributed on the forest floor. The soil was soft mud with a level of underground water at the soil surface during low tide. In the second zone, next to the inland part of this zone, the forest was dominated by *Rhizophora mucronata* and *Rhizophora apiculata* which produced many stilt roots on soft mud. The average level of underground water during a low tide was 3.5 cm. The third zone mostly contained *Xylocarpus granatum*, *Bruguiera gymnorrhiza*, and *Ceriops tagal* with root buttresses. However, *Xylocarpus granatum* was dominant, and so this was called the *Xylocarpus* zone. The soil of this zone was sandy clay, and had a relatively low level of underground water (6.1 cm). Located on the most inland part of the study plot, the *Xylocarpus* zone had the shortest period of inundation among the three zones.

Measurement of soil temperature

Temperature sensors and data loggers (TidbiT v2 Temperature data logger, Onset Computer Corporation) were installed into each zone at a depth of 10 cm. One set was installed to measure the water temperature in the river at the front of the study site. The data loggers were set to record temperature every 30 min from August 2008 to August 2009.

Estimation of fine-root necromass

The coring method¹⁵ was applied for estimation of the fine-root necromass. A core was made by vertically inserting a PVC pipe (30 cm in length and 8 cm in diameter) into the soil until the top end of the core was at the soil surface. The removed soil column was then divided into three parts, namely, 0–10 cm, 10–20 cm, and 20–30 cm depth. Ten soil cores were randomly collected in the *Avicennia-Sonneratia* and *Rhizophora* zones, and 15 cores were taken from the *Xylocarpus* zone. Each soil core was put in a stainless steel sieve with a mesh size of 250 μm (Endecotts Ltd., UK), and washed with tap water. The separated residues on the sieve were soaked in water to distinguish living from dead roots, based upon their colour and firmness¹⁶. Living roots were classified as turgid and white in colour. The dead roots or root necromass were sorted into two categories according to their diameter: (i) fine roots (≤ 2 mm) and (ii) non-fine roots (> 2 mm). The dry weight of all roots was obtained after they had been oven dried at 85 °C to a constant weight.

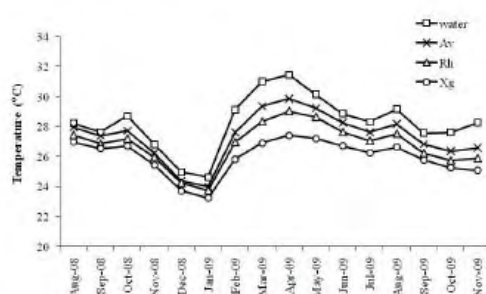


Fig. 2 Monthly soil temperature among the three vegetation zones and river water temperature during August 2008 – August 2009. For the soils: Av=Avicennia-Sonneratia zone, Rh=Rhizophora zone and Xg=Xylocarpus zone; water=river water.

Statistical analysis

Statistical analysis was performed using SPSS (version 14.0) for Windows. The effects of zonation and soil depth on the amount of the fine-root necromass were tested by two-way ANOVA. The analysis of significant differences in the amount of fine-root necromass was tested by least significant difference.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil temperature

The average water temperature during 1st August 2008 to 1st August 2009 was 28.4 °C with a high of 31.4 °C in April and a low of 24.3 °C in January (Fig. 2). The average soil temperature in the Avicennia-Sonneratia, Rhizophora, and Xylocarpus zones was 27.5, 27.0, and 26.1 °C, respectively, with the highest and lowest average monthly temperatures being recorded in April and January, respectively (Fig. 2). The water temperature was significantly different from the soil temperature in Xylocarpus zone (ANOVA, $F_{(4,60)} = 3.64$; $P < 0.01$) only, but a consistent trend of a slight numerical difference in the soil temperature among the three zones (Avicennia-Sonneratia > Rhizophora > Xylocarpus) was noted, although it was not statistically significant ($P > 0.05$).

Distribution of fine-root necromass within each zone

The total fine-root necromass among the three soil depths (0–10, 10–20, and 20–30 cm) was not significantly different between the three soil depths in each of the three zones (Table 1), with the average fine-root necromass being 3.31 ± 2.49 , 7.02 ± 2.65

and $29.99 \pm 14.28 \text{ t ha}^{-1} 10 \text{ cm}^{-1}$ in the Avicennia-Sonneratia, Rhizophora, and Xylocarpus zones, respectively. The abundant fine roots on the top 30 cm of the soil surface might be a physiological adaptation in mangrove forest species to facilitate the efficient uptake of water and nutrients which are usually abundant in this layer¹⁷. The trees in the Avicennia, Sonneratia, and Xylocarpus genera produce cable roots from the tree trunk. These roots then distribute horizontally along the soil surface and produce many pneumatophores vertically above the soil surface to enable gas exchange. The buried part of the pneumatophore generates many fine roots near to the soil surface¹⁷.

Likewise, although most of the fine root mass was dead (91.6, 96.6, and 98.5% in the Avicennia-Sonneratia, Rhizophora, and Xylocarpus zones, respectively), the proportion of necromass fine roots to the total (live plus dead fine roots) did not significantly vary between the three soil depths within each of the three zones. This reflects the lack of significant variation in the live fine root biomass between the three soil depths within each zone. Thus the vertical distribution of total root necromass among the three soil depths was comparable within each site. However, with respect to the total (fine and non-fine) dead root mass the Rhizophora zone showed an apparent lower amount in the 0–10 cm soil depth than the other two deeper samples. This is because of the low proportion of dead non-fine root material. This trend, however, was not observed in the other two zones.

The high proportion of fine-root necromass in this mangrove forest may well have arisen as a result of three interacting factors. The first is the high density of fine roots produced in the system. The second is the short life-span of the fine roots^{9,18} which means that they would be expected to have a fast generation rate so as to maintain a high density of viable fine roots. Lastly, the fine roots decompose more slowly in mangrove forests ($0.043\text{--}1.022 \text{ g/yr}$)^{19,20} than in tropical terrestrial forests ($0.60\text{--}1.27 \text{ g/yr}$)^{21,22}. Thus the difference in the regeneration rate over the degradation rate, coupled with the high density of root generation sites, is assumed to be high enough to cause a significant rate of accumulation of fine-root necromass.

Distribution of fine-root necromass among zones

The average amount of fine-root necromass in 30 cm of soil, although it showed considerable variation within each zone (see standard deviations in Table 1), was differed considerably between the three zones (Table 1). The average fine-root necromass in the

Table 1 Amount of root biomass and necromass at three soil depths in the vegetation zones of a secondary mangrove forest.

| Zone | Depth (cm) | N | Biomass (t/ha) | Necromass (t/ha) | | | Necromass/Biomass |
|-----------------------------|------------|----|---------------------------|--------------------------|--------------------------|-------|-------------------|
| | | | Fine root | Fine root | Non-fine root | Total | |
| <i>Avicennia-Sonneratia</i> | 0–10 | 10 | 0.38 ± 0.34 | 3.62 ± 1.60 | 1.74 ± 0.69 | 5.36 | 9.53 |
| | 10–20 | 10 | 0.29 ± 0.26 | 3.28 ± 1.20 | 1.73 ± 0.94 | 5.01 | 11.3 |
| | 20–30 | 10 | 0.22 ± 0.19 | 3.04 ± 3.97 | 1.58 ± 1.02 | 4.62 | 13.8 |
| total | 0–30 | 10 | 0.89 ± 0.78 ^{ns} | 9.94 ± 4.60 ^b | 5.05 ± 1.61 ^c | 15.0 | |
| <i>Rhizophora</i> | 0–10 | 10 | 0.33 ± 0.33 | 5.74 ± 2.87 | 4.15 ± 5.38 | 9.89 | 17.4 |
| | 10–20 | 10 | 0.24 ± 0.26 | 7.12 ± 2.48 | 9.10 ± 8.09 | 16.2 | 29.7 |
| | 20–30 | 10 | 0.19 ± 0.17 | 8.21 ± 2.22 | 7.72 ± 7.21 | 15.9 | 43.2 |
| total | 0–30 | 10 | 0.75 ± 0.67 ^{ns} | 21.1 ± 6.1 ^b | 21.0 ± 14.6 ^b | 42.0 | |
| <i>Xylocarpus</i> | 0–10 | 15 | 0.53 ± 0.43 | 30.6 ± 17.1 | 12.8 ± 8.2 | 43.4 | 57.7 |
| | 10–20 | 15 | 0.50 ± 0.42 | 30.6 ± 14.5 | 15.9 ± 8.7 | 46.5 | 61.1 |
| | 20–30 | 15 | 0.34 ± 0.26 | 28.8 ± 11.6 | 13.7 ± 7.5 | 43.5 | 84.7 |
| total | 0–30 | 15 | 1.37 ± 0.94 ^{ns} | 90.0 ± 23.7 ^a | 43.3 ± 13.0 ^a | 133.3 | |

Root size was divided into fine roots (diameter ≤ 2 mm) and non-fine roots (diameter > 2 mm). Different superscripts within a column indicate a significant difference ($P < 0.01$; least significant difference); ns = not significant.

Xylocarpus zone was 9.05- and 4.27-fold greater than that of the *Avicennia-Sonneratia* and *Rhizophora* zones, respectively, and this was statistically significantly different (two-way ANOVA, $F_{(2,102)} = 4.82$; $P < 0.01$). However, whilst the difference in the fine-root necromass was 2.12-fold higher in the *Rhizophora* zone than that in the *Avicennia-Sonneratia* zone, this was not statistically significant (Table 1). In contrast, the fine-root necromass at each respective depth was significantly different between the three zones (two-way ANOVA, $F_{(2,32)} = 5.34$; $P < 0.01$), increasing with increasing distance from the river (*Xylocarpus* > *Rhizophora* > *Avicennia-Sonneratia*).

The change in fine root necromass between zones is not simply due to a change in total fine root biomass, since there was no increase in the living fine root biomass between the *Avicennia-Sonneratia* and *Rhizophora* zones, and the higher average mass in the *Xylocarpus* zone than the other two zones was not statistically significant. The zonal distribution of fine-root necromass may then principally relate to the potential of fine-root decomposition in this forest. The slow rate of fine-root decomposition, compared to regeneration, will lead to the accumulation of fine-root necromass, as discussed above. However, the rate of fine-root decomposition was not measured in the present study and so this awaits confirmation. If for now we assume that the process of root decomposition is mainly performed by microbial activities in the soils, we can indirectly infer the rate of fine-root decomposition in this study site from the rate of CO₂ efflux from soil

respiration reported by Pongpam et al.¹² at the same study site. Inversely related to the soil respiration rate, the accumulation of fine-root necromass was obtained in the ranked order of *Xylocarpus* > *Rhizophora* > *Avicennia-Sonneratia* zones, in accordance with the observations seen here. According to Pongpam et al.¹² the soil respiration rate was positively dependent upon the soil temperature, and is in accord with the highest and lowest soil temperatures being found in the *Avicennia-Sonneratia* and *Xylocarpus* zones, respectively, although these were only numerically and not statistically significantly different. That said, it is plausible, but not established, that the lower soil temperature in the *Xylocarpus* zone may restrict the microbial metabolism (soil respiration) related to fine-root decomposition sufficiently to shift the balance towards a greater necromass accumulation. Consequently, the fine root necromass/total fine root ratio significantly increased going from the *Avicennia-Sonneratia* to the *Rhizophora* and to the *Xylocarpus* zones, with average ratios for the 0–30 cm deep soil of 91.6, 96.6, and 98.5%, respectively. Alternatively, this can be expressed as the ratio of dead to live fine root biomass, which was 11.2, 28.1, and 65.7% for the *Avicennia-Sonneratia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* zones (Table 1). The high ratio in the *Xylocarpus* zone supports a higher rate of necromass accumulation than the other two zones. The pattern of accumulation of fine-root necromass may relate to the pattern of rising elevation (with respect to sea level) from the mangrove forest towards a terrestrial one.

In conclusion, a high portion of fine-root necromass was confirmed in this mangrove forest. It partly indicates the potential of the carbon sink of the forest. The zonal variation of fine-root necromass showed that the accumulation of fine-root necromass was higher in the inland zone than in the zone adjacent to the river edge. The pattern of distribution could potentially be indirectly explained by soil respiration which is temperature dependent.

Acknowledgements: This study was financially supported by the Graduate Thesis Grant of Chulalongkorn University and the Thailand Research Fund. We thank the Plant Ecology Research Unit of Chulalongkorn University for providing equipment. We also thank the staff at the Mangrove Forest Learning and Development Centre No. 1 (Department of Marine and Coastal Resources, Thailand) for assistance in the field.

REFERENCES

- Putz F, Chan HT (1986) Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecol Manag* 17, 211–30.
- Amarasinghe MD, Balasubramaniam S (1992) Net primary productivity of two mangrove forest stands on the northwest coast of Sri Lanka. *Hydrobiologia* 247, 37–47.
- Komiyama A, Ong JE, Pongpam S (2008) Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquat Bot* 89, 128–37.
- Briggs SV (1977) Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Aust J Ecol* 2, 369–73.
- Komiyama A, Ogino K, Aksornkoae S, Sabhasri S (1987) Root biomass of a mangrove forest in southern Thailand. 1. Estimation by the trench method and the zonal structure of root biomass. *J Trop Ecol* 3, 97–108.
- Ong JE, Gong WK, Wong CH (2004) Allometry and partitioning of the mangrove, *Rhizophora apiculata*. *Forest Ecol Manag* 188, 395–408.
- Trumbore SE, Gaudinski JB (2003) The secret lives of roots. *Science* 302, 1344–5.
- Kalyn AL, Rees KCJV (2006) Contribution of fine roots to ecosystem biomass and net primary production in black spruce, aspen, and jack pine forests in Saskatchewan. *Agr Forest Meteorol* 140, 236–43.
- Joslin D, Gaudinski JB, Torn MS, Riley WJ, Hanson PJ (2006) Fine-root turnover patterns and their relationship to root diameter and soil depth in a ¹⁴C-labeled hardwood forest. *New Phytol* 172, 523–35.
- Raich JW (1998) Aboveground productivity and soil respiration in three Hawaiian rain forests. *Forest Ecol Manag* 107, 309–18.
- Lovelock CE (2008) Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forests. *Ecosystems* 11, 342–54.
- Pongpam S, Komiyama A, Tanaka A, Sangtuan T, Maknual C, Kato S, Tanapernpool P, Patanaponpaiboon P (2009) Carbon dioxide emission through soil respiration in a secondary mangrove forest of eastern Thailand. *J Trop Ecol* 25, 393–400.
- Tamooch F, Huxham F, Karachi M, Mencuccini M, Kairo M, Jirui JG (2008) Below-ground root yield and distribution in natural and replanted mangrove forests at Gazi bay, Kenya. *Forest Ecol Manag* 256, 1290–7.
- Alongi DM (1987) Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Mar Biol* 95, 447–58.
- Saintilan N (1997) Above- and below-ground biomasses of two patterns of biomass and ANPP in a mangrove ecosystem species of mangrove on the Hawkesbury River estuary, New South Wales. *Mar Freshwat Res* 48, 147–52.
- Middleton BA, McKee KL (2001) Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *J Ecol* 89, 818–28.
- Tomlinson PB (1986) *The Botany of Mangroves*, Cambridge Univ Press, Cambridge.
- Strand AE, Pritchard SG, McCormack ML, Davis MA, Oren R (2008) Irreconcilable differences: Fine root life spans and soil carbon persistence. *Science* 319, 456–8.
- Poret N, Twilley RR, Rivera-Monroy VH, Coronado-Molina C (2006) Belowground decomposition of mangrove roots in Florida coastal everglades. *Estuaries Coasts* 30, 491–6.
- Valk VD, Attiwill PM (1984) Decomposition of leaf and root litter of *Avicennia marina* at Westernport Bay, Victoria, Australia. *Aquat Bot* 18, 205–21.
- Fujimaki R, Takeda H, Wiwattiwitaya D (2008) Fine root decomposition in tropical dry evergreen and dry deciduous forests in Thailand. *J Forest Res* 3, 338–46.
- Tripathi SK, Singh KP (1992) Abiotic and litter quality control during decomposition of different plant parts in a dry tropical bamboo savanna in India. *Pedobiologia* 36, 241–56.

ภาคผนวกที่ 2

Manuscript ผลงานวิจัยตีพิมพ์เรื่อง Zonal variation in leaf-litter decomposition in a secondary mangrove forest โดย Suchewaboripont, V., **Poungparn, S.** and Patanaponpaiboon, P. ส่ง submission แล้ว ที่วารสาร TROPICS อยู่ระหว่างการแก้ไขครั้งที่ 2 โดยหัวหน้าโครงการเป็น corresponding author

Title: Zonal variation in leaf-litter decomposition in a secondary mangrove forest

Authors: Vilanee Suchewaboripont, Sasitorn Pongparn* and Pipat Patanaponpaiboon

Address: Department of Botany, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Bangkok, 10330, Thailand.

Telephone: +6622185482

Fax: +6622528979

*Corresponding author: sasitorn.p@chula.ac.th

Keywords: decomposition, leaf litter, mangrove zonation

Page: 20 pages (including abstract and references)

2 Table and 6 Figures

Date of submission: 8 October 2010

Abstract

Leaf-litter decomposition was examined from November 2008 to October 2009 using litter bags in a secondary mangrove forest along the Trat River, eastern Thailand. The study site exhibited three distinct vegetation zones (dominated by *Avicennia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* spp.) moving inland from the river edge. The amount of residual leaf litter in the *Avicennia* and *Rhizophora* zones decreased rapidly during the first 112 days of the trial, whereas that in the *Xylocarpus* zone decreased more slowly. Over the remainder of the trial period (total of 362 days), residual leaf litter slowly declined. At the end of the trial, the weight of leaf litter lost was highest in the *Avicennia* zone, followed by the *Xylocarpus* and *Rhizophora* zones. Differences in the amount of leaf litter lost were discussed in terms of causative physical factors such as soil temperature and inundation period. The soil temperature at a depth of 10 cm below the surface was highest in the *Avicennia* zone and decreased with increasing distance from the river edge. The relative elevation of the forest floor in the *Avicennia* zone at the river edge resulted in the longest period of inundation, which, along with high soil temperature, promoted the decomposition of leaf litter. Moreover, the significant positive correlation between the observed amount of leaf litter lost in each zone and previously measured rates of soil respiration confirmed that leaf litter lost via decomposition released CO₂ through soil respiration. The coefficients of an exponential model (K) fit between the residuals of leaf litter and time ranged from 0.023 to 0.014, similar to previously reported values for mangrove forests.

Key Words: decomposition, leaf litter, mangrove zonation

INTRODUCTION

Litter decomposition is an important component of the dynamics of forest nutrient cycling (Lugo and Snedaker, 1974; Twilley et al. 1986; Kurz et al. 2000; Zhou et al. 2008).

Ecosystems with low rates of decomposition tend to slowly release carbon from the litter into the atmosphere as carbon dioxide (CO₂) and thus act as carbon sinks. Generally, litter decomposition in terrestrial forests is regulated by environmental factors, such as the season (Liu et al. 2005) and interrelated temperatures (Valiela et al. 1985; Hoq et al. 2002; Moretto and Distel, 2003; Liu et al. 2005). Specific characteristics of a forest ecosystem, such as the quality and species of litter (Alhamd et al. 2004, Zhou et al. 2008), may also affect the litter decomposition process.

Mangrove ecosystems are usually located in estuaries or in riverine areas penetrated by sea water. The influence of the frequency and level of the daily tide is considered a unique characteristic of this ecosystem. In addition, vegetative zonation, i.e., changes in the dominant tree species moving inland from the sea or river edge, is a unique feature commonly found in mangrove forests (Watson, 1928; Macnae, 1967). Several studies have documented such mangrove zonation in Thailand (e.g., Aksornkoae, 1975; Aksornkoae, 1976; Patanaponpaiboon, 1979).

Leaf-litter decomposition in mangrove ecosystems has been examined in relation to relevant physical factors such as tidal inundation (Boulton and Boon, 1991; Twilley et al. 1986; Robertson, 1988; Imgraben and Dittmann, 2008) and temperature (Mackey and Smail, 1996). These studies have demonstrated that leaf litter is rapidly decomposed in the lower intertidal zone (Mackey and Smail, 1996; Dick and Osunkoya, 2000; Middleton and Mckee, 2001; Bosire et al. 2005). Several previous studies have examined leaf-litter decomposition in the vegetation of mangrove forests in Thailand (Aksornkoae and Khemnark, 1980; Angsupanich and Aksornkoae, 1994); however, the causative physical factors of rates of leaf-litter decomposition have rarely been explained. Recently, Pongparn et al. (2009) explored zonal variation in CO₂ emission via soil respiration in the mangrove forest of the Trat River, Thailand. The authors documented rapid rates of CO₂ emission at the soil surface in

vegetation zones near the coast and declining rates in more inland zones. Differences among zones were attributed to changes in soil temperature, which were determined by inundation period and warm sea water temperatures (Poungparn et al. 2009).

To further support the work of Poungparn et al. (2009) and to explore possible causative factors of CO₂ emission across vegetative zones, we compared the decomposition process among zones at the same forest study site. We investigated the rates of leaf-litter decomposition using the litter-bag method for 362 days. We discuss the relationships between leaf-litter decomposition and rates of CO₂ emission.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The study site was located in a secondary mangrove forest along the Trat River, Trat Province, eastern Thailand (Fig. 1). Since the 1980s, when timber and charcoal production at the site ceased, the forest has been managed by the Mangrove Forest Learning and Development Center No. 1 of the Department of Marine and Coastal Resources. The average (mean \pm SD) of annual precipitation and temperature during 2005–2008 were 5172 ± 875 mm and $27.5 \pm 0.6^\circ\text{C}$, respectively (Department of Meteorology, Thailand).

At the site, a 50×120 -m study plot was established. In the plot, the average density of trees with a diameter at breast height (dbh) of >4.5 cm was $1890 \text{ trees ha}^{-1}$, with a mean dbh and height of 11.3 cm and 13.7 m, respectively. Based on the dominant tree species (Table 1), the mangrove forest was clearly separated into three vegetation zones moving inland from the river edge (Fig. 2). At the river fringe, *Sonneratia caseolaris* was dominant in a narrow belt, and a broader mature stand of *Avicennia alba* was distributed over the landward zone, hereafter called the *Avicennia* zone. Conical pneumatophores were densely distributed over the silt loam soil of this zone. Adjacent to the inland region, the second forest zone (hereafter

called the *Rhizophora* zone) was crowned by *Rhizophora apiculata* and *R. mucronata* that produced many stilt roots interwoven with each other in the silt loam soil. The last, most inland zone, hereafter the *Xylocarpus* zone, was dominated by *Xylocarpus granatum* with mixed species of *Bruguiera gymnorhiza*, *Ceriops tagal*, and *R. apiculata*, and a high density of buttresses and knee roots on the sandy loam sediment.

Measurement of physical factors

Soil temperature was measured using temperature sensors and data loggers (TidbiT v2 Temp logger, Onset Computer Co., Ltd.). One sensor and one data logger were buried in the soil at 10 cm below the surface in each of the three (*Avicennia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus*) zones. To avoid outlying data from extreme sun exposure, temperature sensors and data loggers were buried in locations under a homogenous canopy. All sensors recorded data at 30-min intervals from November 2008 to October 2009. Another sensor measured the water temperature of the river in front of the study plot.

The inundation period for each zone was considered the period from when the tide began to move inland from the river edge until the waters reached each zone. The time taken for the water front to recede to the river edge was also recorded. Both measures of tidal movement were conducted three times of spring and single tide: on 24 January and 11–12 March 2009 in the dry season and on 29 August 2009 during the wet season.

Leaf decomposition experiment

The evaluation of leaf decomposition was conducted using the litter-bag method as described elsewhere (Robertson, 1988; Mackey and Smail, 1996; Ashton et al. 1999; Imgraben & Dittmann, 2008). Mixed senescent leaves (green/yellow color) on the forest floor were manually collected from throughout the study plot, washed in freshwater to remove sediment,

and then air-dried for 48 h. The air-dried leaves were mixed thoroughly and weighed into approximately 15.0-g aliquots, each of which was accurately weighed and placed into a 25 × 25-cm nylon bag with a mesh size of 1.5 × 1.5 mm. This mesh size is large enough to allow small sizes of macrobenthos (usually greater than 0.5 mm in size) to break the litter and prevented particulate organic matter from washing out of the bag (Imgraben and Dittmann, 2008).

In total, 225 decomposition bags were prepared, 15 of which were placed on the soil surface at each of five sites in each of the three zones at the end of October 2008. These bags were laid out on the forest floor and securely tied to aerial roots to keep them in place. Five bags (one from each site) from each zone (15 in total) were sampled 14, 28, 41, 54, 82, 112, 139, 166, 195, 221, 251, 277, 307, 333, and 362 days after the beginning of the trial. The bags were washed to remove sediment, and the remaining litter was oven-dried at 80°C to a constant weight to obtain dry weights.

To calculate the dry-to-fresh weight ratio, approximately 15 g of air-dried leaves (of known weight) were placed in the litter bags and oven dried at 80°C to a constant mass to obtain dry weights. This ratio was used to convert the initial fresh leaf-litter weight to dry weight.

Carbon/nitrogen (C/N) ratio analysis

The remaining leaf litter in the five decomposition bags for each zone was mixed into one composite sample to attain sufficient material for C/N ratio analysis. These samples were ground to a powder using a mortar and pestle. Approximately 1.0 g of each ground sample, as well as ground samples from leaves at the start of the trial, was used for C/N analysis using a TruSpec CN Analyzer (LECO Co. Ltd., USA).

Statistical analysis

Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to test for the effects of vegetation zone and time on the amount of leaf litter lost. Differences in physical factors among zones were analyzed using one-way ANOVA. The correlations among the decay coefficient and physical factors (i.e., soil temperature and inundation time) were analyzed using Spearman's rank correlation. ANOVA and Spearman's rank correlation were conducted using SPSS 14 for Windows software (SPSS Inc., USA).

The percentage of remaining weight was fit through time for each zone using a negative exponential model (Olson, 1963):

$$Y_t = Y_0 e^{-Kt}, \text{----- (1)}$$

where Y_t is the percentage of weight remaining after time t (days), Y_0 is the percentage of the initial weight, and K is a decay coefficient. The data were fit to the model using Graphpad PRISM version 5 software (GraphPad Software, Inc., USA), following Kurz et al. (2000) and Ananda et al. (2008).

RESULTS

Physical factors

The average daily soil temperatures from November 2008 to October 2009 exhibited similar patterns of seasonal variation in the three vegetation zones (Fig. 3). Within each zone, the lowest temperature occurred in January 2009, and the highest temperature occurred in April (Fig. 3). However, the average daily soil temperature significantly differed among zones (ANOVA, $P < 0.001$). The highest daily soil temperatures were observed in the *Avicennia* zone ($27.4 \pm 1.8^\circ\text{C}$), followed by the *Rhizophora* and *Xylocarpus* zones (26.8 ± 1.6 and $26.0 \pm 1.3^\circ\text{C}$, respectively). Thus, the average soil temperature in this forest tended to decrease

with increasing distance from the river edge (Fig. 3). The water temperature was average at $28.27 \pm 2.23^{\circ}\text{C}$, and usually higher than the soil temperature (Fig. 3).

The lowest average period of inundation (115 ± 41 min) occurred in the most inland *Xylocarpus* zone. This value was significantly lower than the average period of inundation in the other two zones: 302 ± 53 and 370 ± 80 min for the *Rhizophora* and *Avicennia* zones, respectively (ANOVA, $P < 0.01$); these values corresponded to the proximity of the zones to the river edge. Similar to Pongpan et al. (2009), soil temperature was significantly correlated to inundation period (Spearman's rank; $r = 0.99$, $n = 3$, $P < 0.01$).

Leaf-litter decomposition

The amount of leaf litter lost varied significantly over time (two-way ANOVA, $F_{14, 225} = 49.2$, $P < 0.001$) in all zones. The amount of residual leaf litter in the *Avicennia* and *Rhizophora* zones rapidly decreased during the first 112 days of the trial, losing an average mass (as a proportion of the original starting amount) of $90.6 \pm 9.5\%$ and $82.2 \pm 15.2\%$, respectively. In the *Xylocarpus* zone, the amount of leaf litter also rapidly decreased during the first 112 days of the trial ($74.5 \pm 11.9\%$) but at a lower rate of loss and with a slower decrease in this rate compared to those for the other two zones (Fig. 4). Subsequently, leaf litter in the *Rhizophora* zone decreased slightly with time until the end of the 362-day trial (Fig. 4), ultimately losing $94.5 \pm 6.65\%$. However, the amount of leaf litter lost in the *Avicennia* and *Xylocarpus* zones reached $99.2 \pm 1.12\%$ and $97.8 \pm 2.21\%$ by the end of the trial. The amount of leaf litter lost significantly differed across zones (two-way ANOVA, $F_{2, 225} = 11.1$, $P < 0.001$); however, the interaction between zone and time was not significant (two-way ANOVA, $F_{28, 225} = 0.665$, $P = 0.899$).

The average residual leaf litter across time was fit for each vegetation zone using equation 1 (Fig. 4), revealing a significant ($P < 0.01$) exponential relationship for all zones.

The decay coefficient (K), or decomposition rate based on the regression line, was highest in the *Avicennia* zone at 0.023 ($R^2 = 0.981$), followed by the *Rhizophora* and *Xylocarpus* zones at 0.020 ($R^2 = 0.984$) and 0.014 ($R^2 = 0.981$), respectively. The positive correlations between the leaf-litter decomposition rate and both physical factors (soil temperature and inundation period) were significant (Spearman's rank; $r = 0.99$, $n = 3$, $P < 0.01$).

C/N ratio

The C/N ratio of the initial leaf mixture at the start of the trial (i.e., when collected) was 111.0. That of the remaining leaf litter rapidly decreased during the first 54 days of the trial in all three zones (Fig. 5), reaching ratios of 44.7, 41.9, and 51.8 in the *Avicennia*, *Rhizophora*, and *Xylocarpus* zones, respectively. Subsequently, the C/N ratio of all zones slowly decreased until the end of the trial (362 days), at which point the lowest C/N ratio occurred in the residual litter from the *Avicennia* zone (27.0), followed by the residual litter in the *Rhizophora* (32.9) and *Xylocarpus* (43.1) zones.

DISCUSSION

Leaf litter was lost rapidly during the first 8 weeks of the trial before nearly plateauing at the end of the 362-day trial (Fig. 4). This pattern of decreasing rates of leaf-litter loss with time has been observed in other mangrove forests (Boonruang, 1978; Woodroffe 1982; Robertson, 1988; Middleton and Mckee, 2001) and also coincided with the trend in residual litter C/N ratio, which similarly rapidly decreased over the first 54–112 days and then reached a very slow declining rate over the rest of the trial period in all three zones (Fig. 5). The C/N ratio of the residual leaf litter was inversely related to the degree of decomposition, likely because of decomposition processes such as the release of organic carbon as a food source for decomposers (Gee and Somerfield, 1997; Cannicci et al. 2008; Nagelkerken et al. 2008) and catabolic conversion to CO₂ with subsequent release to the atmosphere, whereas nitrogen in the decomposed leaf litter only changed slightly over time (Dick & Osunkoya, 2000; Bosire et al. 2005; Ananda et al. 2008). Moreover, Twilley et al. (1986) suggested a reason of the C/N ratio of fallen leaf before entering the decomposition process that mangrove plants can re-absorb or re-translocate nitrogen just prior to leaf fall.

Based on the amount of leaf litter lost, leaf-litter decomposition rates varied significantly by zone, in the following order: *Avicennia* > *Xylocarpus* > *Rhizophora*. Consistent with this order, Pongparn et al. (2009) documented zonal variation in the level of CO₂ released via soil respiration in a secondary mangrove forest. In the present study, the average amount of leaf litter lost at the end of the trial was positively correlated (Spearman's rank; $r = 0.99$, $n = 3$, $P < 0.01$) with the average rate of soil respiration from Pongparn et al. (2009) (Fig. 6). This correlation supports our supposition that the leaf litter lost during the decomposition process releases CO₂ through soil respiration. However, the CO₂ emission amounts from leaf-litter decomposition shared 0.26-0.40 of the amount from soil respiration.

A value of 37% was reported as a contribution of CO₂ emission from respiration in the litter layer to total soil CO₂ efflux in a tropical forest (Zimmermann et al., 2009).

The zonal variation in leaf-litter decomposition was compared to causative physical factors such as soil temperature, topography, and inundation period. The process of leaf-litter decomposition usually depends on temperature, as higher soil temperatures promote microbial activity (Valiela et al. 1985; Witkamp, 1966), and CO₂ is consequently released by catabolic metabolism. The zonal variation in soil temperature at our study site was related to topography and inundation period (after Pongparn et al. 2009). The figure 3 obviously showed that the water temperature was usually higher than that of soil temperature which decreased with increasing distance from the river. The result also indicated that the soil temperature varied significantly among the three zones. The warmer water increased the soil temperature after long inundated period of the zone adjacent to the river (Pongparn et al. 2009). The inundation time is also related to the length of time during which leaf litter is leached by the tide. Leaf litter is fragmented and then leached (Robertson, 1988; Chale, 1993; Ashton et al. 1999), which physically enhances the rate of leaf-litter decomposition. The decomposition of *Avicennia marina* leaves in the low intertidal zone was faster than that in the high intertidal zone in mangrove forests in Queensland (Mackey and Smail, 1996) and New South Wales (Dick and Osunkoya, 2000), Australia. In the present study, the forest floor in the low intertidal *Avicennia* zone was inundated for the longest period of time, rendering its leaf litter softer and more easily leached than the leaf litter of the other zones. Although long period of inundated soils is typically anaerobic conditions (McKee et al. 1988) limiting the activity of microbes and benthic organisms in mangrove forests, Pongparn et al. (2009) revealed a wider range of water table on the river edge than that of inland part. This may allow oxygen rich condition for activity of microbes relating to litter decomposition on the zone of river fringe.

In the present study, the decomposition rates, represented by the coefficient of the exponential model between remaining leaf litter and time in the three vegetation zones, ranged between 0.023 and 0.014. These values were similar to those obtained in other tropical mangrove forests (Table 2). The order of decomposition rates in the three vegetation zones was *Avicennia* > *Rhizophora* > *Xylocarpus*, whereas the actual weight of leaf litter lost at the end of the trial in the *Rhizophora* zone was more than that lost from the *Xylocarpus* zone. The sharp and rapid decrease of leaf litter in the *Avicennia* and *Rhizophora* zones during the first 112 days of the trial led to high values of the coefficient in the exponential model of remaining leaf litter and time.

Differences in the micro-topography and micro-environment among forest sites are causal physical factors of change in decomposition rate (e.g., Twilley, 1995). In addition, the species composition of leaf litter also affects the rate of decomposition through differences in leaf morphological characteristics (Robertson, 1988; Twilley et al. 1997; Ashton et al. 1999). For example, the leaf blades of *Avicennia* and *Sonneratia* are thinner than those of *Rhizophora* and *Bruguiera* (Tomlinson, 1986). Thus, the thin leaves of *Avicennia* tend to decompose faster than the thick leaves of *Rhizophora* and *Bruguiera* (Tomlinson, 1986; Twilley et al. 1986; Robertson, 1988; Ashton et al. 1999). Although we used mixed leaf litter in our experiment, it was primarily composed of *Rhizophora* leaves because of the high density of *Rhizophora* trees at the study site. Accordingly, the decomposition rates in the present study were comparable to those of *Rhizophora* forests in the same tropical region (i.e., Boonruang, 1978; Ashton et al. 1999) but lower than those in an *Avicennia* forest in Thailand (Boonruang, 1978). The observed decomposition rates were also higher than those measured in a subtropical mangrove forest in Australia (Goulter and Allaway 1979; Mackey and Smail 1996; Dick and Osunkoya, 2000) (Table 2).

In conclusion, the different leaf-litter decomposition rates based on the weight of leaf litter lost across zones were correlated with the rates of soil respiration. Therefore, the leaf litter lost via decomposition released CO₂ through soil respiration. The causative factors of soil temperature and inundation time contributed to this zonal variation in leaf-litter decomposition.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the staff of the Plant Ecology Research Unit of Chulalongkorn University and the Mangrove Forest Learning and Development Center No. 1 at Trat, Thailand, for their help in the field. The Thailand Research Fund and Graduate Thesis Grant of Chulalongkorn University provided financial support.

REFERENCES

- Aksornkoe, S. 1975. Structure, regeneration and productivity of mangroves in Thailand. *Thesis of a doctor degree*, Michigan State University, USA.
- Aksornkoe, S. 1976. Structure of mangrove forest at Amphoe Khlung, Changwat Chantaburi, Thailand. *Kasetsart University, Forest Bulletin* 38.
- Aksornkoe, S. & Khemnark, C. 1984. Nutrient cycling in mangrove forest of Thailand. In: *Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Environment Research and Management* (eds. Soepadmo, E., Rao, A.N. & Macintosh, D.J.), pp.545-557. University of Malaya, Kuala Lumpur.
- Alhamad, L., Arakaki, S. & Hagihara, A. 2004. Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen broad-leaved forest, Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management* **202**:1-11.

- Ananda, K., Sridhar, K.R., Raviraja, N.S. & Bärlocher, F. 2008. Breakdown of fresh and dried *Rhizophora mucronata* leaves in a mangrove of Southwest India. *Wetlands Ecology and Management* **16**:1-9.
- Angsupanich, S. & Aksornkoae, S. 1994. Decomposition of Mangrove Leaf Litter in Phangnga Bay, Southern Thailand. *Tropics* **4**:41-47.
- Ashton, E.C., Hogarth, P.J. & Ormand, R. 1999. Breakdown of mangrove leaf litter in a managed mangrove forest in Peninsular Malaysia. *Hydrobiologia* **413**:77-88.
- Boonruang, P. 1978. The degradation rates of mangrove leaves of *Rhizophora apiculata* (B1.) and *Avicennia marina* (Forsk Vierh.) at Phuket Island, Thailand. *Phuket Marine Biology Center Research Bulletin* **26**:1-7.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J.G., Kazungu, J., Dehairs, F. & Koedam, N. 2005. Litter degradation and CN dynamics in reforested mangrove plantations at Gazi Bay, Kenya. *Biological Conservation* **126**:287-295.
- Boulton, A.J. & Boon, P.I. 1991. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **42**:1-43.
- Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Smith, T.J., Offenberg, J. & Dahdouh-Guebas, F. 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* **89**:186-200.
- Chale, F.M.M. 1993. Degradation of mangrove leaf litter under aerobic conditions. *Hydrobiology* **217**:1771-1783.
- Dick, T. & Osunkoya, O.O. 2000. Influence of tidal restriction floodgates on decomposition of mangrove litter. *Aquatic Botany* **86**:273-280.

- Gee, J.M. & Somerfield, P.J. 1997. Do mangrove diversity and leaf litter decay promote meiofaunal diversity? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **218**:13-33.
- Goulter, P.F.E. & Allaway, W.G. 1979. Litter fall and Decomposition in a Mangrove Stand (*Avicennia marina*) in Middle Harbour, Sydney. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **30**:541-546.
- Hoq, M.E., Islam, M.L., Paul, H.K. & Ahmed, S.U. 2002. Decomposition and seasonal changes in nutrient constituents in mangrove litter of Sundarbans mangrove, Bangladesh. *Indian Journal of Marine Sciences* **31**:130-135.
- Imgraben, S. & Dittmann, S. 2008. Leaf litter dynamics and litter consumption in two temperate South Australian mangrove forest. *Journal of Sea Research* **59**:83-93.
- Kurz, C., Coûteaux, M.M. & Thiéry, J.M. 2000. Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. *Soil Biology and Biochemistry* **32**:1197-1206.
- Liu, Q., Peng, S.L., Bi, H., Zang, H.Y., Li, Z.A., Ma, W.H. & Li, N.Y. 2005. Decomposition of leaf litter in tropical and subtropical forests of Southern China. *Journal of Tropical Forest Science* **17**:543-556.
- Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**:39-64.
- Mackey, A.P. & Smail, G. 1996. The decomposition of mangrove litter in a subtropical mangrove forest. *Hydrobiologia* **332**:93-98.
- Macnae, W. 1967. Zonation within mangrove associated with estuaries in North Queensland. *Estuaries* **83**:432-441.

- McKee, K.L, Mendelssohn, I.A. & Hester, M. W. 1988. Reexamination of pore water sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany* **75**:1352–1359.
- Middleton, B.A. & McKee, K.L. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology* **89**:818-828.
- Moretto, A.S. & Distel, R.A. 2003. Decomposition of and nutrient dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gyneriodes*. *Journal of Arid Environments* **55**:503-514.
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A. & Somerfield, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* **89**:155-185.
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological system. *Ecology* **42**:322-330.
- Patanaponpaiboon, P. 1979. Structure of Mangrove Forest at Amphoe Khao. Samin, Trat. *Thesis of a master degree*. Chulalongkorn University, Bangkok.
- Poungparn, S., Komiyama, A., Tanaka, A., Sangtuan, T., Maknual, C., Kato, S., Tanapermpool, P. & Patanaponpaiboon, P. 2009. Carbon dioxide emission through soil respiration in a secondary mangrove forest of eastern Thailand. *Journal of Tropical Ecology* **25**:393-400.
- Robertson, A.I. 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *Journal of Experimental Marine Biology* **116**:235-247.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, London.
- Twilley, R.R., Lugo, A.E. & Patterson-Zucca, C. 1986. Litter production and turnover in Basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology* **67**:670-683.

- Twilley, R.R. 1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. In: *Maximum power: the ideas and applications of H.T. Odum* (ed Hall, C.), pp. 155-180. University Press of Colorado, Niwot.
- Twilley, R.R., Pozo, M., Garcia, V.H., Rivera-Monroy, V.H., Zambrano, R. & Boderó, A. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* **111**:109-122.
- Valiela, I., Teal, J.M., Allen, S.D., Etten, R.V., Goehringer, D. & Volkmann, S. 1985. Decomposition in salt marsh ecosystems: the phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology* **89**:29-54.
- Watson, J.G. 1928. Mangrove forests of the Malayan Peninsula. *Malayan Forest Records* No.6. Forest Department Malaysia, 275pp.
- Witkamp, M. 1966. Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora and microbial respiration. *Ecology* **47**:194-201.
- Woodroffe, C.D. 1982. Litter production and decomposition in the New Zealand mangrove *Avicennia marina* var. *resinifer*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **16**:179-188.
- Zhou, G., Guan, L., Wei, X., Tang, X., Liu, S., Lie, J., Zhang, D. & Yan, J. 2008. Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil* **311**:61-72.
- Zimmermann, M., Meir, P., Bird, M., Malhi, Y. & Cahuana, A. 2009. Litter contribution to diurnal and annual soil respiration in a tropical montane cloud forest. *Soil Biology & Biochemistry* **41**: 1338-1340.

Table 2. Decomposition rates of leaf-litter species in different mangrove forests.

| Species of leaf litter in litter bag | Site | K (day ⁻¹) | Reference |
|---|--|------------------------|--------------------------------------|
| <i>Avicennia marina</i> | Phuket Island, Thailand | 0.035 | Boonruang (1978) |
| <i>A. marina</i> | Sydney, Australia | 0.012 | Goulter and Allaway (1979) |
| <i>A. marina</i> | Low tidal level zone Queensland, Australia | 0.009-0.016 | Mackey and Smail (1996) |
| | High tidal level zone Queensland, Australia | 0.002-0.007 | |
| <i>A. marina</i> | Landward New South Wales, Australia | 0.001 | Dick and Osunkoya (2000) |
| | Tidal zone New South Wales, Australia | 0.009 | |
| <i>Rhizophora apiculata</i> | Phuket Island, Thailand | 0.017 | Boonruang (1978) |
| <i>R. apiculata</i> | Peninsular Malaysia | 0.016 | Ashton et al. (1999) |
| <i>R. mucronata</i> | Peninsular Malaysia | 0.020 | Ashton et al. (1999) |
| <i>Rhizophora</i> spp. | Guayas River estuary, Ecuador | 0.003-0.016 | Twilley et al. (1997) |
| <i>Sonneratia alba</i> | Peninsular Malaysia | 0.031 | Ashton et al. (1999) |
| Mixed species | Suratthani, Thailand | 0.025 | Angsupanich and Aksornkoae (1994) |
| Mixed species | Peninsular Malaysia | 0.022 | Ashton et al. (1999) |
| Mixed species | Trat, Thailand | 0.014-0.023 | This study |

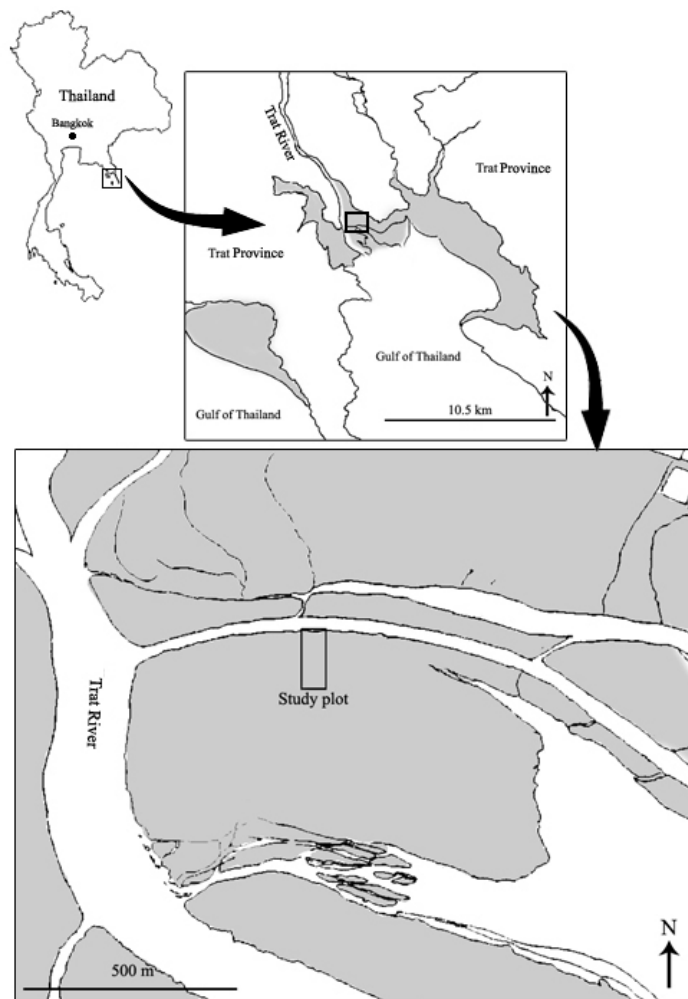


Fig. 1. Study site located on an estuary of the Trat River, Trat Province, Thailand. The gray area is mangrove forest.

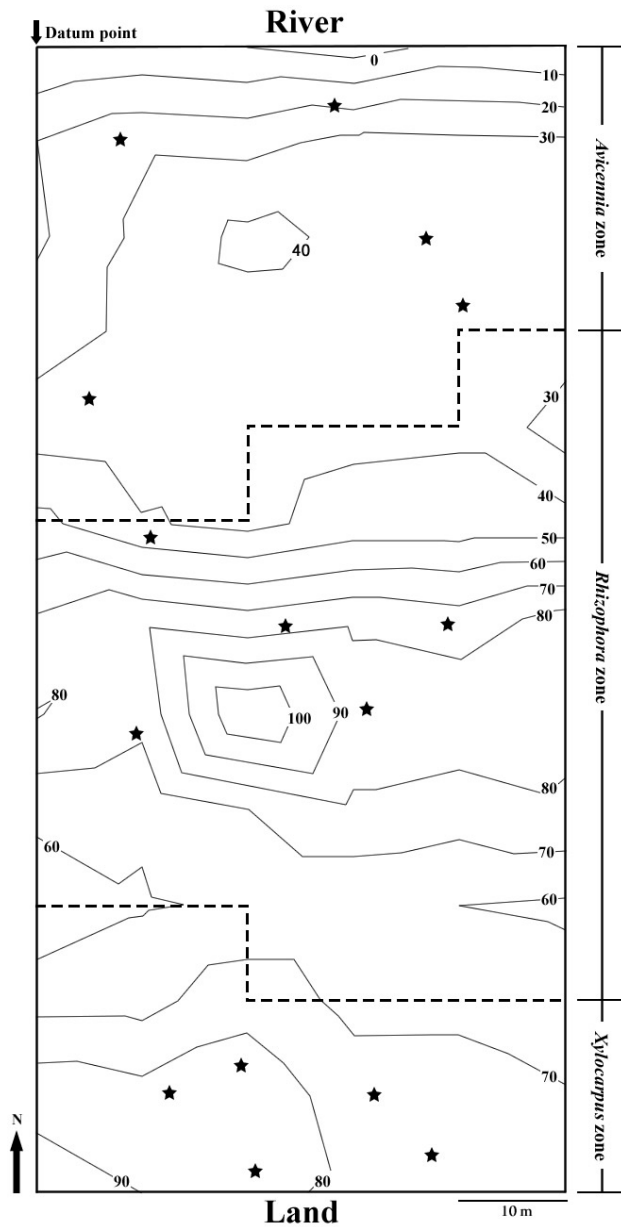


Fig. 2. The study plot, showing 10-m contour lines and the vegetation zones. Fifteen litter-bags were placed at each of the five positions (indicated by stars) in each zone.

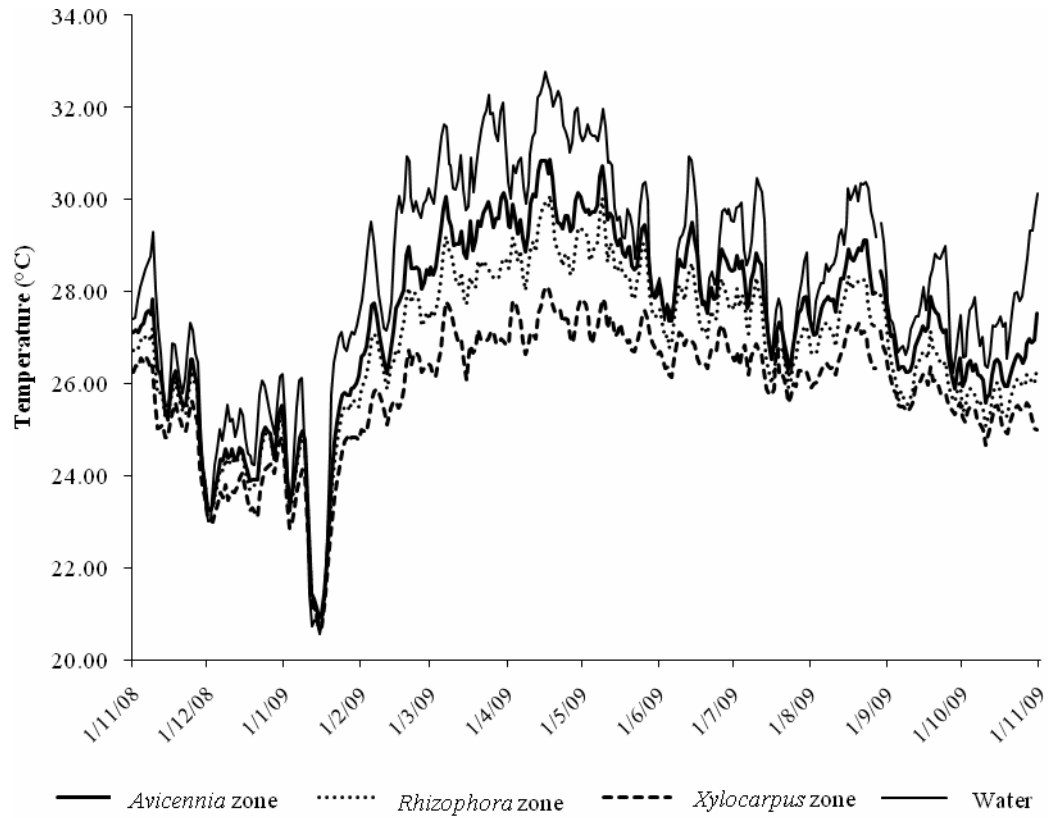


Fig. 3. Daily water temperature and soil temperatures of the three zones from November 2008 to October 2009. Each data point is an average of 48 measurements.

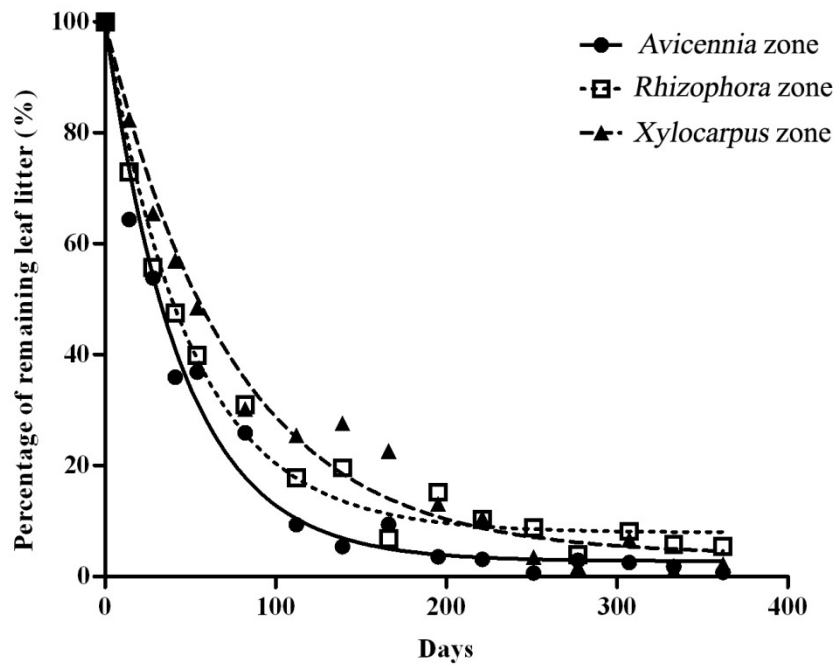


Fig. 4. The percentage of remaining leaf litter in the *Avicennia* (●), *Rhizophora* (□), and *Xylocarpus* (▲) zones. The regression lines for the *Avicennia* (solid line), *Rhizophora* (small dashed line), and *Xylocarpus* (dashed line) zones were significant at $P < 0.01$.

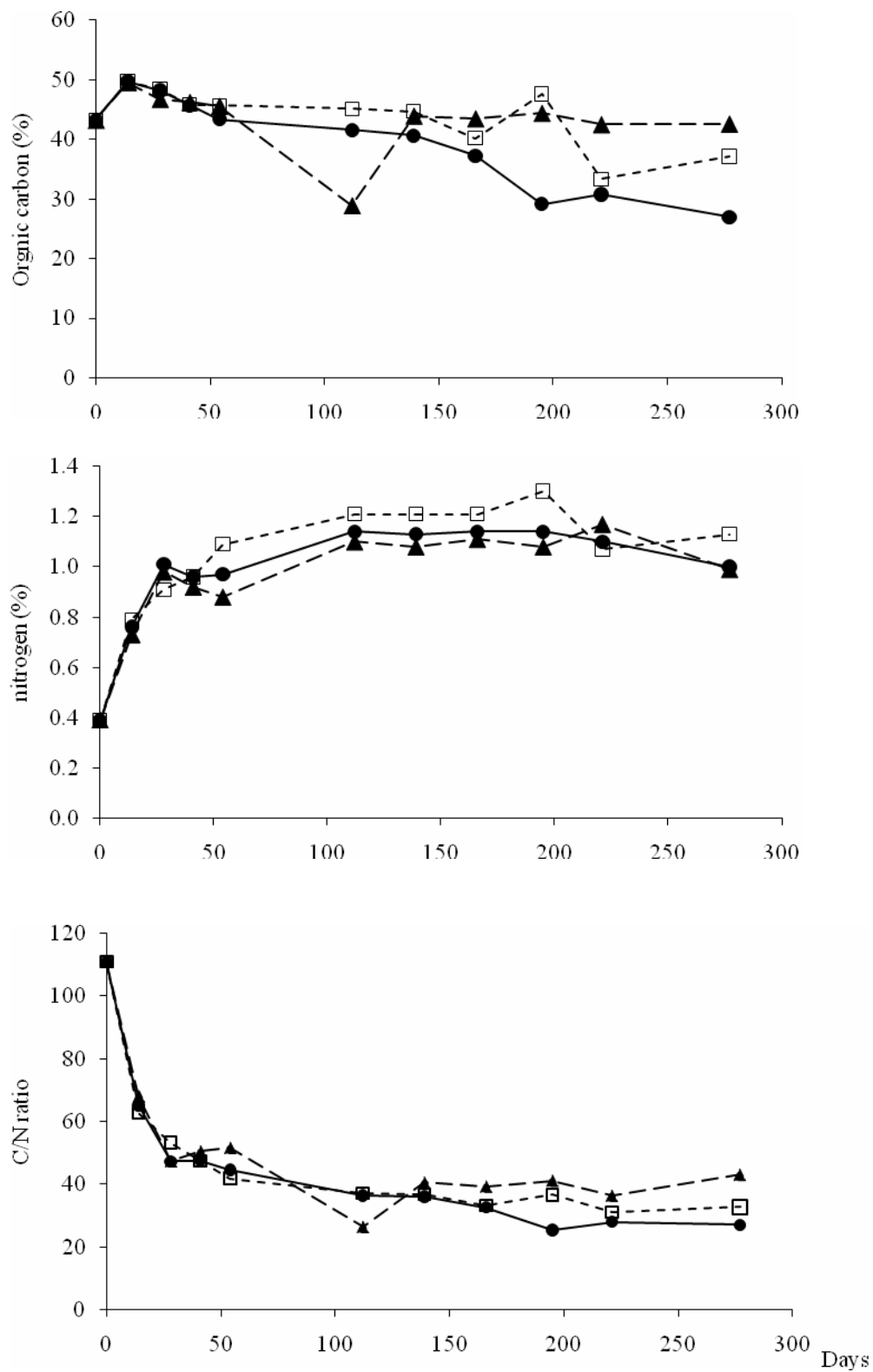


Fig. 5. Organic carbon, nitrogen and the C/N ratio of residual leaf litter over time in the *Avicennia* (●), *Rhizophora* (□), and *Xylocarpus* (▲) zones.

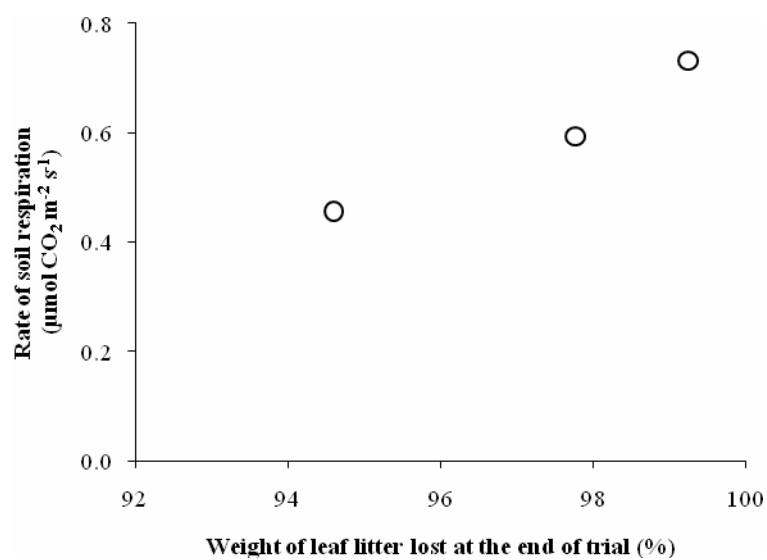


Fig. 6. Significant positive correlation (Spearman's rank; $r = 0.99$, $n = 3$, $P < 0.01$) between weight of leaf litter lost at the end of the trial (from the present study) and the rate of soil respiration (from Pongparn et al. 2009).

TROPICS
The Japan Society of Tropical Ecology

February 17, 2011

Dear Dr S . Vilanee Suchewaboripont , Sasitorn Pongparn and Pipat Patanaponpaiboon

We would like to inform you that your manuscript No.MS10-4 has been reviewed again.

I. Review

Based on the recommendation of the reviewers and the review of the editorial board in each section,

- A. () Your manuscript was accepted for publication.
- B. () Your manuscript will be accepted if revised adequately after minor revisions.
- C. (○) Your manuscript will be accepted if revised adequately after major revisions.
- D. () It is recommended to submit your revised manuscript as a new manuscript

II. Comments and suggestions to the author(s) by reviewers

Reviewer 1:

General comments:

The revised manuscript entitled “Zonal variation in leaf-litter decomposition in a secondary mangrove forest.” by Vilanee Suchewaboripont et al., submitted to Tropics, evaluates the effect of the mangrove vegetation zones on the leaf litter decomposition processes and compares the relationships between the decomposition rates of mangrove leaf litters and CO₂ emission rates of mangrove peats among three vegetation zones in Thailand.

I re-reviewed this revised manuscript, and then I have gotten the impression that the revised manuscript still needs more substantial revision to emphasize and clarify the selling points of the present study. Moreover, I have to point out several doubts about this study again. Some of them is what I had already pointed out at the former reviews. I think that in this manuscript, the inconsistency in the former manuscript is not solved completely yet.

One of the big flaws is the relationships between litter decomposition rates and soil respiration rates among vegetation zones. Authors compared them directly in this manuscript. I wonder, however, that we cannot compare the litterbag experiment results with the soil respiration rates directly, because the annual soil respiration rates result from the balances between the annual litterfall input amounts and their decomposition rates if we can simplify the carbon dynamics on the forest floor. But, in the present study, authors did not take into account the annual litterfall input of each zone at all. When we see the data of Table 1, we can know that each vegetation zone has quite different forest structures

and biomass, so we can guess that each vegetation zone might product the zone-specific litterfalls. In addition, mangrove forest is not a closed ecosystem, so it is quite different with general terrestrial forest ecosystem. Namely, mangrove forest has the ebb and flow of the tide every day, so fine organic matter is transferred from terrestrial side to seaside tide by tide. Therefore, I think that there is a difference of absolute mineralization amount of organic matters among zones. On the other hand, in the litterbag experiment that was conducted in the present study, authors used almost the same amount of litter at each zone, so authors could not detect the weight loss of leaf litter at the end of trial, I guess. How about this point? What do authors think? I think that authors should consider and discuss about this. It is a quite critical point and has a great effect of the reliability of the present study and manuscript!

By the way, I think that the studies of Ohtsuka et al. (2007, 2010) were conducted at temperate deciduous ecosystem, doesn't it? So, I think that authors cannot apply these results into mangrove ecosystem simply.

I have one more major concern about the changing patterns of carbon concentration during litter decomposition in the present study. Authors showed the changing pattern of organic carbon concentrations in Fig. 5. In Fig. 5, the carbon concentrations of *Xylocarpus* litter at 112 days and of *Avicennia* litters at 195, 221, and 277 days are less than 30%. I felt that something might be wrong with these data, because, in general, typical organic material has ca. 50% of carbon concentration. Therefore, I can't image the organic materials which carbon concentration is less than 30% such as the present study's data. For example, the carbon concentrations of phenylpropanyl structures (typical type of lignin building unit, e.g., $C_9H_{13}O$, $C_{10}H_{15}O_2$, and $C_{11}H_{17}O_3$) are 67-79%, $C_6H_{12}O_6$ (glucose, MW=180) is 40%, and even some types of amino acids (glycine, MW=75, cysteine, MW=121) are ca. 30%. However, actual amino acid concentrations in litterfalls are not so high generally because of nutrient translocation. I wonder whether authors did not correct the litter remnant masses by ash content. Namely, in the present manuscript, authors might not consider ash contamination during litterbag experiment. Did authors correct the ash content? Berg and McClaugherty (2003 Plant litter Springer-Verlag) mentioned the necessity of taking into account the ash content when determining and evaluating litter decomposition process (decomposition rate and composition changing). If authors recalculate the data of the present study to take into account the ash content, it might have potential that the interpretation and discussion in the present manuscript will be completely changed. Of course, this point is also quite critical and has a great effect of the reliability of the present manuscript. Please reconsider. This point is really critical problem. Also, I recommend for author that the changing pattern of ash content with litter decomposition should be shown to detect the soil contamination.

I have another large concern. Authors explained that the difference of soil respiration among zones was attributed to the difference of soil temperature. But the highest daily soil temperature in the present study was ranged from 26.0 to 27.4 °C, being very narrow range! Now, if we make a graph between annual mean soil temperature and annual soil respiration amount and calculate the Q10 value of soil respiration, what result can we get? Maybe, I think that the result will show no effect of soil temperature because temperature ranges among zones were very small. How do we think? I think that the authors should take into account another direct environmental factors such like the moving amount of organic matter and litterfall input! Temperature ranges that were from 26.0 to 27.4 °C might be included into the measurement errors and sensor errors. Please reconsider.

Reviewer 2:

Author's opinion and revisions to the reviewer-2's comment were understood.

There still are some points reviewer would like author to improve as in the followings.

L222-224: "suggested a reason of the C/N ratio" More explanation is needed.

High or Low, which?

Only mangrove can re-absorb or re-translocate?

L233-234: "A value of 37% was reported as a contribution of CO₂ emission from respiration in the litter layer to total soil CO₂ efflux in a tropical forest"

Then, what is author's opinion? Your result is supported by this reference? Some short sentence is required.

In case, please reply all the questions and comments which were held by reviewers and return the manuscript within one month. In all correspondence with the editor in charge, please refer to the manuscript No. MS10-4.

Thank you for your contribution.

Yours sincerely,

TABUCHI Ryuichi

Forestry Division,

Japan International Research Center for Agricultural Science

1-1 Oh-Washi, Tsukuba 305-8686, Ibaraki

Japan

(Responsible editor)