

อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวต่อการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัด
สมุทรปราการ



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2565

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Influences of quantitative characteristics of *Avicennia alba* roots on sedimentation in
mangrove plantations at Samut Prakarn Province



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science in Environmental Science

Inter-Department of Environmental Science

GRADUATE SCHOOL

Chulalongkorn University

Academic Year 2022

Copyright of Chulalongkorn University

| | |
|---------------------------------|---|
| หัวข้อวิทยานิพนธ์ | อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวต่อการ ตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัดสมุทรปราการ |
| โดย | น.ส.ศรารวรรณ หงษ์วิเศษ |
| สาขาวิชา | วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) |
| อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก | อาจารย์ ดร.ฉัตรทิพย์ รอดทัศนาศนา |
| อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม | รองศาสตราจารย์ ดร.ศศิธร พ่วงปาน |

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยเป็นส่วนหนึ่งของ
การศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

..... คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(รองศาสตราจารย์ ดร.ยุทธนา ฉัพพรรณรัตน์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.สีหนาท ประสงค์สุข)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(อาจารย์ ดร.ฉัตรทิพย์ รอดทัศนาศนา)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(รองศาสตราจารย์ ดร.ศศิธร พ่วงปาน)

..... กรรมการ
(ดร.บัวหลวง ฝ่ายเยื่อ)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร.ทनुวงศ์ แสงเทียน)

ศรารวรรณ หงษ์วิเศษ : อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวต่อการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัดสมุทรปราการ. (Influences of quantitative characteristics of *Avicennia alba* roots on sedimentation in mangrove plantations at Samut Prakarn Province) อ.ที่ปรึกษาหลัก : อ. ดร. ฉัตรทิพย์ รอดทัศนาศนา, อ.ที่ปรึกษาร่วม : รศ. ดร.ศศิธร พ่วงปาน

ระบบนิเวศป่าชายเลนนอกจากมีบทบาทสำคัญในการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอน ยังช่วยรักษาเสถียรภาพของพื้นที่ชายฝั่งผ่านกระบวนการตกตะกอน การฟื้นฟูระบบนิเวศชายฝั่งด้วยการปลูกป่าชายเลนจึงมีส่วนช่วยบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่ง โครงสร้างพีชพรรณโดยเฉพาะส่วนของรากมีบทบาทต่อการตกตะกอนในป่าชายเลน การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว (*Avicennia alba*) ต่อการตกตะกอนตามระยะห่างจากชายฝั่งในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู จังหวัดสมุทรปราการ ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ผลการศึกษาพบว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาวมีความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่ง โดยความสูง ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวมของรากหายใจมีค่าลดลงเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งมากขึ้น ขณะที่พื้นที่หน้าตัดของลำต้นและความหนาแน่นของกล้าไม้มีแนวโน้มมากขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งเพิ่มขึ้น ผลการศึกษ้อัศจรรย์การตกตะกอนพบว่าบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนมีค่ามากกว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพีชปกคลุม และมีความมากที่ระยะ 50 และ 70 เมตรจากชายฝั่งทะเล (0.1231 ± 0.02 และ 0.1114 ± 0.04 กรัมต่อเซนติเมตรต่อวัน ตามลำดับ) นอกจากนี้พบว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ได้แก่ ความสูง พื้นที่ผิวรวม และปริมาตรรวม) มีความสัมพันธ์เชิงลบกับอัตราการตกตะกอน กล่าวได้ว่าโครงสร้างพีชพรรณส่วนเหนือดินเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำ ทำให้ตะกอนขนาดเล็กแขวนลอยนานขึ้นและถูกพัดพาไปด้านในของแปลงปลูก ส่วนรากใต้ดินโดยเฉพาะรากฝอยมีความหนาแน่นมากในบริเวณที่ห่างจากชายฝั่งและมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับสัดส่วนโคลน (อนุภาคดินเหนียวรวมกับทรายแป้ง) แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการยึดจับตะกอนของรากฝอย สอดคล้องกับการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิในแปลงปลูกที่มีค่าเป็นบวกและผันแปรอยู่ในช่วงแคบกว่าบริเวณหาดโคลน นั่นคือมีการสะสมของตะกอนในพื้นที่แปลงปลูก แต่เกิดการกัดเซาะบริเวณหาดโคลนเนื่องจากมีค่าสุทธิเป็นลบ จึงสรุปได้ว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore และรากใต้ดินของแสมขาวมีอิทธิพลต่อการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู โดยทำหน้าที่ร่วมกับลำต้นและกล้าไม้ช่วยส่งเสริมการสะสมของตะกอน เกิดเสถียรภาพของตะกอนให้คงอยู่ในพื้นที่ป่า ปลูกป่าชายเลนจึงช่วยบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่งในระยะยาวได้อย่างยั่งยืน อีกทั้งความสามารถในการสะสมตะกอนนี้ยังใช้เป็นดัชนีชี้วัดผลสัมฤทธิ์ของการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลนในแง่ของนิเวศบริการได้อีกด้วย

| | | |
|------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| สาขาวิชา | วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) | ลายมือชื่อนิสิต |
| ปีการศึกษา | 2565 | ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก |
| | | ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาร่วม |

6280088520 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORD: AVICENNIA ALBA pneumatophore fine root sedimentation rate elevation change mangrove plantation

Sarawan Hongwiset : Influences of quantitative characteristics of *Avicennia alba* roots on sedimentation in mangrove plantations at Samut Prakarn Province. Advisor: CHADTIP RODTASSANA, Ph.D. Co-advisor: Assoc. Prof. SASITORN POUNGPARN, Ph.D.

Mangrove ecosystems play an important role in carbon sequestration and stabilize the coastal areas through sedimentation processes. Therefore, coastal restoration by mangrove plantations can mitigate coastal erosion. Mangrove vegetation, particularly the roots, influences sedimentation processes in mangrove forests. This study aims to investigate the influences of quantitative characteristics of *Avicennia alba* roots on sedimentation in the Bangpu mangrove plantations in Samut Prakarn Province from September 2020 to November 2021. The results showed that the quantitative characteristics of *A. alba* pneumatophores varied across the distance from the shore; the height, density, total basal area, total volume, and total surface area of the pneumatophores decreased towards the interior. In contrast, the tree basal area (BA) and seedling density increased towards the interior. The sedimentation rates in mangrove plantations were higher than that in the mudflat without vegetation, where the sedimentation rates were high at 50 and 70 m from the shore (0.1231 ± 0.02 and 0.1114 ± 0.04 g/cm²/day, respectively). In addition, the quantitative characteristics of pneumatophores (i.e., height, total surface area, and total volume) showed a negative correlation with sedimentation rates. This indicated that the aboveground structures of vegetation created water turbulence and facilitated the transportation of fine sediments into the interior of the plantation. The increasing fine root density toward the interior had a positive correlation with the mud contents (clay and silt particles), which inferred the ability of fine roots in sediment binding influencing elevation change in the plantations. The elevation changes varied in the narrow range in mangrove plantations compared to that of the mudflat which resulted in positive net elevation changes in the plantation and negative values in the non-vegetated mudflat over one year of study. This indicated the sediment accretion in the plantation and the erosion on the mudflat. In conclusion, the quantitative characteristics of *A. alba* roots including pneumatophores and belowground roots influenced sedimentation in mangrove plantation that functioned synergistically with trees and seedlings increasing sediment accretion and enhancing sediment stability at Bangpu mangrove plantations. Our results suggested that the restored mangrove vegetation can sustainably stabilize and mitigate erosion in coastal areas and the sediment accretion can be used as an indicator of successful mangrove rehabilitation based on its ecosystem services.

Field of Study: Environmental Science

Academic Year: 2022

Student's Signature

Advisor's Signature

Co-advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี เนื่องจากความกรุณาจากอาจารย์ ดร.ฉัตรทิพย์ รอดทัศนาศาอาจารย์ที่ปรึกษาหลัก และรองศาสตราจารย์ ดร.ศศิธร พ่วงปาน อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม ที่กรุณาให้ความรู้ ความช่วยเหลือทุกด้าน ตลอดจนคำแนะนำต่าง ๆ อันเป็นประโยชน์ยิ่งตลอดการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร.สีหนาท ประสงค์สุข ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ดร.ทनुวงศ์ แสงเทียน และดร.บัวหลวง ฝ่ายเยื่อ ที่กรุณาเสียสละเวลาเพื่อเป็นกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ พร้อมทั้งให้คำแนะนำและตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์นี้ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.สุธาทิพย์ อำนวยสิน และ ดร.วิลาณี สุขีวรินทร์ ที่กรุณาให้ความช่วยเหลือด้านข้อมูลวิชาการ การเก็บข้อมูลภาคสนาม และให้คำแนะนำอันเป็นประโยชน์ยิ่งตลอดการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบพระคุณทุนอุดหนุนงานวิจัยภายใต้โครงการโตโยต้าปลูกป่าชายเลนจากบริษัท โตโยต้า มอเตอร์ประเทศไทย จำกัด ทุนอุดหนุนวิทยานิพนธ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และทุนอุดหนุนการศึกษาเฉพาะค่าเล่าเรียนประเภท ๖๐/๔๐ ของหลักสูตรสหสาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย และจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ขอขอบพระคุณศูนย์ศึกษาระบบชาติกองทัพบก (บางปู) จ.สมุทรปราการ ที่เอื้อเฟื้อ สถานที่และอำนวยความสะดวกในการเก็บข้อมูลภาคสนาม

ขอขอบพระคุณหลักสูตรสหสาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย และภาควิชาพฤกษศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่กรุณาให้ความช่วยเหลือ และประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้

ขอขอบพระคุณหน่วยปฏิบัติการพฤกษนิเวศวิทยา ที่อำนวยความสะดวกด้านเครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้วิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ และในการเก็บตัวอย่างภาคสนาม รวมถึงรุ่นพี่ เพื่อน และน้องทุกคนในหน่วยปฏิบัติการพฤกษนิเวศวิทยา ภาควิชาพฤกษศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่กรุณาเสียสละเวลาให้ความช่วยเหลือในการเก็บข้อมูลภาคสนามและคำปรึกษาในการทำวิทยานิพนธ์

สุดท้ายนี้ขอขอบพระคุณครอบครัวที่สนับสนุนในทุก ๆ ด้าน และเป็นกำลังใจให้ตลอดมาจนสำเร็จการศึกษา

ศรารวรรณ หงษ์วิเศษ

สารบัญ

| | หน้า |
|---|------|
| บทคัดย่อภาษาไทย..... | ค |
| บทคัดย่อภาษาอังกฤษ | ง |
| กิตติกรรมประกาศ | จ |
| สารบัญ..... | ฉ |
| สารบัญตาราง..... | ฉ |
| สารบัญภาพ..... | ฉ |
| บทที่ 1 บทนำ | 1 |
| 1.1 ความสำคัญของปัญหา..... | 1 |
| 1.2 วัตถุประสงค์..... | 4 |
| 1.3 สมมติฐานการวิจัย..... | 4 |
| 1.4 ขอบเขตของการวิจัย | 4 |
| 1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ | 4 |
| บทที่ 2 ทบทวนวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง | 5 |
| 2.1 หลักการและทฤษฎีที่เกี่ยวข้อง | 5 |
| 2.1.1 ลักษณะสังคมพืชและปัจจัยสิ่งแวดล้อมของป่าชายเลน..... | 5 |
| 2.1.2 บทบาทของระบบนิเวศป่าชายเลน | 11 |
| 2.1.3 ระบบรากของพันธุ์ไม้ชายเลน..... | 13 |
| 2.1.4 กระบวนการตกตะกอนในป่าชายเลน..... | 17 |
| 2.1.5 ปัญหาการกัดเซาะชายฝั่ง การลดลงของพื้นที่ป่าชายเลน และการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน.... | 22 |
| 2.2 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง | 29 |
| 2.2.1 การศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากต้นไม้ชายเลน | 29 |

| | |
|--|----|
| 2.2.2 อิทธิพลของป่าชายเลนต่อการตกตะกอน | 32 |
| 2.2.3 อิทธิพลของป่าชายเลนต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ | 34 |
| บทที่ 3 วิธีดำเนินการศึกษา | 37 |
| บทที่ 4 ผลการศึกษา | 51 |
| 4.1 โครงสร้างพืชพรรณ (vegetation structure) | 51 |
| 4.1.1 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณเชิงเวลา | 51 |
| 4.1.2 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณเชิงพื้นที่ | 57 |
| 4.2 ลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว (quantitative characters of roots of <i>A. alba</i>)..... | 60 |
| 4.2.1 ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore..... | 60 |
| 4.2.2 ลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน..... | 63 |
| 4.3 ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด อัตราการตกตะกอน และการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่..... | 67 |
| 4.3.1 ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solids, TSS)..... | 67 |
| 4.3.2 อัตราการตกตะกอน (sedimentation rates)..... | 68 |
| 4.3.3 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ (elevation changes)..... | 69 |
| 4.4 ปัจจัยสิ่งแวดล้อม (environmental factors)..... | 71 |
| 4.4.1 ลักษณะทางกายภาพและทางเคมีบางประการของดิน..... | 71 |
| 4.4.2 ความสูงสัมพัทธ์และภูมิลักษณะของพื้นที่ศึกษา (relative elevation and topography). 75 | |
| 4.4.3 ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษา (inundation periods)..... | 77 |
| 4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว พื้นที่หน้าตัดของลำต้น กิ่งไม้ การตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อม | 78 |
| บทที่ 5 อภิปรายผลการศึกษา..... | 85 |
| 5.1 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณ | 85 |
| 5.2 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว | 87 |

| | |
|---|-----|
| 5.2.1 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore..... | 87 |
| 5.2.1 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน..... | 91 |
| 5.3 ความผันแปรของตะกอนแขวนลอยทั้งหมด..... | 92 |
| 5.4 อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของพืชชายเลนต่อการตกตะกอน..... | 94 |
| 5.5 อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของพืชชายเลนต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ | 97 |
| บทที่ 6 สรุปผลการศึกษา | 99 |
| บรรณานุกรม..... | 101 |
| ภาคผนวก..... | 122 |
| ประวัติผู้เขียน..... | 129 |



สารบัญตาราง

หน้า

| | |
|---|----|
| ตารางที่ 3.1 ความหนาแน่นของเนื้อไม้ (ρ) ของพันธุ์ไม้ป่าชายเลน..... | 43 |
| ตารางที่ 4.1 โครงสร้างเชิงปริมาณของต้นไม้ (mean \pm SE) จากแปลง Y5 และ Y6-7 (n=6) ในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู..... | 53 |
| ตารางที่ 4.2 โครงสร้างเชิงปริมาณของแสมขาว (mean \pm SE) จากแปลง Y5 และ Y6-7 (n=6) ในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู แสดงตามระยะห่างจากชายฝั่ง..... | 59 |
| ตารางที่ 4.3 ความหนาแน่นของรากเหนือดิน รากใต้ดิน (mean \pm SE) ที่ระดับความลึก 0-20 เซนติเมตร และสัดส่วนระหว่างความหนาแน่นรากเหนือดินและใต้ดิน แสดงตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)..... | 64 |
| ตารางที่ 4.4 ลักษณะบางประการของดินเมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)..... | 73 |
| ตารางที่ 4.5 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ (rho) ของความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน..... | 79 |
| ตารางที่ 4.6 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะห่างจากชายฝั่งกับลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน พื้นที่หน้าตัดของลำต้น กิ่งไม้ ระยะห่างจากชายฝั่งอัตราการตกตะกอน และการเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่..... | 81 |
| ตารางที่ 5.1 ลักษณะเชิงปริมาณของรากส่วนเหนือดินในป่าชายเลนของการศึกษาครั้งและในป่าชายเลนแห่งอื่น ๆ..... | 89 |
| ตารางที่ 5.2 อัตราการตกตะกอน (mean \pm SE) บริเวณป่าชายเลนที่มีรายงาน..... | 96 |

สารบัญภาพ

หน้า

| | |
|---|----|
| ภาพที่ 2.1 การกระจายตัวของระบบนิเวศป่าชายเลน..... | 5 |
| ภาพที่ 2.2 กลไกการลดทอนของคลื่นในป่าชายเลน..... | 13 |
| ภาพที่ 2.3 ระบบรากเหนื่อดินของพันธุ์ไม้ป่าชายเลน ได้แก่ ก) รากหัวเข่า, ข) รากหายใจแบบ pneumatophore, ค) รากค้ำยัน และ ง) รากพุดอน | 15 |
| ภาพที่ 2.4 การพัฒนาของตะกอนขนาดเล็กและขนาดใหญ่โดยกระแสน้ำ..... | 17 |
| ภาพที่ 2.5 ก) กระบวนการตกตะกอนในป่าชายเลน และ ข) การพัฒนาของตะกอนในบริเวณไม่มีรากและบริเวณที่มีรากเหนื่อดิน..... | 19 |
| ภาพที่ 2.6 บริเวณชายฝั่งในประเทศไทยที่เกิดการกัดเซาะระดับปานกลาง (สีฟ้า) และระดับรุนแรง (สีแดง)..... | 23 |
| ภาพที่ 2.7 แนวทางการบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่ง..... | 26 |
| ภาพที่ 2.8 ก) พื้นที่ที่มีคดีการบุกรุกพื้นที่ป่าชายเลนในประเทศไทย และ ข) พื้นที่ที่มีการฟื้นฟูเสถียรภาพชายฝั่ง..... | 27 |
| ภาพที่ 3.1 ก) ที่ตั้งของป่าชายเลนบางปู จังหวัดสมุทรปราการ และ ข) แปลงปลูกป่าชายเลนปีที่ 5 (Y5) และ แปลงปลูกป่าชายเลนปีที่ 6 และ 7 (Y6-7)..... | 37 |
| ภาพที่ 3.2 ลักษณะภูมิอากาศรายเดือนบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู จังหวัดสมุทรปราการ (mean±SE) ตั้งแต่ พ.ศ. 2552-2562 (กรมอุตุนิยมวิทยา, ประเทศไทย) ประกอบด้วย ก) ปริมาณน้ำฝนรายเดือน ข) อุณหภูมิ และ ค) ความเร็วลม..... | 39 |
| ภาพที่ 3.3 ปริมาณน้ำฝน (กราฟแท่ง) และความเร็วลม (กราฟเส้น) ในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึง เดือนสิงหาคม พ.ศ. 2564..... | 40 |
| ภาพที่ 3.4 ก) แนวเก็บตัวอย่าง (line transect) ในแปลงปลูกป่าชายเลน จากบริเวณริมทะเลเข้าสู่ด้านในแปลงปลูกที่ติดกับแผ่นดิน ประกอบด้วยตำแหน่งที่ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore (□) และวางเครื่องดักตะกอน (●) จุดเก็บตัวอย่างรากใต้ดิน (△) และตัวอย่างดิน (×) ในแปลงปลูกป่าชายเลนและบริเวณหาดโคลน ตามแนวเก็บตัวอย่าง T1-T3 และ ข) quadrat ขนาด 50 x 50 ตารางเซนติเมตร ที่แบ่งเป็นช่องย่อยเพื่อศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore ในช่องสี่เทา | 41 |

| | | |
|------------|---|----|
| ภาพที่ 3.5 | ลักษณะของเครื่องตัดตะกอนที่ใช้ในการศึกษาอัตราการตกตะกอน | 47 |
| ภาพที่ 3.6 | หมุดสแตนเลสที่ติดตั้งในพื้นที่ขนาด 1 ตารางเมตร เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในแปลงปลูกป่าชายเลนและหาดโคลน | 48 |
| ภาพที่ 4.1 | การกระจายของต้นไม้ใน belt transect ในแปลงปลูก Y5 และ Y6-7 ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) โดยสัญลักษณ์ ○ คือแสมขาว (<i>A. alba</i>) และ ■ คือโกงกางใบใหญ่ (<i>R. mucronata</i>) สัญลักษณ์สีแดงแสดงถึงต้นไม้ตายและสีเขียวแสดงถึงต้นไม้ใหม่ คือต้นไม้ที่เริ่มมี DBH มากกว่า 4.5 เซนติเมตร และสูงมากกว่า 1.3 เมตร..... | 52 |
| ภาพที่ 4.2 | ก) การกระจายของต้นไม้ในแต่ละช่วงชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอก (DBH) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) และ ข) ความสูง เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) | 55 |
| ภาพที่ 4.3 | การกระจายของต้นแสมขาว (<i>A. alba</i>) ในแต่ละช่วงชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอก (DBH) ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) และ ความสูง ค) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) แสดงตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล..... | 58 |
| ภาพที่ 4.4 | ความหนาแน่นเฉลี่ยของต้นกล้าแสมขาว (<i>A. alba</i>) ได้จากการศึกษา 4 ครั้ง ตามระยะห่างชายฝั่งทะเล..... | 60 |
| ภาพที่ 4.5 | ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ค่าเฉลี่ยได้จากการศึกษา 4 ครั้ง)..... | 62 |
| ภาพที่ 4.6 | ความหนาแน่นรากใต้ดินแบ่งตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางราก ได้แก่ 0-2 (■) 2-5 (□) 5-10 (▨) และ >10 (□) มิลลิเมตร ที่ระดับความลึก 0-10 และ 10-20 เซนติเมตร แสดงตามระยะห่างจากทะเล เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) (ก-ข) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) (ค-ง)..... | 65 |
| ภาพที่ 4.7 | ความหนาแน่นของรากฝอยที่ระดับความลึก 0-10 และ 10-20 เซนติเมตร ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) | 66 |
| ภาพที่ 4.8 | ความหนาแน่นของรากตายที่ระดับความลึก 0-20 เซนติเมตร ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)..... | 67 |

| | |
|---|----|
| ภาพที่ 4.9 ก) ปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำที่เข้าท่วมบริเวณหาดโคลน (mean±SE) และ ข) อัตราการตกตะกอนรายเดือน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564..... | 68 |
| ภาพที่ 4.10 อัตราการตกตะกอนที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564..... | 69 |
| ภาพที่ 4.11 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่รายเดือนบริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลน ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564..... | 70 |
| ภาพที่ 4.12 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงสุทธิของพื้นที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลนในระยะเวลา 1 ปี (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)..... | 71 |
| ภาพที่ 4.13 ความเค็มของน้ำในดินที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร (mean±SE) บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลน..... | 75 |
| ภาพที่ 4.14 แผนที่ภูมิลักษณะของแปลง Y5 (ก-ค) และ Y6–7 (ง-ฉ) โดยสัญลักษณ์สามเหลี่ยมแทนจุดอ้างอิง (datum point) และ ตัวเลขแสดงระดับความสูงสัมพัทธ์ในหน่วยเซนติเมตรเทียบกับจุดอ้างอิง..... | 76 |
| ภาพที่ 4.15 ก) ความสูงสัมพัทธ์และระยะเวลาที่น้ำท่วมตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (mean±SE) และ ข) ระยะเวลาที่น้ำท่วมรายเดือน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564..... | 77 |
| ภาพที่ 4.16 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยสิ่งแวดล้อม ได้แก่ ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษา อนุภาคดิน ความหนาแน่นรวมของดิน ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน และความเค็มของน้ำในดิน..... | 84 |

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญของปัญหา

ในอดีตประเทศไทยมีพื้นที่ป่าชายเลนลดลงโดยในปี พ.ศ. 2536 มีพื้นที่ลดลงเหลือ 1,674 ตารางกิโลเมตร จากพื้นที่ประมาณ 3,108 ตารางกิโลเมตร ในปี พ.ศ. 2518 ซึ่งคิดเป็นการสูญเสียพื้นที่ชายฝั่งในบริเวณอ่าวไทยมากถึงร้อยละ 70 จากพื้นที่ชายฝั่งทั้งประเทศ (อุดมศักดิ์ สินธิพงษ์, 2556) โดยปัจจัยหลักที่ทำให้พื้นที่ป่าชายเลนเสื่อมโทรมและลดลง ได้แก่ การเปลี่ยนแปลงพื้นที่เพื่อการใช้ประโยชน์โดยเฉพาะอย่างยิ่งเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ และการกัดเซาะชายฝั่งที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติจากอิทธิพลของลมมรสุม พายุหมุนเขตร้อน และกระแสน้ำ รวมถึงกิจกรรมของมนุษย์ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลให้การกัดเซาะมีความรุนแรงมากขึ้น

แนวชายฝั่งของจังหวัดสมุทรปราการประสบปัญหาการกัดเซาะอย่างต่อเนื่อง มีระดับการกัดเซาะปานกลางถึงรุนแรงเป็นระยะทางประมาณ 34 กิโลเมตร คิดเป็นร้อยละ 68 ของความยาวชายฝั่งจังหวัดสมุทรปราการ ครอบคลุมพื้นที่ 3 อำเภอ ได้แก่ บางบ่อ เมืองสมุทรปราการ และพระสมุทรเจดีย์ (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2554) โดยปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งเกิดจากปริมาณตะกอนที่ถูกนำออกจากพื้นที่มีมากกว่าปริมาณตะกอนที่สะสมจากกระบวนการทับถมของตะกอนในพื้นที่นั้น ๆ ทำให้ระดับความสูงของพื้นที่ลดลง นอกจากนี้การขยายตัวของสังคมเมืองและการเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าชายเลนส่งผลให้ป่าชายเลนเกิดการเสื่อมโทรมและมีพื้นที่ลดลง (Parr et al., 2012) ประกอบกับระดับน้ำทะเลที่เพิ่มสูงขึ้น (Trisirisatayawong et al., 2011) เป็นเหตุให้ระบบนิเวศชายฝั่งโดยเฉพาะระบบนิเวศป่าชายเลนมีความอ่อนไหวต่อคลื่น ระดับน้ำทะเลที่สูงขึ้น พายุที่มีความรุนแรงและความถี่มากขึ้น (Toorman et al., 2018) ทำให้ความสามารถในการบรรเทาปัญหาการกัดเซาะและรักษาเสถียรภาพทางชายฝั่งของระบบนิเวศป่าชายเลนลดลง

ต้นไม้ชายเลนในระบบนิเวศป่าชายเลนมีบทบาทในการรักษาเสถียรภาพชายฝั่งโดยช่วยลดทอนกระแสน้ำและเอื้อต่อกระบวนการตกตะกอนในพื้นที่ชายฝั่ง ช่วยบรรเทาความรุนแรงของการกัดเซาะชายฝั่ง โดยเฉพาะส่วนของระบบรากที่มีบทบาทอย่างมากในกระบวนการตกตะกอน ต้นไม้ชายเลนมีระบบรากเหนือดินที่ทำหน้าที่พิเศษ ได้แก่ รากค้ำยัน (prop root) ของพันธุ์ไม้สกุลโกงกาง (*Rhizophora*) ทำหน้าที่ในการค้ำยันลำต้นให้สามารถทรงตัวได้ในสภาวะดินเลนอ่อนนุ่ม รากหายใจ (aerial root) ที่ทำหน้าที่แลกเปลี่ยนก๊าซเพื่อให้พืชสามารถเจริญเติบโตในดินภายใต้สภาวะออกซิเจนต่ำได้ เช่น รากหายใจแบบ pneumatophore ของพันธุ์ไม้สกุลแสม (*Avicennia*) และลำพู (*Sonneratia*) (Srikanth et al., 2016) ซึ่งระบบรากดังกล่าวสามารถทำหน้าที่ช่วยในการ

ดักตะกอนที่พัดพาเข้ามายังป่าชายเลนและมีอิทธิพลต่อการเคลื่อนที่ของตะกอน (Bullock et al., 2017) โดยรากเหนือดินของต้นไม้ชายเลนช่วยลดความเร็วของกระแสน้ำที่พัดพาตะกอนเข้ามา และเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำ เป็นการเพิ่มระยะเวลาให้ตะกอนแขวนลอยคงอยู่ในมวลน้ำนานขึ้น ทำให้เพิ่มโอกาสในการตกตะกอน (Furukawa and Wolanski, 1996; Scoffin, 1970) ลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดิน เช่น ความสูง เส้นผ่านศูนย์กลาง ความหนาแน่น ปริมาตร เป็นต้น มีอิทธิพลต่อกระบวนการตกตะกอน Norris และคณะ (2017) รายงานว่า ความหนาแน่นของรากเหนือดินมีความสัมพันธ์กับระดับความปั่นป่วนของมวลน้ำ โดยบริเวณที่มีความหนาแน่นของรากเหนือดินสูงจะเพิ่มแรงเสียดทานระหว่างพืชและกระแสน้ำขึ้นน้ำลง ทำให้เกิดการตกตะกอนได้ดีกว่าในพื้นที่ที่มีความหนาแน่นของรากเหนือดินต่ำ (Furukawa and Wolanski, 1996) นอกจากนี้ การสะสมของตะกอนในพื้นที่ป่าชายเลนยังขึ้นกับปริมาตรของรากเหนือดิน โดยพบว่าบริเวณที่มีปริมาตรของรากเหนือดินมากจะมีการสะสมของตะกอนในปริมาณมาก (Du and Zhang, 2020) อีกทั้งต้นไม้ชายเลนมีระบบรากใต้ดินที่ประกอบด้วยรากฝอย (fine root) ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 2 มิลลิเมตร ปริมาณมาก ซึ่งรากฝอยมีความสามารถในการยึดจับอนุภาคดิน ทำให้มีการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้น (Cahoon and Lynch, 1997) จึงทำให้บริเวณที่มีป่าชายเลนมักมีการผันแปรของระดับความสูงของพื้นที่น้อยกว่าบริเวณพื้นที่โล่งที่ไม่มีป่าชายเลน (Hoque et al., 2019; Samosorn et al., 2018; Soper et al., 2019) แสดงให้เห็นถึงความสามารถของป่าชายเลนในการรักษาเสถียรภาพบริเวณพื้นที่ชายฝั่ง

การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในป่าชายเลนขึ้นกับการสะสมของตะกอนบนพื้นผิวดินและการสะสมของอินทรีย์วัตถุในดิน (Lovelock et al., 2015) ดังนั้นหากอนุภาคแขวนลอยที่ถูกน้ำพัดพาเข้ามาในพื้นที่ที่มีความเข้มข้นสูง ประกอบกับรากเหนือดินสามารถดักตะกอนและรากฝอย (fine root) ใต้ดินสามารถยึดจับอนุภาคดินได้ จะทำให้ระดับผิวดินสูงขึ้นหรือรักษาระดับความสูงของพื้นที่ไว้ได้ ขณะที่แหล่งของอินทรีย์วัตถุในดินป่าชายเลนส่วนใหญ่มาจากพืช โดยเฉพาะรากใต้ดินที่มีปริมาณมาก เมื่อส่วนต่าง ๆ ของพืชตายหรือเสื่อมสภาพจะเกิดการแตกเป็นชิ้นเล็ก ๆ และทับถมกันกลายเป็นอินทรีย์วัตถุในดิน ซึ่งปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินขึ้นกับผลผลิตรากพืช (root production) และกระบวนการย่อยสลาย (decomposition) ของซากพืชที่เปลี่ยนรูปของคาร์บอนที่สะสมในดิน (Alongi, 2009; Woodroffe et al., 2016) เนื่องจากป่าชายเลนเป็นระบบนิเวศที่อยู่ในสถานะน้ำท่วมขังและดินมีสภาพไร้ออกซิเจน ทำให้มีอัตราการย่อยสลายที่ต่ำ ผลผลิตรากพืชจึงเป็นส่วนสำคัญในการกำหนดปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน ดังนั้นการทับถมของอินทรีย์วัตถุในดินจึงมีอิทธิพลต่อระดับความสูงของพื้นที่ที่เพิ่มขึ้น ส่งผลให้พันธุ์ไม้ชายเลนมีพื้นที่ที่สามารถตั้งตัวและทนต่อระดับน้ำทะเลที่เพิ่มสูงขึ้นได้ (Rogers et al., 2019) แสดงให้เห็นว่าระบบรากพืชทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินมีอิทธิพลต่อการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นดิน ซึ่งเป็นปัจจัยที่

ส่งผลต่อความอุดมสมบูรณ์ของป่าชายเลน (Ellis et al., 2004) และความสามารถในการตั้งตัวของพืชที่มีผลต่อเสถียรภาพชายฝั่งในระยะยาว

ปัจจุบันทั่วโลกและประเทศไทยให้ความสนใจในการฟื้นฟูและอนุรักษ์พื้นที่ป่าชายเลนเป็นอย่างมาก โดยมีมาตรการและแนวคิดเกี่ยวกับการปลูกป่าชายเลน (mangrove afforestation) เพื่อทดแทนพื้นที่ที่สูญเสีย พื้นที่ระบบนิเวศชายฝั่ง และบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่ง ทำให้ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2543 ประเทศไทยมีพื้นที่ป่าชายเลนเพิ่มขึ้น (Wanthongchai and Pongruktham, 2019) ส่วนใหญ่นิยมใช้กล้าไม้ชายเลนสกุลโกงกาง สกุลแสม และสกุลลำพู มีการติดตามผลสัมฤทธิ์ของการปลูกฟื้นฟูจากการศึกษาอัตราการอยู่รอดและการเติบโตของต้นกล้าไม้ชายเลน ผลผลิตของต้นไม้ชายเลน และลักษณะเชิงปริมาณของส่วนเหนือดินของไม้ต้นในป่าชายเลนที่มีผลต่ออัตราการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ (Willemsen et al., 2016) เช่น เส้นผ่านศูนย์กลางลำต้น ความสูง พื้นที่หน้าตัดลำต้น มวลชีวภาพ เป็นต้น แต่การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากต้นไม้ชายเลนทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินกับการตกตะกอนยังมีอยู่อย่างจำกัด โดยเฉพาะอย่างยิ่งป่าชายเลนชายฝั่งในประเทศไทยในบริเวณที่เกิดปัญหาการกัดเซาะอย่างรุนแรง

ดังนั้นการศึกษาค้นคว้าวิจัยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณ (ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดิน ความสูง พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวม) ของรากหายใจแบบ pneumatophore และความหนาแน่นของรากใต้ดินของต้นไม้ชายเลนต่อการตกตะกอน รวมถึงการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในแปลงปลูกป่าชายเลน ณ ตำบลบางปูใหม่ จังหวัดสมุทรปราการ ที่มีต้นแสมขาว (*Avicennia alba* Blume.) เป็นพันธุ์ไม้เด่น เพื่อประเมินความสามารถในการรักษาเสถียรภาพชายฝั่งและสามารถนำมาใช้เป็นตัวชี้วัดความสำเร็จในการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลนในแง่ของการรักษาเสถียรภาพชายฝั่งได้

1.2 วัตถุประสงค์

- 1) เพื่อศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินในพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัดสมุทรปราการ
- 2) เพื่อศึกษาอัตราการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัดสมุทรปราการ
- 3) เพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของของรากแสมขาวกับอัตราการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลน จังหวัดสมุทรปราการ

1.3 สมมติฐานการวิจัย

ลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินมีอิทธิพลต่ออัตราการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลน โดยคาดว่าบริเวณที่รากหายใจแบบ pneumatophore มีลักษณะเชิงปริมาณที่มีค่ามาก (เช่น ความหนาแน่น ความสูง เส้นผ่านศูนย์กลาง เป็นต้น) และบริเวณที่มีความหนาแน่นของรากใต้ดินมากจะมีการสะสมของตะกอนที่สูง ทำให้ระดับความสูงของพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลนมีความผันแปรน้อยกว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีรากพืช

1.4 ขอบเขตของการวิจัย

ศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore และรากใต้ดินของต้นแสมขาว ปริมาณตะกอนแขวนลอย อัตราการตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่เกี่ยวข้องเป็นระยะเวลาหนึ่งปี ในแปลงปลูกป่าชายเลนอายุ 10 และ 8-9 ปี (ต่อไปเรียกแปลง Y5 และ Y6-7 ตามลำดับ) และบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุม โดยพื้นที่ศึกษาตั้งอยู่ในบริเวณศูนย์ศึกษาระบบนิเวศป่าชายเลน (บางปู) ตำบลบางปูใหม่ อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรปราการ

1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ข้อมูลที่ได้สามารถใช้เป็นตัวชี้วัดบทบาททางนิเวศวิทยาของระบบนิเวศป่าชายเลนและสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการวางแผนปลูกฟื้นฟูและอนุรักษ์ป่าชายเลนให้สามารถทำหน้าที่เป็นแนวกันชนและให้นิเวศบริการ (ecosystem service) ได้อย่างยั่งยืนภายใต้การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศโลก

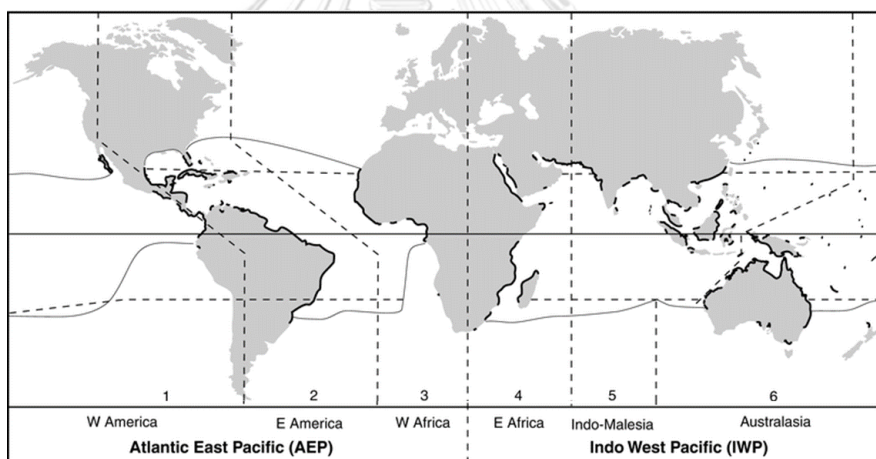
บทที่ 2

ทบทวนวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 หลักการและทฤษฎีที่เกี่ยวข้อง

2.1.1 ลักษณะสังคมพืชและปัจจัยสิ่งแวดล้อมของป่าชายเลน

ป่าชายเลน (mangrove forest) เป็นระบบนิเวศป่าดิบ (evergreen forest) กระจายตัวในบริเวณชายฝั่งและปากแม่น้ำทั้งในเขตร้อน (tropics) และเขตกึ่งร้อน (subtropics) ของโลก ตั้งแต่บริเวณเขตแอตแลนติก-แปซิฟิกตะวันออก ประกอบด้วย อเมริกาตะวันตก อเมริกาตะวันออก และแอฟริกาตะวันตก จนถึงเขตอินโด-แปซิฟิกตะวันตก ประกอบด้วย แอฟริกาตะวันออก อินโดมาเลเซีย และออสเตรเลีย (Alongi, 2009) ดังภาพที่ 2.1 โดยป่าชายเลนทั่วโลกครอบคลุมพื้นที่ประมาณ 150,000 ตารางกิโลเมตร และกระจายตัวอยู่ในพื้นที่ 123 ประเทศทั่วโลก



ภาพที่ 2.1 การกระจายตัวของระบบนิเวศป่าชายเลน (ดัดแปลงจาก (Alongi, 2009))

การกระจายพันธุ์และการเจริญเติบโตของต้นไม้ชายเลนขึ้นกับปัจจัยสิ่งแวดล้อมทั้งสภาพภูมิอากาศ (อุณหภูมิและปริมาณน้ำฝน) ความถี่และระยะเวลาของน้ำที่ท่วมถึง ความเค็มของน้ำ และลักษณะทางธรณีสัณฐานที่ต่างกันในแต่ละพื้นที่ ดังนี้

1) สภาพภูมิอากาศ

เป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการกระจายตัวของป่าชายเลนและการเจริญเติบโตของต้นไม้ชายเลน โดยมีอุณหภูมิและปริมาณน้ำฝนเป็นปัจจัยหลัก ต้นไม้ชายเลนมักเจริญเติบโตได้ดีในบริเวณที่มีอุณหภูมิสูงกว่า 20 องศาเซลเซียส และมีช่วงความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างฤดูกาลไม่เกิน 10 องศาเซลเซียส ทำให้พบต้นไม้ชายเลนกระจายพันธุ์ในเขตร้อนและเขตกึ่งร้อน โดยมีขอบเขตจำกัดระหว่างบริเวณละติจูดที่ 30 องศาเหนือและใต้ของระนาบเส้นศูนย์สูตร (Osland et al., 2017)

ปริมาณน้ำฝนเป็นอีกปัจจัยสำคัญในการเจริญเติบโตของต้นไม้ชายเลน โดยต้นไม้ชายเลนจะเจริญเติบโตได้ดีในบริเวณที่มีปริมาณน้ำฝนอยู่ในช่วง 250–2,000 มิลลิเมตรต่อปี (Osland et al., 2017) เนื่องจากในฤดูฝนมีปริมาณน้ำจืดเพียงพอต่อการเจริญเติบโตของพืชและเจือจางความเค็มของน้ำในดินทำให้พืชสามารถเจริญเติบโตได้ดี (Komiyama et al., 2019; Robert et al., 2009; Steppe et al., 2018)

2) ความเค็มของน้ำในดิน

ป่าชายเลนได้รับอิทธิพลจากความเค็มของน้ำทะเลจากน้ำขึ้นน้ำลง ซึ่งป่าชายเลนชายฝั่งได้รับน้ำที่มีความเค็มมากกว่าป่าชายเลนแม่น้ำ (Lugo et al., 2007) โดยความเค็มของน้ำในดินแปรผันตั้งแต่ 10–30 ส่วนในพันส่วน (ppt) (Hutchings and Saenger, 1987) และขึ้นกับฤดูกาล ความเค็มเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการลำเลียงน้ำและความเป็นพิษของเกลือต่อต้นไม้ชายเลน (Reef and Lovelock, 2015) พันธุ์ไม้ชายเลนจัดเป็นพืชที่สามารถเจริญเติบโตในสภาพแวดล้อมที่มีความเค็มสูงจนถึงสภาพแวดล้อมที่ดินไม่เค็มได้ (facultative halophyte) ซึ่งพืชแต่ละชนิดสามารถเติบโตในช่วงความเค็มที่ต่างกัน เช่น *A. germinans* สามารถตั้งตัวและเจริญเติบโตได้ในสภาพแวดล้อมที่น้ำในดินมีความเค็มอยู่ในช่วงร้อยละ 10–90 ของความเค็มของน้ำทะเล (35 ppt) (Nguyen et al., 2015) ขณะที่ตะบูนขาว (*Xylocarpus granatum*) เจริญเติบโตได้ดีในช่วงความเค็มที่แคบคือระหว่าง 15–25 ppt (Siddique et al., 2017) เป็นต้น

3) ความถี่และระยะเวลาที่น้ำท่วมถึง

ความถี่และระยะเวลาที่น้ำท่วมถึงส่งผลให้ดินอยู่ในสภาพที่มีน้ำท่วมขังและไร้ออกซิเจน ซึ่งบริเวณที่ได้รับความถี่และระยะเวลาที่น้ำท่วมถึงต่างกัน ทำให้คุณสมบัติทางเคมีของดินต่างกัน เช่น ค่าศักย์การนำไฟฟ้า ความเป็นกรดต่าง เป็นต้น โดยป่าชายเลนบริเวณที่ติดกับทะเลหรือแม่น้ำจะมีความถี่และระยะเวลาที่น้ำท่วมถึงมากกว่าบริเวณที่ติดกับแผ่นดิน ส่งผลต่อการกระจายตัวของต้นไม้ชายเลนในพื้นที่นั้น ๆ โดยในเขตภูมิภาคอินโด-แปซิฟิกสามารถแบ่งพื้นที่ป่าชายเลนออกเป็น

3 บริเวณ ตามความถี่ของการท่วมถึงของน้ำทะเล (Smith, 1992) ได้แก่ บริเวณที่น้ำท่วมถึงเสมอ (lower intertidal zone) พันธุ์ไม้ที่พบบริเวณนี้มักเป็นพืชเบิกนำ (pioneer species) ได้แก่ พันธุ์ไม้สกุลแสม (*Avicennia*) และสกุลลำพู (*Sonneratia*) ซึ่งเป็นพันธุ์ไม้ที่เติบโตเร็วและสามารถทนต่อการท่วมถึงของน้ำสม่ำเสมอ บริเวณที่น้ำท่วมเมื่อมีระดับน้ำสูงปานกลาง (mid-intertidal zone) พันธุ์ไม้ที่พบบริเวณนี้ คือ พันธุ์ไม้สกุลถั่ว (*Bruguiera*) และสกุลโกงกาง (*Rhizophora*) และบริเวณที่น้ำท่วมเมื่อน้ำขึ้นสูงสุดเท่านั้น (higher intertidal zone) พบสกุลหงอนไก่ (*Heritiera*) และสกุลตะบูน (*Xylocarpus*) ที่สามารถเจริญเติบโตได้ในพื้นที่ที่มีระดับพื้นที่สูง (Allen et al., 2003) เนื่องจากไม่สามารถทนต่อการท่วมของน้ำเป็นระยะเวลาอันยาวนานได้ (He et al., 2007)

ความถี่และระยะเวลาการท่วมถึงของน้ำในป่าชายเลนส่งผลต่อค่าศักย์การนำไฟฟ้า (redox potential, Eh) ดินที่อยู่ในสภาวะน้ำท่วมขังและขาดออกซิเจน เกิดจากดินมีอนุภาคขนาดเล็กมีการระบายน้ำได้ช้า จึงมีค่าศักย์การนำไฟฟ้าต่ำ (Giglioli and Thornton, 1965) นอกจากนี้การท่วมถึงของน้ำส่งผลต่อความเป็นกรดด่าง (pH) ของดิน (Thornton and Giglioli, 1965) โดยค่าความเป็นกรดด่างของดินที่พบในป่าชายเลนทั่วโลกอยู่ในช่วง 3.0–8.0 ซึ่งความเป็นกรดด่างส่งผลต่อความสามารถในการดูดซึมธาตุอาหารที่ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของพืช

4) คลื่นและกระแสน้ำ

คลื่นจากทะเลและกระแสน้ำจากแม่น้ำมีบทบาทในการกระจายพันธุ์ของต้นไม้ชายเลน โดยมีอิทธิพลต่อการพัดพาหน่อพันธุ์และเมล็ดของพันธุ์ไม้ชายเลนกระจายไปสู่แหล่งอื่น ๆ นอกจากนี้ยังมีอิทธิพลต่อการตกตะกอน โดยเกิดจากอิทธิพลของคลื่นลมหรือคลื่นใต้น้ำ (wind/swell wave) เป็นคลื่นที่ทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอน การพัดพาตะกอนเข้าและออกจากชายฝั่ง เป็นผลให้ลักษณะทางสัณฐานของชายฝั่งเกิดการเปลี่ยนแปลง นอกจากนี้ยังมีคลื่นขนาดใหญ่ (storm surge) เป็นคลื่นที่ยกตัวจากแรงของพายุที่รุนแรง ทำให้ชายฝั่งเกิดความเสียหาย (McIvor, 2012) ส่งผลต่อการอยู่รอดของต้นไม้ชายเลนและในบริเวณชายฝั่ง

5) ปัจจัยทางกายภาพของดิน

ลักษณะของดินในป่าชายเลนขึ้นกับลักษณะทางธรณีสัณฐาน มักพบดินชนิดดินแรกเกิด (Entisol) เป็นดินที่มีพัฒนาการของชั้นดินน้อย ซึ่งลักษณะเนื้อดิน (soil texture) ในบริเวณป่าชายเลนได้รับอิทธิพลจากการทับถมของตะกอนในพื้นที่ ซึ่งตะกอนจะถูกพัดพาเข้ามาโดยกระแสน้ำจากการขึ้นลงของน้ำทะเลและกระแสน้ำในแม่น้ำส่งผลให้อนุภาคดินที่มีขนาดต่างกัน ตกตะกอนและทับถมสะสมในพื้นที่ต่างกัน ลักษณะเนื้อดินพิจารณาจากสัดส่วนของอนุภาคดินเหนียว

(clay) ทรายแป้ง (silt) และทราย (sand) ซึ่งความแตกต่างของสัดส่วนอนุภาคดินเหล่านี้ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของพืช (Dasgupta et al., 2018) โดยพืชสกุลผสมเจริญเติบโตได้ดีในดินที่เป็นดินเลนปนทราย (sandy clay) (Lewis, 2005) ส่วนพืชสกุลโกก้างและสกุลถั่วเจริญเติบโตได้ดีในดินเลน (silty clay) (Robertson and Alongi, 1992) นอกจากนี้สัดส่วนของอนุภาคดินยังส่งผลต่อปริมาณธาตุอาหารในดินที่พืชอาจนำไปใช้ในการเติบโตได้ (Sheela, 2007) โดยดินที่มีสัดส่วนอนุภาคดินเหนียวมากจะมีปริมาณธาตุอาหารมาก เนื่องจากมีแรงยึดเกาะระหว่างอนุภาคดินเหนียวกับธาตุอาหาร (Banerjee, Bal and Mitra, 2018)

ความหนาแน่นรวมของดิน (soil bulk density) คือน้ำหนักแห้งต่อปริมาตรของดินขึ้นอยู่กับชนิดและสัดส่วนของอนุภาคดิน โดยดินที่มีสัดส่วนอนุภาคดินเหนียวมากจะมีความหนาแน่นดินต่ำ (Xiong et al., 2018) ส่วนดินที่มีสัดส่วนของอนุภาคดินทรายมากทำให้ความหนาแน่นดินสูง ส่งผลโดยตรงต่อลักษณะการเจริญของรากต้นไม้ชายเลนที่ตอบสนองต่อธาตุอาหารและน้ำที่มีอยู่ปริมาณน้อยด้วยการเพิ่มความยาวราก (Ola et al., 2018)

6) ธาตุอาหาร

ธาตุอาหารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของต้นไม้ชายเลน ซึ่งธาตุอาหารที่พบในรูปสารอนินทรีย์ เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม แคลเซียม แมกนีเซียม เป็นต้น โดยธาตุอาหารที่มีประจุบวกจะยึดเกาะกับผิวอนุภาคดินเหนียวซึ่งมีประจุลบและถูกพัดพามากับแม่น้ำและทะเลในช่วงฤดูฝน (ปิยะพล แก่นคง, 2563) ฟอสฟอรัสมีแหล่งที่มาจากการผุพังของชั้นหินและฟอสฟอรัสในรูปฟอสเฟตจากตะกอนที่พัดพามาจากมหาสมุทร (Behera et al., 2014) ส่วนไนโตรเจนมาจากตะกอนที่ถูกพัดพามากับกระแสน้ำและมาจากกระบวนการที่เกิดจากกิจกรรมของแบคทีเรียในดิน เช่น กระบวนการตรึงไนโตรเจน (nitrogen fixation) กระบวนการสร้างไนเตรต (nitrification) เป็นต้น หากแต่ดินในป่าชายเลนอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน ทำให้กิจกรรมของแบคทีเรียเกิดขึ้นได้ช้า นอกจากนี้ยังมีธาตุอาหารในรูปสารอินทรีย์ที่มาจากสิ่งมีชีวิต ได้แก่ คาร์บอนอินทรีย์ ฟอสฟอรัสอินทรีย์ ซึ่งเป็นรูปที่เกิดการเปลี่ยนแปลงและถูกน้ำพัดพาออกจากระบบบึงได้ จากที่กล่าวมานี้ชี้ให้เห็นว่าป่าชายเลนอยู่ในสภาวะที่มีธาตุอาหารจำกัด โดยเฉพาะไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Feller et al., 2003; Lovelock et al., 2006) นอกจากนี้การกระจายเชิงพื้นที่ของพันธุ์ไม้มีความแตกต่างในแต่ละพื้นที่ขึ้นกับปริมาณธาตุอาหารในดิน (Sherman et al., 1998)

7) ลักษณะทางธรณีสัณฐาน

ลักษณะทางธรณีสัณฐานในป่าชายเลนขึ้นกับลักษณะภูมิประเทศและปัจจัยทางอุทกวิทยา เช่น การไหลของแม่น้ำ กระแสน้ำ คลื่น เป็นต้น โดยพื้นที่บริเวณปากแม่น้ำมีลักษณะเป็นดินดอนสามเหลี่ยมขนาดใหญ่ และได้รับตะกอนที่พัดพามากับแม่น้ำปริมาณมากและได้รับธาตุอาหารมาก ทำให้ป่าชายเลนปากแม่น้ำมีความอุดมสมบูรณ์ พื้นที่บริเวณริมชายฝั่งทะเลจะได้รับตะกอนที่พัดพามาจากทะเลซึ่งเป็นตะกอนทราย ส่วนป่าชายเลนบริเวณหมู่เกาะในมหาสมุทรและบริเวณใกล้แนวปะการังจะได้รับอิทธิพลของคลื่นใต้ทะเล และตะกอนส่วนใหญ่จึงมักเป็นตะกอนที่มาจากหินปูน ซึ่งลักษณะทางธรณีสัณฐานของพื้นที่ที่ต่างกันส่งผลต่อการกระจายตัวของพันธุ์ไม้และลักษณะโครงสร้างป่าชายเลน นอกจากนี้ยังมีลักษณะความลาดชันของพื้นที่และระดับความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ส่งผลต่อความถี่และระยะเวลาที่น้ำท่วมถึง (Knight et al., 2009)

ป่าชายเลนในพื้นที่ศึกษา ณ บริเวณศูนย์ศึกษาระบบนิเวศป่าชายเลน (บางปู) ตำบลบางปูใหม่ อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรปราการ มีลักษณะเป็นป่าชายเลนชายฝั่ง (fringe mangrove) หมายถึงเป็นป่าชายเลนที่อยู่บริเวณชายฝั่งทะเล พื้นที่ที่มีความลาดชันน้อย มักได้รับอิทธิพลจากน้ำขึ้นน้ำลงสม่ำเสมอทุกวัน บางพื้นที่ได้รับอิทธิพลจากพายุที่รุนแรง ทำให้พันธุ์ไม้มีการปรับตัวโดยการมีระบบรากเหนือดินที่ทำหน้าที่พิเศษ และมักพบความหลากหลายของพันธุ์ไม้ต่ำ ซึ่งป่าชายเลนในพื้นที่ศึกษา (บางปู) ตั้งอยู่บริเวณชายฝั่งอ่าวไทยและอยู่ห่างจากปากแม่น้ำเจ้าพระยาทางทิศตะวันออกประมาณ 5 กิโลเมตร ทำให้พื้นที่นี้ได้รับอิทธิพลจากน้ำขึ้นน้ำลงและกระแสน้ำจากทะเลอย่างสม่ำเสมอ ได้รับอิทธิพลจากความเค็มของน้ำทะเลตลอดทั้งปี และคลื่นทะเลพัดพาตะกอนทรายละเอียดเข้ามาตกสะสมแทรกสลับกับตะกอนดินเหนียวที่ถูกพัดพาจากปากแม่น้ำเจ้าพระยา ทำให้มีลักษณะธรณีสัณฐานแบบตะกอนดินเหนียวที่ลุ่มน้ำท่วมซึ่งป่าชายเลนบนตะกอนดินเหนียวทะเล (marine clay deposit) (กรมทรัพยากรธรณี, 2559)

การปรับตัวของพันธุ์ไม้ชายเลน

พันธุ์ไม้ชายเลนเป็นพืชที่เจริญเติบโตได้ในสภาวะที่น้ำในดินมีความเค็ม โดยอาศัยกลไกทางสรีรวิทยาในการช่วยรักษาสมดุลไอออน (Parida and Jha, 2010) ได้แก่ การแยกเกลือ (salt exclusion) การขับเกลือ (salt secretion) และ การสะสมเกลือ (salt accumulation) โดยมีความต่างกันขึ้นกับชนิดของพืช เช่น พันธุ์ไม้สกุลโกงกาง พบกลไกการแยกเกลือด้วยกลไกการกรองผ่านเยื่อบาง ๆ (ultrafiltration) บริเวณเยื่อหุ้มเซลล์ในชั้นคอร์เทกซ์ (cortex) ของราก เพื่อกรองเฉพาะน้ำจืดลำเลียงเข้าสู่ลำต้น ส่วนพืชสกุลแสม สกุลเหียงอกปลาหมอ (*Acanthus*) สกุลใบพาย (*Aegialitis*) และสกุลเล็บมือนาง (*Aegiceras*) มีการขับเกลือส่วนเกินออกจากต่อมขับเกลือ

(salt gland) บริเวณใบ ส่วนพันธุ์ไม้สกุลลำพู สกุลตะบูน และตาตุ่มทะเล (*Excoecaria agallocha*) พบการสะสมเกลือในเนื้อเยื่อใบ

สภาพแวดล้อมที่เป็นดินเลนและมีน้ำท่วมขังส่งผลให้พืชมีการปรับตัวโดยมีระบบรากพิเศษทำหน้าที่ค้ำยันลำต้นให้คงอยู่ได้ เช่น รากค้ำยัน (prop root) ที่พบในพันธุ์ไม้สกุลโกงกาง รากพุ่มพอน (buttress root) ที่พบในพันธุ์ไม้สกุลตะบูน เป็นต้น พันธุ์ไม้ชายเลนสามารถเจริญเติบโตในสภาพดินที่ไร้ออกซิเจนได้ โดยมีโครงสร้างช่องอากาศ (lenticel) มีลักษณะเป็นรอยแตกหรือช่องเล็ก ๆ ที่ผิวของลำต้นหรือรากอากาศ ซึ่งช่วยในการแลกเปลี่ยนก๊าซระหว่างเนื้อเยื่อของพืชกับบรรยากาศในสภาพน้ำท่วมขัง ตัวอย่างเช่น พังกาหัวสุมดอกขาว (*B. sexangula*) พบช่องอากาศ (lenticel) บริเวณลำต้น นอกจากนี้พืชบางชนิดมีการสร้างระบบรากพิเศษ ซึ่งทำหน้าที่ในการแลกเปลี่ยนก๊าซ เช่น รากหายใจแบบ pneumatophore ในพันธุ์ไม้สกุลแสมและสกุลลำพู นอกจากนี้ในรากพืชยังมีเนื้อเยื่อ aerenchyma ขนาดใหญ่ที่เป็นทางผ่านของก๊าซออกซิเจนและช่วยในการเก็บอากาศ (Pi et al., 2009)

การกระจายพันธุ์ของต้นไม้ชายเลนมีลักษณะเป็นแบบ vivipary ที่ผลงอกขณะติดอยู่บนต้นแม่ อาทิ หน่วยกระจายพันธุ์ของพันธุ์ไม้สกุลโกงกางที่ส่วนของลำต้นใต้ใบเลี้ยง (hypocotyl) งอกยาวตั้งแต่อยู่บนต้นแม่ และเมื่อร่วงจากต้นแม่จะปักลงพื้นดินและสามารถตั้งตัวได้ในดินที่อ่อนนุ่ม และรากเจริญอย่างรวดเร็ว นอกจากนี้ผลของต้นไม้ชายเลนบางชนิดสามารถลอยน้ำทำให้กระจายพันธุ์ไปยังบริเวณอื่นได้ เช่น พันธุ์ไม้สกุลแสม สกุลลำพู เป็นต้น

การแบ่งเขตพันธุ์ไม้ในป่าชายเลน

โครงสร้างสังคมพืชป่าชายเลนมีเอกลักษณ์แตกต่างจากป่าบก กล่าวคือ พันธุ์ไม้มีการกระจายตัวเป็นแนวเขตชัดเจน เรียกว่า การแบ่งเขตพันธุ์ไม้ (zonation) (Snedaker, 1982) ในพื้นที่ป่าชายเลนมีสภาพแวดล้อมต่างกันขึ้นกับระยะห่างจากทะเลหรือแม่น้ำ ดังนั้นปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่พืชได้รับจึงต่างกันส่งผลให้มีพันธุ์ไม้เด่นที่ต่างกันในแต่ละบริเวณ เนื่องจากพืชแต่ละชนิดมีความสามารถในการเติบโตในสภาพแวดล้อมต่างกัน ได้แก่ ความเค็มของน้ำในดิน การระบายน้ำ ความถี่ของการท่วมถึงของน้ำทะเล (Crace et al., 2013)

บริเวณป่าชายเลนด้านที่ติดกับชายฝั่งหรือริมแม่น้ำมีความถี่ของน้ำท่วมถึงอย่างสม่ำเสมอและได้รับน้ำท่วมเป็นระยะเวลาาน ดังนั้นพืชที่พบในบริเวณนี้จึงเป็นพืชที่เติบโตในที่ที่มีความเค็มได้มาก พื้นที่โล่งและน้ำท่วมถึงตลอดเวลา ไม่ทนร่ม มีบทบาทเป็นพันธุ์ไม้เบิกนำ (pioneer species) ได้แก่ พันธุ์ไม้สกุลแสมและสกุลลำพู นอกจากนี้ยังมีความสามารถในการดักตะกอนที่พัดพามาจากแม่น้ำด้วย โครงสร้างส่วนเหนือดินทั้งลำต้นและรากหายใจแบบ pneumatophore ถัดเข้ามาด้านในแผ่นดิน

บริเวณที่น้ำท่วมถึงปานกลางและมีความลึกของชั้นดินเลนที่มากขึ้น สามารถพบพันธุ์ไม้สกุลโกก่าง ส่วนพันธุ์ไม้สกุลถั่ว และสกุลโปรง (*Ceriops*) พบได้ในบริเวณที่ดินมีความหนาแน่นสูงและมีระดับความสูงของพื้นที่มากขึ้น และบริเวณที่อยู่ด้านในติดแผ่นดินมากที่สุด ซึ่งมีน้ำทะเลท่วมถึงเฉพาะเวลาที่น้ำทะเลขึ้นสูงสุด พืชที่สามารถเจริญเติบโตในบริเวณนี้ ได้แก่ ตาตุ่มทะเล (*E. agallocha*) เป้ง (*Phoenix paludosa*) และ พังกาหัวสุมดอกแดง (*B. gymnorrhiza*) (Imai et al., 2006; Johnstone, 1983; Smith, 1987) อย่างไรก็ตามการแบ่งเขตพันธุ์ไม้ในแต่ละพื้นที่อาจมีความแตกต่างกันขึ้นกับปัจจัยสิ่งแวดล้อมในท้องถิ่นนั้น ๆ เช่น ความเค็ม การท่วมถึงของน้ำ ลักษณะภูมิประเทศ เป็นต้น

การแบ่งเขตพันธุ์ไม้ของป่าชายเลนที่พบในประเทศไทยมีลักษณะต่างกันขึ้นกับลักษณะภูมิประเทศและปัจจัยสิ่งแวดล้อมท้องถิ่น ตัวอย่างเช่น บริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด พบการแบ่งเขตพันธุ์ไม้ที่ชัดเจน 3 เขตพันธุ์ไม้ (สัญลักษณ์ เจริญพรภักดี, 2557) โดยแบ่งเป็นเขตที่อยู่ติดแม่น้ำคือ เขตพันธุ์ไม้แสม (*Avicennia* zone) พบแสมขาว (*A. alba*) เป็นพันธุ์ไม้เด่น ถัดเข้ามาคือ เขตพันธุ์ไม้โกก่าง (*Rhizophora* zone) มีพันธุ์ไม้เด่นคือ โกก่างใบเล็ก (*R. apiculata*) และโกก่างใบใหญ่ (*R. mucronata*) และเขตสุดท้ายที่ติดกับแผ่นดินคือ เขตพันธุ์ไม้ตะบูน (*Xylocarpus* zone) มีตะบูนขาว (*X. granatum*) เป็นพันธุ์ไม้เด่น บริเวณป่าชายเลนชายฝั่งอันดามัน จังหวัดระนอง สามารถแบ่งออกเป็น 4 เขตพันธุ์ไม้ ตามระดับการท่วมถึงของน้ำทะเล ซึ่งเขตพันธุ์ไม้ที่อยู่ติดชายฝั่งคือ เขตพันธุ์ไม้ลำพูทะเลและแสมขาว (*Sonneratia alba*–*Avicennia alba* zone) ถัดเข้ามาคือ เขตพันธุ์ไม้โกก่างใบเล็ก (*Rhizophora apiculata* zone) ถัดเข้ามาคือ เขตพันธุ์ไม้โกก่างใบเล็กและพังกาหัวสุมดอกแดง (*Rhizophora apiculata*–*Bruguiera gymnorrhiza* zone) และสุดท้ายเป็นเขตพันธุ์ไม้โปรงแดงและตะบูน (*Ceriops tagal*–*Xylocarpus* zone) ซึ่งเป็นบริเวณที่อยู่ติดกับแผ่นดิน (Imai et al., 2006)

2.1.2 บทบาทของระบบนิเวศป่าชายเลน

ระบบนิเวศป่าชายเลนเชื่อมต่อระหว่างระบบนิเวศบกและระบบนิเวศทะเล ประกอบด้วยพันธุ์ไม้และสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ ดำรงชีวิตอยู่ร่วมกัน ระบบนิเวศป่าชายเลนจึงมีบทบาทในการเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของสัตว์หน้าดินและสัตว์บกต่าง ๆ แหล่งอนุบาลสัตว์น้ำ (Dahlgren et al., 2006) และเป็นแหล่งอาหารของสัตว์และสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ (Hogarth, 1999) มีความสำคัญในการเป็นแหล่งทรัพยากรของมนุษย์ที่สามารถใช้ประโยชน์ในด้านป่าไม้โดยการนำไม้มาเผาเป็นถ่าน การทำประมง (Carrasquilla-Henao and Juanes, 2017; Dahdouh-Guebas et al., 2006; Hussain and Badola, 2010) นอกจากนี้ระบบนิเวศป่าชายเลนยังมีบทบาทสำคัญด้านนิเวศวิทยาโดยเฉพาะใน

วัฏจักรคาร์บอนและวัฏจักรธาตุอาหารในระบบนิเวศชายฝั่งและปากแม่น้ำ ป่าชายเลนเป็นระบบนิเวศที่มีผลผลิตปฐมภูมิสูง (Alongi, 2018) กล่าวคือมีการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์จากชั้นบรรยากาศมาสะสมในรูปของมวลชีวภาพพืชได้มาก ทั้งส่วนเหนือดินที่ประกอบด้วย ลำต้น กิ่ง ใบ ส่วนสืบพันธุ์ รากเหนือดิน และส่วนใต้ดิน ได้แก่ ราก รวมถึงเกิดการปลดปล่อยคาร์บอนผ่านกระบวนการย่อยสลายน้อยในสภาวะที่ดินมีน้ำท่วมขังและไร้ออกซิเจน (Alongi, 2014) จึงทำให้ระบบนิเวศป่าชายเลนสะสมคาร์บอนในดินได้มากกว่าระบบนิเวศอื่น (Alongi, 2014; Donato et al., 2011) ซึ่งชี้ให้เห็นถึงความสามารถในการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอน นอกจากนี้ระบบนิเวศป่าชายเลนยังส่งผ่านคาร์บอนไปยังระบบนิเวศใกล้เคียง โดยการพัดพาซากพืชที่ร่วงหล่นออกไปจากบริเวณป่า อย่างไรก็ตามมีการศึกษารายงานว่าแปลงปลูกป่าชายเลนอายุมากมีการส่งผ่านคาร์บอนในรูปซากพืชที่ร่วงหล่นน้อยกว่าแปลงปลูกอายุน้อย (ธนพล พงศ์สุวรรณ และคณะ, 2564) เมื่อรากพืชตายลงเกิดการแตกเป็นชิ้นเล็ก ๆ กลายเป็นอินทรีย์วัตถุ (organic matter) สะสมในดิน ซึ่งคาร์บอนบางส่วนในซากพืชจะถูกปลดปล่อยในรูปคาร์บอนอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (dissolved organic carbon) และคาร์บอนอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (dissolved inorganic carbon) และก๊าซมีเทน (Soper et al., 2019) แต่คาร์บอนเหล่านี้ถูกปลดปล่อยในปริมาณที่น้อยกว่าคาร์บอนที่สะสมในระบบนิเวศ นอกจากนี้คาร์บอนยังถูกปลดปล่อยผ่านกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในรูปคาร์บอนไดออกไซด์ แต่เกิดขึ้นในปริมาณน้อย ทำให้ป่าชายเลนสามารถกักเก็บคาร์บอนทั้งส่วนเหนือดินและส่วนใต้ดิน (รากใต้ดินและดิน) มากกว่าระบบนิเวศอื่น (Donato et al., 2011) ซึ่งปริมาณคาร์บอนสะสมในป่าชายเลนทั่วโลกเฉลี่ยอยู่ที่ 738.9 ± 27.9 เมกะกรัมคาร์บอนต่อเฮกแตร์ โดยคาร์บอนที่สะสมในส่วนเหนือดิน รากใต้ดิน และดิน คิดเป็นร้อยละ 8.7, 14.8 และ 76.5 ตามลำดับ (Alongi, 2020) อีกทั้งป่าชายเลนที่อายุมากมีอัตราการปลดปล่อยคาร์บอนที่ช้ากว่าป่าชายเลนที่อายุน้อยทั้งในด้านการดักจับ การส่งผ่าน และการปลดปล่อยคาร์บอน (ธนพล พงศ์สุวรรณ และคณะ, 2564) แสดงให้เห็นถึงบทบาทสำคัญของป่าชายเลนในด้านการเป็นแหล่งกักเก็บและส่งผ่านคาร์บอน

นอกจากนี้ระบบนิเวศป่าชายเลนยังมีบทบาทสำคัญในด้านการช่วยปกป้องและรักษาเสถียรภาพของพื้นที่ชายฝั่งผ่านกระบวนการลดทอนคลื่นและกระบวนการตกตะกอน ซึ่งโครงสร้างส่วนต่าง ๆ ของพืชมีความสามารถในการลดทอนพลังงานของคลื่น ได้แก่ ลำต้นและระบบรากเหนือดินที่ช่วยสลายพลังงานคลื่นผ่านการเกิดแรงต้าน กล่าวคือ เมื่อคลื่นเคลื่อนเข้ามาปะทะกับลำต้นและรากทำให้เกิดแรงต้านหรือแรงลากในน้ำส่งผลให้พลังงานของคลื่นลดลง (Rasmeemasuang and Sasaki, 2015) อีกทั้งลักษณะโครงสร้างป่าหรือโครงสร้างพืชพรรณก็เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีอิทธิพลต่อการลดทอนคลื่น เช่น อายุของหมู่ไม้ ความหนาแน่นของต้นไม้ (Mazda et al., 1997) เป็นต้น โดยป่าชายเลนที่มีความหนาแน่นของต้นไม้มากสามารถลดความรุนแรงของลมและคลื่นขนาดใหญ่

(storm surge) ได้สูง (Mclvo et al., 2012) บริเวณป่าชายเลนที่พบการกระจายของรากเหนือดินที่สามารถสลายพลังงานคลื่น โดยบริเวณที่มีรากจะมีสัมประสิทธิ์ความเสียดทาน (friction coefficient) สูงกว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีรากปกคลุม ทำให้พลังงานของคลื่นที่เคลื่อนผ่านรากลดลง นอกจากนี้เรือนยอดของต้นไม้สามารถบรรเทาแรงลมและลดการถ่ายทอดพลังงานไปยังผิวน้ำหรือคลื่น ทำให้พลังงานของคลื่นบริเวณที่มีป่าชายเลนปกคลุมน้อยกว่าพลังงานของคลื่นบริเวณนอกป่าชายเลน โดยพลังงานคลื่นที่ถูกลดทอนทำให้ความสูงของคลื่นลดลง ดังภาพที่ 2.2 ส่งผลให้การเคลื่อนที่ของตะกอนช้าลง จึงเพิ่มระยะเวลาให้ตะกอนแขวนลอยอยู่ในมวลน้ำได้นานขึ้นและส่งเสริมให้เกิดการตกตะกอนมากขึ้น ประกอบกับโครงสร้างพีชส่วนเหนือดิน คือ ลำต้นและรากเหนือดิน มีความสามารถในการดักตะกอนและอินทรีย์วัตถุ (Lee et al., 2014) ที่พัดพามากับกระแสน้ำ ส่วนโครงสร้างรากใต้ดินมีความสามารถในการยึดจับตะกอน ช่วยรักษามวลดิน ลดการพัดพาตะกอนออกจากพื้นที่ แสดงให้เห็นว่าต้นไม้ชายเลนมีความสามารถในการรักษาเสถียรภาพชายฝั่ง ผ่านกระบวนการดักตะกอนและช่วยบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่งได้ (Mclvo et al., 2013)



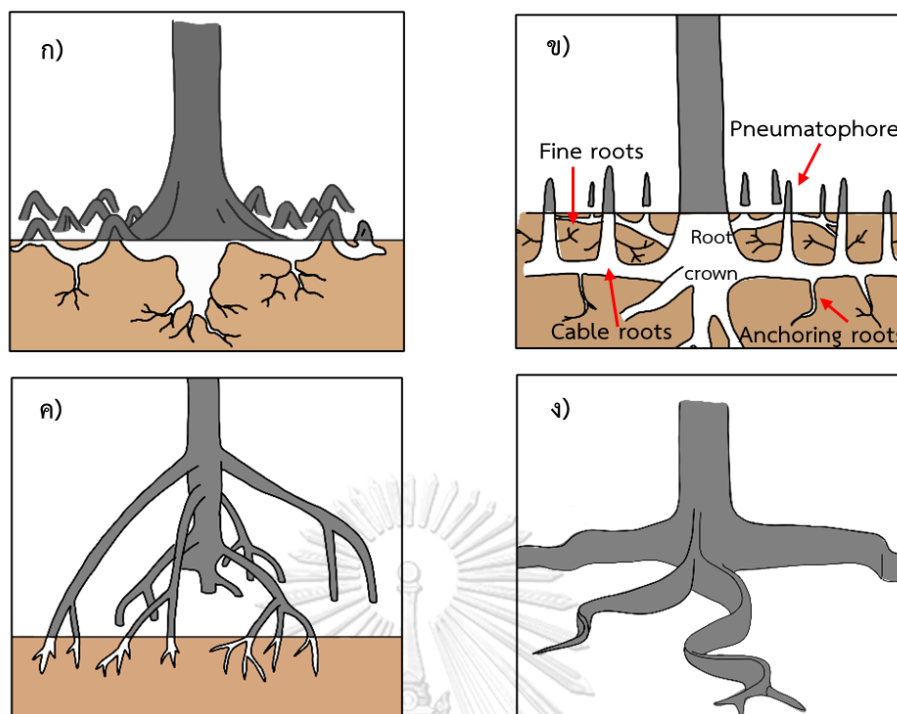
ภาพที่ 2.2 กลไกการลดทอนของคลื่นในป่าชายเลน (ดัดแปลงจาก Rasmeemasuang and Sasaki, 2015)

2.1.3 ระบบรากของพันธุ์ไม้ชายเลน

โครงสร้างรากของพันธุ์ไม้ชายเลนมีลักษณะพิเศษที่เป็นการปรับตัวเพื่อช่วยในการเจริญเติบโตในสภาวะดินที่ขาดออกซิเจน (anoxia) และดินเลนที่อ่อนนุ่ม เนื่องจากได้รับอิทธิพลจากน้ำทะเลท่วมถึงอย่างสม่ำเสมอ ซึ่งต้นไม้ชายเลนมีการกระจายมวลชีวภาพไปยังบริเวณรากมากทำให้ต้นไม้ในป่าชายเลนมีลักษณะที่เรียกว่า bottom-heavy tree form (Ong, Gong and Wong, 2004)

รากเหนือดินของพันธุ์ไม้ชายเลนมีหน้าที่ในการแลกเปลี่ยนก๊าซเนื่องจากป่าชายเลนถูกน้ำท่วมขังและขาดออกซิเจน เรียกว่า รากหายใจ (aerial root) ซึ่งเป็นรากที่ต้องสัมผัสกับอากาศอย่างน้อยที่สุดในช่วงหนึ่งของวัน (Gill and Tomlinson, 1977) เพื่อรับออกซิเจนจากบรรยากาศและลำเลียงไปยังส่วนใต้ดิน โดยรากหายใจมีลักษณะต่างกันขึ้นกับชนิดของพืช ได้แก่ รากหัวเข่า (knee root) เป็นรากหายใจที่โผล่ขึ้นมาเหนือผิวดินและหักโค้งกลับลงดิน มีลักษณะคล้ายหัวเข่า (ภาพที่ 2.3ก) โดยรูปร่างและขนาดขึ้นกับชนิดของพืชและสภาพพื้นที่ สามารถพบได้ในพันธุ์ไม้สกุลถั่วและสกุลโปรง (*Ceriops*) รากหายใจแบบ pneumatophore ที่เจริญมาจากรากแขนงแบบเคเบิล (cable root) โผล่ขึ้นเหนือดิน ตั้งฉากกับรากแขนงแบบเคเบิลรอบ ๆ ลำต้น มีลักษณะเป็นทรงกระบอกปลายเรียวคล้ายดินสอดในพันธุ์ไม้สกุลแสมและมีลักษณะเป็นทรงกรวยในสกุลลำพู (ภาพที่ 2.3ข) พบช่องอากาศ (lenticel) จำนวนมากที่บริเวณผิ্বরากหายใจแบบ pneumatophore ทำหน้าที่ในการแลกเปลี่ยนก๊าซ นอกจากนี้ยังพบคลอโรฟิลล์สะสมอยู่ที่บริเวณเซลล์ผิว ทำให้สามารถสังเคราะห์ด้วยแสงได้ รากค้ำจุนหรือค้ำยัน (prop/stilt root) เป็นรากที่เกิดจากลำต้นแตกกิ่งก้านสาขาและโค้งลงสู่ดิน (ภาพที่ 2.3ค) เมื่อรากชนิดนี้มีอายุมากขึ้นจะมีหน้าที่หลักช่วยในการค้ำยันลำต้นให้พืชสามารถทรงตัวอยู่ได้ในดินเลน พบในพันธุ์ไม้สกุลโกงกาง เช่น โกงกางใบเล็ก (*R. apiculata*) โกงกางใบใหญ่ (*R. mucronata*) เป็นต้น สามารถพบช่องอากาศใต้บนผิ্বরากค้ำยันที่มีอายุน้อย รากพูกอน (buttress root) เป็นรากค้ำยันอีกชนิดหนึ่งที่พบในพันธุ์ไม้สกุลตะบูนและสกุลทองนกั้ เจริญมาจากรากแขนงแบบเคเบิลในแนวตั้ง มีลักษณะคดเคี้ยว คล้ายครีบหรือแผ่นกระดาน (ภาพที่ 2.3ง) ส่วนรากใต้ดินของต้นไม้ชายเลนมีหน้าที่ต่างกันตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของราก โดยรากขนาดใหญ่ (coarse root) มีหน้าที่ในการยึดตรึงให้ลำต้นตั้งอยู่บนดินเลนที่อ่อนนุ่มได้และลำเลียงน้ำและธาตุอาหารไปสู่ส่วนเหนือดิน ขณะที่รากฝอย (fine root) ทำหน้าที่ในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหารให้พืชสามารถเจริญเติบโตอยู่ได้

ป่าชายเลนในพื้นที่ศึกษา ณ บริเวณศูนย์ศึกษาระบบนิเวศป่าชายเลน (บางปู) ตำบลบางปูใหม่ อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรปราการ พบพันธุ์ไม้ชายเลนกระจายตัวเป็นแนวแคบตลอดแนวชายฝั่ง ประกอบด้วยชนิดเด่นที่พบได้มาก คือ แสมขาว (*A. alba*) มีรากที่เจริญจากลำต้นบริเวณใต้ดินที่เรียกว่า root crown บริเวณนี้จะมีระบบรากใต้ดินแบบรากแขนงแบบเคเบิลเจริญแผ่กระจายออกทางด้านข้างขนานกับผิวดิน เป็นรากที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางและความยาวมากที่สุด มีรากขนาดเล็กแตกแขนงจากรากเคเบิลในแนวตั้ง เรียกว่า anchoring root ทำหน้าที่ในการยึดเกาะ และบริเวณติดกับฐานของรากหายใจแบบ pneumatophore จะมีรากฝอย (fine root) ซึ่งเป็นรากที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเล็กที่สุด (น้อยกว่า 2 มิลลิเมตร) ทำหน้าที่ในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหารต่าง ๆ (ภาพที่ 2.3ข)



ภาพที่ 2.3 ระบบรากเหนือดินของพันธุ์ไม้ป่าชายเลน ได้แก่ ก) รากหัวเข่า, ข) รากหายใจแบบ pneumatophore, ค) รากค้ำยัน และ ง) รากพูพอน (ดัดแปลงจาก Rasmeemasuang and Sasaki, 2015)

ลักษณะเชิงคุณภาพและเชิงปริมาณของรากพืช (root qualitative and quantitative characters)

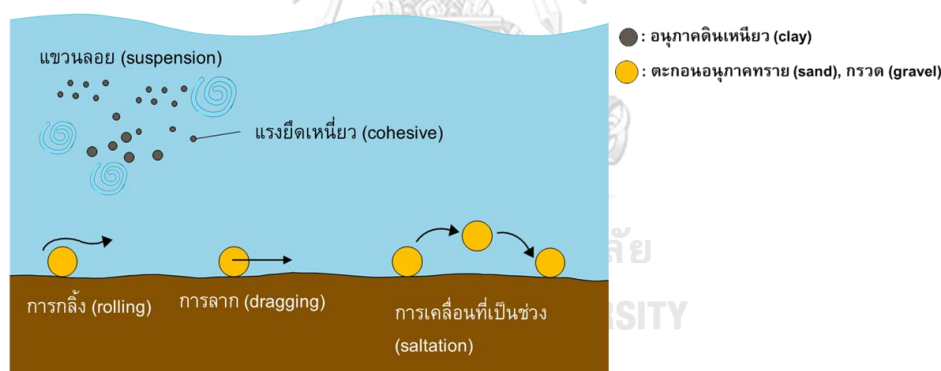
ลักษณะเชิงคุณภาพเป็นลักษณะที่ไม่สามารถวัดออกมาเป็นตัวเลขและมักใช้การแบ่งประเภท จึงอาจเกิดความไม่ชัดเจนและเกิดความอคติในการศึกษาและการวิเคราะห์ข้อมูล ทำให้การศึกษาส่วนใหญ่ใช้ลักษณะเชิงคุณภาพประกอบกับข้อมูลอื่น ตัวอย่างการศึกษาลักษณะเชิงคุณภาพของรากต้นไม้ชายเลน เช่น การจำแนกชนิดของราก ประกอบด้วย รากหายใจแบบ pneumatophore รากค้ำยัน รากพูพอน เป็นต้น (Duke, Ball and Ellison, 1998; Tomlinson, 2016) ความมีชีวิตของรากโดยสังเกตจากลักษณะสีและความสดของรากเพื่อแยกรากที่มีชีวิตและรากตาย (Middleton and McKee, 2001) ส่วนลักษณะเชิงปริมาณเป็นลักษณะที่สามารถวัดค่าและแสดงผลเป็นตัวเลขได้ ซึ่งเป็นลักษณะที่นิยมศึกษาในระบบนิเวศป่าชายเลน ตัวอย่างการศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของต้นไม้ชายเลน เช่น การศึกษาปริมาณคาร์บอนในมวลชีวภาพของต้นไม้ ประกอบด้วยส่วนของใบ ลำต้น ดอก รากเหนือดินและใต้ดิน (Koch, 2002; Nordhaus, 2004) การศึกษาพื้นที่ใบ (Ball, 1988; Lin and Wang, 2001; Medina et al., 2001; Krauss, Allen and Cahoon, 1997;

Okello et al., 2014; Saenger and West, 2016) และการศึกษาความหนาแน่นของเนื้อไม้ (Santini, Schmitz and Lovelock, 2012) เป็นต้น

ลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดิน ได้แก่ ความสูง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง ปริมาตร พื้นที่ผิว ความหนาแน่น (Krauss, Allen and Cahoon, 2003) สามารถศึกษาได้จากเครื่องมือวัดแบบแสดงผลด้วยระบบสเกล เช่น เวอร์เนียร์คาลิเปอร์ ไม้บรรทัด เป็นต้น หรือการนับจำนวนเพื่อคำนวณความหนาแน่น ซึ่งเป็นวิธีที่ง่าย ต้นทุนต่ำ แต่ใช้เวลานานในการวัด นอกจากนี้ยังมีการศึกษาด้วยวิธี photogrammetric reconstruction (Norris et al., 2017) เป็นวิธีการวัดและคำนวณจากภาพถ่าย ซึ่งเป็นวิธีที่มีความแม่นยำ รวดเร็ว แต่ระบบสแกนภาพถ่ายมีราคาสูง ลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดินที่ศึกษาอย่างแพร่หลาย คือ การคำนวณมวลชีวภาพเพื่อใช้ในการประมาณปริมาณคาร์บอนและธาตุอาหารที่สะสมในส่วนเหนือดินของระบบนิเวศป่าชายเลน (Koch, 2002) ด้วยวิธีการเก็บตัวอย่างราก ออบ และชั่งน้ำหนัก หรือการใช้สมการแอลโลเมตรี (allometry method) จากแนวความคิดของ Huxley and Teissier (1936) กล่าวว่า การเจริญเติบโตของร่างกายทั้งหมดของสิ่งมีชีวิตมีความสัมพันธ์กับการเจริญเติบโตของอวัยวะหนึ่งของร่างกาย เพื่อคำนวณน้ำหนักของรากพืช โดยใช้สมการถดถอย (regression equation) ระหว่างน้ำหนักกับขนาดของส่วนที่วัดได้ของพืช ตัวอย่างเช่น เส้นผ่านศูนย์กลางลำต้น ความสูง (Poungpam et al., 2002; Poungpam et al., 2004; Rodtassana and Poungpam, 2012) ลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน ได้แก่ ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง ความยาว ความหนาแน่น และมวลชีวภาพ สามารถศึกษาด้วยวิธีการขุด (excavation method) ในภาคสนามตามความลึกของราก จากนั้นชั่งด้วยแรงดันน้ำหรืออากาศ เป็นวิธีที่เหมาะสมต่อการศึกษาลักษณะของระบบราก ความยาว และการกระจายรากของต้นไม้ทั้งต้น จึงเป็นวิธีที่ใช้แรงงานและใช้เวลามาก หรืออาจใช้วิธีขุดก้อนดิน (monolith method) ลักษณะเป็นก้อนทรงสี่เหลี่ยม (soil block) ที่มีขนาดตั้งแต่ 10 x 10 x 10 ลูกบาศก์เซนติเมตร ถึง 1 ตัน เหมาะสำหรับศึกษาระบบรากที่กระจายบริเวณผิวดิน หรือเป็นก้อนดินลักษณะทรงกระบอกมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางตั้งแต่ 5–100 เซนติเมตร ลึก 30–100 เซนติเมตร ขึ้นกับชนิดของพืชและวัตถุประสงค์ของงานวิจัย ซึ่งรูปทรงกระบอกนี้เหมาะสำหรับศึกษาระบบรากที่กระจายตามแนวตั้ง และสามารถประยุกต์ใช้อุปกรณ์เก็บตัวอย่างดิน (auger method) ได้ ซึ่งเป็นวิธีที่ง่าย แต่ไม่เหมาะต่อการศึกษาในพื้นที่ที่มีความหนาแน่นของรากในชั้นดินน้อย กระจายลึก และรากมีความแข็งแรงมาก (Bohm, 1979)

2.1.4 กระบวนการตกตะกอนในป่าชายเลน

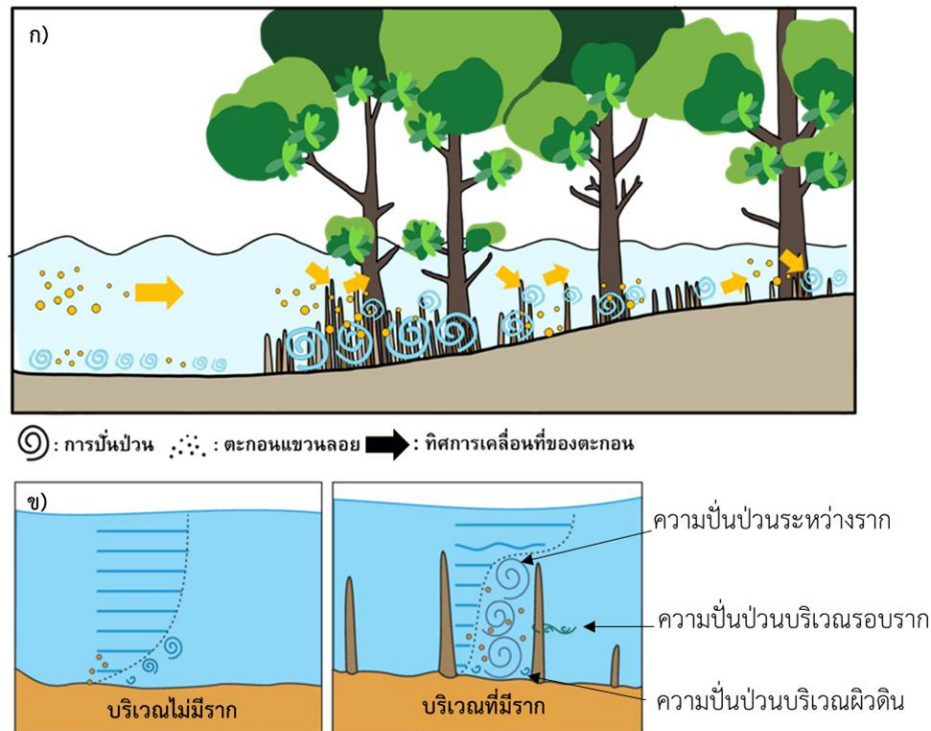
ตะกอน (sediment) คือ อินทรีย์วัตถุหรืออนินทรีย์วัตถุที่มีขนาดเล็กที่เกิดจากกระบวนการผุพัง (weathering) และการกัดเซาะ (erosion) ของซากสิ่งมีชีวิตหรือหิน การพัดพาของตะกอนเกิดขึ้นได้สองลักษณะ คือ 1) ตะกอนถูกพัดพามากับกระแสน้ำในลักษณะแขวนลอยอยู่ในมวลน้ำ (suspension) เป็นตะกอนที่มีขนาดเล็ก มีแรงยึดเหนี่ยว (cohesive) และเคลื่อนที่ด้วยแรงยกจากการไหลแบบปั่นป่วน (turbulence) ของมวลน้ำ (Wolanski, 1995) คงอยู่ในน้ำได้นานและลอยไปได้ไกล ได้แก่ ตะกอนอนุภาคดินเหนียว (clay) และ 2) ตะกอนขนาดใหญ่ที่ทับถมบริเวณพื้นผิวดิน (deposition) ไม่มีแรงยึดเหนี่ยว เคลื่อนตัวด้วยการกลิ้ง (rolling) การลาก (dragging) และการเคลื่อนที่เป็นช่วง (saltation) ทำให้เคลื่อนที่ได้ไม่ไกล อาทิ ตะกอนอนุภาคทราย (sand) กรวด (gravel) (Murali et al., 2020; Wang and Andutta, 2013) ดังแสดงในภาพที่ 2.4 หากแบ่งตะกอนออกตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคสามารถแบ่งได้เป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ กรวด (มากกว่า 2 มิลลิเมตร) ทราย (0.063–2 มิลลิเมตร) และโคลน (น้อยกว่า 0.063 มิลลิเมตร) ซึ่งโคลนประกอบด้วยอนุภาคทรายแป้ง (มากกว่า 0.002 มิลลิเมตร) และดินเหนียว (น้อยกว่า 0.002 มิลลิเมตร) (Folk, 1954)



ภาพที่ 2.4 การพัดพาของตะกอนขนาดเล็กและขนาดใหญ่โดยกระแสน้ำ

การตกตะกอน (sedimentation) เกิดจากตะกอนแขวนลอยที่มีความหนาแน่นมากกว่าของเหลว ซึ่งตกลงตามแรงโน้มถ่วงของโลก ภายใต้สภาวะที่ความเร็วของของเหลวเพิ่มขึ้นจนถึงจุดที่ของเหลวมีแรงต้านเท่ากับน้ำหนักของตะกอน หลังจากนั้นความเร็วของการตกตะกอน (settling velocity) จะคงที่ ดังนั้นการตกตะกอนขึ้นกับขนาด รูปร่าง และความหนาแน่นของอนุภาค รวมถึงความหนาแน่นและความหนืดของของเหลว (McGauhey, 1956) ตะกอนที่มีอนุภาคขนาดเล็กจะตกบริเวณที่น้ำท่วมเป็นระยะเวลาอันยาวนานและมีความรุนแรงของกระแสน้ำต่ำ (Kamal et al., 2017)

กระบวนการตกตะกอน (sedimentation process) ในป่าชายเลนเกิดขึ้นเมื่อระดับน้ำทะเลสูงขึ้น น้ำพัดพาตะกอนแขวนลอยจากแหล่งกำเนิดของตะกอนเข้ามาในพื้นที่ป่าชายเลน เมื่อกระแสน้ำปะทะกับโครงสร้างพืชส่วนเหนือดิน ได้แก่ ลำต้นและรากเหนือดิน พลังงานและความสูงของคลื่นลดลง ทำให้ตะกอนเคลื่อนที่ช้าลง ดังนั้นตะกอนที่มีอนุภาคขนาดใหญ่จะตกตะกอนและทับถมก่อน นอกจากนี้กระแสน้ำที่ไหลผ่านบริเวณรากเหนือดินจะเกิดการเลี้ยวเบน (diffraction) และกระแสน้ำปั่นป่วน ทำให้กระแสน้ำเปลี่ยนทิศทางการไหล (ภาพที่ 2.5ก) ซึ่งความปั่นป่วนทำให้ตะกอนแขวนลอยคงอยู่ในน้ำนานขึ้น ตะกอนอนุภาคขนาดเล็กเกาะตัวกันด้วยแรงยึดเหนี่ยวและแขวนลอยอยู่บริเวณใกล้รากเหนือดิน จากนั้นจะตกตะกอนเมื่อความปั่นป่วนลดลง (Furukawa and Wolanski, 1996; Krauss, Allen and Cahoon, 2003; Norris et al., 2017) ดังภาพที่ 2.5ข เมื่อระดับน้ำทะเลลดลง โครงสร้างเหนือดินของพืชจะลดความเร็วของกระแสน้ำ เกิดการตกตะกอนอีกครั้ง และตะกอนบางส่วนถูกพัดพาออกจากพื้นที่ (Furukawa and Wolanski, 1996) ซึ่งตะกอนที่ทับถมบริเวณป่าชายเลนมีลักษณะต่างกันขึ้นกับแหล่งกำเนิดของตะกอน โดยแหล่งที่มาของตะกอนในป่าชายเลนประกอบด้วย ตะกอนที่มาจากภายนอกป่าชายเลน (allochthonous sediment) เป็นตะกอนแขวนลอยที่มาจากแม่น้ำ ทะเล และมหาสมุทร ถูกนำเข้ามาในพื้นที่ป่าชายเลนโดยการพัดพาจากแม่น้ำและกระแสน้ำ และตะกอนที่มาจากภายในป่าชายเลน (autochthonous sediment) เกิดจากการย่อยสลายอินทรีย์สารจากต้นไม้ชายเลนและสัตว์ ส่วนใหญ่เกิดจากการสะสมของรากพืชบางพื้นที่มาจากการสะสมของซากพืชที่ร่วงหล่นและสาหร่าย (Alongi et al., 2004; McKee, 2011; McKee and Faulkner, 2000; Saintilan et al., 2013) ซึ่งแหล่งกำเนิดของตะกอนที่มาจากภายในป่าชายเลนเป็นส่วนที่จะนำไปสู่การสะสมคาร์บอนและตะกอนในดินของระบบนิเวศป่าชายเลนในระยะยาว



ภาพที่ 2.5 ก) กระบวนการตกตะกอนในป่าชายเลน และ ข) การพัดพาของตะกอนในบริเวณไม่มีราก และบริเวณที่มีรากเหนือดิน (ดัดแปลงจาก Norris et al., 2017; Mullarney et al., 2017)

นอกจากกระบวนการตกตะกอนจะมีความสำคัญต่อเสถียรภาพชายฝั่งแล้ว ยังมีความสำคัญต่อระบบนิเวศป่าชายเลน เนื่องจากการสะสมของตะกอนทำให้เกิดดินเลนงอกใหม่ บรรเทาการกัดเซาะ ทำให้พื้นที่ชายฝั่งขยายตัวและมีการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้น ซึ่งการสะสมของตะกอนในพื้นที่มีอิทธิพลต่อการกระจายพันธุ์ของพืชและสัตว์ อีกทั้งยังช่วยให้มีการเจริญเติบโตของรากเหนือดินมากขึ้น (Kumara et al., 2010; Okello et al., 2020) มีส่วนช่วยในการเจริญเติบโตของพืชและการตกตะกอน ทำให้มีการสะสมธาตุอาหารในพื้นที่ อีกทั้งสามารถดักผล เมล็ด หรือหน่อพันธุ์ที่พัดพามากับน้ำ ทำให้กล้าไม้เจริญเติบโตได้และความหนาแน่นสูงภายในป่าชายเลน (Kumara et al., 2010) เมื่อตะกอนที่ทับถมมีปริมาณมากกว่าตะกอนที่ถูกพัดพาออกจากพื้นที่และระดับความสูงของพื้นที่สูงขึ้น ทำให้ป่าชายเลนสามารถอยู่รอดในสถานะที่น้ำทะเลสูงขึ้นได้ (Lovelock et al., 2015)

ปัจจัยที่ส่งผลต่อการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

การตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในป่าชายเลนขึ้นกับลักษณะปัจจัยทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ปัจจัยที่ทำให้ระดับความสูงของพื้นที่เพิ่มขึ้นคือ ปริมาณตะกอน

แขวนลอยที่ถูกพัดพาเข้ามายังพื้นที่ที่มีปริมาณมาก ซึ่งได้รับอิทธิพลมาจากลักษณะทางธรณีสัณฐานวิทยาของชายฝั่ง เนื่องจากป่าชายเลนแต่ละประเภทมีลักษณะทางธรณีสัณฐานต่างกัน ทำให้ได้รับอิทธิพลจากปัจจัยทางกายภาพต่างกัน เช่น การไหลของแม่น้ำ กระแสน้ำ คลื่น เป็นต้น โดยป่าชายเลนที่อยู่ติดทะเลลึกได้รับอิทธิพลการไหลของน้ำแบบสองทิศทาง (bidirectional flows) จากน้ำขึ้นน้ำลง ส่วนป่าชายเลนที่อยู่ติดกับแม่น้ำมักได้รับอิทธิพลจากการไหลของแม่น้ำแบบทิศทางเดียว (unidirectional flows) (Adame et al., 2010; Woodroffe, 1992) ส่งผลต่อทิศทางการไหลของตะกอน อีกทั้งระยะห่างจากชายฝั่งมีอิทธิพลต่อการกระจายของอนุภาคตะกอน โดยที่ระยะห่างจากทะเลต่างกันจะได้รับอิทธิพลจากคลื่น ความถี่และระยะเวลาที่น้ำทะเลท่วมถึงต่างกัน ตะกอนขนาดใหญ่ ได้แก่ อนุภาคทราย มักตกในบริเวณที่ติดกับชายฝั่ง และตะกอนขนาดเล็ก ได้แก่ อนุภาคทรายแป้งและดินเหนียว อาจถูกพัดพาได้ไกลจนถึงบริเวณด้านในของป่าชายเลนที่ติดกับแผ่นดิน (Furukawa et al., 1997) ระยะห่างจากทะเลยังส่งผลต่อระยะเวลาการแขวนลอยของตะกอนและการนำเข้าสู่ของตะกอนแขวนลอย (Woodroffe et al., 2016) โดยบริเวณริมชายฝั่งที่น้ำท่วมเป็นระยะเวลานานจะพบตะกอนแขวนลอยคงอยู่ในมวลน้ำนาน เพิ่มโอกาสในการตกตะกอนในพื้นที่ นอกจากนี้ในช่วงฤดูฝนพบปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำมากกว่าในช่วงฤดูแล้ง เนื่องจากน้ำฝนชะตะกอนที่อยู่บริเวณผิวดินจากแผ่นดินเกิดเป็นน้ำท่า (runoff) พัดพาตะกอนเข้ามาในพื้นที่ป่าชายเลนปริมาณมาก (Lovelock et al., 2015; Ranasinghe et al., 2013)

บางพื้นที่อาจได้รับอิทธิพลจากพายุที่รุนแรง ทำให้ตะกอนแขวนลอยที่ถูกพัดพาด้วยกระแสน้ำที่มีความเร็วสูง ตะกอนมีเวลาอยู่ในมวลน้ำน้อย โอกาสตกตะกอนจึงน้อยกว่าบริเวณที่มีความเร็วของกระแสน้ำต่ำ (Minor et al., 2019) และความรุนแรงทำให้เกิดความปั่นป่วนของมวลน้ำสูง ตะกอนจึงไม่สามารถตกลงพื้นได้ (Mahmood et al., 2004) บางพื้นที่ได้รับอิทธิพลจากพายุที่รุนแรงอาจทำให้เกิดการสะสมของตะกอนแบบเฉียบพลัน ส่งผลให้รากหายใจแบบ pneumatophore ถูกตะกอนปริมาณมากทับถม จึงไม่สามารถทำหน้าที่แลกเปลี่ยนก๊าซได้ อาจส่งผลให้ต้นไม้ในบริเวณนั้นตายในที่สุด (Ellison, 1999) อีกทั้งอาจไม่สามารถสร้างรากหายใจใหม่ได้จึงมีความสามารถในการดักตะกอนลดลง หลังจากเกิดพายุรุนแรงเมื่อเวลาผ่านไประยะหนึ่งจะเกิดการทรุดตัวของพื้นดิน นำไปสู่การสูญเสียระดับความสูงของพื้นที่ (Cahoon, 2006; Krauss et al., 2014) อีกทั้งความเค็มของน้ำก็มีอิทธิพลต่อการตกตะกอน โดยบริเวณน้ำที่มีความเค็มสูงอนุภาคตะกอนแขวนลอยจะตกตะกอนได้ช้ากว่าบริเวณน้ำที่มีความเค็มต่ำ (Mhashhash, Bockelmann-Evans and Pan, 2017)

โครงสร้างสังคมพืชทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินมีอิทธิพลต่อการสะสมของตะกอนในพื้นที่ป่าชายเลน พันธุ์ไม้ชายเลนแต่ละชนิดมีลักษณะโครงสร้างเหนือดินต่างกันโดยเฉพาะระบบรากเหนือดิน

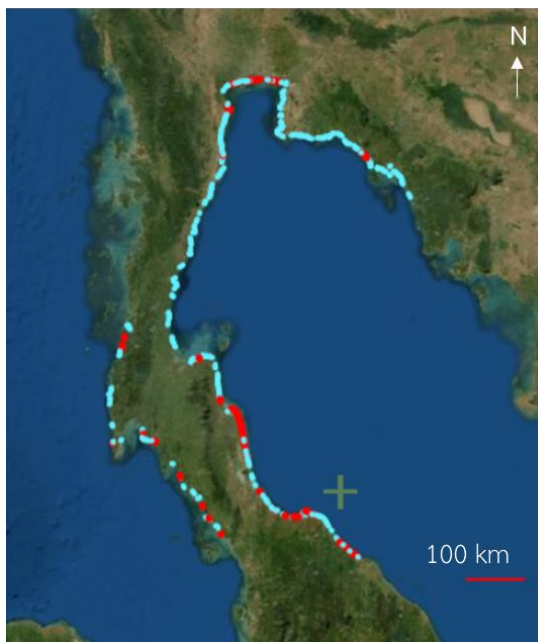
ซึ่งมีอิทธิพลต่อการตกตะกอน โดยช่วยลดพลังงานคลื่น ทำให้ความเร็วของกระแสน้ำลดลงและเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำ ส่งผลให้ตะกอนแขวนลอยคงอยู่ในมวลน้ำได้นานขึ้น (Furukawa and Wolanski, 1996) อีกทั้งยังเพิ่มแรงเสียดทานบริเวณผิวดิน ทำให้ตะกอนเคลื่อนที่ช้าลงและเกิดการสะสมมากขึ้น ดังนั้นบริเวณที่มีความหนาแน่นของรากเหนือดินสูงจึงเกิดแรงเสียดทานระหว่างพืชกับกระแสน้ำสูง (Furukawa and Wolanski, 1996) ส่งผลให้อัตราการเพิ่มขึ้นของตะกอนในพื้นที่มากขึ้น (Bird, 1986; Spenceley, 1987; Young and Harvey, 1996) อัตราการตกตะกอนขึ้นกับลักษณะของรากเหนือดินที่ส่งผลต่อการไหลของน้ำ กล่าวคือ รากหัวเข่าเป็นรากที่โผล่ขึ้นมาเหนือดินและหักโค้งลงดิน มีความซับซ้อนน้อย พบในพันธุ์ไม้สกุลโปรง (*Cerriops*) สกุลถั่วและสกุลฝาด (*Lumnitzera*) เกิดการไหลของน้ำแบบไหลพุ่ง (jets flow) รอบ ๆ ราก ขณะที่รากค้ำจุนหรือรากค้ำยันเกิดจากลำต้นแตกกิ่งก้านโค้งสู่ดิน พบในพันธุ์ไม้สกุลโกงกาง ทำให้เกิดการไหลของน้ำ 3 แบบรอบราก ได้แก่ ไหลพุ่ง (jets flow) หมุนวน (eddies flow) และหยุดนิ่ง (stagnation) (Furukawa and Wolanski, 1996) รากหายใจแบบ pneumatophore ซึ่งเป็นรากที่โผล่ขึ้นมาเหนือดินตั้งฉากกับรากแขนงแบบเคเบิลรอบลำต้น พบในพันธุ์ไม้สกุลลำพูและสกุลแสม เกิดการไหลของน้ำคล้ายกับที่พบในรากค้ำจุนของสกุลโกงกาง (Jusoh, Aziz and Inayatullah, 2016) ทว่ารากหายใจแบบ pneumatophore มีความสามารถในการรักษาตะกอนได้มากกว่ารากชนิดอื่น (Spenceley, 1987) นอกจากนี้ลักษณะรากเหนือดินยังมีอิทธิพลต่อการกระจายของอนุภาคตะกอน (Scoffin, 1970) ส่งผลให้สังคมพืชชายเลนในแต่ละพื้นที่มีความสามารถในการดักตะกอนต่างกัน เช่น ป่าชายเลนที่ประกอบด้วยพันธุ์ไม้สกุลแสมและสกุลโกงกางสามารถดักตะกอนได้มากกว่าป่าชายเลนที่พบพืชชนิดเดียว โดย Kathiresan (2003) รายงานว่าเขตพันธุ์ไม้สกุลแสมและเขตพันธุ์ไม้สกุลโกงกางสามารถดักตะกอนคิดเป็นร้อยละ 30 และ 20–25 ของตะกอนแขวนลอยทั้งหมด ตามลำดับ

โครงสร้างรากพืชส่วนใต้ดินโดยเฉพาะรากฝอย (fine root) มีอิทธิพลต่อการสะสมของตะกอนในพื้นที่ โดยความหนาแน่นของรากฝอยสูงทำให้มีการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้น โดยทำให้อนุภาคดินแตกตัวและยึดจับกับอนุภาคดิน (Cahoon and Lynch, 1997; Scoffin, 1970) เมื่อรากฝอยตายจะเกิดการแตกผุพังเป็นชิ้นเล็ก ๆ กลายเป็นอินทรีย์วัตถุสะสมใต้ดินที่ระดับตื้น ประกอบกับดินที่มีสภาพไร้ออกซิเจน ทำให้เกิดการย่อยสลายช้า ส่งผลให้ปริมาตรดินและระดับความสูงของพื้นที่เพิ่มขึ้น (McKee and Faulkner, 2000; Middleton and McKee, 2001; Saintilan et al., 2013) อย่างไรก็ตามการศึกษาการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในป่าชายเลนที่พิจารณาอิทธิพลจากปัจจัยทางชีวภาพโดยเฉพาะที่เกี่ยวข้องกับระบบรากต้นไม้ชายเลนยังคงมีอยู่น้อย

2.1.5 ปัญหาการกัดเซาะชายฝั่ง การลดลงของพื้นที่ป่าชายเลน และการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน

ประเทศไทยมีชายฝั่งยาวมากกว่า 2,667 กิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่ 23 จังหวัด แบ่งเป็น ชายฝั่งอ่าวไทย 1,653 กิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่ 17 จังหวัด และชายฝั่งทะเลอันดามัน 1,014 กิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่ 6 จังหวัด ชายฝั่งในประเทศไทยมีทั้งลักษณะเป็นชายฝั่งหิน (rocky coast) เกิดขึ้นจากภูเขาหินติดกับทะเลที่ถูกกัดเซาะโดยคลื่น ทำให้หินแตกเป็นขนาดเล็กลงและกระจายทั่ว ชายฝั่ง หรือมีลักษณะเป็นชายฝั่งทราย (sandy coast) เกิดจากการสะสมตัวของตะกอนทราย เปลือกหอย หรือเศษปะการัง ที่ถูกพัดเข้าชายฝั่งโดยกระแสน้ำ คลื่น และลม ชายฝั่งทรายในบริเวณ ชายฝั่งอันดามันมีลักษณะแคบ สั้น ขณะที่บริเวณชายฝั่งอ่าวไทยมีลักษณะกว้างและขนานกับแผ่นดิน (mainland beach) นอกจากนี้ยังมีชายฝั่งโคลน (muddy coast) เกิดจากการสะสมตัวของตะกอน อนุภาคทรายแป้งและดินเหนียวที่ถูกพัดพามากับกระแสน้ำจากน้ำขึ้นน้ำลง มักพบพันธุ์ไม้ชายเลนขึ้น ปกคลุม กล่าวได้ว่าบริเวณชายฝั่งมีพลวัต (dynamic) เกิดการกัดเซาะและทับถมของตะกอน มีความ อ่อนไหว เปลี่ยนแปลงง่ายและรวดเร็วตลอดเวลา (Garrison, 2012)

ปัจจัยที่ก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงบริเวณชายฝั่งประกอบด้วยลักษณะธรณีสัณฐานของ ชายฝั่งและอุทกวิทยา ได้แก่ น้ำขึ้นน้ำลง กระแสน้ำชายฝั่ง ปริมาณและขนาดของตะกอนในแหล่งน้ำ ปริมาณน้ำจืดจากแม่น้ำที่ไหลลงสู่ทะเลบริเวณชายฝั่ง และปัจจัยทางภูมิอากาศ เช่น ฤดูกาล ปริมาณ น้ำฝน ทิศทางและความเร็วของลม เป็นต้น (Yincan et al., 2017) การเปลี่ยนแปลงชายฝั่งโดยทั่วไป จำแนกออกเป็น 3 ลักษณะ ขึ้นกับอัตราการเปลี่ยนแปลงปริมาณตะกอน ได้แก่ ชายฝั่งคงสภาพ (stable coast) ชายฝั่งสะสมตัว (depositional coast) และชายฝั่งที่กัดเซาะ (erosion coast) (Newman, 1997) โดยมีเกณฑ์ต่างกันในแต่ละประเทศ ในประเทศไทยมีการจำแนกการเปลี่ยนแปลง ชายฝั่งโดยใช้เกณฑ์ของ สีน สีนสกุล และคณะ (2546) ดังนี้ ชายฝั่งคงสภาพเป็นชายฝั่งที่มีการปรับ สมดุลตามธรรมชาติ ในรอบปีตะกอนจะถูกพัดออกไปในฤดูกาลหนึ่งและถูกพัดพากลับเข้ามาอีก ฤดูกาลหนึ่งในอัตราส่วนใกล้เคียงกัน (การกัดเซาะและสะสมในอัตรา ± 1 เมตรต่อปี) ชายฝั่งสะสมตัว เป็นชายฝั่งที่มีการสะสมตะกอนเพิ่มขึ้น (การสะสมของตะกอนมากกว่า 1 เมตรต่อปี) ทำให้ชายฝั่งมี ลักษณะยื่นออกไปในทะเล และชายฝั่งที่มีการกัดเซาะเป็นชายฝั่งที่เกิดการสูญเสียตะกอนบริเวณผิวดิน โดยการพัดพาของกระแสน้ำหรือคลื่นออกจากพื้นที่ ส่งผลให้ระดับความสูงของพื้นที่ลดลง ทำให้ ชายฝั่งเปลี่ยนแนวหรือถอยร่นเข้าไปในแผ่นดิน การกัดเซาะชายฝั่งแบ่งตามระดับความรุนแรงได้เป็น ชายฝั่งที่มีการกัดเซาะรุนแรง (อัตราการกัดเซาะมากกว่า 5 เมตรต่อปี) การกัดเซาะปานกลาง (ตั้งแต่ 1-5 เมตรต่อปี) และการกัดเซาะน้อย (น้อยกว่า 1 เมตรต่อปี) โดยในประเทศไทยพบชายฝั่งที่มีการ กัดเซาะระดับรุนแรงมากในบริเวณชายฝั่งทะเลอ่าวไทย ดังแสดงในภาพที่ 2.6



ภาพที่ 2.6 บริเวณชายฝั่งในประเทศไทยที่เกิดการกัดเซาะระดับปานกลาง (สีฟ้า) และระดับรุนแรง (สีแดง) (ดัดแปลงจาก กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2556ข)

สถานการณ์ชายฝั่งของโลกในช่วงปี ค.ศ. 1984–2015 พบทั้งพื้นที่ที่มีการสะสมของตะกอน และพื้นที่ที่เกิดการกัดเซาะ (ประมาณ 28,000 ตารางกิโลเมตร) มีสาเหตุมาจากปัจจัยที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติ ได้แก่ สึนามิและพายุรุนแรง และกิจกรรมของมนุษย์ เช่น การเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินของมนุษย์ การบุกรุกพื้นที่ป่าชายเลน เป็นต้น (Mentaschi et al., 2018) โดยการกัดเซาะชายฝั่งในประเทศไทยมีทั้งที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติและเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ที่ส่งผลให้เกิดการกัดเซาะชายฝั่งที่มีความรุนแรงต่างกันในแต่ละพื้นที่และในแต่ละฤดูกาล (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2561)

การกัดเซาะชายฝั่งตามธรรมชาติในแต่ละพื้นที่มีลักษณะต่างกันขึ้นกับลักษณะภูมิประเทศ ได้แก่ ความลาดชันของพื้นที่ โดยพบการกัดเซาะมากในพื้นที่ที่มีความลาดชันสูง (Zingg, 1940) เนื่องจากความลาดชันมีอิทธิพลต่อความสามารถในการเคลื่อนที่ของกระแสน้ำ (Nguyen and Luong, 2019) การขึ้นลงของน้ำทะเล ทำให้เกิดการพัดพามวลตะกอนออกไปจากพื้นที่และเกิดการกัดเซาะ ในบริเวณชายฝั่งทะเลอ่าวไทยพบลักษณะน้ำขึ้นหนึ่งครั้งและน้ำลงหนึ่งครั้งต่อวัน เรียกว่า น้ำเตี้ย (diurnal) ขณะที่ชายฝั่งทะเลอันดามัน มักพบน้ำขึ้นสองครั้งและน้ำลงสองครั้งต่อวัน เรียกว่า น้ำคู่ (semidiurnal) และมีทิศทางการไหลของน้ำเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล โดยบริเวณชายฝั่งอ่าวไทยมีทิศทางการไหลของน้ำตามเข็มนาฬิกาในช่วงเดือนเมษายนถึงสิงหาคม (ฤดูมรสุมตะวันตกเฉียงใต้)

ทำให้ปริมาตรทรายบริเวณแนวชายฝั่งเปลี่ยนแปลง ส่งผลให้พื้นที่ชายฝั่งตะวันออกมีปริมาตรทรายเพิ่มขึ้น ขณะที่ในช่วงเดือนพฤศจิกายนถึงมกราคม (ฤดูมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ) การไหลของน้ำมีทิศทางทวนเข็มนาฬิกา ทำให้ตะกอนถูกพัดออกไปตามการไหลของกระแสน้ำ ซึ่งบริเวณที่มีคลื่นรุนแรงจะเกิดการกัดเซาะชายฝั่งอย่างรวดเร็ว และปริมาณน้ำฝนและความเร็วของน้ำฝนที่ตกกระทบมีอิทธิพลต่อการกัดเซาะพื้นที่ โดยในช่วงที่มีปริมาณน้ำฝนมากจะมีการกัดเซาะพื้นที่มากกว่าในช่วงที่มีปริมาณน้ำฝนน้อย (Osborn, 1955) โดยเฉพาะในพื้นที่ที่ดินประกอบด้วยอนุภาคทรายเกาะตัวกันอย่างหลวม ๆ และอินทรีย์วัตถุสะสมน้อยจะถูกกัดเซาะได้ง่ายกว่าดินที่ประกอบด้วยอนุภาคดินเหนียวที่เกาะตัวกันแน่นและมีอินทรีย์วัตถุสะสมมาก

การกัดเซาะชายฝั่งที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์มีสาเหตุจากการพัฒนาพื้นที่ชายฝั่ง โดยการเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าชายเลนเป็นพื้นที่เกษตรกรรม อุตสาหกรรม และชุมชนเมือง ทำให้แนวบรรเทาคลื่นลมในธรรมชาติและศักยภาพในการดักตะกอนของป่าชายเลนลดลง โครงสร้างต่าง ๆ เช่น ถนน อาคาร สะพาน เป็นต้น ขัดขวางการไหลของกระแสน้ำ ทำให้สมดุลของตะกอนเปลี่ยนแปลง แหล่งตะกอนแขวนลอยลดลง ทำให้ระดับน้ำทะเลรุกเข้าพื้นที่มากขึ้น ส่งผลให้เกิดการกัดเซาะในพื้นที่ได้ง่ายและรุนแรงขึ้น

แนวทางการบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งทะเล แบ่งออกเป็น 4 แนวทาง (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2561) ได้แก่ 1) การปรับสมดุลชายฝั่งโดยธรรมชาติ (coastal equilibrium by natural processes) เป็นการปล่อยให้ชายฝั่งที่ถูกกัดเซาะเกิดการฟื้นคืนสภาพตามธรรมชาติ 2) การบรรเทาปัญหาการกัดเซาะชายฝั่ง (coastal erosion protection) เป็นการดำเนินการเพื่อบรรเทาการกัดเซาะโดยใช้วิธีธรรมชาติ เช่น การฟื้นฟูป่าชายเลน การปักเสา เป็นต้น รวมถึงการแก้ไขปัญหาการกัดเซาะโดยใช้โครงสร้างทางวิศวกรรม 3) การแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่ง (coastal erosion solution) เป็นการจัดการและเปลี่ยนแปลงโครงสร้างหรือภูมิทัศน์ เช่น การรื้อถอนหรือปรับปรุงรูปแบบสิ่งก่อสร้างที่ขวางการเคลื่อนที่ของตะกอนชายฝั่ง การถ่ายเททราย เป็นต้น และ 4) การฟื้นฟูเสถียรภาพชายฝั่ง (coastal rehabilitation) เป็นการดำเนินการเพื่อให้ชายฝั่งที่ถูกกัดเซาะฟื้นคืนสภาพเดิมตามธรรมชาติและสามารถกลับมาทำหน้าที่ให้นิเวศบริการ (ecosystem service) ได้ดังเดิม

รูปแบบการบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งที่พบในประเทศไทย ได้แก่ การแก้ไขปัญหาการกัดเซาะแบบไม่ใช้โครงสร้าง วิธีการนี้เหมาะสำหรับบริเวณชายฝั่งที่มีชุมชนที่มีผู้อยู่อาศัยไม่หนาแน่นและมีปัญหาการกัดเซาะที่ไม่รุนแรง ได้แก่ การปลูกป่า (afforestation) การกำหนดเขตถอยร่น (setback zone) การถ่ายเททราย (sand bypassing) จากบริเวณที่มีทรายสะสมมากไปยังพื้นที่ที่มีทรายสะสมน้อย และการทำกำแพงไม้ไผ่ (bamboo seawall) ดักตะกอนเพื่อส่งเสริมการ

ปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน นอกจากนี้ยังพบการแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งโดยใช้โครงสร้างทางวิศวกรรมเพื่อสลายพลังงานของคลื่นหรือช่วยดักตะกอน โดยเหมาะสำหรับบริเวณชายฝั่งที่มีการกัดเซาะอย่างรุนแรง เช่น โดมทะเล (reef ball) ไส้กรอกทราย (sand sausage) คันดักทราย (groin) กำแพงกันคลื่น (seawall) เชือกกันทรายและคลื่น (jetty) เป็นต้น (ภาพที่ 2.7)

Morris และคณะ (2018) รายงานว่าการรักษาเสถียรภาพชายฝั่งโดยใช้โครงสร้างทางวิศวกรรมซึ่งเป็นโครงสร้างแบบแข็ง (hard resolution) ที่มีวัตถุประสงค์เพื่อดำเนินการปะทะของคลื่นที่กระทบชายฝั่ง และบรรเทาการกัดเซาะทางชายฝั่ง จัดเป็นแนวทางบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งที่ไม่ยั่งยืน เนื่องจากโครงสร้างเหล่านี้ส่งผลกระทบต่อทิศทางการเคลื่อนที่ของกระแสน้ำและการขึ้นลงของน้ำทะเล ทำให้เกิดการกัดเซาะชายฝั่งในบริเวณใกล้เคียงแทน รวมถึงบริเวณที่อยู่อาศัยและแหล่งอาหารของสัตว์ทะเล เมื่อเวลาผ่านไปอาจเกิดการแบ่งแยกระบบนิเวศออกเป็นสองฝั่ง อีกทั้งโครงสร้างที่เป็นกำแพงคอนกรีตมีราคาสูง ต้องมีการซ่อมแซมพื้นที่บริเวณแนวกำแพงอย่างสม่ำเสมอ หากขาดการบำรุงรักษา อาจส่งผลกระทบต่อความแข็งแรงของโครงสร้าง เมื่อเกิดภัยพิบัติที่มีความรุนแรง ทำให้เกิดความเสียหาย ดังนั้นแนวทางบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งที่ยั่งยืนคือ การรักษาเสถียรภาพทางชายฝั่งที่ไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศ ได้แก่ การปลูกหรือฟื้นฟูป่าชายเลนอย่างถูกต้องตามหลักวิชาการ โดยอาศัยโครงสร้างส่วนเหนือดินของพันธุ์ไม้ชายเลน เช่น ลำต้น รากหายใจแบบ pneumatophore เป็นต้น ที่มีบทบาทในการเป็นแนวบรรเทาคลื่นตามธรรมชาติและช่วยในการดักตะกอน หากการฟื้นฟูป่าชายเลนประสบความสำเร็จ จะพบความหลากหลายของสิ่งมีชีวิตเพิ่มขึ้นและต้นไม้มีการเติบโตมากขึ้นในแปลงปลูกป่าชายเลน ทำให้เป็นแหล่งหมุนเวียนของธาตุอาหารและเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนขนาดใหญ่ ซึ่งถือเป็นดัชนีด้านหนึ่งชี้วัดความสำเร็จในการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน อย่างไรก็ตามหากประเมินความสามารถในการดักจับตะกอนของต้นไม้ชายเลนในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน โดยพิจารณาจากลักษณะเชิงปริมาณของรากต้นไม้ชายเลนควบคู่กับการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ อาจเป็นอีกทางเลือกในการใช้เป็นตัวชี้วัดความสำเร็จในการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลนในแง่ของการรักษาเสถียรภาพของพื้นที่ชายฝั่งได้



การปักไม้ไผ่ชะลอคลื่นและการปลูกป่าชายเลน



โดมทะเล (reef ball)



ไส้กรอกทราย (sand sausage)



คันดักทราย (groin)
(Bush, Pilkey and Neal, 2001)



กำแพงกันคลื่น (seawall)

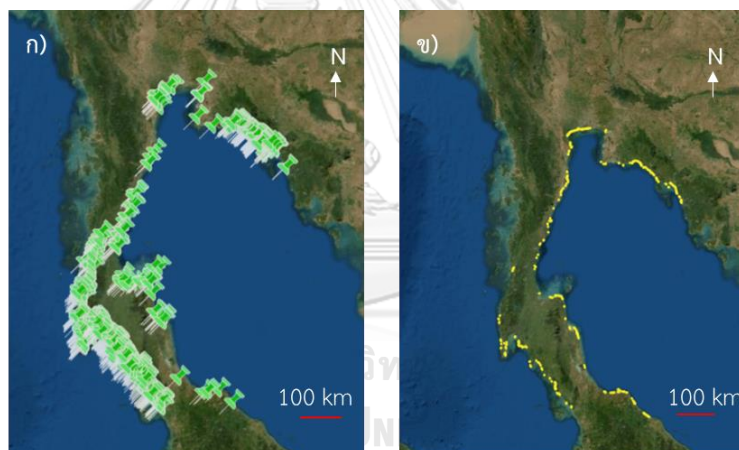


เขื่อนกันทรายและคลื่น (jetty)
(Mörner and Matlack-Klein, 2017)

ภาพที่ 2.7 แนวทางการบรรเทาและแก้ไขปัญหาคารกัดเซาะชายฝั่ง (ที่มา: กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, ม.ป.ป.)

การลดลงของพื้นที่ป่าชายเลนและการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน

ในอดีตพื้นที่ป่าชายเลนทั่วโลกลดลงอย่างมาก โดยในปี ค.ศ. 2005 มีพื้นที่ลดลงเหลือ 152,310 ตารางกิโลเมตร จากพื้นที่เดิมประมาณ 187,940 ตารางกิโลเมตร ในปี ค.ศ. 1980 (Hamilton and Casey, 2016) ซึ่งการลดลงของพื้นที่ป่าชายเลนมีสาเหตุหลักมาจากกิจกรรมของมนุษย์ที่มุ่งเน้นพัฒนาพื้นที่ชายฝั่ง โดยเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าชายเลนไปเป็นพื้นที่เพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เกษตรกรรม และพัฒนาเป็นชุมชนเมือง ส่งผลให้ป่าชายเลนเกิดความเสื่อมโทรม ทำให้พื้นที่แนวบรเทศคลื่นลดลง (McIvor et al., 2012) นำไปสู่ปัญหาในระยะยาวคือ การสูญเสียเสถียรภาพชายฝั่งโดยเฉพาะกระบวนการตกตะกอนตามธรรมชาติ ในปี พ.ศ. 2504 ประเทศไทยมีพื้นที่ป่าชายเลนประมาณ 3,679 ตารางกิโลเมตร และมีแนวโน้มลดลงในช่วงปี พ.ศ. 2522–2529 โดยพื้นที่ป่าชายเลนถูกเปลี่ยนแปลงกลายเป็นพื้นที่รูปแบบอื่น อาทิ พื้นที่เพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ นาเกลือ เฉลี่ย 129.6 ตารางกิโลเมตรต่อปี (Wanthongchai and Pongruktham, 2019) และถูกบุกรุกอย่างมาก (ภาพที่ 2.8ก)



ภาพที่ 2.8 ก) พื้นที่ที่มีคดีการบุกรุกพื้นที่ป่าชายเลนในประเทศไทย และ ข) พื้นที่ที่มีการฟื้นฟูเสถียรภาพชายฝั่ง (ดัดแปลงจาก กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2556ก)

จังหวัดสมุทรปราการมีชายฝั่งทะเลยาว 57.40 กิโลเมตร ประกอบด้วยพื้นที่หาดโคลนยาว 55.16 กิโลเมตร และพื้นที่ปากแม่น้ำยาว 2.24 กิโลเมตร (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2561) ซึ่งจังหวัดสมุทรปราการมีการเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าชายเลนชายฝั่งเป็นพื้นที่อุตสาหกรรม โดยพบว่าในปี พ.ศ. 2557 มีพื้นที่ป่าชายเลนเหลือประมาณ 17 ตารางกิโลเมตร จาก 20 ตารางกิโลเมตร ในปี พ.ศ. 2552 (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2561) ระบบนิเวศชายฝั่งเกิดความเสื่อมโทรมและมีพื้นที่ป่าชายเลนลดลง (Parr, Pukotchasanseen and La-orphanphol, 2012) รวมถึงระบบนิเวศป่าชายเลนเกิดความอ่อนไหวต่อคลื่น ระดับน้ำทะเลที่สูงขึ้น พายุที่มีความรุนแรงและความถี่มากขึ้น (Toorman et al., 2018) เป็นอีกปัจจัยที่ส่งผลให้จังหวัดสมุทรปราการประสบกับปัญหาการกัดเซาะชายฝั่งที่รุนแรง (มากกว่า 5 เมตรต่อปี) เป็นระยะทางประมาณ 7.30 กิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่ 3 อำเภอ ได้แก่ บางบ่อ เมืองสมุทรปราการ และพระสมุทรเจดีย์ หน่วยงานภาครัฐได้วางแผนและดำเนินการบรรเทาและแก้ไขปัญหาการกัดเซาะเพื่อฟื้นฟูเสถียรภาพชายฝั่ง ดังภาพที่ 2.8x โดยศึกษาและออกแบบวิธีการจัดการและบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่งด้วยวิธีผสมผสานโครงสร้างแบบแข็งกับวิธีธรรมชาติ โดยการปักไม้ไผ่ชะลอความรุนแรงของคลื่นในชายฝั่งที่เป็นหาดโคลน อีกทั้งปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน ภายใต้ความร่วมมือจากหน่วยงานทั้งภาครัฐและเอกชน

การฟื้นฟูตามธรรมชาติในป่าชายเลนด้วยการขยายพันธุ์จากหน่อพันธุ์ ผล หรือเมล็ด เป็นกระบวนการที่ใช้ระยะเวลานานและอัตราการรอดตายต่ำ จึงนิยมปลูกฟื้นฟูโดยใช้กล้าไม้ที่ได้จากการเตรียมในแปลงเพาะ ซึ่งพันธุ์ไม้ชายเลนแต่ละชนิดสามารถเจริญเติบโตในสภาพแวดล้อมต่างกัน ดังนั้นการฟื้นฟูป่าชายเลนให้กลับมาอยู่ในสภาพเดิมควรฟื้นฟูด้วยวิธีอิงธรรมชาติ (Lewis, 2005) โดยเริ่มจากการศึกษาลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของพื้นที่ สาเหตุของความเสื่อมโทรมของป่าชายเลน เพื่อปรับให้สภาพแวดล้อมมีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพืชท้องถิ่นที่เลือกมาใช้ปลูกฟื้นฟู เช่น พื้นที่ป่าชายเลนที่ถูกเปลี่ยนเป็นบ่อเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ จำเป็นต้องมีการปรับระดับพื้นดินและฟื้นฟูระบบระบายน้ำเข้าออก หรือในพื้นที่ป่าชายเลนที่มีการกัดเซาะที่จำเป็นต้องก่อสร้างโครงสร้างเพื่อลดผลกระทบจากคลื่นที่รุนแรงและลดการสูญเสียตะกอนร่วมด้วย เป็นต้น นอกจากนี้พันธุ์ไม้และวิธีการปลูกที่เหมาะสมส่งผลต่อความสำเร็จในการฟื้นฟู พื้นที่ป่าชายเลน โดยควรปลูกไม้เบิกนำ (pioneer species) อาทิ แสมขาว (*A. alba*) แสมทะเล (*A. marina*) ในพื้นที่ที่เป็นดินเลนงอกใหม่ ก่อนเพื่อปรับสภาพพื้นที่ให้มีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้ดั้งเดิมหรือพันธุ์ไม้ที่มีความสำคัญทางเศรษฐกิจที่จะนำมาปลูกในระยะต่อไป และก่อนทำการฟื้นฟูควรตรวจสอบสภาพเศรษฐกิจและสังคมของชุมชนบริเวณใกล้เคียง ต้องได้รับการร่วมมือจากทั้งภาครัฐและชุมชน เพื่อหามาตรการบรรเทาการทำลายป่าชายเลนและสิทธิในการใช้ประโยชน์พื้นที่

การปลูกป่าชายเลนเป็นแนวทางที่นิยมใช้ในการฟื้นฟูป่าชายเลนทั้งในเอเชียตะวันออกเฉียงใต้และเอเชียใต้ โดยมีโครงการที่สำคัญ เช่น โครงการป่าชายเลนเพื่ออนาคต (mangrove for the future, MFF) เกิดขึ้นในปี พ.ศ. 2549 โดยความร่วมมือระหว่างองค์การระหว่างประเทศเพื่อการอนุรักษ์ทรัพยากรธรรมชาติ (IUCN) และโครงการพัฒนาแห่งสหประชาชาติ (UNDP) เพื่อสนับสนุนการอนุรักษ์ระบบนิเวศชายฝั่งและความเป็นอยู่ของชุมชนภายหลังเหตุการณ์ภัยพิบัติสึนามิในแถบคาบมหาสมุทรอินเดีย ครอบคลุมประเทศอินเดีย อินโดนีเซีย มัลดีฟ เซเชลล์ ศรีลังกา บังคลาเทศ ปากีสถาน เคนยา แทนซาเนีย มาเลเซีย เวียดนาม และไทย (Lee et al., 2019) ในประเทศไทยมีการสนับสนุนโครงการฟื้นฟูและอนุรักษ์พื้นที่ป่าชายเลนครอบคลุมทั้งบริเวณทะเลอ่าวไทยและทะเลอันดามัน (ภาพที่ 2.8ข) ภายใต้การดูแลของทั้งภาครัฐและเอกชน เช่น โครงการฟื้นฟูป่าชายเลนโดยชุมชนบ้านทุ่งตาเซะ ตำบลทุ่งกระบือ อำเภอย่านตาขาว จังหวัดตรัง การฟื้นฟูป่าชายเลนในพื้นที่ตะกาด อำเภอลำเจ็ดยักษ์ จังหวัดจันทบุรี เป็นต้น (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2557)

ป่าชายเลนที่เสื่อมโทรมจากการพัฒนาอุตสาหกรรมและการขยายตัวของเมืองในบริเวณศูนย์ศึกษาระบบนิเวศป่าชายเลน (บางปู) ตำบลบางปูใหม่ อำเภอมะนัง จังหวัดสมุทรปราการ ได้รับการปลูกฟื้นฟูจากทั้งภาครัฐและเอกชน ซึ่งหนึ่งในโครงการปลูกฟื้นฟูที่ดำเนินการอย่างต่อเนื่อง ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2548 จนถึงปัจจุบัน คือ โครงการโตโยต้าปลูกป่าชายเลน ที่จัดโดยบริษัท โตโยต้า มอเตอร์ ประเทศไทย จำกัด ร่วมกับกรมพลานการทหารบก กองทัพบก และมูลนิธิสิ่งแวดล้อมศึกษาเพื่อความยั่งยืน (ประเทศไทย) หากแต่ยังไม่มีการประเมินผลสัมฤทธิ์ของการปลูกป่าชายเลนแห่งนี้โดยเฉพาะอย่างยิ่งบทบาทของแปลงปลูกป่าชายเลนในการรักษาเสถียรภาพของพื้นที่ชายฝั่ง

2.2 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.2.1 การศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากต้นไม้ชายเลน

การศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากพืช (root quantitative character) หรือลักษณะของราก (root trait) มีรายงานอย่างแพร่หลายในระบบนิเวศป่าบก (terrestrial forest ecosystem) ซึ่งงานวิจัยส่วนใหญ่เน้นการศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากเพื่อการประมาณมวลชีวภาพรากและคาร์บอนในระบบนิเวศ (Callesen et al., 2016; Clemmensen et al., 2013; Gibbon et al., 2010; Gill and Jackson, 2000; Gough et al., 2008; Yang, Wu and Zhang, 2010) รวมถึงศึกษาการตอบสนองของลักษณะของรากต่อปัจจัยสิ่งแวดล้อม (Hao, Su and Li, 2021; Nagelkerken et al., 2010; Smit, George and Groenwold, 2000) สำหรับการศึกษารากพืชในระบบนิเวศป่าชายเลนยังมีอยู่จำกัด เนื่องจากการศึกษาในภาคสนามสามารถทำได้ยากกว่าป่าบก โดยมีข้อจำกัดเรื่องสภาพของดินที่เป็นดินเลนที่อ่อนนุ่ม (Komiyama, Ong, and Pongpan, 2008)

ระยะเวลาในการเก็บตัวอย่างที่มีจำกัดจากการท่วมถึงของน้ำอยู่เสมอ ในระบบนิเวศป่าชายเลน การศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากพืชส่วนใหญ่เป็นการศึกษามวลชีวภาพราก (root biomass) และผลผลิตราก (root productivity) ด้วยวิธีการขุด (trenching) โดยขุดดินให้มีลักษณะเป็นก้อนทรงสี่เหลี่ยม (soil block/monolith) หรือใช้อุปกรณ์เก็บตัวอย่างดิน (soil core) เพื่อประมาณปริมาณรากและคาร์บอนที่ถูกกักเก็บในระบบนิเวศ เช่น การศึกษามวลชีวภาพรากด้วยวิธีการขุดบริเวณป่าชายเลนหาดทรายขาว จังหวัดระนอง ประเทศไทย (Komiyama et al., 1987) การศึกษาผลผลิตปฐมภูมิของรากใต้ดินด้วยวิธีการขุด บริเวณป่าชายเลน Manko ประเทศญี่ปุ่น (Khan, Suwa and Hagihara, 2009) รวมถึงการศึกษามวลชีวภาพรากใต้ดินในบริเวณป่าชายเลนด้วยวิธี soil core (Adame et al., 2014; Cormier et al., 2015; Robertson and Alongi, 2016; Tamooch et al., 2008) เป็นต้น

นอกจากการศึกษามวลชีวภาพรากในระบบนิเวศป่าชายเลนแล้ว ยังมีการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากกับปัจจัยสิ่งแวดล้อม เนื่องจากรากเป็นส่วนที่สัมผัสกับอากาศและดินโดยตรง เพื่อทำหน้าที่ในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหาร รวมถึงทำหน้าที่แลกเปลี่ยนก๊าซ ดังนั้นรากจึงมีความไวต่อการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม เช่น ปริมาณน้ำฝน ระยะเวลาที่น้ำท่วม เป็นต้น โดยมีการเปลี่ยนแปลงลักษณะเชิงปริมาณ ได้แก่ มวลชีวภาพ จำนวนรากต่อพื้นที่ และลักษณะทางสัณฐานวิทยา เช่น เส้นผ่านศูนย์กลาง ความสูง ความยาว เป็นต้น ซึ่งในฤดูฝนต้นไม้เจริญเติบโตและสร้างรากจำนวนมากโดยเฉพาะรากฝอย โดยพบว่าพืชกระจายมวลปริมาณมากไปยังรากฝอยเพื่อทำหน้าที่ในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหาร นอกจากนี้ Dahdouh-Guebas และคณะ (2004) รายงานลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ของต้นแสมทะเล ประกอบด้วยความหนาแน่นและความสูงที่สัมพันธ์กับระยะเวลาที่น้ำท่วมในบริเวณป่าชายเลนชายฝั่งประเทศเคนยา โดยความแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ในบริเวณติดทะเลมีค่ามากกว่าบริเวณที่ติดกับแผ่นดิน มีค่าในช่วง 44–1,950 และ 4–250 รากต่อตารางเมตร ตามลำดับ เนื่องจากบริเวณที่ติดกับทะเลมีน้ำท่วมซึ่งเป็นระยะเวลานานกว่า ดังนั้นต้นแสมทะเลจึงสร้างรากหายใจแบบ pneumatophore จำนวนมากและมีลักษณะสูงเพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวและปริมาตร เป็นการปรับตัวให้สามารถอยู่รอดในสภาวะที่ดินขาดออกซิเจนได้

นอกจากนี้การศึกษาของ Adame และคณะ (2014) เกี่ยวกับอิทธิพลของความเค็มของน้ำในดินต่อปริมาณมวลชีวภาพและผลผลิตของรากใต้ดินในป่าชายเลนรอบอ่าวทางตอนเหนือของ Yucatan Peninsula พบว่ามวลชีวภาพและผลผลิตของรากใต้ดินสัมพันธ์กับความเค็มของน้ำในดิน โดยพบมวลชีวภาพและผลผลิตของรากมากในบริเวณที่มีความเค็มสูง (มากกว่า 50 ppt) เนื่องจากสภาพแวดล้อมในป่าชายเลนทำให้พืชได้รับความเครียดจากสภาวะที่น้ำมีความเค็มมาก ดังนั้นพืชจึง

ผลิตรากในปริมาณมากเพื่อให้สามารถอยู่รอดได้ (Chapin, 1991) นอกจากนี้มีรายงานว่าปัจจัยทางกายภาพของดิน เช่น ความหนาแน่นรวมของดิน (soil bulk density) มีความสัมพันธ์กับลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน โดยความหนาแน่นของดินเพิ่มขึ้นส่งผลให้ความยาวและปริมาณของรากใต้ดินของต้นแสมทะเลมีค่ามากขึ้น ขณะที่ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของรากใต้ดินลดลง เนื่องจากความหนาแน่นของดินส่งผลต่อปริมาณน้ำในดินที่พืชสามารถนำไปใช้ได้ ดังนั้นพืชจึงมีการปรับตัวด้วยการเปลี่ยนแปลงลักษณะรากใต้ดินเพื่อให้สามารถดูดซึมน้ำและธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Ola et al., 2020) แสดงให้เห็นว่าปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงไปนั้นส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงลักษณะเชิงปริมาณของรากต้นไม้ชายเลน

ลักษณะเชิงปริมาณของรากพืชในป่าชายเลนสามารถสะท้อนบทบาทด้านนิเวศวิทยาของรากพืชที่เกี่ยวข้องกับการรักษาเสถียรภาพชายฝั่ง ซึ่งมีรายงานว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากโดยเฉพาะรากเหนือดินของต้นไม้ชายเลน มีอิทธิพลต่อกระบวนการตกตะกอนและการเพิ่มระดับความสูงของพื้นที่ ลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดินที่มีการศึกษา ได้แก่ ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง พื้นที่ผิวจำนวนรากต่อพื้นที่ และความสูง โดยลักษณะดังกล่าวมีความต่างกัน ขึ้นกับชนิดของพืชและปัจจัยสิ่งแวดล้อมในแต่ละพื้นที่ศึกษา Krauss, Allen และ Cahoon (2003) ศึกษาอิทธิพลของลักษณะรากเหนือดินต่ออัตราการเพิ่มขึ้นของตะกอนในแนวติ่งและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในบริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำในประเทศไมโครนีเซีย พบว่าต้นไม้ชายเลนต่างชนิดมีลักษณะเชิงปริมาณของรากที่ต่างกัน ได้แก่ พันธุ์ไม้สกุลโกงกาง มีลักษณะรากเหนือดินเป็นรากค้ำยัน (prop root) มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง 2.69–2.76 เซนติเมตร พื้นที่ผิวรวมอยู่ในช่วง 236.0–345.5 ตารางเซนติเมตรต่อตารางเมตร และมีความหนาแน่นรากเหนือดิน 39–52 รากต่อตารางเมตร ขณะที่พังกาหัวสุมดอกแดง (*B. gymnorrhiza*) มีลักษณะรากหายใจแบบหัวเข่า (knee root) มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง 2.42–2.62 เซนติเมตร พบพื้นที่ผิวรวมอยู่ในช่วง 321.2–400.9 ตารางเซนติเมตรต่อตารางเมตร และมีจำนวนรากอยู่ในช่วง 65–81 รากต่อตารางเมตร ส่วนลำพูทะเล (*S. alba*) มีรากหายใจแบบ pneumatophore พบขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ในช่วง 2.40–3.27 เซนติเมตร มีพื้นที่ผิวรวมอยู่ในช่วง 298.9–448.4 ตารางเซนติเมตรต่อตารางเมตร และมีจำนวนรากอยู่ในช่วง 45–51 รากต่อตารางเมตร ลักษณะรากเหนือดินที่ต่างกันนี้เองมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ โดยพบว่าบริเวณที่มีรากค้ำยันของพันธุ์ไม้สกุลโกงกางจะมีความสามารถในการดักตะกอนมากกว่ารากชนิดอื่น อาจกล่าวได้ว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดินโดยเฉพาะขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางและความหนาแน่นเป็นปัจจัยที่ส่งผลต่อการสะสมของตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในป่าชายเลน

รากใต้ดินมีบทบาทในกระบวนการตกตะกอนและการสะสมของตะกอนในพื้นที่ป่าชายเลน โดยรากฝอย (fine root) ของต้นไม้ชายเลนช่วยทำให้อนุภาคดินกระจายตัวและยึดเกาะอนุภาคดินไว้ ทำให้มีการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้น (Cahoon and Lynch, 1997) หากแต่จากการศึกษาในบริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง จังหวัดสมุทรสาคร (Samosorn et al., 2018) และบริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำประเทศไมโครนีเซีย (Krauss, Allen and Cahoon, 2003) ไม่พบความสัมพันธ์โดยตรงระหว่างความหนาแน่นของรากฝอย (fine root) ในดินกับการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่บริเวณป่าชายเลน อย่างไรก็ตามพบว่าบริเวณป่าชายเลนมีความผันแปรของระดับความสูงของพื้นที่น้อย อาจขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่น เช่น ระยะห่างจากชายฝั่ง ความชันของพื้นที่ มวลชีวภาพของพืช เป็นต้น ซึ่งเป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการผลิตรากฝอย (Zhang et al., 2021) และการสะสมของตะกอนในป่าชายเลน

2.2.2 อิทธิพลของป่าชายเลนต่อการตกตะกอน

ป่าชายเลนเป็นระบบนิเวศที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการตกตะกอนตามธรรมชาติ เมื่อตะกอนแขวนลอยถูกพัดพานำเข้ามายังพื้นที่ป่าชายเลนโดยกระแสคลื่นในทะเลและกระแสน้ำในแม่น้ำ โครงสร้างส่วนเหนือดินของต้นไม้ชายเลน ได้แก่ ลำต้น กิ่ง รากเหนือดิน จะปะทะกับกระแสคลื่นและการไหลผ่านของกระแสน้ำโดยตรง (Quartel et al., 2007) ทำให้ทิศทางการไหลของน้ำและการกระจายของตะกอนเกิดการเปลี่ยนแปลง กล่าวได้ว่าลักษณะโครงสร้างส่วนเหนือดินของพืชป่าชายเลนจะส่งผลต่อการตกตะกอนในแต่ละพื้นที่ โดย Chen และคณะ (2018) ศึกษาความสามารถในการดักจับตะกอนของต้นไม้ชายเลน บริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำ ประเทศจีน พบว่าตะกอนแขวนลอยในป่าชายเลนมีปริมาณน้อยกว่าบริเวณหาดโคลน (56.2 และ 68.8 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ) เนื่องจากบริเวณหาดโคลนมีระยะเวลาที่น้ำท่วมนานกว่า ส่งผลให้มีตะกอนแขวนลอยมากกว่า แต่เมื่อพิจารณาอัตราการสะสมของตะกอนในบริเวณป่าชายเลนพบว่ามีค่ามากกว่าบริเวณหาดโคลน (2.10 ± 0.87 และ 1.14 ± 1.20 เซนติเมตรต่อหน่วยพื้นที่ ตามลำดับ) เนื่องจากตะกอนแขวนลอยสามารถเกาะบริเวณพื้นผิวลำต้นของต้นไม้ชายเลน เมื่อพื้นที่ผิวของต้นไม้มากขึ้น ตะกอนแขวนลอยที่ยึดเกาะบริเวณผิวของลำต้นจึงมีปริมาณมากขึ้น แสดงให้เห็นว่าลำต้นของต้นไม้สามารถดักตะกอนได้โดยตรง ซึ่งให้เห็นถึงบทบาทของป่าชายเลนในการสะสมของตะกอนในพื้นที่

นอกจากนี้ขนาดของอนุภาคตะกอนที่ถูกดักยังขึ้นกับลักษณะของพื้นผิว (เช่น ความขรุขระของโครงสร้าง ความขรุขระของพื้นผิว เป็นต้น) และความเร็วของกระแสน้ำ ดังรายงานของ Hashim และ Catherine (2013) ที่ศึกษาความสามารถในการลดทอนคลื่นของป่าชายเลนในห้องปฏิบัติการ โดยจำลองลำต้นของพันธุ์ไม้สกุลโกงกางจากแท่งไม้ที่กำหนดให้ความหนาแน่นลำต้นต่อพื้นที่ต่างกัน พบว่าความหนาแน่น 0.11 ต้นต่อตารางเมตร สามารถลดทอนคลื่นได้มากถึงร้อยละ 80 ของความสูง

ของคลื่น สอดคล้องกับการศึกษาของ Quartel และคณะ (2007) ที่พบว่าบริเวณที่มีโครงสร้างส่วนเหนือดินของพีชในป่าชายเลนชายฝั่ง บริเวณแม่น้ำแดง ประเทศเวียดนาม สามารถลดทอนคลื่นได้ และทำให้เกิดแรงต้านกับกระแสน้ำส่งผลให้อนุภาคดินเหนียวเคลื่อนที่ช้าลง ทั้งนี้การเกิดแรงต้านขึ้นกับลักษณะส่วนเหนือดินที่แตกต่างกันของพันธุ์ไม้แต่ละชนิดและความหนาแน่นของโครงสร้างพีช ส่วนเหนือดิน ดังนั้นการกระจายตัวและการสะสมของตะกอนจึงขึ้นกับความหนาแน่นของโครงสร้างพีชในป่าชายเลน จากการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นของต้นไม้กับการสะสมของตะกอนบนพื้นดิน ในพื้นที่ป่าชายเลน Palakuda ประเทศศรีลังกา โดยมีพีชเด่นในพื้นที่ศึกษาคือ โกงกางใบใหญ่ (*R. mucronata*) พบว่าบริเวณที่มีความหนาแน่นของพีชสูงมีอัตราการสะสมตะกอนของอนุภาคดินขนาดเล็กมากกว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพีชขึ้นอยู่ (Phillips et al., 2017)

ระบบรากเหนือดินของต้นไม้ชายเลนเป็นอีกโครงสร้างที่สำคัญต่อกระบวนการตกตะกอนและการสะสมของตะกอน โดยรากเหนือดินมีลักษณะต่างกันขึ้นกับชนิดของพีช จากการศึกษาของ Krauss, Allen และ Cahoon (2003) พบว่ารากค้ำยันของพันธุ์ไม้สกุลโกงกางมีความสามารถในการดักตะกอน ส่งผลให้มีการสะสมตะกอนในพื้นที่มากถึง 11.0 ± 2.9 มิลลิเมตรต่อปี มีค่ามากกว่าพื้นที่ที่พบรากหายใจแบบ pneumatophore ของลำพูทะเล (*S. alba*) และแบบหัวเข่าของพังกาหัวสุ่มดอกแดง (*B. gymnorrhiza*) ที่มีการสะสมของตะกอนอยู่ที่ 7.2 ± 1.1 และ 9.3 ± 1.2 มิลลิเมตรต่อปี ตามลำดับ ซึ่งโครงสร้างรากเหนือดินของพีชป่าชายเลนมีอิทธิพลต่อการตกตะกอนโดยการเพิ่มแรงเสียดทานอย่างมากระหว่างรากกับกระแสน้ำ ทำให้ตะกอนอนุภาคดินเหนียวเกิดการฟุ้งกระจายในบริเวณที่เกิดความปั่นป่วนของมวลน้ำ โดยเฉพาะบริเวณด้านหลังของโครงสร้างรากเมื่อกระแสน้ำเข้าปะทะ และจะเกิดการตกตะกอนเมื่อความเร็วของกระแสน้ำลดลงหรือขณะน้ำลง การศึกษาของ Kamal และคณะ (2017) ศึกษาการกระจายของตะกอนที่ได้รับอิทธิพลจากรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมทะเลบริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำทางตอนใต้ของรัฐควีนส์แลนด์ ประเทศออสเตรเลีย ซึ่งพื้นที่นี้มีอัตราการสะสมของตะกอนอยู่ในช่วง 1–7 มิลลิเมตรต่อปี พบว่าบริเวณที่ติดกับชายฝั่งมักเป็นบริเวณที่มีการสะสมของตะกอนที่มีอนุภาคเล็ก (ขนาดเล็กกว่า 63 ไมโครเมตร) มากกว่าบริเวณที่ติดกับแผ่นดิน เนื่องจากอยู่ใกล้กับทางน้ำไหลผ่านซึ่งเป็นแหล่งของตะกอน รวมถึงเมื่อน้ำไหลเข้ามายังชายฝั่งและปะทะกับรากหายใจแบบ pneumatophore ของต้นไม้ชายเลนที่เจริญอยู่บริเวณชายฝั่ง ความซับซ้อนของโครงสร้างรากหายใจแบบ pneumatophore จะส่งผลให้ตะกอนที่มีอนุภาคขนาดเล็ก เกิดการตกตะกอนและมีปริมาณมากในบริเวณชายฝั่ง และมีสัดส่วนน้อยลงเมื่อระยะห่างจากช่องทางที่น้ำไหลเข้าลดลง

นอกจากชนิดของรากเหนือดินจะส่งผลต่อการตกตะกอนแล้ว ความหนาแน่นของรากยังส่งผลต่อการตกตะกอนอีกด้วย กล่าวคือ ความหนาแน่นของรากเหนือดินส่งผลต่อความปั่นป่วนของ

มวลน้ำ จากการศึกษาผลของความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ของลำพู (*S. caseolaris*) ต่อความปั่นป่วนของมวลน้ำ ในป่าชายเลนปากแม่น้ำ Cù Lao Dung ประเทศเวียดนาม พบว่าบริเวณที่มีความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore มากจะเกิดความปั่นป่วนของมวลน้ำมากและความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore มากจะช่วยเพิ่มการลำเลียงของตะกอนภายในบริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง (Norris et al., 2019) อีกทั้งการเกิดความปั่นป่วนช่วยเพิ่มระยะเวลาการแขวนลอยของตะกอนในมวลน้ำให้นานขึ้น มีโอกาสในการตกตะกอนมากขึ้น อีกทั้งการกระจายของรากเหนือดินอย่างสม่ำเสมอในพื้นที่ป่าชายเลนยังช่วยรักษาเสถียรภาพของการตกตะกอน ทำให้อัตราการตกตะกอนมีความผันแปรน้อยกว่าพื้นที่หาดโคลน

Willemsen และคณะ (2016) ศึกษาพลวัตของการตกตะกอนในบริเวณป่าชายเลน Mandai ซึ่งเป็นป่าชายเลนริมชายฝั่ง บริเวณปากแม่น้ำในประเทศสิงคโปร์ พบว่าถึงแม้บริเวณป่าชายเลนมีอัตราการตกตะกอนต่ำกว่าพื้นที่หาดโคลนติดชายฝั่งที่ไม่มีพืชปกคลุมมีค่าเท่ากับ 0.00269 และ 0.0664 กิโลกรัมต่อตารางเมตร ตามลำดับ แต่บริเวณป่าชายเลนมีความผันแปรของการตกตะกอนต่ำกว่าในบริเวณหาดโคลน สังเกตได้จากค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานมีค่า 0.00191 และ 0.0429 กิโลกรัมต่อตารางเมตร ตามลำดับ นอกจากนี้ในบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมพบปริมาณตะกอนที่มีสัดส่วนของอนุภาครายมากกว่าในบริเวณที่มีพืชปกคลุม แสดงให้เห็นว่าโครงสร้างส่วนเหนือดินของต้นไม้ชายเลนมีอิทธิพลต่อการกระจายของอนุภาคตะกอนและการตกตะกอนในพื้นที่ป่าชายเลน

2.2.3 อิทธิพลของป่าชายเลนต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่เป็นผลมาจากสมดุลของปริมาณตะกอนที่เข้ามาในพื้นที่และการสะสมของตะกอนบริเวณผิวดิน (surface) ที่เกิดขึ้นผ่านกระบวนการตกตะกอน นอกจากนี้ยังเป็นผลจากปริมาณมวลชีวภาพของรากพืชและอินทรีย์วัตถุที่สะสมในพื้นที่ที่มีต้นกำเนิดจากต้นไม้ชายเลน รวมถึงการย่อยสลาย (decomposition) ของอินทรีย์วัตถุ และการบีบอัด (compaction) ซึ่งเกิดในบริเวณใต้ผิวดิน (subsurface) (Krauss et al., 2017; Lovelock et al., 2015; Rogers, Saintilan and Cahoon, 2005; Sasmito et al., 2020; Swales et al., 2019) จากรายงานของ Furukawa, Wolanski และ Mueller (1997) พบว่าความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัด และความสูงของรากหายใจแบบ pneumatophore มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับระดับความสูงของพื้นที่ เนื่องจากรากเหนือดินมีอิทธิพลต่อความปั่นป่วนของมวลน้ำ ทำให้ตะกอนที่แขวนลอยมีโอกาสตกสู่พื้นป่าได้มากขึ้น ซึ่งให้เห็นว่าโครงสร้างต้นไม้ชายเลนมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ ซึ่งการศึกษาความผันแปรของระดับความสูงของพื้นที่และระดับความสูงสุทธิของพื้นที่มักศึกษาโดยเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ที่มีพืชกับไม่มีพืชปกคลุม ดังเช่นการศึกษาการเปลี่ยนแปลงระดับ

ความสูงของพื้นที่ในป่าชายเลนหลังแนวไม้ไผ่ชะลอกคลื่น จังหวัดสมุทรสาคร พบว่าการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่อยู่ในช่วง -6.0 ถึง +11.3 เซนติเมตร บริเวณป่าชายเลนมีค่าอยู่ในช่วงที่เป็นบวก (0.2–2.8 เซนติเมตร) โดยค่าที่เป็นบวกหมายถึงมีการสะสมของตะกอน ขณะที่บริเวณหาดโคลนพบค่าเป็นลบหมายถึงมีการกัดเซาะเกิดขึ้นในพื้นที่ (Samosorn et al., 2018) ซึ่งการศึกษาความแตกต่างของการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่บริเวณหาดโคลนและป่าชายเลนเป็นระยะเวลา 20 ปี ในป่าชายเลนรัฐฟลอริดา ประเทศสหรัฐอเมริกา พบว่าป่าชายเลนมีการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในช่วงที่แคบกว่าหาดโคลน คือ -10.8 ถึง +4.1 และ -15.4 ถึง +5.6 มิลลิเมตรต่อปี ตามลำดับ โดยพื้นที่นี้ได้รับอิทธิพลจากพายุที่รุนแรง ทำให้มีการพัดพาตะกอนเข้ามาในพื้นที่มาก และบริเวณป่าชายเลนมีตะกอนปริมาณน้อยที่ถูกพัดออกไป ประกอบกับมีการสะสมอินทรีย์วัตถุจากพืชมาก ทำให้ระดับความสูงในพื้นที่ป่าชายเลนมีการเปลี่ยนแปลงน้อยและมีแนวโน้มสูงขึ้น (Osland et al., 2020)

การสะสมมวลชีวภาพรากและอินทรีย์วัตถุบริเวณใต้ดินส่งผลต่อการเพิ่มขึ้นของระดับความสูงของพื้นที่ ดังรายงานของ Mckee (2011) พบว่าการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ป่าชายเลนในรัฐฟลอริดา ประเทศสหรัฐอเมริกา และประเทศเบลีซ ได้รับอิทธิพลจากการเจริญเติบโตของรากใต้ดิน โดยระดับความสูงของพื้นที่ที่เกิดจากการสะสมมวลชีวภาพรากสูงขึ้น 1.2–11.8 มิลลิเมตรต่อปี คิดเป็นร้อยละ 55 ของการเปลี่ยนแปลงความสูงทั้งหมดที่เกิดขึ้น ส่วนการศึกษาในป่าชายเลนประเทศเม็กซิโกพบว่าบริเวณที่มีการสะสมของรากใต้ดินมากจะทำให้ระดับความสูงของพื้นที่สูงขึ้นและมีช่วงการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่เป็นค่าบวกคือ 1.2–10.8 มิลลิเมตรต่อปี (McKee et al., 2007) ต่างจากการศึกษาของ Lovelock และคณะ (2015) ที่ไม่พบความสัมพันธ์โดยตรงระหว่างผลผลิตรากพืชกับการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่บริเวณป่าชายเลนชายฝั่งตะวันตกและตะวันออกของอ่าว Moreton รัฐควีนส์แลนด์ ประเทศออสเตรเลีย แต่พบว่าผลผลิตของรากพืชมีความสัมพันธ์เชิงลบกับการทรุดตัวระดับต้นของพื้นที่ กล่าวคือ บริเวณชายฝั่งตะวันออกซึ่งพบผลผลิตของรากมากกว่าชายฝั่งตะวันตก คือ 16.6 ± 1.6 และ 2.9 ± 0.9 กรัมต่อตารางเมตรต่อเดือนตามลำดับ ทำให้ชายฝั่งตะวันออกมีการทรุดตัวระดับต้นของพื้นที่น้อยกว่าชายฝั่งตะวันตกคือ 0.048 ± 0.079 และ 0.228 ± 0.039 มิลลิเมตรต่อเดือน ตามลำดับ ซึ่งการทรุดตัวระดับต้นของพื้นที่ถูกควบคุมโดยกระบวนการอัดแน่นของดิน การเปลี่ยนแปลงระดับน้ำในดิน และการย่อยสลายอินทรีย์วัตถุในดิน จากรายงานของ Soper และคณะ (2019) ที่ศึกษาการตกตะกอน การเพิ่มขึ้นของตะกอน และอัตราการสะสมของตะกอนคาร์บอน โดยใช้ ^{210}Pb ตรวจสอบปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่สะสมในป่าชายเลนที่มีอายุ 69, 74 และ 75 ปี ในบริเวณป่าชายเลนบนเกาะโมโลไกในหมู่เกาะฮาวาย ประเทศสหรัฐอเมริกา โดยมีพืชที่ถูกนำเข้ามาปลูกคือ *R. mangle* กระจายอยู่เต็มพื้นที่ พบว่าเมื่อ

ระยะเวลาผ่านไป ป่าชายเลนมีการสะสมปริมาณคาร์บอนอินทรีย์เพิ่มขึ้น ทำให้ระดับความสูงของตะกอนเพิ่มขึ้นจาก 0.1–0.2 เป็น 0.7–1.8 เซนติเมตรต่อปี แสดงให้เห็นว่าโครงสร้างเหนื่อดินของต้นไม้ชายเลนมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณตะกอนบริเวณผิวดิน อีกทั้งรากใต้ดินโดยเฉพาะรากฝอย (fine root) และปริมาณอินทรีย์วัตถุมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของชั้นใต้ผิวดิน นำไปสู่การรักษาเสถียรภาพของการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในระบบนิเวศป่าชายเลน

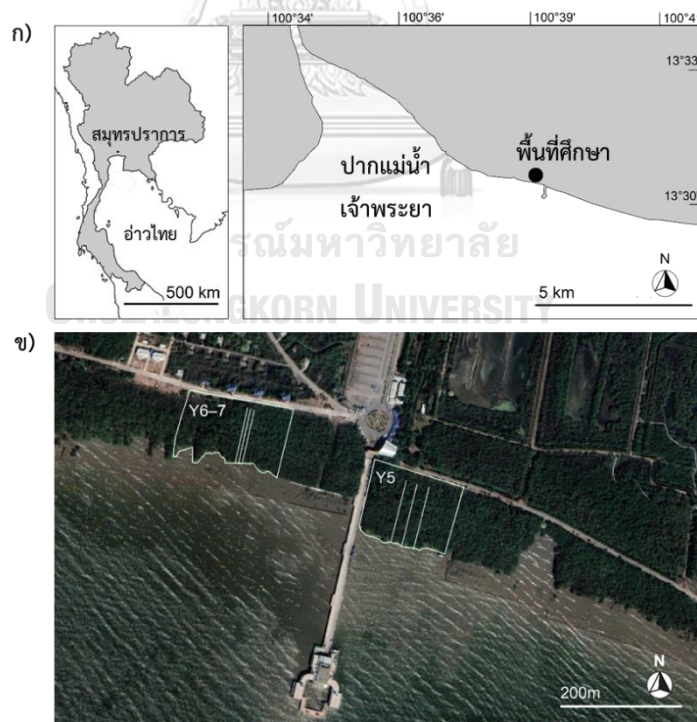


บทที่ 3

วิธีดำเนินการศึกษา

พื้นที่ศึกษา

พื้นที่ศึกษาเป็นแปลงปลูกป่าชายเลนในบริเวณศูนย์ศึกษาระบบนิเวศวิทยาทางน้ำ (บางปู) ตำบลบางปูใหม่ อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรปราการ ($13^{\circ}30'59''\text{N}$, $100^{\circ}39'23''\text{E}$) ตั้งอยู่ทางทิศตะวันออกของปากแม่น้ำเจ้าพระยา ห่างจากปากแม่น้ำประมาณ 5 กิโลเมตร (ภาพที่ 3.1 ก) ป่าชายเลนบางปูได้รับผลกระทบจากการพัฒนาอุตสาหกรรมและการขยายตัวของเมืองทำให้ป่าชายเลนเกิดความเสื่อมโทรม (Parr, Pukotchasarnseen and La-orphanphol, 2012) ต่อมามีการปลูกฟื้นฟูจากทั้งภาครัฐ ประชาชน และเอกชน ซึ่งหนึ่งในโครงการปลูกฟื้นฟูที่ดำเนินการอย่างต่อเนื่องตั้งแต่ปี พ.ศ. 2548 จนถึงปัจจุบัน คือ โครงการโตโยต้าปลูกป่าชายเลน จัดโดยบริษัท โตโยต้า มอเตอร์ ประเทศไทย จำกัด ร่วมกับกรมพลานการทหารบก กองทัพบก และ มูลนิธิสิ่งแวดล้อมศึกษาเพื่อความยั่งยืน (ประเทศไทย)

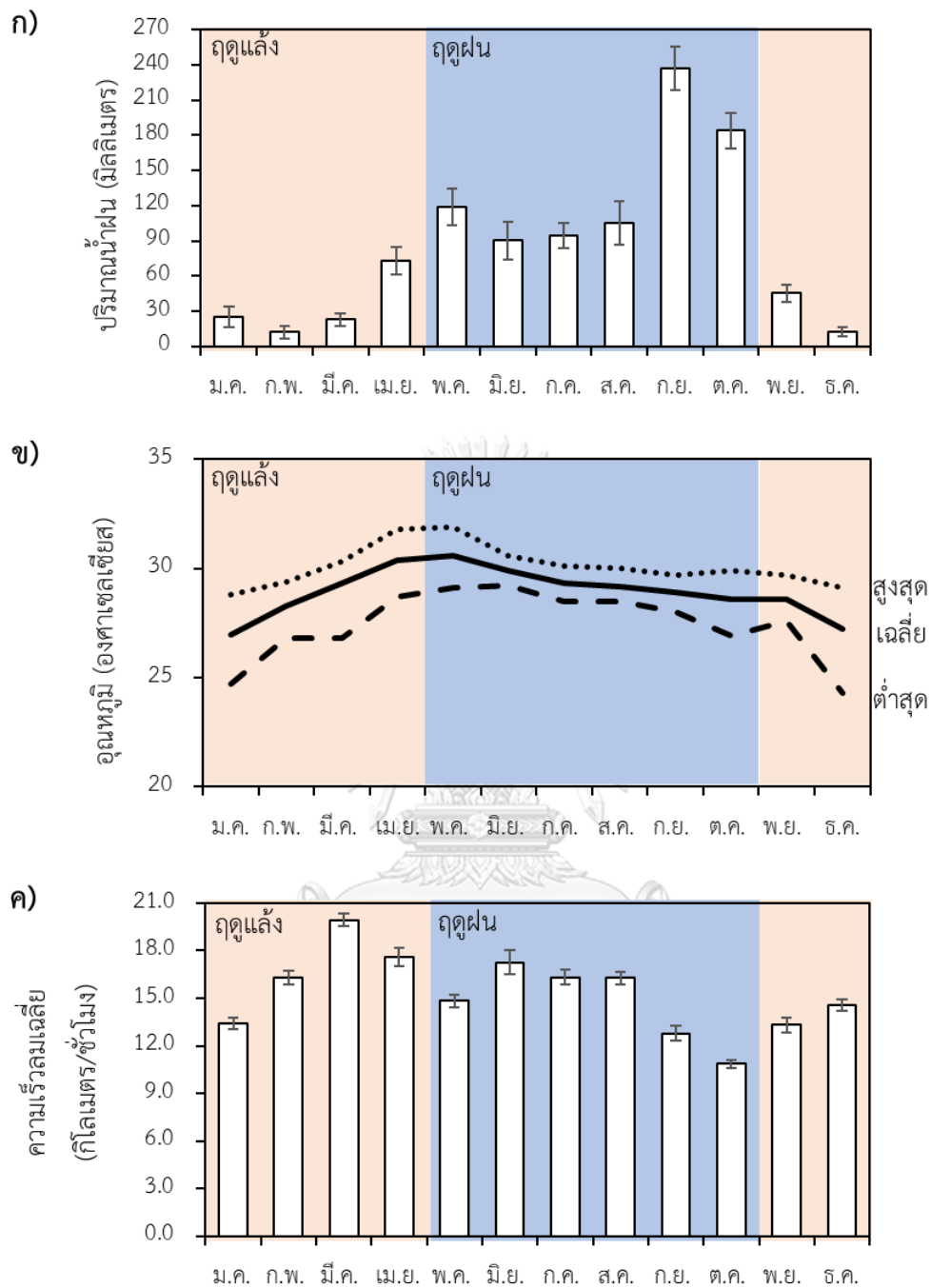


ภาพที่ 3.1 ก) ที่ตั้งของป่าชายเลนบางปู จังหวัดสมุทรปราการ และ ข) แปลงปลูกป่าชายเลนปีที่ 5 (Y5) และ แปลงปลูกป่าชายเลนปีที่ 6 และ 7 (Y6-7) (ที่มา: map.google earth)

ป่าชายเลนบางปูจัดอยู่ในประเภทป่าชายเลนริมชายฝั่ง (fringe mangrove) (กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง, 2555) มีลักษณะทางธรณีสัณฐานของชายฝั่งเป็นดินดอนสามเหลี่ยมปากแม่น้ำที่เกิดจากการทับถมของตะกอนดินเหนียว (กรมทรัพยากรธรณี, 2559) พบพันธุ์ไม้ชายเลนกระจายตัวเป็นแนวแคบตลอดแนวชายฝั่งประกอบด้วยไม้ต้นชนิดเด่นที่พบมาก คือ แสมขาว (*A. alba*) ก้ามไม้ที่ใช้ในการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลนในบริเวณนี้ ได้แก่ แสมขาว (*A. alba*) ลำพู (*S. caseolaris*) โกงกางใบใหญ่ (*R. mucronata*) และ โกงกางใบเล็ก (*R. apiculata*) โดยใช้ก้ามไม้อายุประมาณ 6–12 เดือนจากแหล่งเพาะกล้าไม้หลายแห่งในภาคกลางและภาคตะวันออกของประเทศไทย นำไปปลูกในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนที่จัดไว้แตกต่างกันสำหรับกิจกรรมการปลูกป่าชายเลนแต่ละปี ดังนั้นจึงสามารถประมาณอายุของแปลงปลูกในแต่ละบริเวณได้ หากแต่ไม่มีการบันทึกหรือรายงานวิธีการปลูกหรือรูปแบบการปลูกฟื้นฟูที่ชัดเจน ในการศึกษานี้จะเก็บข้อมูลในแปลงปลูกป่าชายเลนที่ทราบอายุโดยมีแสมขาว (*A. alba*) เป็นพันธุ์ไม้เด่นในแปลงปลูกปีที่ 5 (แปลง Y5) อายุ 10 ปี และแปลงปลูกปีที่ 6 และ 7 (แปลง Y6–7) ที่มีอายุ 9 และ 8 ปี ตามลำดับ ซึ่งแปลงปลูกทั้งสองบริเวณตั้งขนานอยู่สองฝั่งของสะพานคอนกรีตที่สร้างขึ้นออกไปในทะเลเป็นระยะทางประมาณ 500 เมตรจากแผ่นดิน (ภาพที่ 3.1ข)

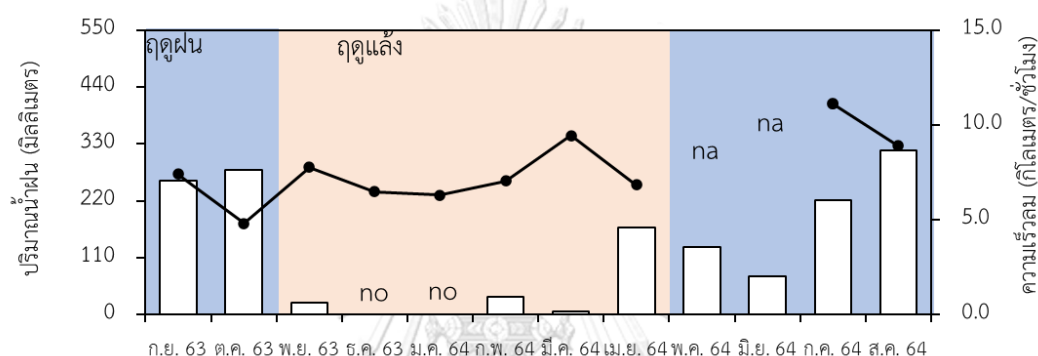
ลักษณะภูมิอากาศ

พื้นที่ศึกษาได้รับอิทธิพลจากมรสุมตะวันตกเฉียงใต้จากทะเลอ่าวไทยและอิทธิพลของร่องความกดอากาศต่ำ เนื่องจากจังหวัดสมุทรปราการมีลักษณะภูมิประเทศเป็นที่ราบลุ่มตั้งอยู่ในบริเวณชายฝั่งทะเลอ่าวไทยตอนใน อยู่ภายใต้สภาพภูมิอากาศแบบมรสุมเขตร้อน มีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยเท่ากับ $1,008 \pm 76.8$ มิลลิเมตรต่อปี (ข้อมูล 10 ปีตั้งแต่ พ.ศ. 2552–2562 จากสถานีอุตุนิยมวิทยานำร่อง จังหวัดสมุทรปราการ ตั้งอยู่ห่างจากสถานตากอากาศบางปูประมาณ 16 กิโลเมตร กรมอุตุนิยมวิทยา, ประเทศไทย) แบ่งช่วงฤดูกาลตามปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายเดือนได้เป็น ฤดูฝนตั้งแต่เดือนพฤษภาคมถึงเดือนตุลาคมที่มีปริมาณน้ำฝนมากถึง 830 ± 59.3 มิลลิเมตร คิดเป็นร้อยละ 82.5 ของปริมาณน้ำฝนทั้งปี และฤดูแล้งตั้งแต่เดือนพฤศจิกายนถึงเดือนเมษายน มีปริมาณน้ำฝน 178 ± 29.6 มิลลิเมตร คิดเป็นร้อยละ 17.5 ของปริมาณน้ำฝนทั้งปี (ภาพที่ 3.2ก) โดยมีปริมาณน้ำฝนมากที่สุดในเดือนกันยายนและมีปริมาณน้ำฝนน้อยที่สุดในเดือนธันวาคม พื้นที่ศึกษามีอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดปีเท่ากับ 28.9 ± 0.09 องศาเซลเซียส โดยมีอุณหภูมิเฉลี่ยรายเดือนสูงที่สุดในเดือนพฤษภาคมเท่ากับ 30.5 ± 0.18 องศาเซลเซียส และมีอุณหภูมิเฉลี่ยรายเดือนต่ำที่สุดในเดือนมกราคมเท่ากับ 26.8 ± 0.33 องศาเซลเซียส (ภาพที่ 3.2ข) ความเร็วลมเฉลี่ยในช่วงฤดูฝนอยู่ในช่วง 4.0–6.5 นีโอดขณะที่ในช่วงฤดูแล้งมีความเร็วลมเฉลี่ยอยู่ในช่วง 10.9–19.9 กิโลเมตรต่อชั่วโมง (ภาพที่ 3.2ค)



ภาพที่ 3.2 ลักษณะภูมิอากาศรายเดือนบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู จังหวัดสมุทรปราการ (mean±SE) ตั้งแต่ พ.ศ. 2552–2562 (กรมอุตุนิยมวิทยา, ประเทศไทย) ประกอบด้วย ก) ปริมาณน้ำฝนรายเดือน ข) อุณหภูมิ และ ค) ความเร็วลม

ในช่วงหนึ่งปีที่ศึกษาตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงสิงหาคม พ.ศ. 2564 ปริมาณน้ำฝนรวมเท่ากับ 1,513 มิลลิเมตร (สถานีอุตุนิยมวิทยาสุมทรปราการ (บางปลา) อำเภอบางพลี จังหวัดสมุทรปราการ ตั้งอยู่ห่างจากสถานตากอากาศบางปูประมาณ 11 กิโลเมตร กรมอุตุนิยมวิทยา, ประเทศไทย) โดยมีปริมาณน้ำฝนในช่วงฤดูฝนคิดเป็นร้อยละ 84.7 และมีปริมาณน้ำฝนรายเดือนสูงที่สุดในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2564 (ภาพที่ 3.3) ขณะที่ความเร็วลมรายเดือนตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงสิงหาคม พ.ศ. 2564 อยู่ในช่วง 4.8–11.1 กิโลเมตรต่อชั่วโมง จัดเป็นช่วงลมเบาและลมอ่อน โดยพบความเร็วลมสูงสุดเท่ากับ 11.1 กิโลเมตรต่อชั่วโมง ในเดือนกรกฎาคม พ.ศ. 2564 และความเร็วลมต่ำสุดเท่ากับ 4.8 กิโลเมตรต่อชั่วโมง ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 (ภาพที่ 3.3)

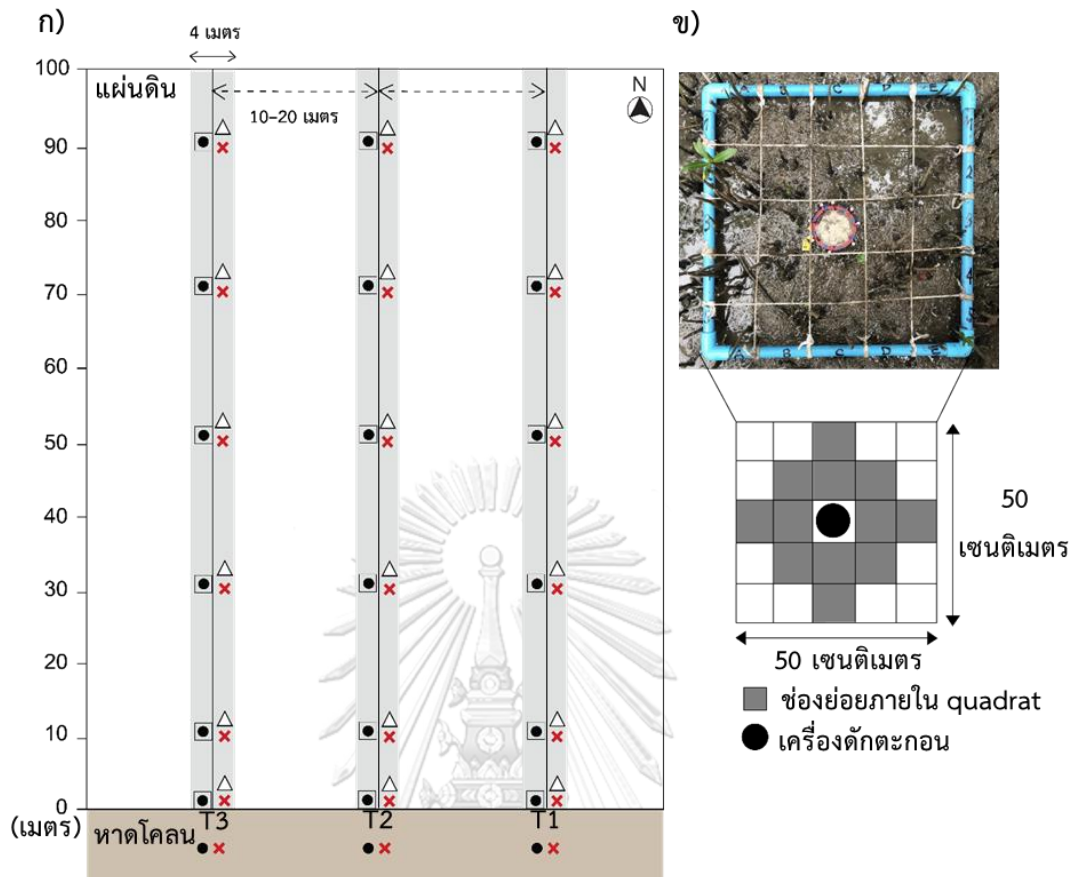


ภาพที่ 3.3 ปริมาณน้ำฝน (กราฟแท่ง) และความเร็วลม (กราฟเส้น) ในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2564 อักษร no หมายถึง ไม่มีฝนตก และ na หมายถึง ไม่มีข้อมูล (กรมอุตุนิยมวิทยา, ประเทศไทย)

การเก็บข้อมูลภาคสนามและการวิเคราะห์ข้อมูล

1) การกำหนดจุดเก็บตัวอย่าง

กำหนดจุดเก็บตัวอย่างอย่างเป็นระบบ (systematic sampling) ในแปลงปลูกป่าชายเลนอายุ 10 ปี (ต่อไปเรียกว่าแปลง Y5) และ อายุ 8–9 ปี (ต่อไปเรียกว่าแปลง Y6–7) ด้วยการวางแนวเก็บตัวอย่าง (line transect) ในพื้นที่แปลงปลูกทั้งสองอายุ จากบริเวณขอบป่าติดกับชายฝั่งทะเล กำหนดเป็นระยะ 0 เมตร พิจารณาจากขอบเขตของเรือนยอดเข้าไปถึงด้านในสุดของแปลงปลูกเป็นระยะทางประมาณ 100 เมตร จำนวน 3 แนวต่อแปลง แต่ละแนวห่างกัน 10–20 เมตร เพื่อศึกษาโครงสร้างพืชพรรณ รากของต้นแสมขาวปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดอัตราการตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อมตามแนวเก็บตัวอย่างทั้งสามแนว (ภาพที่ 3.4)



ภาพที่ 3.4 ก) แนวเก็บตัวอย่าง (line transect) ในแปลงปลูกป่าชายเลน จากบริเวณริมทะเลเข้าสู่ด้านในแปลงปลูกที่ติดกับแผ่นดิน ประกอบด้วยตำแหน่งที่ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore (□) และวางเครื่องดักตะกอน (●) จุดเก็บตัวอย่างรากใต้ดิน (△) และตัวอย่างดิน (×) ในแปลงปลูกป่าชายเลนและบริเวณหาดโคลน ตามแนวเก็บตัวอย่าง T1–T3 และ ข) quadrat ขนาด 50 x 50 ตารางเซนติเมตร ที่แบ่งเป็นช่องย่อยเพื่อศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore ในช่องสี่เหลี่ยม

2) โครงสร้างพืชพรรณ (vegetation structure)

ศึกษาโครงสร้างพืชพรรณในแปลง Y5 และ Y6–7 ในพื้นที่ belt transect ตามแนวเก็บตัวอย่างที่กำหนดไว้ มีระยะกว้างจากแนวเก็บตัวอย่างด้านละ 2 เมตร (ภาพที่ 3.4ก) จำแนกชนิดของไม้ต้น บันทึกจำนวนต้น ตำแหน่งของทุกต้นที่ปรากฏใน belt transect ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับอก (Diameter at Breast Height, DBH) ตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตรขึ้นไป วัดขนาด DBH และความสูงของไม้ต้น พร้อมทั้งจัดทำแผนที่เพื่อแสดงการกระจายของไม้ต้นในบริเวณ belt transect โดยเก็บข้อมูลโครงสร้างพืชพรรณทั้งหมด 2 ครั้ง คือ เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และ

เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) สํารวจกล้าไม้ที่ปรากฏใน quadrat ที่ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore บันทึกชนิดขนาด จำนวนต้น เป็นจำนวน 4 ครั้ง (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 มีนาคม มิถุนายน และกันยายน พ.ศ. 2564)

วิเคราะห์โครงสร้างพืชพรรณประกอบการกระจายของไม้ต้นในพื้นที่ belt transect ด้วยวิธี m^*/m regression (Lloyd, 1967) โดยคำนวณค่า m^* และ m ดังสมการที่ 1.1 และ 1.2 แล้วนำค่า m^* หารด้วยค่า m ได้ว่าค่า $m^*/m < 1$ หมายถึง การกระจายแบบปกติ $m^*/m = 1$ หมายถึง การกระจายแบบสุ่ม $m^*/m > 1$ หมายถึง การกระจายแบบกลุ่ม คำนวณความหนาแน่นของไม้ต้นคิดเป็นจำนวนต้นต่อหน่วยพื้นที่ (สมการที่ 2) คำนวณค่าเฉลี่ยขนาด DBH และความสูงของไม้ต้นในแปลงปลูกแต่ละอายุ คำนวณพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นต่อหน่วยพื้นที่ (สมการที่ 3) รวมถึงประมาณมวลชีวภาพส่วนเหนือดินและมวลชีวภาพรากของไม้ต้นทุกต้นใน belt transect ด้วยสมการแอลโลเมตรีทั่วไปสำหรับพันธุ์ไม้ชายเลน (Komiya et al., 2005) ดังสมการที่ 4 และ 5 ตามลำดับ และคำนวณความหนาแน่นของกล้าไม้ภายใน quadrat ต่อหน่วยพื้นที่ (สมการที่ 6)

การกระจายของไม้ต้น

$$m^* = \frac{\sum_{i=1}^N X_i(X_i-1)}{\sum_{i=1}^N X_i} \quad (1.1)$$

$$m = \frac{\sum_{i=1}^N X_i}{N} \quad (1.2)$$

| | | | |
|-------|-------|-----|--|
| เมื่อ | m^* | คือ | ความแออัดเฉลี่ยของต้นไม้ม |
| | m | คือ | ความหนาแน่นเฉลี่ยของต้นไม้ม |
| | X | คือ | จำนวนต้นไม้มทั้งหมดในพื้นที่ belt transect |
| | N | คือ | จำนวน belt transect |
| | i | คือ | belt transect ที่ i |

ความหนาแน่นของต้นไม้ม

$$\text{ความหนาแน่นของต้นไม้ม} = \frac{\text{จำนวนต้นไม้มทั้งหมดใน belt transect}}{\text{พื้นที่ของ belt transect}} \quad (2)$$

พื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้น

$$\text{พื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้น} = \frac{\sum \left[\pi \left(\frac{DBH}{2} \right)^2 \right]}{\text{พื้นที่ของ } belt \text{ transect}} \quad (3)$$

มวลชีวภาพของต้นไม้ชายเลน

$$\text{มวลชีวภาพส่วนเหนือดิน (W}_{top}) = 0.251 \rho D^{2.46} \quad (4)$$

$$\text{มวลชีวภาพราก (W}_R) = 0.199 \rho^{0.899} D^{2.22} \quad (5)$$

- เมื่อ D คือ เส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับอกของลำต้น (เซนติเมตร)
 ρ คือ ความหนาแน่นของเนื้อไม้ (ตันต่อลูกบาศก์เมตร) มีค่าแตกต่างกัน
 ขึ้นกับชนิดของพันธุ์ไม้ ดังแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 ความหนาแน่นของเนื้อไม้ (ρ) ของพันธุ์ไม้ป่าชายเลน (Komiyama et al., 2005)

| ชนิดพันธุ์ไม้ | ความหนาแน่นของเนื้อไม้ (ตันต่อลูกบาศก์เมตร) |
|--------------------------------------|--|
| แสมขาว (<i>A. alba</i>) | 0.506 |
| แสมทะเล (<i>A. marina</i>) | 0.579 |
| ลำพู (<i>S. caseolaris</i>) | 0.340 |
| โกงกางใบเล็ก (<i>R. apiculata</i>) | 0.770 |
| โกงกางใบใหญ่ (<i>R. mucronata</i>) | 0.701 |

ความหนาแน่นของกล้าไม้

$$\text{ความหนาแน่นของกล้าไม้} = \frac{\text{จำนวนกล้าไม้ทั้งหมดใน quadrat}}{\text{พื้นที่ quadrat ที่ศึกษา}} \quad (6)$$

3) ลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนื่อดินและรากใต้ดินของแสมขาว

ศึกษารากของต้นแสมขาวตามแนวเก็บตัวอย่างทั้ง 6 แนวในแปลงปลูกป่าชายเลนทั้งสองอายุ (แปลง Y5 และ แปลง Y6-Y7) โดยเก็บข้อมูลทั้งรากหายใจแบบ pneumatophore และรากใต้ดิน ดังนี้

3.1) รากหายใจแบบ pneumatophore

กำหนดพื้นที่ quadrat ขนาด 50 x 50 ตารางเซนติเมตร จำนวน 6 จุดต่อแนวเก็บตัวอย่างที่ระยะ 0, 10, 30, 50, 70 และ 90 เมตรจากชายฝั่งทะเล (ภาพที่ 3.4ก) ภายใน quadrat แบ่งเป็นช่องย่อยขนาด 10 x 10 ตารางเซนติเมตร ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore ทุกรากใน 12 ช่องย่อยต่อ quadrat ดังแสดงในภาพที่ 3.4ข ซึ่งการเลือกตำแหน่งช่องย่อยสัมพันธ์กับทิศทางการไหลของน้ำและการพัดพาของตะกอน นับจำนวนรากหายใจแบบ pneumatophore ของต้นแสมขาวที่มีความสูงตั้งแต่ 2 เซนติเมตรขึ้นไป (Ross, 2006) วัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดิน (D_0) และความสูงของราก (H) คำนวณความหนาแน่นของรากหายใจ คิดเป็นจำนวนรากต่อพื้นที่ คำนวณพื้นที่หน้าตัดรวมของรากหายใจต่อพื้นที่ (สมการที่ 7) คำนวณพื้นที่หน้าผิวรวมของรากหายใจต่อพื้นที่ (สมการที่ 8) และคำนวณปริมาตรรวมของรากหายใจต่อพื้นที่ (สมการที่ 9) โดยอนุมานว่ารากหายใจแบบ pneumatophore มีลักษณะเป็นทรงกระบอก เก็บข้อมูลทั้งหมด 4 ครั้ง ในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 มีนาคม มิถุนายน และกันยายน พ.ศ. 2564

$$\text{พื้นที่หน้าตัดรวมของรากหายใจ} = \frac{\Sigma \left[\pi \left(\frac{D_0}{2} \right)^2 \right]}{\text{พื้นที่รวมของช่องย่อยที่ศึกษา}} \quad (7)$$

$$\text{พื้นที่ผิวรวมของรากหายใจ} = \frac{\Sigma \left[H \times \left(2\pi \left(\frac{D_0}{2} \right) \right) \right]}{\text{พื้นที่รวมของช่องย่อยที่ศึกษา}} \quad (8)$$

$$\text{ปริมาตรรวมของรากหายใจ} = \frac{\Sigma \left[H \times \left(\pi \left(\frac{D_0}{2} \right)^2 \right) \right]}{\text{พื้นที่รวมของช่องย่อยที่ศึกษา}} \quad (9)$$

3.2) รากใต้ดิน

เก็บตัวอย่างรากใต้ดินในบริเวณใกล้กับพื้นที่ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore ตามแนวเก็บตัวอย่าง (ภาพที่ 3.4ก) ทั้งหมด 2 ครั้ง คือ เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และเมื่อระยะเวลาผ่านไป 1 ปี (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) ด้วยวิธี soil block (กว้าง 10 เซนติเมตร ยาว

10 เซนติเมตร ลึก 20 เซนติเมตร) จำนวน 6 ตัวอย่างต่อแนวเก็บตัวอย่าง คิดเป็นจำนวนทั้งสิ้น 18 ตัวอย่างต่อแปลง แล้วแบ่งก้อนดินตามระดับความลึก ได้แก่ 0-10 และ 10-20 เซนติเมตร นำตัวอย่างกลับมายังห้องปฏิบัติการและเก็บรักษาที่อุณหภูมิ 4-8 องศาเซลเซียส ล้างดินออกจากตัวอย่างด้วยน้ำไหลผ่านตะแกรงสแตนเลสขนาดตาถี่ 250 ไมโครเมตรเพื่อให้ได้เฉพาะรากพืช ต่อมาจำแนกเป็นรากมีชีวิตและรากตาย ด้วยการสังเกตจากลักษณะของรากที่สังเกตได้ด้วยตาเปล่า กล่าวคือ รากมีชีวิตจะลอยน้ำ สด อวบ มีสีอ่อน และรากตายจะมีลักษณะฝ่อ มีสีคล้ำ แล้วนำรากมีชีวิตมาแยกเป็นส่วนเหนือดิน (รากหายใจแบบ pneumatophore) และส่วนใต้ดิน นำรากหายใจแบบ pneumatophore มาวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดินและความสูง และนำรากใต้ดินมาจำแนกตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง (diameter class) โดยแบ่งเป็นขนาด 0-2, 2-5, 5-10 และ >10 มิลลิเมตร นำตัวอย่างรากทั้งหมดไปอบที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส จนกว่าน้ำหนักคงที่จึงชั่งน้ำหนักแห้ง แล้วคำนวณหาความหนาแน่นของรากใต้ดิน (root density) ในหน่วยกรัมต่อลูกบาศก์เมตร และคำนวณสัดส่วนระหว่างน้ำหนักแห้งของรากหายใจแบบ pneumatophore ต่อรากใต้ดิน

4) ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด อัตราการตะกอน และการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

4.1) ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด

ศึกษาปริมาณตะกอนแขวนลอยที่ถูกน้ำพัดเข้ามาในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน เก็บตัวอย่างน้ำที่เข้าท่วมพื้นที่ศึกษาจำนวน 3 จุดต่อแปลงศึกษาที่บริเวณหาดโคลนหน้าแปลงปลูกป่าชายเลนตรงกับแนวเก็บตัวอย่าง เดือนละครั้ง ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ในช่วงน้ำเกิด (spring tide) อ้างอิงจากข้อมูลน้ำขึ้นน้ำลงรายชั่วโมงบริเวณป้อมพระจุลจอมเกล้า (สมุทรปราการ) โดยกรมอุทกศาสตร์ เป็นระยะเวลาหนึ่งปี โดยใช้ขวดพลาสติกปริมาตร 300 มิลลิลิตรเก็บที่ระดับความลึก 0-30 เซนติเมตรจากผิวน้ำ นำตัวอย่างทั้งหมดกลับมายังห้องปฏิบัติการเพื่อวิเคราะห์ปริมาณตะกอนแขวนลอย กรองตัวอย่างน้ำด้วยระบบ vacuum pump ผ่านกระดาษกรอง GF/C (Whatman, Little Chalfont, United Kingdom) ที่ผ่านการอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และชั่งน้ำหนักก่อนกรองแล้ว จากนั้นนำกระดาษกรองที่ผ่านการกรองและมีตะกอนแขวนลอยไปอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส จนน้ำหนักคงที่คำนวณปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solid, TSS) ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร ตามสมการที่ 10 (Adame et al., 2010) ต่อมานำมาคำนวณค่าเฉลี่ยปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดในแต่ละแปลงศึกษา

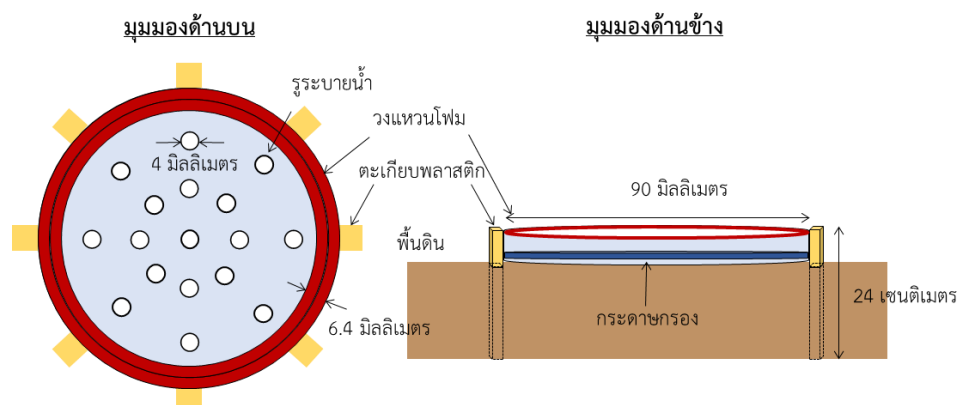
$$TSS = \frac{(A-B)}{V} \times 1,000 \quad (10)$$

| | | |
|-------|-----|--|
| เมื่อ | TSS | คือ ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร) |
| | A | คือ น้ำหนักกระดาศกรองรวมตะกอนแขวนลอย (มิลลิกรัม) |
| | B | คือ น้ำหนักกระดาศกรองก่อนกรอง (มิลลิกรัม) |
| | V | คือ ปริมาตรน้ำ (มิลลิลิตร) |

4.2) อัตราการตกตะกอน

ศึกษาอัตราการตกตะกอนในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนและบริเวณหาดโคลน เดือนละหนึ่งครั้งตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 โดยใช้วิธี Filter method (ดัดแปลงจาก Adame et al. (2010) และ Marion, Anthony and Trentesaux (2009) ติดตั้งเครื่องดักตะกอนโดยวางที่บริเวณช่องย่อยกึ่งกลาง quadrat ที่ศึกษารากหายใจแบบ pneumatophore (ภาพที่ 3.4ข) จำนวน 7 จุดต่อแนวเก็บตัวอย่าง ประกอบด้วย หนึ่งจุดบริเวณหาดโคลนใกล้กับแนวเก็บตัวอย่าง ห่างประมาณ 5 เมตร จากขอบป่า (ระยะ 0 เมตร) และ 6 จุดในแปลงปลูกป่าชายเลนตามแนวเก็บตัวอย่างที่ระยะ 0, 10, 30, 50, 70 และ 90 เมตร รวมจำนวนทั้งสิ้น 21 จุดต่อแปลง (ภาพที่ 3.4ก) ซึ่งเครื่องดักตะกอนประกอบจากจานเพาะเชื้อพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 90 มิลลิเมตร ขอบจานสูง 10 มิลลิเมตร ที่เจาะรูขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 4 มิลลิเมตร กระจายอย่างสม่ำเสมอบริเวณก้นจานเพื่อให้น้ำสามารถไหลผ่านได้ และตรึงกับพื้นดินด้วยตะเกียบพลาสติกยาว 24 เซนติเมตร จำนวน 8 อัน โดยปักให้ปลายตะเกียบเสมอกับขอบจานเพาะเชื้อ ภายในเครื่องดักตะกอนวางกระดาษกรอง (Qualitative filter paper No. 5, Whatman, Little Chalfont, United Kingdom) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 90 มิลลิเมตร ที่ทำการอบและซังน้ำหนักแห้งแล้ว ยึดกระดาษกรองด้วยวงแหวนที่ทำจากแผ่นโฟม (Ethylene Vinyl Acetate, EVA) ความหนา 6.4 มิลลิเมตร (ภาพที่ 3.5) ติดตั้งเครื่องดักตะกอนไว้ในพื้นที่ศึกษาเป็นระยะเวลา 3 วัน ในช่วงน้ำเกิด (spring tide) หลังจากนั้นนำกระดาษกรองที่มีตัวอย่างตะกอนมาอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส แล้วซังน้ำหนักแห้ง เมื่อน้ำหนักคงที่ คำนวณน้ำหนักของตะกอนดังสมการที่ 11 และคำนวณอัตราการตกตะกอนจากน้ำหนักของตะกอนต่อพื้นที่ต่อระยะเวลาที่ทำการศึกษาในหน่วยกรัมต่อตารางเซนติเมตรต่อวัน

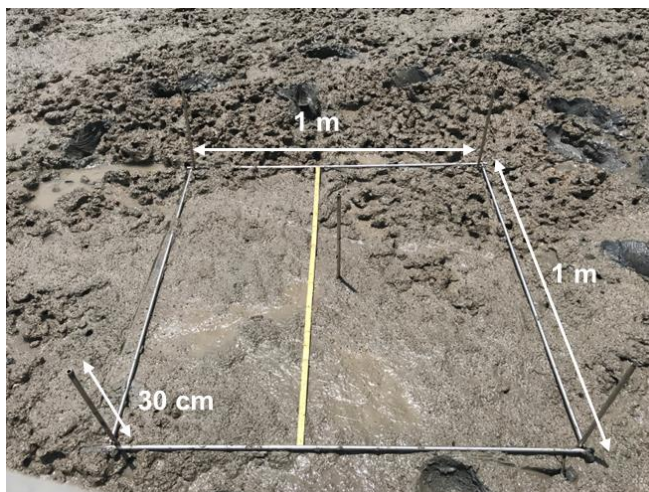
$$\text{น้ำหนักของตะกอน} = \text{น้ำหนักกระดาษกรองก่อนติดตั้ง} - \text{น้ำหนักกระดาษกรองที่มีตะกอนหลังติดตั้ง} \quad (11)$$



ภาพที่ 3.5 ลักษณะของเครื่องวัดระดับน้ำที่ใช้ในการศึกษาอัตราการตกตะกอน

4.3) การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

ศึกษาการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ (elevation change) ด้วยวิธี sediment pin (Krauss, Allen and Cahoon, 2003; Samosorn et al., 2018) จำนวน 3 จุดต่อแนวเก็บตัวอย่างในแปลงปลูกป่าชายเลนที่ระยะ 0, 50 และ 100 เมตร และหนึ่งจุดบริเวณหาดโคลนติดกับแปลงปลูกป่าชายเลน รวมทั้งสิ้น 12 จุดต่อแปลงศึกษา โดยใช้หมุดสแตนเลส (ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.6 เซนติเมตร ยาว 100 เซนติเมตร) ติดตั้งในพื้นที่ขนาด 1 ตารางเมตร ประกอบด้วยบริเวณมุมของพื้นที่จำนวน 4 แห่ง และตรงกลางพื้นที่จำนวน 1 แห่ง ปักหมุดให้เหลือความสูงเหนือพื้นดิน 30 เซนติเมตร (ภาพที่ 3.6) โดยให้หมุดตั้งฉากกับพื้นดินเทียบกับเครื่องวัดระดับน้ำ (water level gauge ruler) บันทึกกระดับความสูงของพื้นที่ในแต่ละเดือนตั้งแต่เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 โดยวัดความยาวของหมุดที่อยู่เหนือพื้นดินถึงระดับพื้นดินด้วยไม้บรรทัด วัด 2 ตำแหน่งทางด้านซ้ายและขวาของหมุดแต่ละแห่งแล้วนำมาคำนวณค่าเฉลี่ย เพื่อคำนวณการเปลี่ยนแปลงของระดับความสูงของพื้นที่รายเดือนเทียบกับเดือนก่อนที่ได้บันทึกค่าไว้และคำนวณการเปลี่ยนแปลงของระดับความสูงสุทธิของพื้นที่เมื่อระยะเวลาผ่านไปหนึ่งปีในหน่วยเซนติเมตรต่อปี



ภาพที่ 3.6 หมุดสแตนเลสที่ติดตั้งในพื้นที่ขนาด 1 ตารางเมตร เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ในแปลงปลูกป่าชายเลนและหาดโคลน

5) ปัจจัยสิ่งแวดล้อม

5.1) ลักษณะทางกายภาพและทางเคมีของดิน

ความหนาแน่นรวมของดิน (soil bulk density)

เก็บตัวอย่างดินตามจุดที่กำหนดตามแนวเก็บตัวอย่างใกล้บริเวณจุดเก็บตัวอย่างราก จำนวน 6 จุดต่อแนวเก็บตัวอย่าง และบริเวณหาดโคลนจำนวน 1 จุด คิดเป็นจำนวน 21 ตัวอย่างต่อแปลง (ภาพที่ 3.4ก) โดยใช้ท่อพีวีซีที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร เก็บที่ 2 ระดับความลึก ได้แก่ 0–10 และ 0–20 เซนติเมตร จากนั้นนำตัวอย่างอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียสจนน้ำหนักคงที่ ชั่งน้ำหนัก และคำนวณความหนาแน่นรวมของดินแต่ละระดับความลึกจากสัดส่วนระหว่างน้ำหนักแห้งของดินต่อปริมาตรของดิน ทำการศึกษา 2 ครั้ง คือ เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)

ลักษณะเนื้อดิน (soil texture) และ ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน (soil organic matter content)

เก็บตัวอย่างดินตามจุดที่กำหนด จำนวน 6 จุดต่อแนวเก็บตัวอย่างและบริเวณหาดโคลนจำนวน 1 จุด คิดเป็นจำนวน 21 ตัวอย่างต่อแปลงศึกษา (ภาพที่ 3.4ก) โดยขุดก้อนดินขนาดกว้าง 8 เซนติเมตร ยาว 8 เซนติเมตร ลึก 20 เซนติเมตร เก็บตัวอย่างทั้งหมด 2 ครั้ง คือ เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) นำตัวอย่างดินมาผึ่งให้แห้งที่อุณหภูมิห้อง บดดินให้ละเอียดแล้วแบ่งตัวอย่างดินส่วนหนึ่งร่อนผ่านตะแกรงสแตนเลสขนาดตาถี่ 2 มิลลิเมตร เพื่อนำมาวิเคราะห์สัดส่วนอนุภาคดินด้วยวิธี Hydrometer (Bouyoucos, 1926)

แล้ววิเคราะห์ลักษณะเนื้อดินโดยเทียบสัดส่วนของอนุภาคดินแต่ละชนิดกับแผนภาพสามเหลี่ยม จำแนกลักษณะเนื้อดินตามระบบของ USDA นำตัวอย่างดินอีกส่วนหนึ่งร่อนผ่านตะแกรงสแตนเลส ขนาดตาถี่ 0.5 มิลลิเมตร เพื่อนำมาวิเคราะห์ปริมาณอินทรีย์วัตถุด้วยวิธี Walkley Black chromic acid wet oxidation method (Walkley and Black, 1934)

ความเค็มของน้ำในดิน (soil water salinity)

วัดระดับความเค็มของน้ำในดินโดยใช้เครื่องวัดความเค็ม (YK-31Sa, Sato Tech, Kawasaki, Japan) ที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร ทุกจุดที่เก็บตัวอย่างดิน จำนวนทั้งหมด 18 จุดจากทั้งสามแนวเก็บตัวอย่างในแต่ละแปลง และจำนวน 3 จุดบริเวณหาดโคลนติดกับแปลงปลูกป่าชายเลน เก็บข้อมูลความเค็มของน้ำในดินทั้งหมด 4 ครั้ง ได้แก่ เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 มีนาคม มิถุนายน และกันยายน พ.ศ. 2564

5.2) ความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ศึกษา (relative elevation)

วัดความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ศึกษาเทียบกับจุดอ้างอิงโดยใช้ Instrument siteline builders level (TRACON L5-25, Ushikata Mfg. Co., Ltd., Japan) ทั้งหมด 3 ครั้ง ได้แก่ เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 พฤษภาคม (ฤดูฝน) และพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (ฤดูแล้ง) โดยวัดความสูงทุกระยะ 10 เมตร ตามแนวเก็บตัวอย่างเริ่มจากริมทะเลเข้าสู่ด้านในแผ่นดินเป็นระยะทางประมาณ 100 เมตร และนำข้อมูลที่ได้มาจัดทำแผนที่แสดงภูมิลักษณะ (topography) ของแต่ละแนวเก็บตัวอย่าง

5.3) ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษา (inundation period)

บันทึกเวลาที่น้ำทะเลเข้าท่วมพื้นที่ศึกษาตามแนวเก็บตัวอย่างทุก 10 เมตรตั้งแต่ที่ตำแหน่ง 0 เมตรจนถึง 100 เมตร และระดับความสูงของน้ำที่เข้าท่วมด้วย water level loggers (U20-001-04 data logger, Onset Computer Corporation, USA) และนำเวลาที่น้ำเข้าท่วม ตำแหน่ง และความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่มาคำนวณระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษาเปรียบเทียบกับข้อมูลระดับน้ำขึ้น น้ำลงรายชั่วโมงที่ป้อมพระจุลจอมเกล้า (สมุทรปราการ) โดยกรมอุทกศาสตร์ ทำการคำนวณ ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษารายเดือนในหน่วยชั่วโมงต่อวัน ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึง เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (ครอบคลุมช่วงเวลาที่ทำการเก็บข้อมูลภาคสนาม)

6) การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติทั้งหมดโดยใช้โปรแกรม SPSS เวอร์ชัน 22 (IBM, USA)

6.1) เปรียบเทียบลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน ปริมาณตะกอนแขวนลอย อัตราการตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อมตลอดช่วงเวลาที่ทำการศึกษาในแปลงปลูกป่าชายเลนสองอายุ (แปลง Y5

และ Y6-7) และบริเวณหาดโคลนด้วย One-way Analysis of Variance (ANOVA) ในกรณีที่ข้อมูลมีการกระจายปกติ

- 6.2) เปรียบเทียบลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน ปริมาณตะกอนแขวนลอย อัตราการตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อมในแต่ละเดือนของการเก็บตัวอย่างด้วย One-way Analysis of Variance (ANOVA) ในกรณีที่ข้อมูลมีการกระจายปกติ
- 6.3) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน กับปริมาณตะกอนแขวนลอย อัตราการตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อมด้วยวิธี Pearson correlation ในกรณีที่ข้อมูลมีการกระจายปกติ



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

บทที่ 4

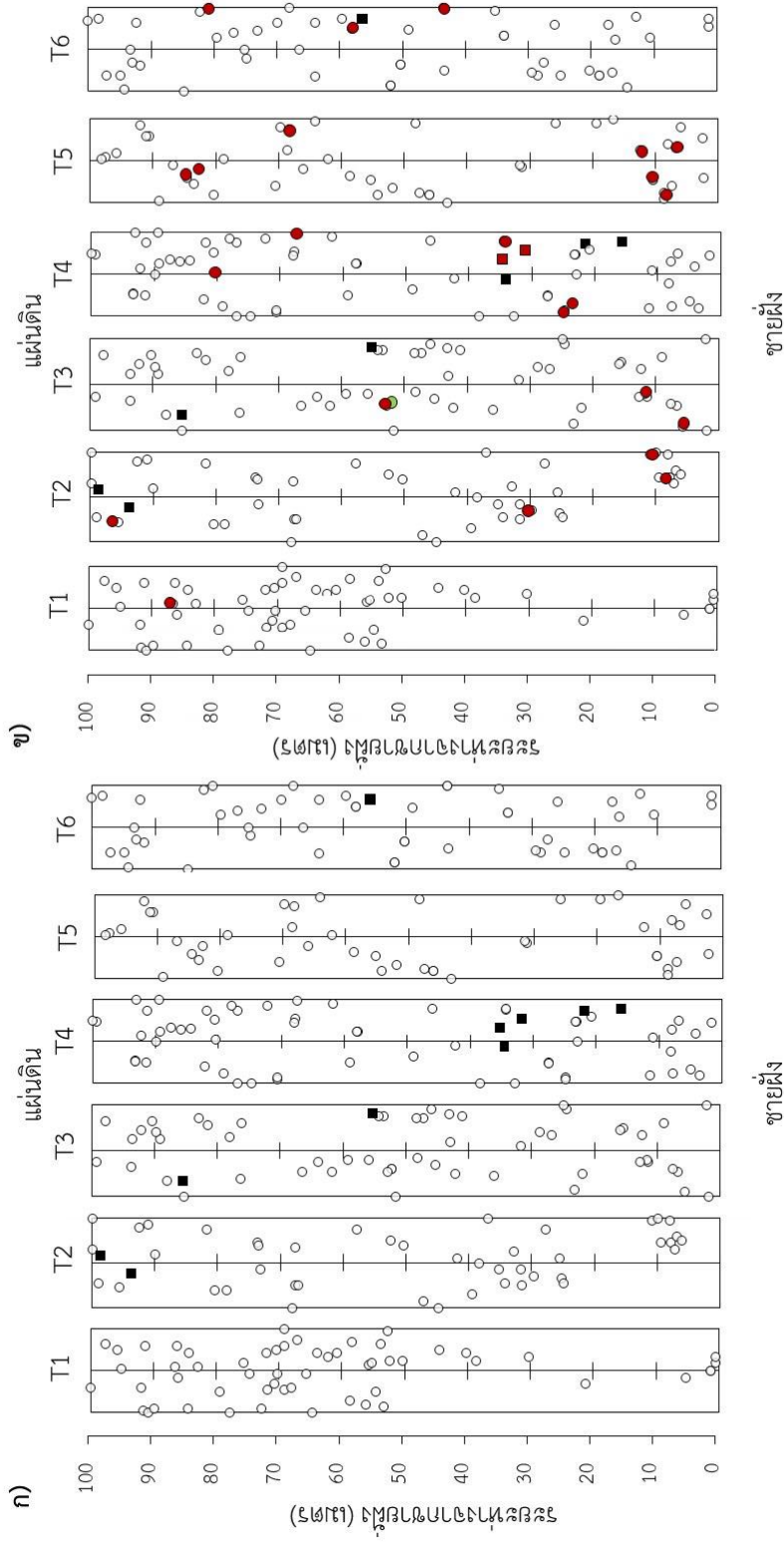
ผลการศึกษา

4.1 โครงสร้างพืชพรรณ (vegetation structure)

4.1.1 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณเชิงเวลา

โครงสร้างพืชพรรณตามแนว belt transect ในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนทั้งแปลงปลูก Y5 และ Y6-7 พบว่าไม้ต้นมีการกระจายแบบสุ่ม (ภาพที่ 4.1) พิจารณาจากค่าที่ได้จาก m^*/m regression เท่ากับ 1 ในแนว belt transect พบไม้ต้นทั้งหมด 2 ชนิด ได้แก่ แสมขาว (*Avicennia alba* Blume) และโกงกางใบใหญ่ (*Rhizophora mucronata* Poir.) มีความหนาแน่นเฉลี่ย 53 ± 2.8 ต้นต่อ 400 ตารางเมตร เมื่อพิจารณาจากความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นพบว่าแสมขาวเป็นชนิดเด่นในแนว belt transect ที่ศึกษา โดยมีความหนาแน่นเท่ากับ 51 ± 2.4 ต้นต่อ 400 ตารางเมตร คิดเป็นร้อยละ 96.0 ของทั้งหมด และพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นเท่ากับ 0.811 ± 0.05 ตารางเมตรต่อ 400 ตารางเมตร คิดเป็นร้อยละ 99.6 ของทั้งหมด (ข้อมูลเดือนกันยายน พ.ศ. 2563, ตารางที่ 4.1)

เมื่อสิ้นสุดการศึกษาในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 พบไม้ต้นใหม่จำนวน 1 ต้น และต้นตายจำนวน 25 ต้น คิดเป็นค่าเฉลี่ย 1 ± 0.3 ต้นต่อ 40 ตารางเมตร (ตารางที่ 4.1) ทำให้ความหนาแน่นของต้นไม้อเฉลี่ยลดลงเหลือ 49 ± 3.09 ต้นต่อ 400 ตารางเมตร (ตารางที่ 4.1) อย่างไรก็ตามพบว่าความหนาแน่นของต้นไม้อเริ่มและสิ้นสุดการศึกษามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (t-test, $t=0.848$, $p=0.444$)



ภาพที่ 4.1 การกระจายของต้นไม้ใน belt transect ในแปลงปลูก Y5 และ Y6-7 ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) โดยสัญลักษณ์ ○ คือแสมขาว (*A. alba*) และ ■ คือโกงกางใบใหญ่ (*R. mucronata*) สัญลักษณ์สีแดงแสดงถึงต้นตายและสีเขียวแสดงถึงต้นใหม่ คือต้นไม้ที่เริ่มมี DBH มากกว่า 4.5 เซนติเมตร และสูงมากกว่า 1.3 เมตร

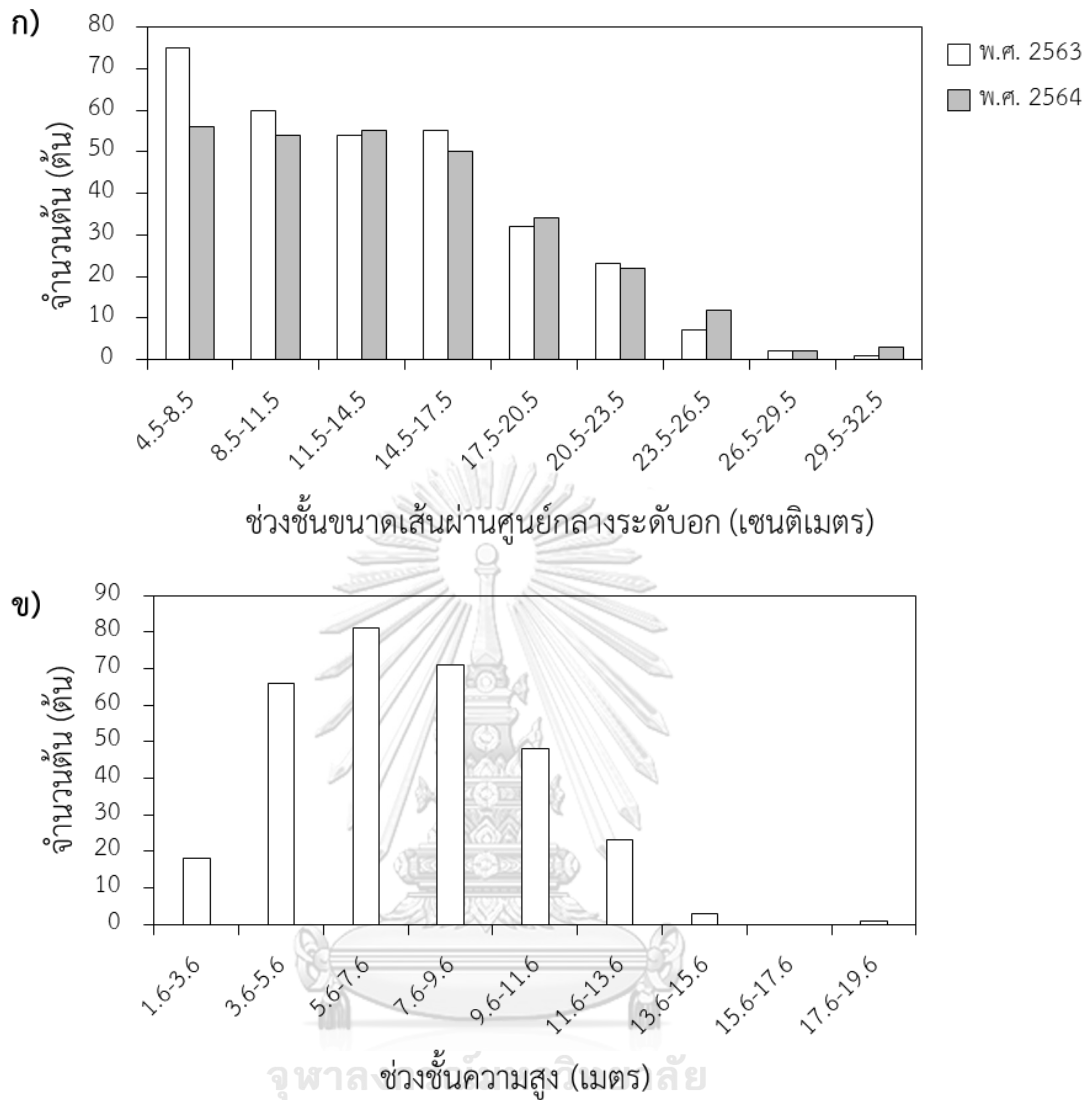
ตารางที่ 4.1 โครงสร้างเชิงปริมาณของต้นไม้ (mean±SE) จากแปลง Y5 และ Y6-7 (n=6) ในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู

| ชนิด | ความหนาแน่นของต้นไม้ (ต้น/400ตารางเมตร) | | พื้นที่หน้าตัดรวม (ตารางเมตร/400ตารางเมตร) | | มวลชีวภาพ (กิโลกรัม/400ตารางเมตร) | | | | | |
|--------------|--|-----------|---|--------------|-----------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | | | เหนือดิน | | | ใต้ดิน | | |
| | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 |
| ผสมขาว | 51±2.4 | 48±3.0 | 0.8113±0.05 | 0.8521±0.05 | 4,800±316.2 | 5,180±360.4 | 2,066±128.5 | 2,198±144.9 | 6,866±444.4 | 7,379±504.8 |
| โกงกางใบใหญ่ | 3±0.9 | 2±0.5 | 0.0049±0.002 | 0.0039±0.001 | 23±9.2 | 19±4.7 | 13±5.0 | 10±2.6 | 36±14.2 | 29±7.4 |
| รวม | 53±2.8 | 49±3.1 | 0.8145±0.05 | 0.8547±0.05 | 4,816±322.8 | 5,193±363.4 | 2,075±132.1 | 2,205±146.5 | 6,891±454.6 | 7,398±509.6 |



ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอกของลำต้น (DBH) เมื่อเริ่มศึกษาในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ขนาด DBH มีค่าอยู่ในช่วง 4.5–29.7 เซนติเมตร มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 12.9 ± 0.31 เซนติเมตร และเมื่อสิ้นสุดการศึกษาในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 พบว่าต้นไม้มิมีขนาด DBH อยู่ในช่วง 4.5–32.1 เซนติเมตร มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 13.8 ± 0.34 เซนติเมตร จากกราฟการกระจายของไม้ต้นในแต่ละช่วงชั้นขนาด DBH มีลักษณะเบ้ขวา (ภาพที่ 4.2ก) แสดงให้เห็นว่าสังคมพืชประกอบด้วยไม้ต้นขนาดเล็ก อย่างไรก็ตามขนาด DBH เมื่อเริ่มและสิ้นสุดการศึกษามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Man-Whitney, $U=50,714.500$, $p=0.069$) โดยขนาด DBH ของแสมขาวใหญ่กว่าโกงกางใบใหญ่คือ แสมขาวมีค่า DBH เฉลี่ยเท่ากับ 13.1 ± 0.31 และ 14.0 ± 0.33 เซนติเมตร ขณะที่โกงกางใบใหญ่มีค่า DBH เฉลี่ยเท่ากับ 5.0 ± 0.13 และ 5.3 ± 0.16 เซนติเมตร เมื่อเริ่มศึกษาและสิ้นสุดการศึกษิตามลำดับ





ภาพที่ 4.2 ก) การกระจายของต้นไม้ในแต่ละช่วงชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอก (DBH) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) และ ข) ความสูง เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) แต่ไม่สามารถเก็บข้อมูลความสูงของไม้ต้นเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) ได้ เนื่องจากข้อจำกัดในการเก็บข้อมูลในภาคสนามภายใต้สถานการณ์การแพร่ระบาดของเชื้อไวรัสโคโรนา 2019

ความสูงของไม้ต้นเมื่อเริ่มศึกษาในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 มีค่าอยู่ในช่วง 1.6–19.5 เมตร มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.5 ± 0.16 เมตร จากกราฟการกระจายของไม้ต้นในแต่ละช่วงชั้นความสูง มีลักษณะเบ้ขวา (ภาพที่ 4.2ข) แสดงให้เห็นว่าสังคมพืชประกอบด้วยไม้ต้นที่มีความสูงไม่มาก โดยความสูงของแสมขามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.6 ± 0.16 เมตร ขณะที่ความสูงของโกงกางใบใหญ่มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.2 ± 0.62 เมตร แต่ผู้วิจัยไม่สามารถเก็บข้อมูลความสูงของไม้ต้นเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) ได้ เนื่องจากข้อจำกัดในการเก็บข้อมูลในภาคสนามภายใต้สถานการณ์การแพร่ระบาดของเชื้อไวรัสโคโรนา 2019

พื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นเมื่อเริ่มศึกษาในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 พบว่า พื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นมีค่า 0.815 ตารางเมตรต่อ 400 ตารางเมตร และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) พบว่าพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.855 ตารางเมตรต่อ 400 ตารางเมตร (ตารางที่ 4.1) โดยพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นเมื่อเริ่มและสิ้นสุดการศึกษามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (t-test, $t = -0.551$, $p = 0.723$) และคิดเป็นอัตราการเพิ่มพูนพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นเฉลี่ย 0.040 ± 0.01 ตารางเมตรต่อ 400 ตารางเมตรต่อปี

จากการประมาณมวลชีวภาพของไม้ต้นพบว่ามวลชีวภาพเหนือดินและมวลชีวภาพใต้ดินเพิ่มขึ้นเมื่อสิ้นสุดการศึกษา ส่งผลให้มวลชีวภาพรวมเพิ่มขึ้นจาก 6,889 กิโลกรัมต่อ 400 ตารางเมตร ในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 เป็น 7,398 กิโลกรัมต่อ 400 ตารางเมตร ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 (ตารางที่ 4.1) โดยคิดสัดส่วนมวลชีวภาพส่วนเหนือดินต่อใต้ดินเท่ากับ 2.3 และ 2.4 ในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 และเดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 ตามลำดับ

4.1.2 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณเชิงพื้นที่

ผลการศึกษาจะพิจารณาเฉพาะต้นแสมขาวที่เป็นชนิดเด่นใน belt transect และสร้าง รากหายใจแบบ pneumatophore ที่คาดว่าจะส่งผลต่อการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลนแห่งนี้

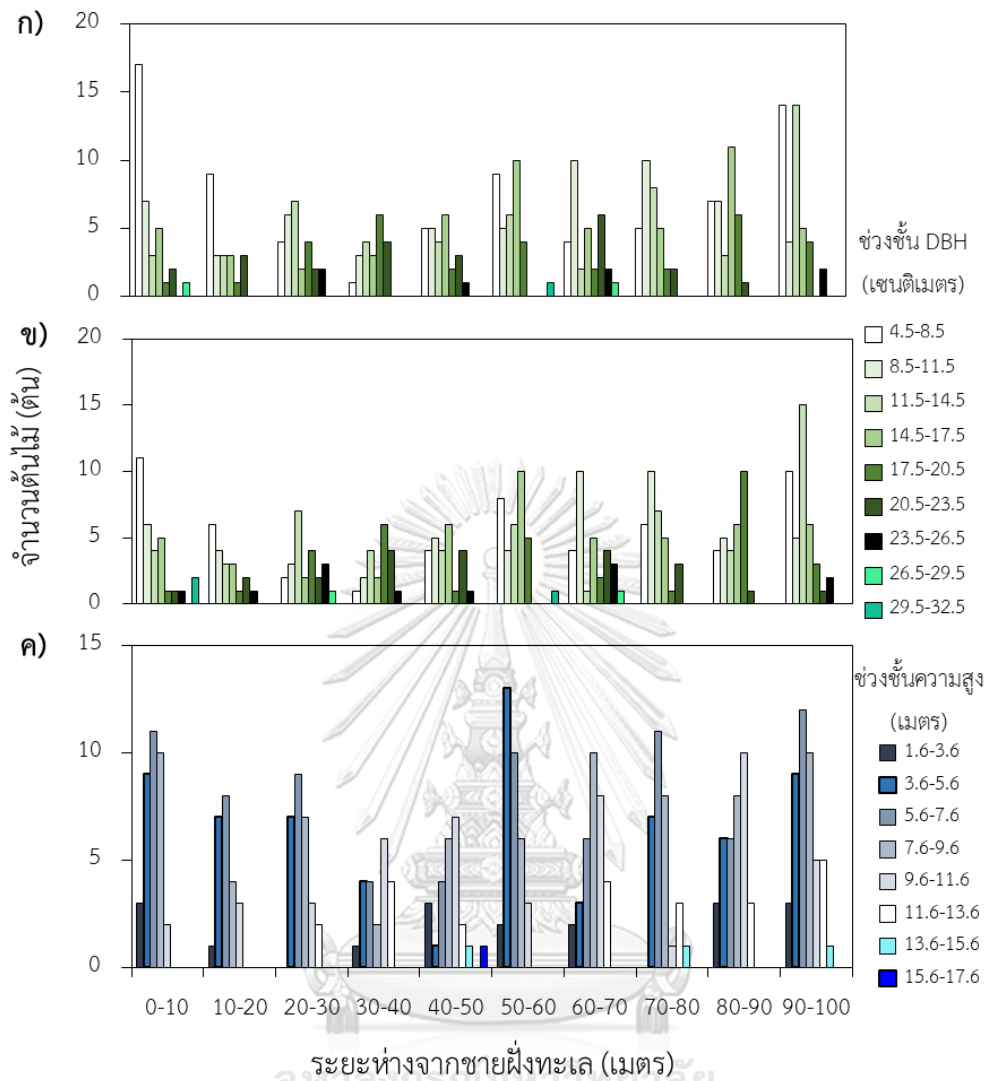
การกระจายของขนาด DBH ตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลพบว่าไม้ต้นขนาดเล็ก (4.5–8.5 เซนติเมตร) กระจายมากที่สุดที่ระยะ 0–10 และ 90–100 เมตร (ภาพที่ 4.3ก และ 4.3ข) อีกทั้งพบว่ามี จำนวนต้นตายมากที่สุดที่ระยะ 0–10 และ 80–90 เมตรจากชายฝั่งทะเล โดยมีความเฉลี่ยเท่ากับ 3 ± 0.5 และ 3 ± 1.5 ต้นต่อ 40 ตารางเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.2) ซึ่งประมาณร้อยละ 90 ของต้นที่ ตายเป็นไม้ต้นขนาดเล็กที่มีขนาด DBH อยู่ในช่วง 4.5–11.5 เซนติเมตร ทำให้เมื่อสิ้นสุดการศึกษาพบ จำนวนของไม้ต้นขนาดเล็กลดลงโดยเฉพาะที่ระยะ 0–10 และ 80–90 เซนติเมตร (ภาพที่ 4.3ข)

การกระจายความสูงตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลพบว่าที่ระยะทาง 40–50, 70–80, และ 90–100 เมตร พบต้นไม้ที่มีความสูงมากกว่า 13.5 เมตรจำนวนมาก ขณะที่ระยะ 0–10 และ 10–20 เมตร พบต้นแสมขาวที่เตี้ยกว่า โดยมีความสูงตั้งแต่ 1.5–11.5 เมตรจำนวนมาก (ภาพที่ 4.3ค)

ความหนาแน่นต้นแสมขาวมีค่าไม่แตกต่างกันที่แต่ละระยะอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในเดือน กันยายน พ.ศ. 2563 (Kruskal–Wallis, $H=9.601$, $p=0.384$) และในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 (Kruskal–Wallis, $H=9.628$, $p=0.381$) ดังตารางที่ 4.2

เมื่อพิจารณาพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นแสมขาวตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (ตารางที่ 4.2) พบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติทั้งช่วงเริ่มและสิ้นสุดการศึกษา (Kruskal–Wallis, $H=8.400$, $p=0.494$, $H=5.712$, $p=0.768$ ตามลำดับ) ขณะที่มวลชีวภาพส่วน เหนือดิน มวลชีวภาพราก และมวลชีวภาพรวมของแสมขาวมีค่ามากที่สุดที่ระยะ 60–70 เมตรจากชายฝั่ง ทะเล (ตารางที่ 4.2)

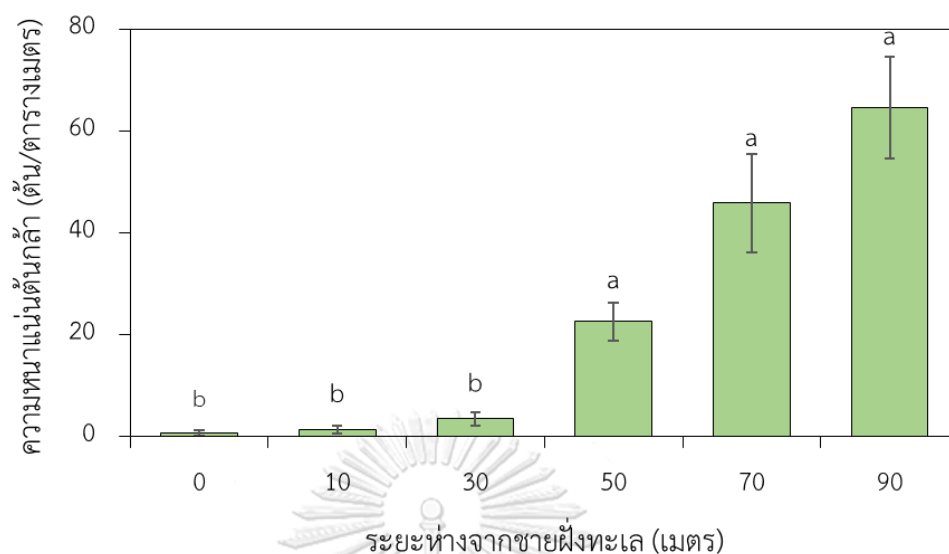
จากการศึกษาใน quadrat ตามแนวศึกษาพบกล้าไม้แสมขาวเพียงชนิดเดียวที่มีความ หนาแน่นต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (Kruskal–Wallis, $H=86.124$, $p<0.05$) โดยมีความ หนาแน่นต่ำที่บริเวณริมชายฝั่งทะเลและมีค่ามากขึ้นเมื่อเข้าไปใกล้แผ่นดิน (50, 70 และ 90 เมตร) ดัง แสดงในภาพที่ 4.4



ภาพที่ 4.3 การกระจายของต้นแสมขาว (*A. alba*) ในแต่ละช่วงชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอก (DBH) ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) และความสูง ค) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) แสดงตามระยะห่างจากชายฝั่ง

ตารางที่ 4.2 โครงสร้างเชิงปริมาณของสมาชิก (mean±SE) จากแปลง Y5 และ Y6-7 (n=6) ในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู แสดงตามระยะทางจากชายฝั่ง

| ระยะทาง จากชายฝั่ง (เมตร) | ความหนาแน่นของต้นไม้ (ต้น/40ตารางเมตร) | | พื้นที่หน้าตัดรวม (ตารางเมตร/40ตารางเมตร) | | มวลชีวภาพ (กิโลกรัม/40ตารางเมตร) | | | | | | ความหนาแน่นของ ต้นไม้ตาย (ต้น/40ตารางเมตร) | | |
|---------------------------------|---|-----------|--|-------------|----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-------------------|-------------|--|-----------|-------|
| | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | เหนือดิน | | ใต้ดิน | | เหนือดินและใต้ดิน | | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | |
| | | | | | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | พ.ศ. 2563 | พ.ศ. 2564 | | | |
| 0-10 | 6±0.9 | 5±0.8 | 0.0704±0.02 | 0.0843±0.03 | 411±138.3 | 533±191.5 | 178±57.9 | 221±75.9 | 589±196.1 | 754±267.3 | | | 3±0.5 |
| 10-20 | 5±1.3 | 5±1.4 | 0.0602±0.02 | 0.0619±0.02 | 348±97.8 | 371±116.4 | 152±41.9 | 159±49.0 | 500±139.7 | 530±165.3 | | | 1±1.0 |
| 20-30 | 5±1.2 | 4±1.0 | 0.0836±0.02 | 0.0910±0.02 | 510±98.4 | 579±109.2 | 216±42.2 | 240±45.7 | 726±140.5 | 819±154.8 | | | 2±0.5 |
| 30-40 | 4±1.0 | 3±1.0 | 0.0766±0.02 | 0.0820±0.02 | 471±96.8 | 517±98.4 | 199±41.2 | 216±41.5 | 670±137.9 | 733±139.8 | | | 1±0.5 |
| 40-50 | 5±1.0 | 5±1.0 | 0.0809±0.01 | 0.0864±0.01 | 487±68.0 | 530±71.3 | 208±50.6 | 224±31.8 | 695±98.5 | 753±102.9 | | | 1±0.5 |
| 50-60 | 5±1.3 | 5±1.3 | 0.0880±0.02 | 0.0966±0.03 | 519±134.3 | 581±158.0 | 224±56.2 | 248±65.6 | 743±190.4 | 829±223.5 | | | 1±0.0 |
| 60-70 | 6±1.0 | 5±1.1 | 0.1207±0.02 | 0.1129±0.02 | 761±130.8 | 721±126.1 | 317±51.7 | 298±49.3 | 1,078±182.3 | 1,019±175.2 | | | 1±1.0 |
| 70-80 | 5±1.3 | 5±1.3 | 0.0725±0.02 | 0.0770±0.02 | 407±136.2 | 438±147.9 | 180±58.5 | 193±63.0 | 587±194.7 | 631±210.9 | | | 0 |
| 80-90 | 6±1.1 | 5±1.0 | 0.0932±0.02 | 0.0906±0.02 | 539±117.0 | 533±121.0 | 235±49.5 | 230±51.3 | 775±166.4 | 764±172.3 | | | 3±1.5 |
| 90-100 | 7±0.5 | 7±0.6 | 0.0983±0.01 | 0.1007±0.01 | 562±41.4 | 581±45.3 | 246±16.9 | 253±18.3 | 809±58.0 | 835±63.4 | | | 1±0.5 |



ภาพที่ 4.4 ความหนาแน่นเฉลี่ยของต้นกล้าแสมขาว (*A. alba*) ได้จากการศึกษา 4 ครั้ง ตามระยะห่างชายฝั่งทะเล และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงลักษณะที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

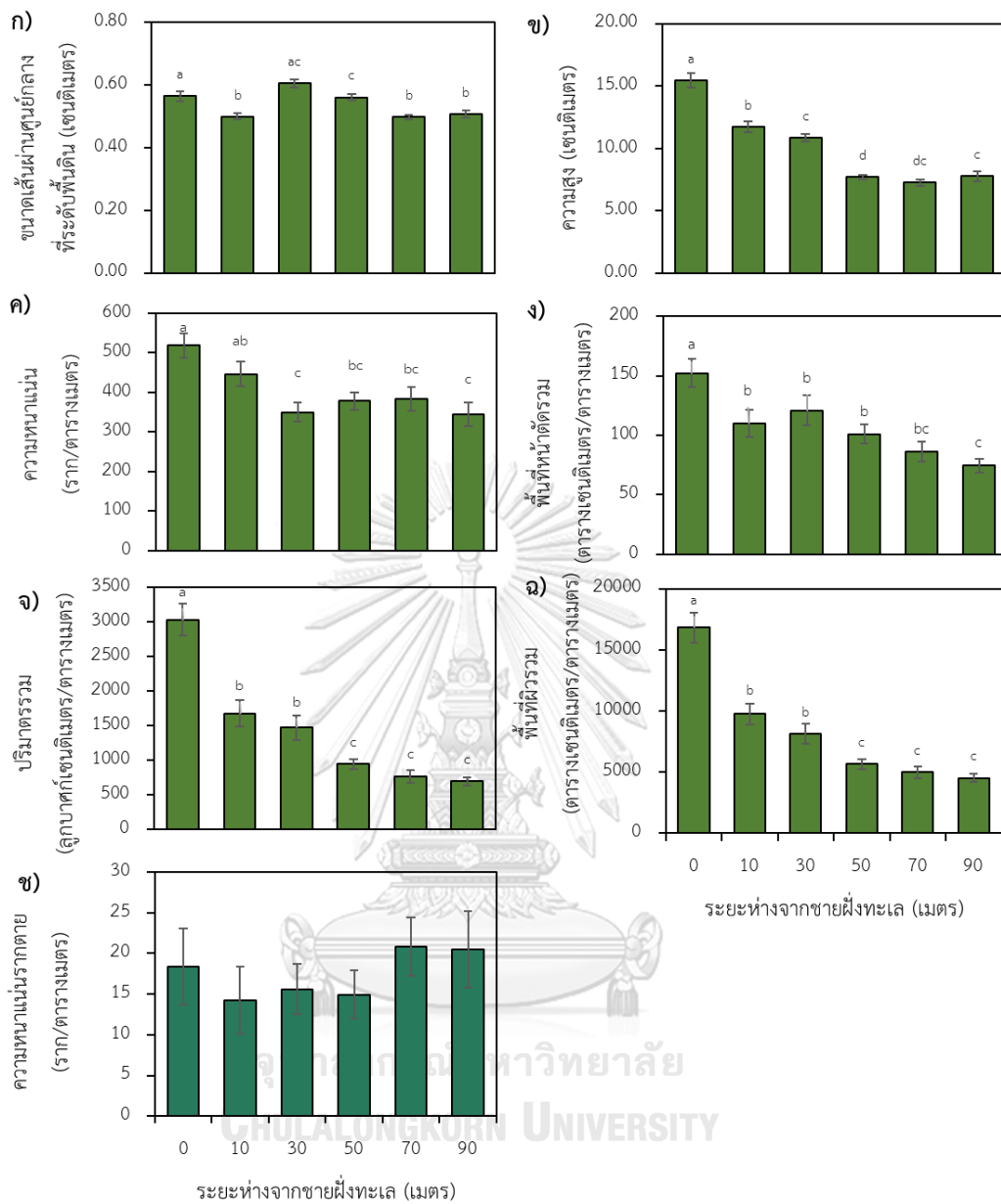
4.2 ลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว (quantitative characters of roots of *A. alba*)

4.2.1 ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore

ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่วัดได้ทั้ง 4 ครั้ง (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 มีนาคม มิถุนายน และกันยายน พ.ศ. 2564, ภาพที่ ผ.1 และ ผ.2) ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ประกอบด้วยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดิน (Kruskal–Wallis, $H=5.617$, $p=0.153$) ความสูง (Kruskal–Wallis, $H=4.797$, $p=0.187$) และความหนาแน่น (ANOVA, $F=0.232$, $p=0.874$) นอกจากนี้ยังพบว่าลักษณะเชิงปริมาณอื่นที่คำนวณได้จาก D_0 , H และความหนาแน่น ในแต่ละครั้งมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ได้แก่ พื้นที่หน้าตัดรวม (Kruskal–Wallis, $H=3.170$, $p=0.366$) ปริมาตรรวม (Kruskal–Wallis, $H=1.727$, $p=0.631$) และพื้นที่ผิวรวม (Kruskal–Wallis, $H=1.196$, $p=0.754$) ดังนั้นจึงรวมผลการศึกษาลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่วัดได้ทั้ง 4 ครั้งเพื่อนำมาวิเคราะห์ความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล

ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore มีความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล โดยความสูงและความหนาแน่นมีค่าแตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ มีค่ามากที่สุดที่ระยะ 0 เมตร และมีค่าลดลงเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลเพิ่มมากขึ้น (Kruskal-Wallis, $H=948.514$ และ $H=22.071$, $p<0.05$, ภาพที่ 4.5ข และ 4.5ค ตามลำดับ) ขณะที่เส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดินไม่มีแนวโน้มที่ชัดเจน (ภาพที่ 4.5ก) พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวม เป็นลักษณะที่คำนวณได้จาก D_0 , H และความหนาแน่น จึงมีค่าสูงที่ระยะ 0 เมตร และมีแนวโน้มลดลงเมื่อระยะห่างจากทะเลเพิ่มมากขึ้น (Kruskal-Wallis, $H=29.940$, 74.833 และ 74.331 ตามลำดับ, $p<0.05$, ภาพที่ 4.5ง-ฉ) สอดคล้องกับความสูงและความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore นอกจากนี้ภายใน quadrat ที่ศึกษาพบรากหายใจแบบ pneumatophore ที่ตาย โดยมีลักษณะฝ่อ ลีบ สีคล้ำ ซึ่งความหนาแน่นรากตายนี้ไม่แตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (Kruskal-Wallis, $H=4.519$, $p=0.477$) โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 17 ± 1.4 รากต่อตารางเมตร (ภาพที่ 4.5ช)





ภาพที่ 4.5 ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ค่าเฉลี่ยได้จากการศึกษา 4 ครั้ง) และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงลักษณะที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

4.2.2 ลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน

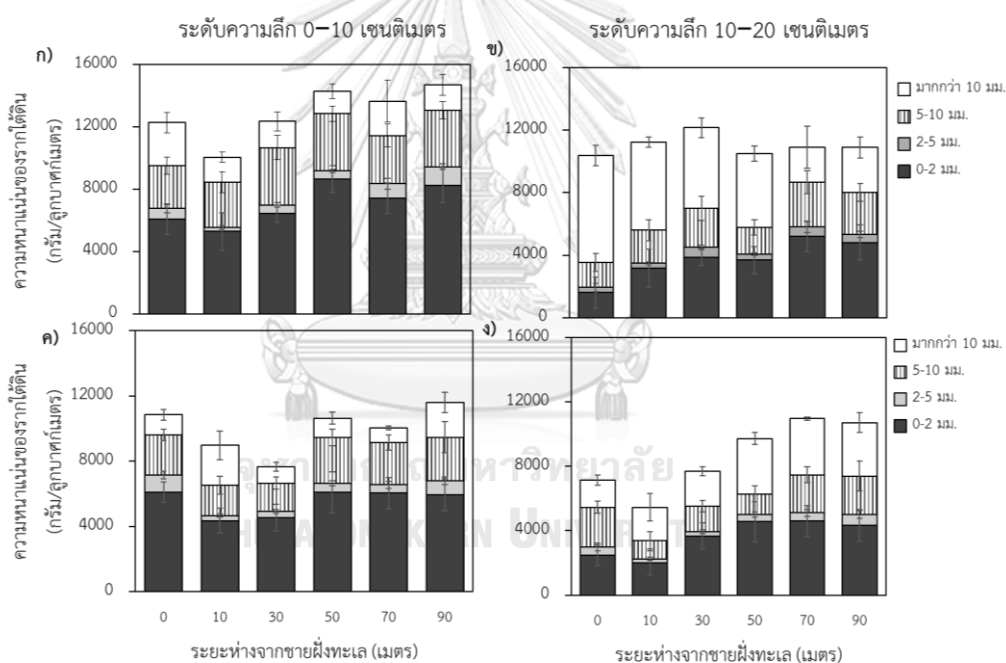
ความหนาแน่นของรากใต้ดินได้จาก soil block ที่ความลึก 0–20 เซนติเมตร เมื่อเริ่มศึกษาในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $21,854 \pm 1,193.5$ กรัมต่อลูกบาศก์เมตร และเมื่อสิ้นสุดการศึกษาในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 มีความหนาแน่นเฉลี่ยลดลงเหลือ $20,700 \pm 1,759.7$ กรัมต่อลูกบาศก์เมตร ซึ่งมีค่าลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (t-test, $t=3.829$, $p<0.05$) บริเวณส่วนเหนือดินของตัวอย่าง soil block นี้ พบรากหายใจ pneumatophore มีมวลชีวภาพเฉลี่ยเท่ากับ $5,467 \pm 1,132.3$ และ $2,881 \pm 268.6$ กรัมต่อลูกบาศก์เมตร เมื่อเริ่มศึกษาและสิ้นสุดการศึกษาตามลำดับ โดยพบรากหายใจแบบ pneumatophore ปริมาณมากที่ระยะ 0 เมตร ของแนว transect คิดเป็นร้อยละ 31 และ 16 ของความหนาแน่นของรากทั้งหมด เมื่อเริ่มศึกษาและสิ้นสุดการศึกษาตามลำดับ (ตารางที่ 4.3 และตารางที่ ผ.1)



ตารางที่ 4.3 ความหนาแน่นของรากเหนือดิน รากใต้ดิน (mean±SE) ที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร และสัดส่วนระหว่างความหนาแน่นรากเหนือดินและใต้ดิน แสดงตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)

| ระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (เมตร) | เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 | | | | | | เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 | | | | | |
|-------------------------------|---------------------------------|----------------|-----------------|----------|-------------|-----------------|---------------------------------|--------|-----------------|----------|--------|-----------------|
| | ความหนาแน่น (กรัม/ลูกบาศก์เมตร) | | | สัดส่วน | | | ความหนาแน่น (กรัม/ลูกบาศก์เมตร) | | | สัดส่วน | | |
| | เหนือดิน | ใต้ดิน | ใต้ดิน/เหนือดิน | เหนือดิน | ใต้ดิน | ใต้ดิน/เหนือดิน | เหนือดิน | ใต้ดิน | ใต้ดิน/เหนือดิน | เหนือดิน | ใต้ดิน | ใต้ดิน/เหนือดิน |
| 0 | 10,355±2,640.1 | 22,650±2,833.6 | 31 | 61 | 3,379±495.4 | 17,986±2,061.0 | 16 | 84 | | | | |
| 10 | 7,147±1,656.4 | 19,518±3,425.4 | 27 | 73 | 2,938±767.1 | 15,167±1,528.3 | 16 | 84 | | | | |
| 30 | 4,082±670.6 | 23,363±3,342.6 | 15 | 85 | 2,118±292.6 | 17,871±1,798.1 | 12 | 88 | | | | |
| 50 | 4,493±778.4 | 24,787±2,575.0 | 17 | 83 | 2,498±523.3 | 22,991±3,941.1 | 10 | 90 | | | | |
| 70 | 3,270±900.1 | 24,568±3,099.2 | 11 | 89 | 2,468±497.3 | 23,846±2,776.9 | 9 | 91 | | | | |
| 90 | 3,453±485.3 | 24,567±2,498.4 | 13 | 87 | 3,888±776.7 | 26,336±3,491.0 | 14 | 86 | | | | |

หากพิจารณาความหนาแน่นของรากใต้ดินที่ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางต่าง ๆ ตามระดับความลึก (0–10 และ 10–20 เซนติเมตร) พบว่ามีรากฝอย (เส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 2 มิลลิเมตร) กระจายมากที่ระดับความลึก 0–10 เซนติเมตรทั้งในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 (Mann–Whitney, $U=241.500$, $p<0.05$) และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Mann–Whitney, $U=311.000$, $p<0.05$) โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7,016 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร คิดเป็นร้อยละ 55.8 ของรากทั้งหมด และ 5,512 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร คิดเป็นร้อยละ 55.3 ของรากทั้งหมด (ภาพที่ 4.6ก และ 4.6ค ตามลำดับ) ขณะที่พบรากขนาดใหญ่ (>10 มิลลิเมตร) กระจายอยู่มากที่ระดับความลึก 10–20 เซนติเมตร ทั้งในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Mann–Whitney, $U=809.000$ และ $U=776.000$, $p<0.05$ ตามลำดับ) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4,614 และ 2,648 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร คิดเป็นร้อยละ 41.8 และ 30.9 ของรากทั้งหมด ตามลำดับ (ภาพที่ 4.6ข และ 4.6ง)

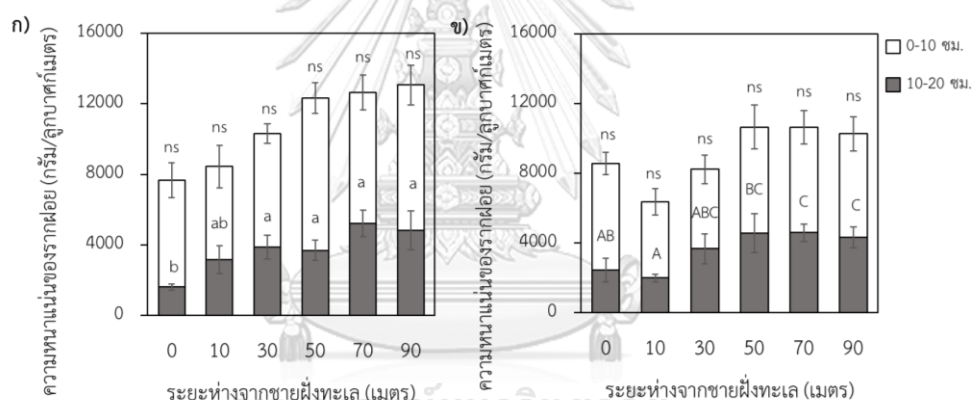


ภาพที่ 4.6 ความหนาแน่นรากใต้ดินแบ่งตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางราก ได้แก่ 0–2 (■) 2–5 (▒) 5–10 (▨) และ >10 (□) มิลลิเมตร ที่ระดับความลึก 0–10 และ 10–20 เซนติเมตร แสดงตามระยะห่างจากทะเล เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) (ก–ข) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) (ค–ง)

เมื่อพิจารณาตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลพบว่าความหนาแน่นของรากใต้ดินทั้งหมดที่ความลึก 0–20 เซนติเมตร ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่แต่ละระยะ ทั้งในเดือนตุลาคม

พ.ศ. 2563 (ANOVA, $F=0.305$, $p=0.908$) และ ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal–Wallis, $H=8.400$, $p=0.136$) ดังแสดงในตารางที่ 4.3 และตารางที่ ผ.1 เช่นเดียวกับความหนาแน่นรากฝอยที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตรที่ไม่แตกต่างตามระยะห่างจากชายฝั่งในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และ ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal–Wallis, $H=9.680$, $p=0.085$ และ $H=8.728$, $p=0.120$ ตามลำดับ)

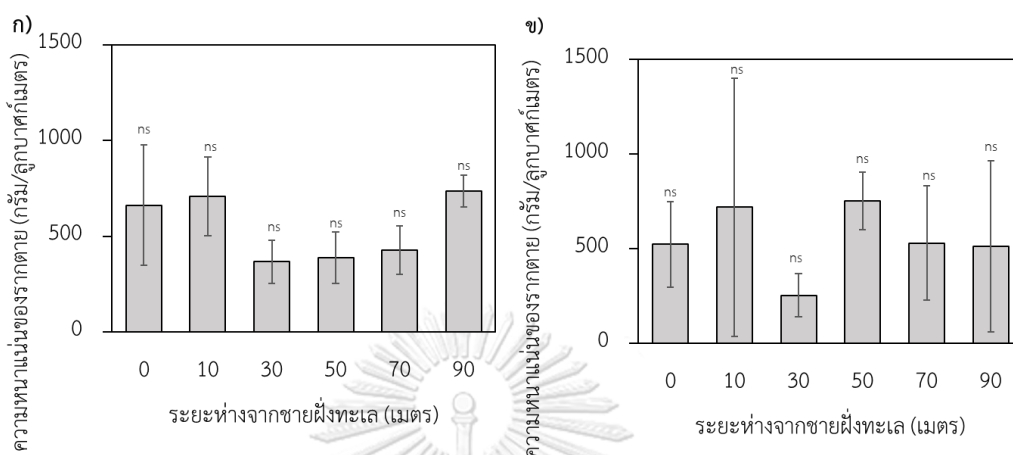
แม้ว่าความหนาแน่นของรากฝอยที่ความลึก 0–10 เซนติเมตรไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal–Wallis, $H=10.695$, $p=0.058$ และ $H=4.679$, $p=0.456$ ตามลำดับ) แต่พบว่าความหนาแน่นของรากฝอยที่ความลึก 10–20 เซนติเมตรเพิ่มขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal–Wallis, $H=14.536$ และ $H=13.194$, $p<0.05$ ตามลำดับ) (ภาพที่ 4.7)



ภาพที่ 4.7 ความหนาแน่นของรากฝอยที่ระดับความลึก 0–10 และ 10–20 เซนติเมตร ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงลักษณะที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison และ ns หมายถึงไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

ความหนาแน่นของรากตายไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความลึก 0–10 และ 10–20 เซนติเมตร (Mann–Whitney, $U=750.000$, $p=0.061$ ตุลาคม พ.ศ. 2563 และ $U=607.000$, $p=0.967$ พฤศจิกายน พ.ศ. 2564) ความหนาแน่นของรากตายที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 613 และ 794 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และ

เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตามลำดับ นอกจากนี้ไม่พบความแตกต่างของความหนาแน่นของรากตายตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (Kruskal–Wallis, $H=9.951$, $p=0.077$) ดังภาพที่ 4.8

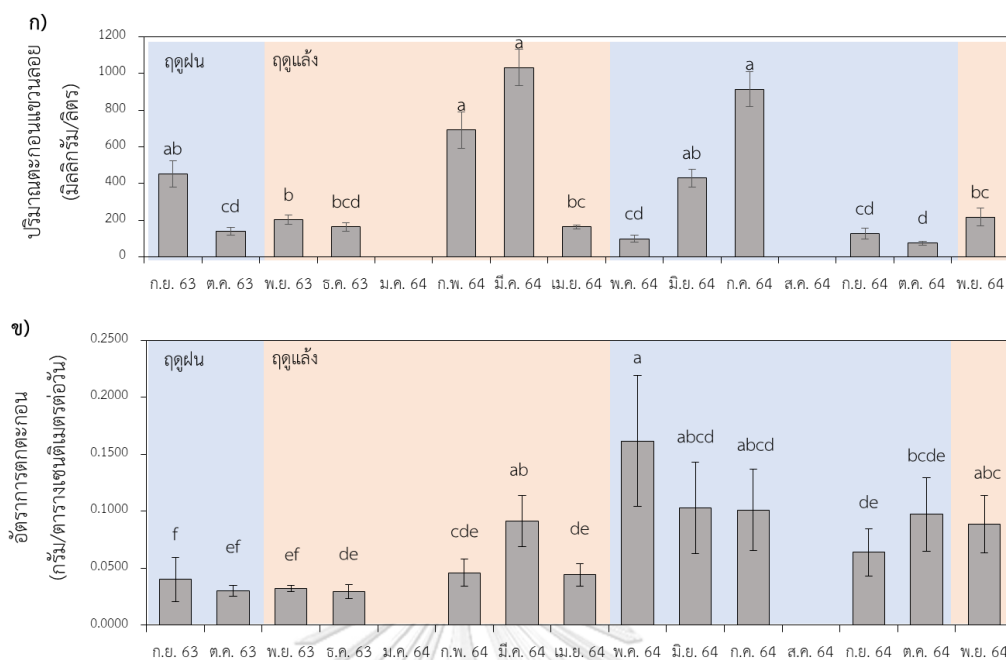


ภาพที่ 4.8 ความหนาแน่นของรากตายที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร ก) เมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และ ข) เมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean และ ns หมายถึงไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

4.3 ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด อัตราการตกตะกอน และการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

4.3.1 ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solids, TSS)

ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดในน้ำที่เข้าท่วมพื้นที่ศึกษามีค่าอยู่ในช่วง 75–1,032 มิลลิกรัมต่อลิตร ตลอดระยะเวลาที่ศึกษาตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึง เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดในแต่ละครั้งที่เก็บตัวอย่างมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=63.176$, $p<0.05$) โดยพบปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดมีค่ามากในเดือนกุมภาพันธ์ มีนาคม และกรกฎาคม พ.ศ. 2564 มีค่าเท่ากับ 706, 1,192 และ 1,014 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (ภาพที่ 4.9ก)

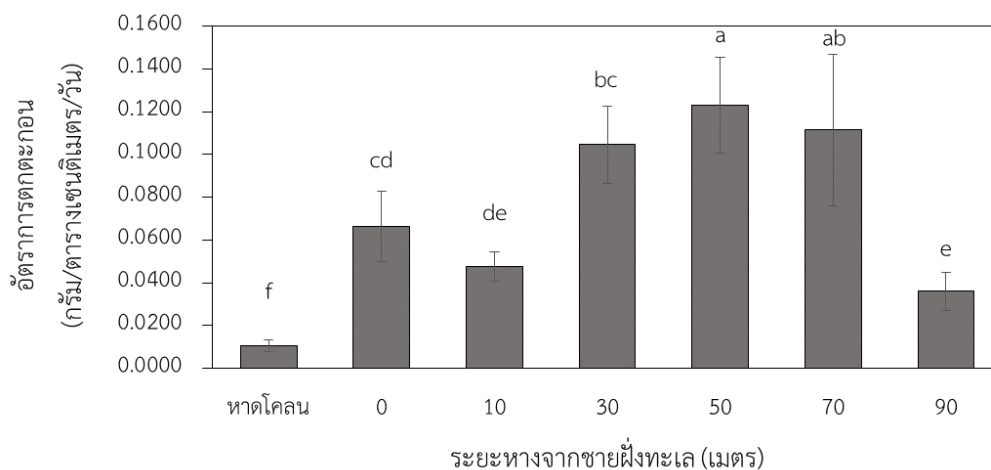


ภาพที่ 4.9 ก) ปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำที่เข้าท่วมบริเวณหาดโคลน (mean±SE) และ ข) อัตราการตกตะกอนรายเดือน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงค่าที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison เดือนมกราคมและสิงหาคม พ.ศ. 2564 ไม่สามารถเก็บข้อมูลได้ เนื่องจากช่วงสถานการณ์การแพร่ระบาดของเชื้อไวรัสโคโรนา 2019

4.3.2 อัตราการตกตะกอน (sedimentation rates)

อัตราการตกตะกอนมีความแตกต่างตามช่วงเวลาในแต่ละเดือนที่ทำการศึกษาอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=56.403$, $p < 0.05$) ในช่วงเดือนพฤษภาคมถึงกรกฎาคม พ.ศ. 2564 พบอัตราการตกตะกอนมาก ขณะที่ในเดือนกันยายนถึงกุมภาพันธ์มีอัตราการตกตะกอนต่ำ (ภาพที่ 4.9ข และภาพที่ ๕.3)

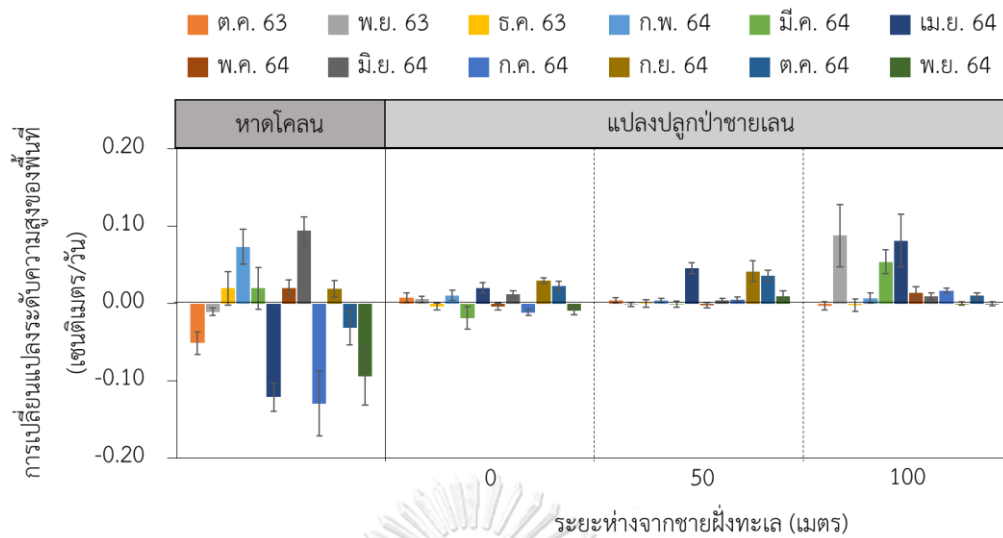
อัตราการตกตะกอนมีความแตกต่างกันที่แต่ละระยะจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=167.410$, $p < 0.05$) โดยมีอัตราการตกตะกอนน้อยที่สุดที่บริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมและตึกชายฝั่งทะเลมากที่สุด ขณะที่ภายในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนพบอัตราการตกตะกอนที่มากกว่า ซึ่งมีความมากบริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนที่ระยะ 50 และ 70 เมตร ตามแนว transect (ภาพที่ 4.10)



ภาพที่ 4.10 อัตราการตกตะกอนที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

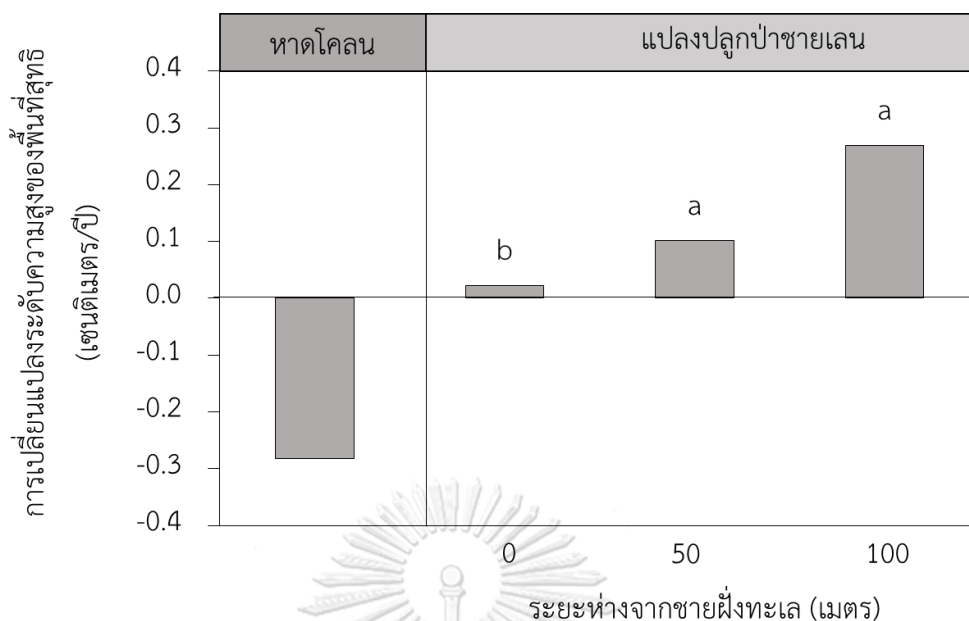
4.3.3 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ (elevation changes)

การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่รายเดือนมีความผันแปรสูงในบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมเทียบกับบริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลน โดยมีค่าตั้งแต่ -0.13 ถึง +0.07 เซนติเมตรต่อวัน (ภาพที่ 4.11) ขณะที่บริเวณภายในแปลงปลูกป่าชายเลนมีความผันแปรต่ำ โดยมีค่าอยู่ในช่วง -0.003 ถึง +0.9 เซนติเมตรต่อวัน และมีการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่มีแนวโน้มมีค่าเป็นบวกที่เห็นได้จากที่ระยะ 100 เมตรจากชายฝั่งทะเล



ภาพที่ 4.11 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่รายเดือนบริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลน ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 โดยแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean

เมื่อระยะเวลาผ่านไป 1 ปี การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิตั้งแต่แต่ละบริเวณมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal-Wallis, $H=19.789$, $p<0.05$) โดยบริเวณหาดโคลนมีค่าเป็นลบเท่ากับ -0.3 เซนติเมตรต่อปี ขณะที่บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน (ระยะ 0, 50 และ 100 เมตร) มีค่าเป็นบวกและมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมากขึ้น (ภาพที่ 4.12) โดยมีค่ามากถึง $+0.3$ เซนติเมตรต่อปีที่ระยะ 100 เมตรจากชายฝั่งทะเล



ภาพที่ 4.12 การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงสุทธิของพื้นที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลนในระยะเวลา 1 ปี (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564) ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

4.4 ปัจจัยสิ่งแวดล้อม (environmental factors)

4.4.1 ลักษณะทางกายภาพและทางเคมีบางประการของดิน

เพื่อให้ข้อมูลสอดคล้องกับลักษณะเชิงปริมาณของรากจึงนำข้อมูลลักษณะทางกายภาพและทางเคมีบางประการของดินจากแปลง Y5 และ Y6-7 มาพิจารณาร่วมกัน ดังนี้

ความหนาแน่นรวมของดิน (soil bulk density)

ความหนาแน่นรวมของดินที่ระดับความลึก 0-10 และ 0-20 เซนติเมตร มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติทั้งในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Mann-Whitney, $U=575.000$ และ $U=618.000$, $p < 0.05$ ตามลำดับ) โดยที่ระดับความลึก 0-10 เซนติเมตร มีค่าสูงกว่าที่ระดับความลึก 0-20 เซนติเมตร (ตารางที่ 4.4) แต่ไม่พบการเปลี่ยนแปลงความหนาแน่นรวมของดินระหว่างสองช่วงเวลาที่ศึกษา (Mann-Whitney, $U=755.000$, $p=0.256$ ที่ความลึก 0-10 เซนติเมตร, $U=824.000$, $p=0.604$ ที่ความลึก 10-20 เซนติเมตร)

ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 ความหนาแน่นรวมของดินที่ความลึก 0-10 เซนติเมตรไม่แตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (Kruskal-Wallis, $H=2.746$, $p=0.136$) ขณะที่ความหนาแน่นรวมของดินที่ความลึก 0-20 เซนติเมตร มีค่าแตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่ง

ทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=15.821$, $p<0.05$) โดยมีค่าน้อยที่บริเวณหาดโคลนและที่ระยะ 0 เมตร และเพิ่มขึ้นเมื่อเข้าสู่บริเวณกลางแปลงปลูกป่าชายเลน (ตารางที่ 4.4) ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 พบว่าความหนาแน่นของดินที่ความลึกทั้งสองระดับมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (Kruskal–Wallis, $H=14.458$ และ $H=17.643$, $p<0.05$ ตามลำดับ) (ตารางที่ 4.4) โดยความหนาแน่นของดินค่าสูงในบริเวณกลางแปลงปลูกป่าชายเลน



ตารางที่ 4.4 ลักษณะบางประการของดินเมื่อเริ่มศึกษา (เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563) และเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564)

| พ.ศ. | ลักษณะทางกายภาพและทางเคมีบางประการของดิน | ความลึก (เซนติเมตร) | ระยะห่างจากทะเล (เมตร) | | | | | | |
|------|---|---------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | | 0 | 10 | 30 | 50 | 70 | 90 | |
| 2563 | ความหนาแน่นรวมของดิน (กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร) | 0-10 | 1.39±0.05 ^{ns} | 1.21±0.12 ^{ns} | 1.39±0.07 ^{ns} | 1.40±0.07 ^{ns} | 1.37±0.07 ^{ns} | 1.30±0.06 ^{ns} | 1.33±0.08 ^{ns} |
| | ทราย (%) | 0-20 | 1.09±0.07 ^{bc} | 0.98±0.07 ^c | 1.22±0.08 ^{ab} | 1.33±0.04 ^a | 1.33±0.03 ^a | 1.32±0.06 ^a | 1.26±0.06 ^{ab} |
| | | | 0 ^{bc} | 6.43 ^{abc} | 10.88 ^a | 7.29 ^{ab} | 1.70 ^{abc} | 2.03 ^{bc} | 0 ^c |
| | ทรายแป้ง (%) | | 89.88 ^{ns} | 82.60 ^{ns} | 82.59 ^{ns} | 86.09 ^{ns} | 90.35 ^{ns} | 90.29 ^{ns} | 89.96 ^{ns} |
| | ดินเหนียว (%) | | 10.12 ^{ns} | 10.96 ^{ns} | 6.53 ^{ns} | 6.67 ^{ns} | 7.98 ^{ns} | 7.67 ^{ns} | 10.04 ^{ns} |
| | โคลน* (%) | 0-20 | 100.00 ^{ab} | 93.57 ^{bc} | 89.12 ^c | 92.75 ^c | 98.32 ^{ab} | 97.96 ^{ab} | 100.00 ^a |
| | ลักษณะเนื้อดิน | | Silt | Silty loam | Silty loam | Silty loam | Silt | Silt | Silt |
| | ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (%) | | 1.34±0.14 ^{bc} | 2.09±0.23 ^a | 1.26±0.18 ^{cd} | 1.09±0.08 ^{de} | 0.94±0.09 ^e | 1.19±0.06 ^{cd} | 1.51±0.11 ^{ab} |
| 2564 | ความหนาแน่นรวมของดิน (กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร) | 0-10 | 1.26±0.06 ^{ABC} | 1.17±0.05 ^C | 1.33±0.06 ^{ABC} | 1.43±0.13 ^{AB} | 1.44±0.07 ^A | 1.43±0.08 ^A | 1.19±0.03 ^{BC} |
| | ทราย (%) | 0-20 | 1.22±0.06 ^{AB} | 1.03±0.07 ^B | 1.08±0.02 ^B | 1.48±0.08 ^A | 1.23±0.09 ^B | 1.31±0.08 ^A | 1.19±0.09 ^{AB} |
| | | | 1.95 ^B | 6.84 ^B | 13.32 ^A | 11.92 ^A | 8.35 ^{AB} | 8.02 ^{AB} | 3.24 ^B |
| | ทรายแป้ง (%) | | 84.27 ^{ns} | 78.69 ^{ns} | 78.04 ^{ns} | 80.93 ^{ns} | 84.39 ^{ns} | 83.87 ^{ns} | 83.92 ^{ns} |
| | ดินเหนียว (%) | | 13.79 ^A | 14.47 ^A | 8.64 ^{BC} | 7.25 ^C | 7.26 ^C | 8.11 ^{BC} | 12.84 ^{AB} |
| | โคลน* (%) | 0-20 | 98.05 ^a | 93.16 ^a | 86.68 ^b | 88.08 ^b | 91.65 ^{ab} | 91.68 ^{ab} | 96.76 ^a |
| | ลักษณะเนื้อดิน | | Silty loam | Silty loam | Silty loam | Silt | Silt | Silt | Silt |
| | ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (%) | | 1.56±0.24 ^{ABC} | 2.38±0.53 ^A | 1.42±0.15 ^{BC} | 1.22±0.05 ^{CD} | 1.04±0.08 ^D | 1.29±0.15 ^{CD} | 1.77±0.17 ^{AB} |

หมายเหตุ ตัวเลขแสดงค่าเฉลี่ย±SE; ตัวอักษรที่แตกต่างกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) ซึ่งทดสอบด้วย post hoc (Pairwise comparison); ns หมายถึงไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติตามระยะห่างจากทะเล *สัดส่วนโคลนคำนวณจากผลรวมของสัดส่วนอนุภาคทรายแป้งและดินเหนียว (Al-Khayat and Alatalo, 2021)

ลักษณะเนื้อดิน (soil texture)

สัดส่วนการกระจายของอนุภาคดินในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 ไม่แตกต่างจากในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Mann-Whitney, $U=8,439.500$, $p=0.385$) โดยอนุภาคทรายแป้ง (silt) มีสัดส่วนมากที่สุด (ตารางที่ 4.4) ลักษณะเนื้อดินส่วนมากจึงเป็นดินทรายแป้ง (silt) ขณะที่บางระยะที่พบอนุภาคทราย (sand) หรือดินเหนียว (clay) ปะปนมากกว่าร้อยละ 5 จะทำให้พบลักษณะเนื้อดินเป็นดินร่วนปนทรายแป้ง (silty loam)

เมื่อพิจารณาตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลพบว่าสัดส่วนของอนุภาคทราย (sand) มีค่าแตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal-Wallis, $H=15.840$ และ $H=17.573$, $p<0.05$ ตามลำดับ) โดยมีค่ามากที่ระยะ 0-30 เมตร สัดส่วนอนุภาคดินเหนียว (clay) แตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal-Wallis, $H=16.670$, $p<0.05$) และสัดส่วนโคลน (อนุภาคทรายแป้ง+ดินเหนียว) แตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 (Kruskal-Wallis, $H=15.810$ และ $H=17.845$, $p<0.05$ ตามลำดับ) โดยทั้งอนุภาคดินเหนียวและโคลนมีค่ามากในบริเวณที่ติดกับชายฝั่งและบริเวณด้านในติดกับแผ่นดิน (ตารางที่ 4.4)

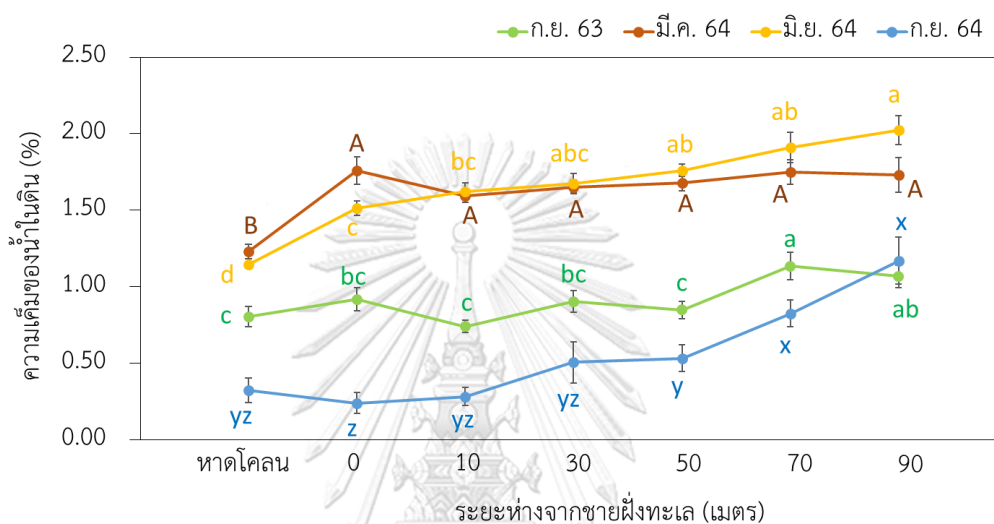
ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน (soil organic matter content)

ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 มีค่าไม่แตกต่างจากในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Mann-Whitney, $U=9,025.500$, $p=0.060$) โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1.33\pm 0.04\%$ และ $1.53\pm 0.04\%$ ตามลำดับ เมื่อพิจารณาปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลพบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal-Wallis, $H=59.496$ และ $H=37.686$, $p<0.05$ ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 และเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตามลำดับ) โดยมีแนวโน้มว่าอินทรีย์วัตถุจะมีปริมาณมากที่บริเวณขอบแปลงปลูกป่าชายเลนที่ระยะ 0 เมตร และที่ด้านในสุดของแปลงปลูกที่ระยะ 90 เมตร และมีปริมาณน้อยที่บริเวณหาดโคลนและกลางแปลงปลูกป่าชายเลน (ตารางที่ 4.4)

ความเค็มของน้ำในดิน (soil water salinity)

ความเค็มของน้ำในดินทั้ง 4 ครั้งที่เก็บตัวอย่างในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 เดือนมีนาคม เดือนมิถุนายน และเดือนกันยายน พ.ศ. 2564 มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal-Wallis, $H=329.842$, $p<0.05$) โดยมีความเค็มต่ำในเดือนกันยายน พ.ศ. 2563 และเดือนกันยายน พ.ศ. 2564 ซึ่งเป็นช่วงฤดูฝน (ภาพที่ 4.13)

ความเค็มของน้ำในดินที่บริเวณหาดโคลนแปรผันอยู่ในช่วงตั้งแต่ 0.33 ± 0.08 ถึง $1.23 \pm 0.05\%$ ขณะที่ความเค็มของน้ำในดินบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน (ระยะ 0–90 เมตรจากชายฝั่งทะเล) มีค่าอยู่ในช่วง 0.24 ± 0.07 ถึง $2.02 \pm 0.09\%$ เมื่อพิจารณาตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล พบว่าความเค็มของน้ำในดินทั้ง 4 ครั้ง มีค่ามากขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลเพิ่มขึ้น (Kruskal–Wallis, $H=21.246, 32.725, 62.911$ และ 47.958 ตามลำดับ, $p<0.05$, ภาพที่ 4.13)



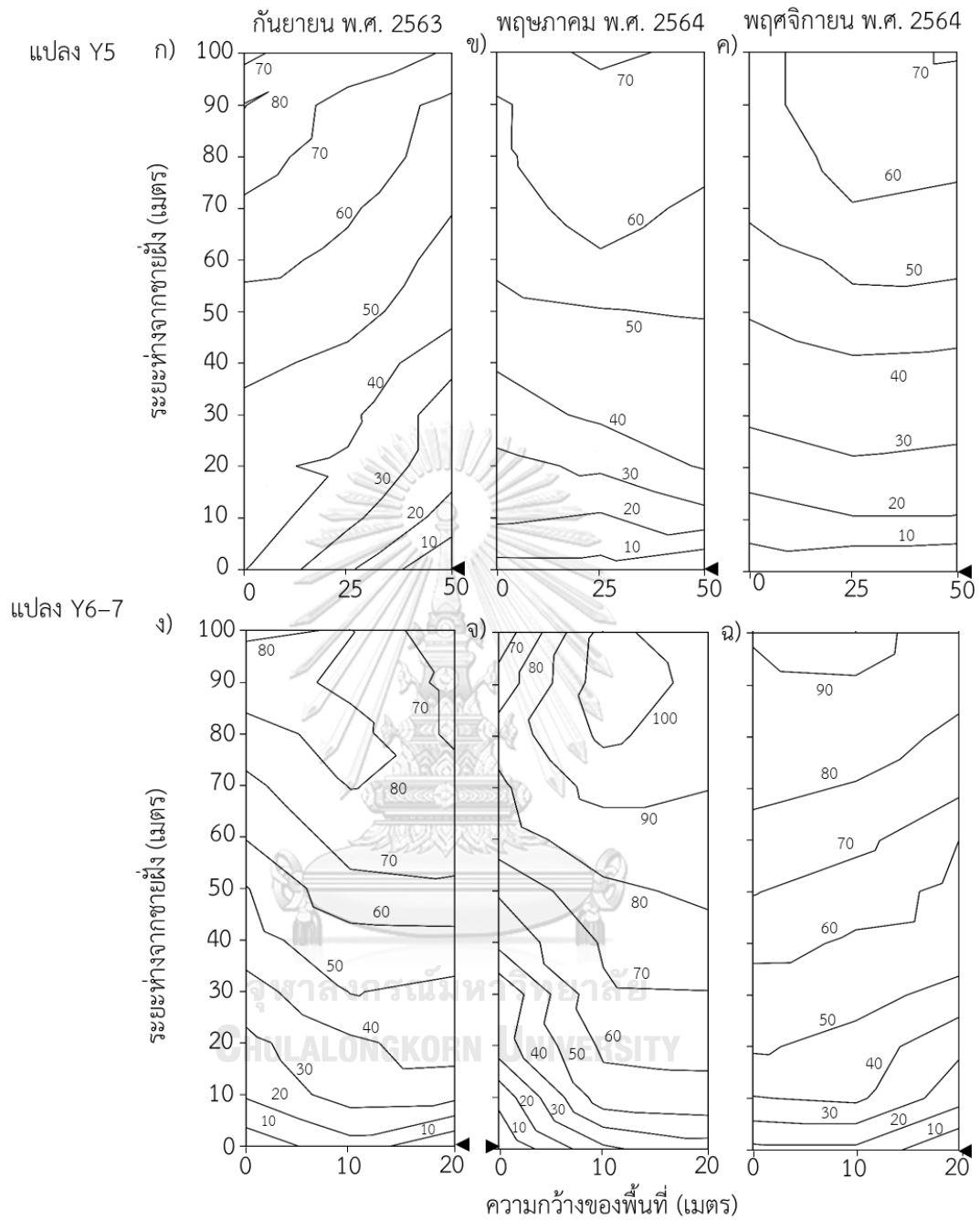
ภาพที่ 4.13 ความเค็มของน้ำในดินที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร (mean±SE) บริเวณหาดโคลน และในแปลงปลูกป่าชายเลน ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงมีค่าแตกต่างกันตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4.4.2 ความสูงสัมพัทธ์และภูมิลักษณะของพื้นที่ศึกษา (relative elevation and topography)

ความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ศึกษาบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนเมื่อเทียบกับจุดอ้างอิงมีค่าในช่วง 0–80 เซนติเมตร ในแปลง Y5 (ภาพที่ 4.14ก–ค) และ มีค่าในช่วง 0–100 เซนติเมตร ในแปลง Y6–7 (ภาพที่ 4.14จ–ฉ) จากแผนที่ภูมิลักษณะที่แสดงให้เห็นถึงความลาดชันของพื้นที่จากเส้นชั้นความสูง (contour line) พบว่าที่ระยะ 0–10 เมตรจากชายฝั่งทะเลของทั้งสองแปลงมีความลาดชันมากกว่าบริเวณด้านในแปลงปลูกป่า โดยความสูงสัมพัทธ์และความลาดชันของพื้นที่มีการเปลี่ยนแปลงในช่วงที่ศึกษา (ภาพที่ 4.14)

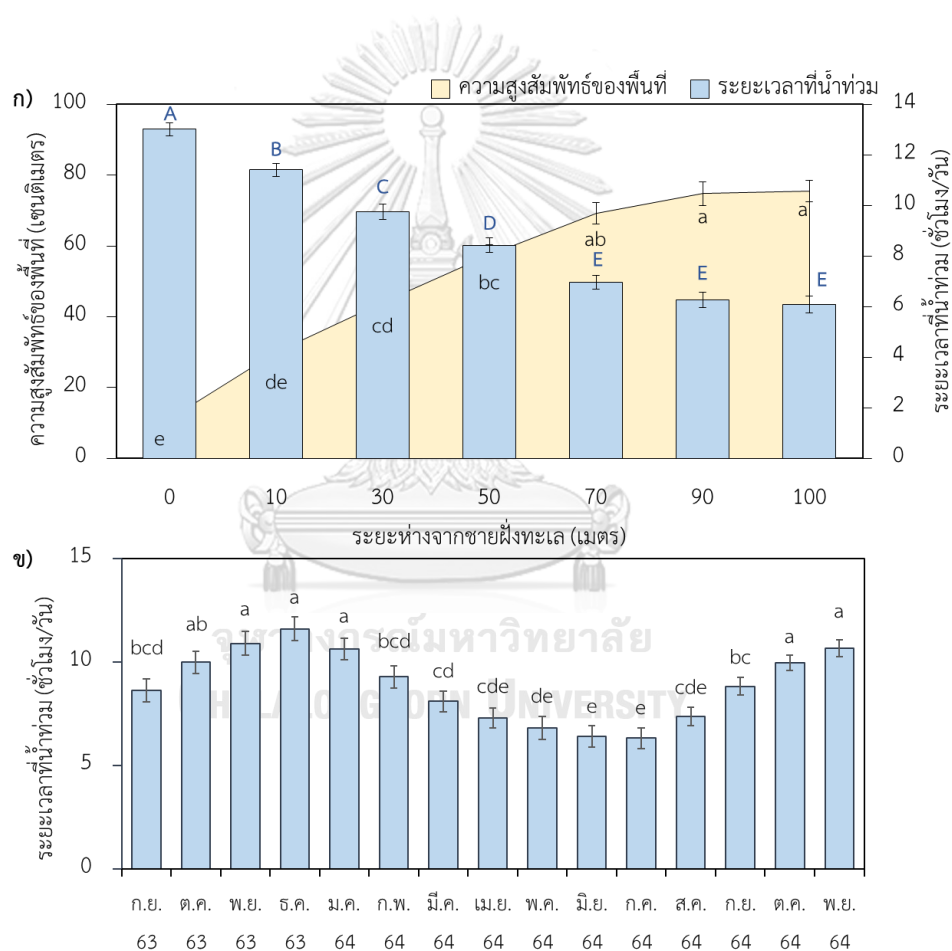
เมื่อรวมข้อมูลความสูงสัมพัทธ์แปลง Y5 และ Y6–7 เพื่อนำมาวิเคราะห์ความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล พบว่าความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่มีค่ามากขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลเพิ่มขึ้น (Kruskal–Wallis, $H=93.237$, $p<0.001$, ภาพที่ 4.15ก)



ภาพที่ 4.14 แผนที่ภูมิลักษณะของแปลง Y5 (ก-ค) และ Y6-7 (ง-ฉ) โดยสัญลักษณ์สามเหลี่ยมแทนจุดอ้างอิง (datum point) และ ตัวเลขแสดงระดับความสูงสัมพัทธ์ในหน่วยเซนติเมตรเทียบกับจุดอ้างอิง

4.4.3 ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษา (inundation periods)

ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษาที่แต่ละระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมีความต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=288.038$, $p<0.05$, ภาพที่ 4.15ก) โดยบริเวณที่ติดกับทะเลที่ระยะ 0 เมตรจากชายฝั่งทะเลมีระยะเวลาที่น้ำท่วมเฉลี่ยยาวนานที่สุดคือ 13 ± 0.29 ชั่วโมงต่อวัน และระยะเวลาที่น้ำท่วมน้อยลงเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมากขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่าระยะเวลาที่น้ำทะเลท่วมเฉลี่ยรายเดือนมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Kruskal–Wallis, $H=127.494$, $p<0.05$, ภาพที่ 4.15ข) โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 6 ± 0.5 ถึง 11 ± 0.6 ชั่วโมงต่อวัน และในช่วงเดือนกันยายนถึงธันวาคมจะมีช่วงเวลาที่น้ำท่วมนาน (ตารางที่ ๕.2)



ภาพที่ 4.15 ก) ความสูงสัมพัทธ์และระยะเวลาที่น้ำท่วมตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (mean±SE) และ ข) ระยะเวลาที่น้ำท่วมรายเดือน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว พื้นที่หน้าตัดของลำต้น กล้าไม้ การตกตะกอน การเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่ และปัจจัยสิ่งแวดล้อม

จากผลการศึกษาพบว่าความสูงของรากหายใจแบบ pneumatophore มีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับผิว พื้นที่ผิวรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่หน้าตัดรวมของราก และความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore มีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับพื้นที่ผิวรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่หน้าตัดรวมของราก (ตารางที่ 4.5) แต่ไม่พบความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore กับความสูงหรือขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับผิวดิน ขณะที่ความหนาแน่นของรากใต้ดินทั้ง 2 ความลึก (0–10 และ 10–20 เซนติเมตร) มีความสัมพันธ์กันเชิงบวก (ตารางที่ 4.5) นอกจากนี้พบว่าความหนาแน่นของรากใต้ดินที่ระดับความลึก 0–10 เซนติเมตร มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ($\rho=0.435$, $p=0.020$, $n=36$)



ลักษณะเชิงปริมาณของโครงสร้างส่วนเหนือดิน ได้แก่ รากหายใจแบบ pneumatophore ลำต้น และกล้าไม้มีความสัมพันธ์กัน โดยพื้นที่ผิวรวมของรากหายใจแบบ pneumatophore มีสหสัมพันธ์เชิงลบกับพื้นที่หน้าตัดของลำต้น ($\rho = -0.332$, $p = 0.048$, $n = 36$) และความสูงพื้นที่ผิวรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่หน้าตัดรวมของรากหายใจแบบ pneumatophore มีสหสัมพันธ์เชิงลบกับความหนาแน่นของกล้าไม้ผสมขาว (ตารางที่ 4.6) ขณะที่ไม่พบความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดินกับพื้นที่หน้าตัดของลำต้น ความหนาแน่นรากใต้ดินทั้งหมด (0–20 เซนติเมตร) และความหนาแน่นของรากฝอยที่ความลึก 0–20 เซนติเมตร มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับความหนาแน่นของกล้าไม้ (ตารางที่ 4.6)



ตารางที่ 4.6 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะห่างจากชายฝั่งกับลักษณะเชิงปริมาณของรากทงส่วนเหนือดินและใต้ดิน พื้นที่หน้าตัดของลำต้น กิ่งไม้ ระยะห่างจากชายฝั่ง อัตราการตกตะกอน และการเปลี่ยนแปลงระดับของพื้นที่

| ตัวแปร | พื้นที่หน้าตัดของลำต้น | | ความหนาแน่นของกิ่งไม้ | | ระยะห่างจากชายฝั่ง | | อัตราการตกตะกอน | | การเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ | | |
|----------------------------|----------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|--------------------|----------------------|-----------------|----------------------|--------------------------------------|----------------------|-------|
| | rho | p | rho | p | rho | p | rho | p | rho | p | |
| รากหายใจแบบ pneumatophore | ความสูง | -0.324 ^{ns} | 0.054 | -0.691** | <0.001 | -0.817** | <0.001 | -0.211* | 0.011 | -0.110 ^{ns} | 0.543 |
| | ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับผิวดิน | 0.124 ^{ns} | 0.470 | -0.283 ^{ns} | 0.095 | -0.328 ^{ns} | 0.051 | 0.003 ^{ns} | 0.976 | -0.304 ^{ns} | 0.086 |
| | ความหนาแน่น | -0.305 ^{ns} | 0.071 | -0.082 ^{ns} | 0.636 | -0.326 ^{ns} | 0.053 | -0.077 ^{ns} | 0.358 | -0.228 ^{ns} | 0.086 |
| | พื้นที่ผิว | -0.332* | 0.048 | -0.505** | 0.002 | -0.786** | <0.001 | -0.193* | 0.021 | -0.194 ^{ns} | 0.279 |
| | ปริมาตร | -0.291 ^{ns} | 0.085 | -0.578** | <0.001 | -0.728** | <0.001 | -0.206* | 0.013 | -0.211 ^{ns} | 0.240 |
| รากใต้ดิน ความลึก 0-10 ซม. | พื้นที่หน้าตัด | -0.227 ^{ns} | 0.184 | -0.346* | 0.039 | -0.587** | <0.001 | -0.088 ^{ns} | 0.298 | -0.234 ^{ns} | 0.190 |
| | รากใต้ดินรวม | 0.045 ^{ns} | 0.794 | 0.211 ^{ns} | 0.217 | 0.232 ^{ns} | 0.174 | -0.086 ^{ns} | 0.619 | -0.004 ^{ns} | 0.991 |
| | รากใต้ดินรวม | 0.088 ^{ns} | 0.612 | 0.349* | 0.037 | -0.124 ^{ns} | 0.472 | -0.069 ^{ns} | 0.690 | 0.228 ^{ns} | 0.476 |
| | รากฝอย | 0.211 ^{ns} | 0.217 | 0.605** | <0.001 | 0.515** | 0.001 | 0.058 ^{ns} | 0.737 | 0.070 ^{ns} | 0.828 |
| รากใต้ดิน ความลึก 0-20 ซม. | รากขนาดอื่น (มากกว่า 0-2 มม.) | -0.050 ^{ns} | 0.771 | 0.086 ^{ns} | 0.619 | 0.036 ^{ns} | 0.835 | -0.127 ^{ns} | 0.459 | 0.211 ^{ns} | 0.511 |
| | รากแขนง (มากกว่า 10 มม.) | -0.047 ^{ns} | 0.784 | -0.263 ^{ns} | 0.122 | -0.149 ^{ns} | 0.387 | -0.210 ^{ns} | 0.220 | 0.249 ^{ns} | 0.435 |
| | ซากราก | -0.058 ^{ns} | 0.736 | 0.180 ^{ns} | 0.293 | 0.036 ^{ns} | 0.392 | -0.130 ^{ns} | 0.449 | -0.070 ^{ns} | 0.828 |

หมายเหตุ rho คือ ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ **หมายถึง ที่ระดับนัยสำคัญ 99% ; *หมายถึง ที่ระดับนัยสำคัญ 95%, ns หมายถึงไม่มีมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

ลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล โดยความสูง ปริมาตรรวม พื้นที่ผิวรวม และพื้นที่หน้าตัดรวมของรากหายใจแบบ pneumatophore มีสหสัมพันธ์เชิงลบกับระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ขณะที่ความหนาแน่นของรากฝอยมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (ตารางที่ 4.6) เมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมากขึ้นจะมีระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษาน้อยลง ($\rho = -0.815$, $p < 0.001$, $n = 36$) ดังภาพที่ 4.17 โดยพบว่าระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษามีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ได้แก่ ความสูง เส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับผิวดิน พื้นที่ผิวรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่หน้าตัดรวม) และระยะเวลาที่น้ำท่วมมีสหสัมพันธ์เชิงลบกับความหนาแน่นของรากฝอยที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร (ภาพที่ 4.16)

ลักษณะของรากแสมขาวมีความสัมพันธ์กับปัจจัยสิ่งแวดล้อมบางประการ ได้แก่ ความเค็มของน้ำในดินมีสหสัมพันธ์เชิงลบกับลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ทั้งในด้านความสูง ($\rho = -0.175$, $p = 0.036$, $n = 36$) เส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับผิวดิน ($\rho = -0.264$, $p = 0.001$, $n = 36$) พื้นที่ผิวรวม ($\rho = -0.380$, $p = 0.022$, $n = 36$) และปริมาตรรวมของรากหายใจ ($\rho = -0.345$, $p = 0.040$, $n = 36$) และความเค็มมีความสัมพันธ์เชิงบวกกับความหนาแน่นของรากฝอยที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร ($\rho = 0.480$, $p = 0.003$, $n = 36$) ความหนาแน่นรวมของดินที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร มีสหสัมพันธ์เชิงลบกับความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore นอกจากนี้พบว่าปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับซากรากที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร ($\rho = 0.372$, $p = 0.026$, $n = 36$) ดังภาพที่ 4.16

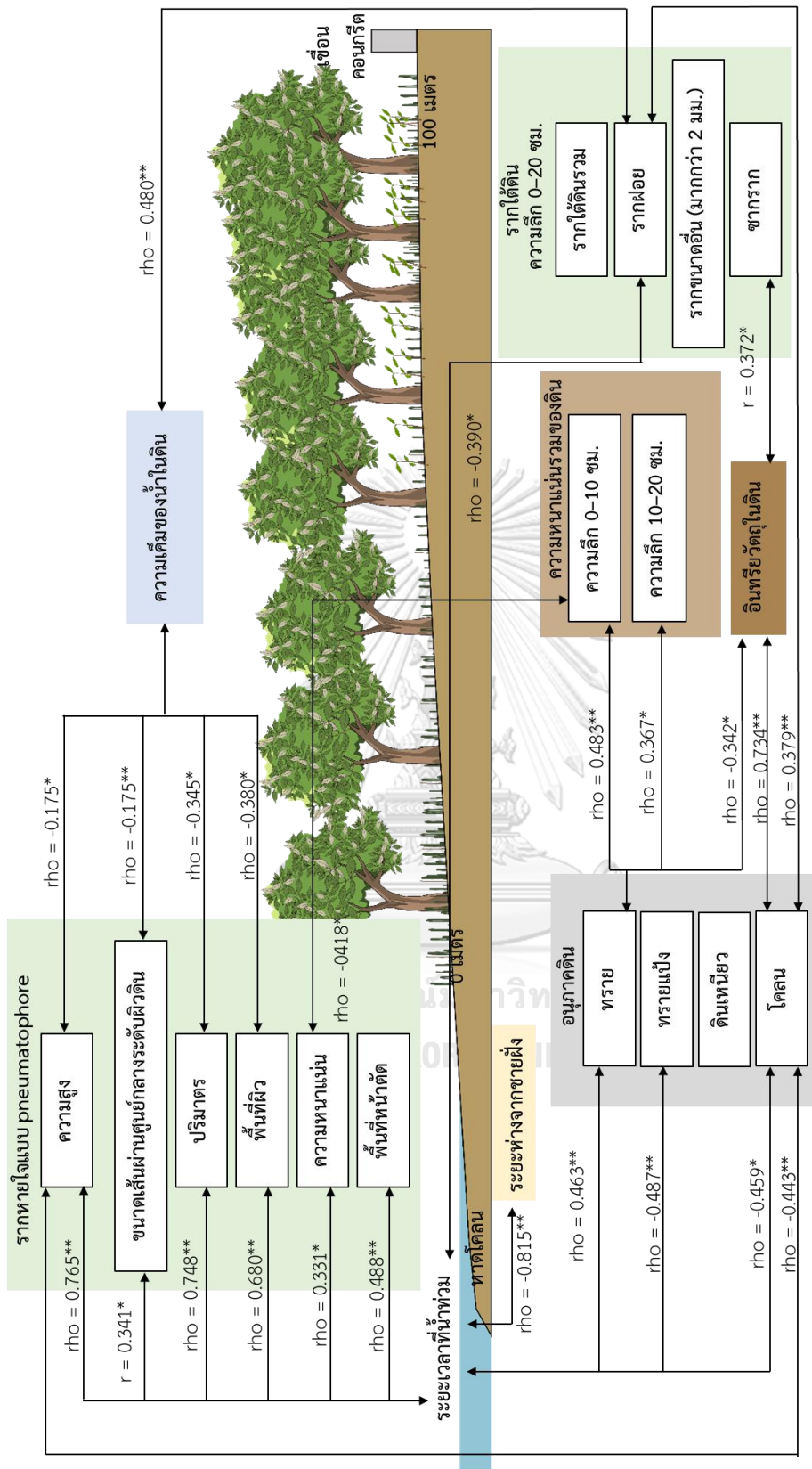
อัตราการตกตะกอนรายเดือนไม่มีสหสัมพันธ์กับปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำที่เข้าท่วม ($\rho = 0.845$, $p = 0.060$) และอัตราการตกตะกอนไม่มีความสัมพันธ์กับระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ($\rho = -0.124$, $p = 0.472$) (ภาพที่ 4.16)

ผลการศึกษายังพบว่าอัตราการตกตะกอนมีสหสัมพันธ์เชิงลบกับความสูง พื้นที่ผิวรวม และปริมาตรรวมของรากหายใจแบบ pneumatophore แต่ไม่พบสหสัมพันธ์โดยตรงระหว่างการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่กับลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดิน ทั้งนี้ไม่สามารถวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างตะกอนแขวนลอยกับลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาวได้ เนื่องจากข้อจำกัดของจุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยที่มีเพียง 3 จุดต่อแปลงในบริเวณหาดโคลน ขณะที่ข้อมูลลักษณะเชิงปริมาณของรากแสดงตามระยะห่างจากชายฝั่ง (ตารางที่ 4.6)

ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษามีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับสัดส่วนอนุภาคทราย ($\rho = 0.463$, $p < 0.001$, $n = 36$) ขณะที่ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษามีสหสัมพันธ์เชิงลบกับสัดส่วนอนุภาคดินเหนียว ($\rho = -0.487$, $p < 0.05$, $n = 36$) และโคลน ($\rho = -0.459$, $p = 0.05$) นอกจากนี้ยังพบว่า

อนุภาคทรายมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับความหนาแน่นรวมของดินที่ระดับความลึก 0–10 และ 10–20 เซนติเมตร ($\rho=0.483$ และ $\rho=0.376$, $p<0.05$ ตามลำดับ) สัดส่วนอนุภาคทรายมีสหสัมพันธ์เชิงลบกับปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินที่ระดับความลึก 0–20 เซนติเมตร ($\rho=-0.342$, $p<0.05$, $n=36$) ขณะที่สัดส่วนอนุภาคดินเหนียวมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน ($\rho=0.734$, $p<0.001$, $n=36$, ภาพที่ 4.16)





ภาพที่ 4.16 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยสิ่งแวดล้อม ได้แก่ ระยะเวลาที่น้ำท่วมพื้นที่ศึกษา อนุภาคดิน ความหนาแน่นรวมของดิน ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน และความเค็มของน้ำในดิน โดย **หมายถึง ที่ระดับนัยสำคัญ 99%; *หมายถึง ที่ระดับนัยสำคัญ 95%

บทที่ 5

อภิปรายผลการศึกษา

5.1 การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพืชพรรณ

พันธุ์ไม้สองชนิดที่พบในแนวศึกษาคือ แสมขาวและโกงกางใบใหญ่เป็นพันธุ์ไม้ที่นิยมใช้ในการปลูกฟื้นฟูป่าชายเลน (Thampanya, Vermaat and Duarte, 2002) พบแสมขาว (*A. alba*) เป็นพันธุ์ไม้เด่นที่กระจายตัวอยู่ทั่วไปในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู เนื่องจากพันธุ์ไม้สกุลแสม (*Avicennia*) จัดเป็นพืชเบิกนำ (pioneer species) ที่มีความสามารถในการตั้งตัวและเจริญเติบโตได้ในสภาพแวดล้อมที่รุนแรง และจัดเป็น opportunistic colonizer ที่สามารถฉวยโอกาสตั้งตัวและเติบโตในพื้นที่หาดเลนโล่งได้อย่างรวดเร็วก่อนพืชชนิดอื่น (Balke et al., 2013) สภาพภูมิประเทศของแปลงปลูกป่าชายเลนบางปูยังเอื้อให้แสมขาวสามารถเจริญเติบโตได้ โดยมีลักษณะเป็นป่าชายเลนชายฝั่ง (fringe mangrove) ที่ขนานไปตามชายฝั่งอ่าวไทยและมีบริเวณหาดเลนโล่ง ประกอบกับพื้นที่ที่มีความลาดชันต่ำ ทำให้เมล็ดของแสมขาวที่ถูกพัดพาเข้ามาด้านในของแปลงปลูกโดยกระแสน้ำทั้งเมล็ดจากภายนอกและเมล็ดจากต้นแม่ภายในแปลงปลูกป่าชายเลน ต่อมาเมล็ดดังกล่าวกลายเป็นกล้าไม้ที่สามารถตั้งตัวในแปลงปลูกป่าชายเลนได้ นอกจากนี้ลักษณะเนื้อดินในบริเวณนี้จัดเป็นดินร่วนปนทรายแป้ง (silty loam) และดินทรายแป้ง (silt) ที่เหมาะต่อการเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้สกุลแสม (Lewis, 2005) รวมถึงมีช่วงความเค็มของน้ำในดินในช่วงที่แสมขาวสามารถเจริญเติบโตได้ (Triest et al., 2021) ดังนั้นในบริเวณพื้นที่ศึกษาจึงปรากฏต้นแสมขาวกระจายทั่วไปในแนวศึกษาอย่างสม่ำเสมอและพบรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาวกระจายอยู่ทั่วไป

การกระจายของขนาดไม้ต้นในแนวศึกษาชี้ให้เห็นว่าสังคมพืชประกอบด้วยต้นแสมขาวที่มี DBH ขนาดเล็กถึงปานกลางและความสูงไม่มาก (ภาพที่ 4.2) ซึ่งเป็นลักษณะของต้นไม้ที่พบได้ในแปลงปลูกป่าชายเลนอายุน้อย โดยต้นไม้ชายเลนขนาดเล็กเหล่านี้จะเจริญเป็นต้นขนาดใหญ่ต่อไป แสดงให้เห็นถึงพัฒนาการของสังคมพืชในแปลงปลูกป่าชายเลน (Njana, 2020) ในแนวศึกษาพบต้นแสมขาวที่มี DBH ขนาดเล็กถึงขนาดกลางกระจายอยู่มากที่ระยะ 0–10 และ 90–100 เมตรจากชายฝั่งทะเลทั้งในช่วงเริ่มศึกษาและเมื่อสิ้นสุดการศึกษา (ภาพที่ 4.3) ขณะที่เมื่อเวลาผ่านไปหนึ่งปี (เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 – เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564) พบว่าต้นแสมขาวตายเป็นจำนวนมากที่ระยะ 0–10 และ 80–90 เมตรจากชายฝั่งทะเล ที่พบทั้งลักษณะยืนต้นตาย (standing dead tree) หรือต้นไม้ที่หักโค่นอยู่บนพื้นดิน (downed wood) โดยประมาณร้อยละ 90 ของต้นตายทั้งหมดเป็นต้นไม้ขนาดเล็ก (DBH 4.5–11.5 เซนติเมตร) ทั้งนี้อาจเป็นผลจากต้นไม้ชายเลนขนาดเล็กมีความอ่อนไหว

ต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม เช่น คลื่น ลม พายุ กระแสน้ำ การเกิดโรค เป็นต้น (Krauss and Osland, 2020)

ความหนาแน่นของต้นแสมขาวในแนวศึกษาไม่เปลี่ยนแปลงตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ทั้งนี้อาจอธิบายได้จากปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่ไม่แตกต่างกันตลอดแนวศึกษาที่มีความยาว 100 เมตร เช่น ระดับความเค็มของน้ำในดิน สัดส่วนการกระจายอนุภาคดินหรือลักษณะเนื้อดิน เป็นต้น ทำให้แสมขาวสามารถเจริญเติบโตและตั้งตัวได้ตลอดแนวศึกษา หากแต่พื้นที่หน้าตัดของลำต้นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อเข้าสู่ด้านในแปลงปลูก โดยมีค่ามากที่ระยะ 60–70 เมตรจากชายฝั่งทะเล สอดคล้องกับมวลชีวภาพส่วนเหนือดินและส่วนใต้ดินที่มีค่ามากเช่นกัน เนื่องจากพื้นที่หน้าตัดของลำต้นเป็นสามารถสะท้อนปริมาณมวลชีวภาพได้ (Trettin, Stringer and Zarnoch, 2016) อีกทั้งขนาดของลำต้นยังมีอิทธิพลต่อลักษณะเชิงปริมาณของราก เช่น การศึกษาของ Al-Khayat และ Alatalo (2021) บริเวณป่าชายเลนประเทศกาตาร์ พบว่าขนาดเส้นรอบวงของลำต้นแสมทะเล (*A. marina*) มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore เป็นต้น ซึ่งชี้ให้เห็นว่าโครงสร้างพืชพรรณทั้งขนาดและมวลชีวภาพของต้นไม้ชายเลนมีอิทธิพลต่อลักษณะเชิงปริมาณของรากทั้งรากเหนือดินและรากใต้ดิน

ในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปูพบกล้าไม้แสมขาวเพียงหนึ่งชนิดและมีความหนาแน่นมากที่ด้านในแปลงปลูก (ระยะ 50 70 และ 90 เมตรจากชายฝั่งทะเล) ทั้งนี้อาจเป็นผลจากต้นแสมขาวขนาดใหญ่ในบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนที่ระยะ 60–70 เมตรจากชายฝั่งทะเล ซึ่งทำหน้าที่เป็นแม่ไม้ที่ผลิตผลและเมล็ดจำนวนมาก ผลของแสมขาวมีลักษณะขนาดเล็ก เบา และลอยน้ำได้ดี เมื่อผลของแสมขาวเจริญเต็มที่และร่วงหล่นจึงสามารถกระจายพันธุ์ไปกับกระแสน้ำได้ (Sousa et al., 2007) ทำให้ผลถูกพัดพาเข้าไปยังด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนได้เมื่อเวลาน้ำขึ้น และเมื่อน้ำลงผลจะถูกดักโดยรากหายใจแบบ pneumatophore ที่กระจายอยู่ทั่วพื้นที่ (McKee, Rooth and Feller, 2007) อีกทั้งพื้นที่ด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนมีระดับความสูงสัมพัทธ์มากและเป็นบริเวณที่มีระยะเวลาที่น้ำท่วมตื้น เมล็ดจึงสามารถเจริญเป็นกล้าไม้และตั้งตัวได้ (Balke et al., 2011) นอกจากนี้บริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนอาจเกิดการทับถมของตะกอนที่มากและถูกรบกวนจากคลื่นลมน้อยกว่าบริเวณริมชายฝั่ง

การที่ความหนาแน่นของกล้าไม้มีความผันแปรเชิงลบกับลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore โดยบริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนมีความหนาแน่นของกล้าไม้มาก ขณะที่ความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ต่ำ อาจชี้ให้เห็นถึงการแก่งแย่งพื้นที่ระหว่างกล้าไม้กับรากหายใจ ดังนั้นบริเวณด้านในแปลงปลูกที่พบรากหายใจขนาดเล็กและมี

ความหนาแน่นต่ำจึงเอื้อให้กล้าไม้มีโอกาสครอบครองพื้นที่มากขึ้นจนสามารถตั้งตัวและเติบโตในบริเวณนี้ได้

5.2 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากแสมขาว

5.2.1 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore

ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ความสูง ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวม) มีความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล โดยมีค่ามากที่สุดที่ระยะ 0 เมตรจากชายฝั่งทะเล และมีค่าลดลงเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมากขึ้น ทั้งนี้ระยะห่างจากชายฝั่งทะเลสัมพันธ์กับระยะเวลาที่น้ำท่วม โดยบริเวณริมชายฝั่งมีระยะเวลาที่น้ำท่วม นานกว่าด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนที่มีระดับความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่มากกว่า (ภาพที่ 4.15ก) ปัจจัยสิ่งแวดล้อมสำคัญที่ส่งผลต่อลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ได้แก่ ระยะเวลาที่น้ำท่วม ระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ระดับความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ โดยจากการศึกษาพบว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore มีความสัมพันธ์เชิงลบกับระยะเวลาที่น้ำท่วมและระยะห่างจากชายฝั่งทะเล

ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่พบในการศึกษานี้แสดงให้เห็นถึงการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมของแสมขาว โดยมีลักษณะทางสัณฐานวิทยาของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่มีความยืดหยุ่น (plasticity) สอดคล้องกับหน้าที่ เนื่องจากรากหายใจแบบ pneumatophore ของพันธุ์ไม้ชายเลนมีหน้าที่สำคัญในการแลกเปลี่ยนก๊าซ ดังนั้นจึงเกิดการตอบสนองโดยเฉพาะลักษณะเชิงปริมาณที่เกี่ยวข้องกับปริมาตรและพื้นที่ผิว ได้แก่ ความสูง ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวม ซึ่งส่งผลต่อเนื้อเยื่อ aerenchyma ภายในรากหายใจ ซึ่งสามารถกักเก็บอากาศได้มากถึงร้อยละ 50 ของปริมาตรรากทั้งหมด (Curran, James and Allaway, 1996) และจำนวนของช่องอากาศ (lenticel) ที่ปรากฏบนพื้นผิวของรากหายใจแบบ pneumatophore (Purnobasuki, 2011) ดังนั้นลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore จึงมีความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่น้ำท่วม ในพื้นที่ศึกษา จากการศึกษาค้นคว้าพบว่าพื้นที่บริเวณติดชายฝั่งทะเลมีความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ต่ำ ทำให้มีระยะเวลาการท่วมของน้ำเฉลี่ยนานที่สุด (ภาพที่ 4.15ก) ส่งผลให้ดินอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic soil) เป็นเวลานาน รากหายใจแบบ pneumatophore จึงมีลักษณะเชิงปริมาณเกี่ยวข้องกับปริมาตรและพื้นที่ผิวมาก (ภาพที่ 4.5) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการแลกเปลี่ยนก๊าซให้สามารถลำเลียงออกซิเจนไปยังส่วนต่าง ๆ และเพิ่มความสามารถในการกักเก็บออกซิเจนให้เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของต้นไม้ชายเลน (Baylis, 1950)

นอกจากนี้มีการศึกษาในต้นไม้ชายเลนหลายชนิดที่สร้างรากหายใจแบบ pneumatophore ที่ให้ผลสอดคล้องกับการศึกษานี้ เช่น รากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมทะเลมีความสูงและความหนาแน่นมากในบริเวณที่มีระยะเวลาที่น้ำท่วมนาน จากรายงานในป่าชายเลนประเทศเคนยา (Toma et al., 1991) และป่าชายเลนประเทศออสเตรเลีย (Knight et al., 2008) นอกจากนี้การศึกษาของ Al-Khayat และ Alatalo (2021) พบว่ารากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมทะเล ในบริเวณที่ดินอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนมีความหนาแน่นมากกว่าบริเวณที่ดินอยู่ในสภาวะออกซิเจนสูงกว่า (214 ± 41.7 และ 94 ± 15.8 รากต่อตารางเมตร ตามลำดับ) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Torres และคณะ (2019) ในป่าชายเลนประเทศเม็กซิโก พบว่ารากหายใจแบบ pneumatophore ของ *A. germinans* มีความหนาแน่นและความสูงมากในบริเวณที่มีน้ำท่วมเป็นเวลานาน นอกจากนี้ยังมีรายงานในพืชสกุลลำพูที่พบในพื้นที่ชายฝั่งจะมีปริมาตร (Du and Zhang, 2020) และความสูง (Norris et al., 2017) ของรากหายใจแบบ pneumatophore มาก

อย่างไรก็ตามในการศึกษานี้พบว่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดิน (D_0) ของรากหายใจแบบ pneumatophore ไม่ผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล (ภาพที่ 4.5ก) ซึ่งต่างจากลักษณะเชิงปริมาณอื่นที่ได้กล่าวข้างต้น อาจอธิบายได้ว่าลักษณะเส้นผ่านศูนย์กลางที่มีขนาดเล็กเป็นผลจากลักษณะเฉพาะของไม้สกุลแสมที่มีลักษณะ pneumatophore เป็นทรงกระบอกปลายเรียวคล้ายดินสอ (Tomlinson, 2016) รวมถึง pneumatophore ที่กระจายอยู่อย่างหนาแน่น ทำให้รากไม่สามารถขยายขนาดออกทางด้านข้างหรือเพิ่มขนาดเส้นรอบวงได้ โดยขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่ระดับพื้นดินและความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาวจากการศึกษานี้มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากแปลงปลูกป่าชายเลนชายฝั่ง จังหวัดสมุทรสาคร (Samosorn et al., 2018) ดังแสดงในตารางที่ 5.1 แต่ pneumatophore ของแสมขาวในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู มีค่าความสูงมากกว่าป่าชายเลนในบริเวณอื่น (ตารางที่ 5.1) ส่งผลให้พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวมมีค่ามากกว่าที่รายงานในพื้นที่อื่น

ตารางที่ 5.1 ลักษณะเชิงปริมาณของรากส่วนเหนือดินในป่าชายเลนของการศึกษาครั้งและในป่าชายเลนแห่งอื่น ๆ

| ประเภทป่าชายเลน | ที่ตั้ง | ไม้ต้นชนิดเด่น | D ₀ (ซม.) | ความหนาแน่น (ราก/ตร.ม.) | ความสูง (ซม.) | พื้นที่ผิว (ตร.ซม./ตร.ม.) | ปริมาตร (ลบ.ซม./ตร.ม.) | พื้นที่หน้าตัดรวม (ตร.ซม./ตร.ม.) | อ้างอิง |
|-----------------|---------------------------------|---------------------|----------------------|-------------------------|---------------|---------------------------|------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| C | จังหวัดสมุทรปราการ ประเทศไทย | <i>A. alba</i> | 0.06-1.53 | 50-867 | 2.0-48.3 | 8,309±467.7 | 1,425±90.6 | 107±4.5 | การศึกษานี้ |
| C | Samut Sakhon Province, Thailand | <i>A. alba</i> | 0.03-0.71 | 211-833 | 0.71-19.6 | 4,059±716.7 | 426±83.8 | 82±15.6 | Samosorn et al. (2018) |
| C | Karachi, Pakistan | <i>A. marina</i> | 2-11 | 56-520 | 2-32 | na | na | na | Saifullah and Elahi (1992) |
| C | Gazi bay, Kenya | <i>A. marina</i> | na | 56-1,168 | na | na | na | 33-667 | Dahdouh-Guebas et al. (2004) |
| C | Mozambique | <i>A. marina</i> | na | 80-180 | na | na | na | na | Macia, Abrantes and Paula (2003) |
| L | Gulf of Mexico, Mexico | <i>A. germinans</i> | na | 457±37 | 27±0.7 | na | na | na | Torres et al. (2019) |
| R | Beibu, China | <i>S. apetala</i> | na | na | na | na | 100-300 | na | Du and Zhang (2020) |

หมายเหตุ ประเภทของป่าชายเลน ได้แก่ ป่าชายเลนชายฝั่ง (Coastal, C) ป่าชายเลนริมทะเลสาบ (Lake, L) และ ป่าชายเลนริมแม่น้ำ (Riverine, R) ส่วน na หมายถึง ไม่มีการรายงานข้อมูลในการศึกษานั้น

การศึกษานี้พบว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ไม่มีความผันแปรตามระยะเวลาที่ศึกษา โดยมีค่าไม่แตกต่างกันตลอดระยะเวลาหนึ่งปีที่ศึกษา อาจอธิบายได้จากอายุขัย (life span) ของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่รายงานว่ามียาวมากกว่า 1 ปี (Torres et al., 2019) นอกจากนี้จากการศึกษาของ Young และ Harvey (1996) บริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำ Piako ประเทศนิวซีแลนด์พบว่าความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมทะเลเพิ่มขึ้น เมื่อตะกอนในพื้นที่เพิ่มขึ้น และการศึกษาของ Okello และคณะ (2020) บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน อ่าวกาซี ประเทศเคนยา ที่รายงานว่ารากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมทะเลมีความหนาแน่นเพิ่มขึ้นภายใต้สภาวะที่มีการทับถมของตะกอนสูง (45 เซนติเมตร) รวมถึงบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนชายฝั่ง จังหวัดสมุทรสาคร ที่มีการสะสมของตะกอนเฉลี่ยสูงสุดเท่ากับ 2.8 เซนติเมตรต่อปี พบว่ารากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาวความหนาแน่นเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาผ่านไป 10 เดือน ดังนั้นจึงอนุมานได้ว่าความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่เพิ่มขึ้นอาจเป็นผลจากการสะสมของตะกอน ซึ่งมากกว่าที่แปลงปลูกป่าชายเลนบางปู ที่พบในการศึกษานี้ที่มีค่าเฉลี่ยสูงสุดเพียง 0.3 เซนติเมตรต่อปี

5.2.1 ความผันแปรของลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดิน

ความผันแปรเชิงพื้นที่ของลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดินขึ้นกับชนิดของต้นไม้ชายเลนซึ่งมีลักษณะระบบรากที่ต่างกันและความหนาแน่นของต้นไม้ในป่าชายเลน เมื่อความหนาแน่นของต้นไม้มากส่งผลให้มวลชีวภาพของรากเหนือดินและใต้ดินมากตามไปด้วย (Torres et al., 2019)

การศึกษาในครั้งนี้พบว่ารากฝอย (ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 2 มิลลิเมตร) มีสัดส่วนมากที่สุดเมื่อเทียบกับรากขนาดอื่น เช่นเดียวกับที่มีรายงานในป่าชายเลนบริเวณอื่น ๆ เช่น ป่าชายเลน ประเทศนิวกินีแลนด์ ที่มีแสมทะเลเป็นพืชเด่น (Tran, 2014) ป่าชายเลนปากแม่น้ำตราด ประเทศไทย ที่มีแสมขาวเป็นพันธุ์ไม้เด่นบริเวณริมแม่น้ำ (Poungpam et al., 2016) ป่าชายเลนในประเทศญี่ปุ่น ที่มีรังกะแท้ (*Kandelia obovata*) เป็นพืชเด่น (Kihara, Dannoura and Ohashi, 2022) เป็นต้น โดยความหนาแน่นของรากฝอยกระจายมากที่ระดับความลึก 0–10 เซนติเมตร สอดคล้องกับการศึกษาบริเวณเกาะไต้หวัน ประเทศจีน ที่รายงานว่ารากฝอยของแสมทะเลกระจายมากที่บริเวณผิวดิน (Xiong et al., 2017) เนื่องจากรากฝอยมีบทบาทสำคัญในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหาร และมีต้นกำเนิดจากรากแขนงและเจริญจากบริเวณฐานของรากหายใจแบบ pneumatophore จึงพบรากฝอยจำนวนมากที่ดินระดับตื้น ซึ่งให้เห็นว่าต้นไม้ชายเลนกระจายมวลชีวภาพปริมาณมากไปยังรากฝอยเพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวและประสิทธิภาพในการดูดซึมน้ำและธาตุอาหารที่พบมากบริเวณผิวดิน (Passioura et al., 1992)

ขณะที่รากขนาดใหญ่ (ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 10 มิลลิเมตร) กระจายมากที่ระดับความลึก 10–20 เซนติเมตร สอดคล้องกับการศึกษาของ Andersen และ Kristensen (1988) ที่พบว่ารากแขนงแบบเคเบิล (cable root) ของแสมทะเลกระจายอยู่ที่ระดับความลึก 10–20 เซนติเมตร เนื่องจากระบบรากของไม้สกุลแสม มีระบบรากที่ประกอบด้วยรากแขนงแบบเคเบิล หรือรากขนาดใหญ่ เจริญออกจากลำต้นและแผ่ขนานไปกับพื้นดินตื้น ๆ บริเวณรากเคเบิลพบรากหายใจแบบ pneumatophore เจริญโผล่ขึ้นเหนือดิน และบริเวณที่ติดกับฐานของรากหายใจแบบ pneumatophore จะพบรากฝอยจำนวนมาก

รากฝอยในป่าชายเลนมีการกระจายมากที่ระดับดินตื้น (0–45 เซนติเมตร) (Castañeda-Moya et al., 2011) การศึกษาในครั้งนี้พบว่าความหนาแน่นของรากฝอยมีค่ามากที่ความลึก 0–10 เซนติเมตร แต่ไม่พบความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล ในขณะที่ความหนาแน่นของรากฝอยที่ความลึก 10–20 เซนติเมตร ผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเล โดยมีค่ามากที่ระยะตั้งแต่ 10 เมตรจากชายฝั่งทะเล (ภาพที่ 4.7) ทั้งนี้รากฝอยจำนวนมากนี้มีแหล่งที่มาจากรากไม้แสมขาวที่มีความหนาแน่นสูงและต้นแสมขาวที่กระจายอย่างหนาแน่นในบริเวณระยะตั้งแต่ 50 เมตรจากชายฝั่งทะเล

แม้การศึกษานี้จะไม่พบแนวโน้มที่ชัดเจนของรากใต้ดินที่เป็นรากตาย (necromass) ตลอดแนวศึกษา แต่รากฝอยปริมาณมากชี้ให้เห็นถึงแหล่งที่มาของคาร์บอนในดิน เมื่อรากฝอยตายกลายเป็นซากรากสะสมในดิน เป็นส่วนหนึ่งของตะกอนที่มาจากภายในป่าชายเลน (autochthonous sediment) ซึ่งเป็นตะกอนส่วนที่นำไปสู่การสะสมคาร์บอนและตะกอนระยะยาว เมื่อรากแตกเป็นชิ้นเล็ก ๆ และถูกย่อยสลาย (decomposition) กลายเป็นอินทรีย์วัตถุในดิน กระบวนการนี้เป็นส่วนหนึ่งของกระบวนการทางชีววิทยาบริเวณชั้นใต้ผิวดิน (subsurface biological processes) ซึ่งมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ (Friess and McKee, 2021)

เมื่อพิจารณาจากค่าสัดส่วนมวลชีวภาพรากเหนือดินต่อรากใต้ดินที่ได้จาก soil block (ตารางที่ 4.3) จากการศึกษาในครั้งนี้พบว่าต้นแสมขาวที่เจริญอยู่บริเวณติดกับชายฝั่งมีการกระจายมวลชีวภาพไปยังรากหายใจแบบ pneumatophore มากกว่าต้นที่อยู่ห่างจากชายฝั่ง ชี้ให้เห็นถึงความยืดหยุ่น (plasticity) ของรากหายใจแบบ pneumatophore ของต้นแสมขาวในพื้นที่ศึกษาที่สามารถปรับตัวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อมที่ผันแปรตามความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ ผ่านการจัดสรรคาร์บอน (carbon allocation) ไปยังรากหายใจที่อยู่เหนือดินและรากใต้ดินได้ภายใต้สภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลง

5.3 ความผันแปรของตะกอนแขวนลอยทั้งหมด

ปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solids, TSS) ในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าอยู่ในช่วง 75–1,032 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีความผันแปรอยู่ในช่วงกว้างในแต่ละครั้งที่เก็บตัวอย่าง เนื่องจากปริมาณตะกอนแขวนลอยในมวลน้ำขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย เช่น แหล่งที่มาของตะกอนแขวนลอย สภาพพื้นที่ ความเร็วของกระแสน้ำ ทิศทางการไหลของกระแสน้ำ ความรุนแรงของกระแสน้ำ ปริมาณน้ำฝน ปริมาณน้ำท่า เป็นต้น (Furukawa, Wolanski and Mueller, 2010; Furukawa et al., 1997) ดังนั้นจึงไม่พบรูปแบบที่ชัดเจนของ TSS ตลอดระยะเวลาศึกษา

ปริมาณตะกอนแขวนลอยที่พบมากในเดือนกุมภาพันธ์ มีนาคม และกรกฎาคม พ.ศ. 2564 อาจเป็นผลจากการพัดพาของตะกอนเข้าสู่พื้นที่ที่แตกต่างกันในหนึ่งปี โดยในช่วงฤดูมรสุมตะวันตกเฉียงใต้ (เดือนเมษายนถึงสิงหาคม) การไหลของน้ำบริเวณชายฝั่งอ่าวไทยมีทิศทางตามเข็มนาฬิกา อาจทำให้พื้นที่ศึกษาได้รับตะกอนแขวนลอยที่พัดมาจากบริเวณปากแม่น้ำเจ้าพระยาที่อยู่ห่างจากพื้นที่ศึกษาไปทางด้านทิศตะวันตกประมาณ 5 กิโลเมตร และในช่วงฤดูมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ (เดือนพฤศจิกายนถึงมกราคม) ที่การไหลของน้ำมีทิศทางทวนเข็มนาฬิกา ทำให้พื้นที่ป่าชายเลนบางปูอาจได้รับตะกอนแขวนลอยจากบริเวณปากแม่น้ำบางปะกงที่อยู่ห่างจากพื้นที่ศึกษาไปทางทิศ

ตะวันออกประมาณ 30 กิโลเมตร ดังที่ Shi และคณะ (2015) รายงานว่าตะกอนแขวนลอยจากปากแม่น้ำเจ้าพระยาและแม่น้ำบางปะกงมีพื้นที่แพร่กระจายมากกว่า 1,000 ตารางกิโลเมตร

นอกจากนี้พบว่าช่วงที่มีปริมาณตะกอนแขวนลอยมากเป็นช่วงที่เกิดพายุฤดูร้อน (thunderstorms) และพายุโซนร้อน (tropical storm) เช่น พายุเจมปาภา ในช่วงเดือนกรกฎาคม พ.ศ. 2564 เป็นต้น ซึ่งพายุทำให้การหมุนเวียนของอากาศแปรปรวนอย่างรวดเร็วและมีความเร็วลมสูง (ภาพที่ 3.3) จึงเกิดกระแสคลื่นและลมพัดอย่างรุนแรงปะทะกับพื้นที่ชายฝั่ง ประกอบกับสภาพพื้นที่ชายฝั่งบางปูมีความลาดชันต่ำ ทำให้พลังงานคลื่นและกระแสน้ำมีอิทธิพลต่อการฟุ้งกระจายของตะกอนบริเวณท้องน้ำ จึงกวตตะกอนให้แขวนลอยอีกครั้ง (resuspension) และกระจายอยู่ในมวลน้ำ ตะกอนปริมาณมากจึงถูกพัดพาเข้ากลับมายังบริเวณชายฝั่งได้ (Furukawa, Wolanski and Mueller, 1997)

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณตะกอนแขวนลอยทั้งหมดจากการศึกษาอื่นในบริเวณชายฝั่งพบว่ามีความผันแปรในช่วงกว้างเช่นเดียวกับการศึกษานี้ โดยการศึกษาของสายใจ สโมสร (2554) ในบริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง จังหวัดสมุทรสาคร มีค่าตั้งแต่ 43–1,785 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากพื้นที่ศึกษาได้รับอิทธิพลจากความรุนแรงของคลื่นลมที่เปลี่ยนแปลงในช่วงเวลาที่ศึกษา และการศึกษาของ Yao และคณะ (2020) ในบริเวณพื้นที่ชายฝั่งติดกับแม่น้ำฮวงโห ประเทศจีน ที่ได้รับตะกอนแขวนลอยส่วนมากจากแม่น้ำในช่วงที่ทะเลสงบมีคลื่นลมไม่รุนแรง มีค่าอยู่ในช่วง 100–3,500 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปริมาณตะกอนแขวนลอยได้รับอิทธิพลจากคลื่นและการขึ้นลงของน้ำทะเล เมื่อมวลน้ำเคลื่อนตัวอย่างรุนแรงทำให้พื้นที่ได้รับตะกอนมากขึ้นประมาณ 4 เท่า หากแต่การศึกษาของ Adame และคณะ (2010) พบว่าบริเวณป่าชายเลนปากแม่น้ำทางตะวันออกเฉียงใต้ของควีนสแลนด์ ประเทศออสเตรเลีย ปริมาณตะกอนแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วงแคบ (90.7–120.9 มิลลิกรัมต่อลิตร) เนื่องจากสภาพพื้นที่มีลักษณะเป็นห้วย (creek) ที่ได้รับอิทธิพลจากการไหลของแม่น้ำแบบทิศทางเดียว ขณะที่ป่าชายเลนบางปูในการศึกษานี้ได้รับอิทธิพลการไหลของน้ำแบบสองทิศทางจากการขึ้นลงของน้ำทะเล อีกทั้งมีแหล่งที่มาของตะกอนแขวนลอยจากแม่น้ำและทะเล

อย่างไรก็ตามการศึกษานี้ไม่พบความสัมพันธ์ระหว่างตะกอนแขวนลอยกับอัตราการตกตะกอนเนื่องจากอัตราการตกตะกอนบริเวณป่าชายเลนขึ้นกับหลายปัจจัย ทั้งปริมาณตะกอนแขวนลอยที่ถูกพัดพาเข้ามายังพื้นที่ (Minor et al., 2019) ปัจจัยที่ส่งผลต่อการคงอยู่ของตะกอนในพื้นที่ เช่น ระยะห่างจากชายฝั่ง ความรุนแรงของคลื่นลม เป็นต้น (Mahmood et al., 2004; Woodroffe et al., 2016) รวมถึงลักษณะเชิงปริมาณของต้นไม้ชายเลนที่มีอิทธิพลต่อการตกตะกอนในป่าชายเลน (Cahoon and Lynch, 1997; Furukawa and Wolanski, 1996; Soper et al., 2019)

5.4 อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของพืชชายเลนต่อการตกตะกอน

การศึกษาในครั้งนี้พบว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมมีอัตราการตกตะกอนต่ำกว่าบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน (ตารางที่ 4.10) สอดคล้องกับการศึกษาของ Aysha และคณะ (2015) ที่ศึกษาอัตราการตกตะกอนบริเวณป่าชายเลนชายฝั่งบริเวณอ่าวเบงกอล ประเทศอินเดีย พบว่าบริเวณหาดโคลนมีอัตราการตกตะกอนต่ำกว่าบริเวณภายในป่าชายเลน (ตารางที่ 5.2) เนื่องจากเป็นบริเวณที่ไม่มีพืชปกคลุม ไม่มีแหล่งกักเก็บความรุนแรงของคลื่นลม ทำให้ได้รับปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่รบกวนการตกตะกอนโดยตรง เช่น ความเร็วของกระแสน้ำ คลื่น ระยะเวลาที่น้ำท่วม เป็นต้น (Chen et al., 2016) ขณะที่บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน พบการกระจายของโครงสร้างพืชส่วนเหนือดิน ได้แก่ ลำต้น รากหายใจแบบ pneumatophore และกล้าไม้ ซึ่งมีส่วนช่วยในการลดพลังงานของคลื่นลมและเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำที่เข้าท่วม ทำให้ตะกอนตกสู่ผิวดินมากขึ้น ตัวอย่างการศึกษาอื่นที่พบว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมมีอัตราการตกตะกอนต่ำกว่าบริเวณป่าชายเลน เช่น ป่าชายเลนปากแม่น้ำ Sundarbans ประเทศบังกลาเทศ (Hoque et al., 2019) ซึ่งชี้ให้เห็นว่าโครงสร้างพืชส่วนเหนือดินมีอิทธิพลต่อการตกตะกอน อย่างไรก็ตามอัตราการตกตะกอนบริเวณป่าชายเลนมีความผันแปรค่อนข้างสูง เนื่องจากแต่ละพื้นที่มีโครงสร้างสังคมพืชต่างกัน เป็นผลมาจากอิทธิพลจากปัจจัยสภาพภูมิอากาศ ความถี่และระยะเวลาของน้ำที่ท่วมถึง ความเค็มของน้ำ และลักษณะทางธรณีสัณฐานที่ต่างกันในแต่ละพื้นที่ การศึกษาครั้งนี้พบว่า อัตราการตกตะกอนบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่ง โดยบริเวณกลางแปลงปลูกป่าชายเลน (ระยะ 50 และ 70 เมตร) มีอัตราการตกตะกอนมากกว่าบริเวณอื่น เนื่องจากบริเวณที่ติดกับทะเล (ระยะ 0 เมตร) พบลักษณะเชิงปริมาณของรากเหนือดินมีค่ามาก โดยเฉพาะความสูง พื้นที่ผิวรวมและปริมาตรรวมของรากหายใจแบบ pneumatophore ซึ่งลักษณะเหล่านี้มีสหสัมพันธ์เชิงลบกับอัตราการตกตะกอน โดย pneumatophore ที่สูง มีพื้นที่ผิวรวมและปริมาตรรวมที่มาก ทำให้ทิศทางการไหลของมวลน้ำที่เข้าท่วมเกิดการเปลี่ยนแปลง และปั่นป่วน ดังรายงานของ Mullarney และคณะ (2017) ที่รายงานว่าบริเวณที่มีความหนาแน่นของรากหายใจแบบ pneumatophore ของไม้สกุลลำพูและแสมมาก ทำให้เกิดความปั่นป่วนของมวลน้ำมาก ส่งผลให้ตะกอนขนาดเล็กแขวนลอยและคงอยู่ในมวลน้ำได้นานขึ้น เพิ่มโอกาสในการถูกพัดพาและตกสะสมด้านในป่า (Chen et al., 2018; Walsh and Nittrouer, 2004) อย่างไรก็ตามในการศึกษาที่บางปูพบว่าบริเวณที่ติดกับแผ่นดิน (ระยะ 90 เมตร) มีอัตราการตกตะกอนต่ำกว่าบริเวณกลางแปลงปลูกป่า เนื่องจากได้รับการรบกวนจากพลังงานของคลื่นที่สะท้อนจากเขื่อนคอนกรีต (สูงประมาณ 120 เซนติเมตร) ที่ขนานกับชายฝั่ง ตั้งอยู่ห่างจากแนวเก็บตัวอย่างด้านในสุดของแปลงปลูกประมาณ 10 เมตร สอดคล้องกับการศึกษาของ Hashim และคณะ (2010) ที่พบว่าบริเวณป่าชายเลนที่อยู่ติดกับเขื่อนจะพบการสะสม

ของตะกอนต่ำ ประกอบกับเป็นบริเวณที่มีระยะเวลาที่น้ำท่วมไม่นาน ทำให้ระยะเวลาการแขวนลอยของตะกอนต่ำ ลดโอกาสการตกตะกอนในพื้นที่ ทำให้มีอัตราการตกตะกอนต่ำ (Woodroffe et al., 2016)

แม้ว่าพื้นที่หน้าตัดรวมของต้นไม้กับความหนาแน่นของกล้าไม้ไม่มีความสัมพันธ์โดยตรงกับอัตราการตกตะกอน แต่อาจมีบทบาทที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการตกตะกอนคล้ายกับรากหายใจแบบ pneumatophore กล่าวคือ พื้นที่หน้าตัดและความหนาแน่นที่สูงจะเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำบริเวณรอบลำต้นของต้นไม้และกล้าไม้เสมอ ทำให้ตะกอนขนาดเล็กพัดพาเข้ามาด้านในมากขึ้น อีกทั้งบริเวณเรือนยอดของกล้าไม้เสมออาจช่วยลดความรุนแรงของคลื่นที่เกิดจากการปะทะเขื่อนคอนกรีต และเพิ่มโอกาสในการตกตะกอนบริเวณกลางแปลงปลูกได้มากขึ้น

อย่างไรก็ตามการศึกษานี้ต่างจากการศึกษาของ Samosorn และคณะ (2018) ที่พบว่าหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมบริเวณป่าชายเลน จังหวัดสมุทรสาคร มีอัตราการตกตะกอนมากกว่าบริเวณป่าชายเลน (ตารางที่ 5.2) เนื่องจากบริเวณป่าชายเลนจังหวัดสมุทรสาครพบการกระจายของต้นไม้ในลักษณะเป็นหย่อม และมีพื้นที่หน้าตัดรวมของลำต้นน้อยกว่าป่าชายเลนบางปู (16.5 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์) แสดงให้เห็นว่าลักษณะเชิงปริมาณของโครงสร้างพืชส่วนเหนือดินมีอิทธิพลต่อการตกตะกอน ซึ่งลักษณะเชิงปริมาณในระดับที่เหมาะสมจะช่วยส่งเสริมให้มีการสะสมของตะกอนมากขึ้น ดังรายงานของ Cinco-Castro, Herrera-Silveira และ Comín (2022) ที่ศึกษาอัตราการตกตะกอนของป่าชายเลนแต่ละประเภทบริเวณคาบสมุทรยูคาตัน ประเทศเม็กซิโก (ตารางที่ 5.2) พบว่า ความผันแปรของอัตราการตกตะกอนขึ้นกับลักษณะเชิงปริมาณของต้นไม้ป่าชายเลน (ได้แก่ ขนาด DBH และความสูง) เช่นเดียวกับการศึกษาอัตราการตกตะกอนบริเวณป่าชายเลนประเทศออสเตรเลีย (Adame et al., 2010) แสดงให้เห็นว่าอิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของโครงสร้างพืชส่วนเหนือดิน (ได้แก่ ต้นไม้ รากหายใจแบบ pneumatophore และกล้าไม้) ของเสมอไม่วางที่กระจายอยู่บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปูส่งผลให้บริเวณนี้มีอัตราการตกตะกอนมาก หากแต่อัตราการตกตะกอนเป็นมีความเกี่ยวข้องกับปริมาณตะกอนบริเวณผิวดิน ซึ่งมีความผันแปรในแต่ละช่วงเวลา อาจไม่สะท้อนการสะสมและกักเก็บของตะกอนบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนได้ จึงควรพิจารณาการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่และการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิตั้งด้วย

ตารางที่ 5.2 อัตราการตกตะกอน (mean±SE) บริเวณป่าชายเลนที่มีรายงาน

| ประเภทป่าชายเลน | ที่ตั้ง | อัตราการตกตะกอน (กรัม/ตารางเซนติเมตร) | | อ้างอิง |
|-----------------|---------------------------------|---------------------------------------|-------------------|---|
| | | หาดโคลน | ป่าชายเลน | |
| F | Queensland, Australia | na | 0.0009±0.22 | Adame et al. (2010) |
| C | Bay of Bengal, India | na | 0.0007±0.11 | |
| F | Yucatan Peninsula, Mexico | 0.0098±0.03 | 0.0228±2.56 | Aysha et al. (2015) |
| L | | na | 0.0009±0.49 | Cinco-Castro, Herrera-Silveira and Comin (2022) |
| D | | na | 0.0005±0.22 | |
| C | | na | 0.0003±0.27 | |
| | | na | 0.0001±0.12 | |
| F | Samut Sakhon Province, Thailand | 0.0269* | 0.0196* | Samosorn et al. (2018) |
| L | Red river delta, Vietnam | na | 0.0095* (ฤดูฝน) | Santen et al. (2007) |
| | | na | 0.0081* (ฤดูแล้ง) | |

หมายเหตุ ประเภทของป่าชายเลน ได้แก่ ป่าชายเลนริมทะเลสาบ (Coastal, C) ป่าชายเลนริมทะเลสาบ (Lake, L) ป่าชายเลนริมแม่น้ำ (Riverine, R) และป่าชายเลนแคระ (Dwarf, D) ส่วน na หมายถึง ไม่มีการรายงานข้อมูลในการศึกษานั้น, * ไม่มีการรายงานค่าความคลาดเคลื่อนมาตรฐาน (SE)

5.5 อิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของพืชชายเลนต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่

ลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดินมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงความสูงของพื้นที่ในแปลงปลูกป่าชายเลน การศึกษาครั้งนี้พบว่าความหนาแน่นของรากฝอยมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับสัดส่วนโคลนที่ประกอบด้วยอนุภาคดินเหนียวกับทรายแป้ง แสดงให้เห็นถึงความสามารถของโครงข่ายรากฝอยในการยึดจับอนุภาคขนาดเล็กให้คงอยู่ในพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลนได้ อีกทั้งรากฝอยเป็นแหล่งที่มาหลักของคาร์บอนที่สะสมในดิน โดยรากฝอยปริมาณมากที่ตายจะถูกสะสมในดินในรูปของซากราก และสุดท้ายเป็นอินทรีย์วัตถุที่เป็นส่วนหนึ่งของกระบวนการสะสมของตะกอนใต้ชั้นผิวดิน (McKee, 2011; Zhang et al., 2021) ซึ่งเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีอิทธิพลต่อการเพิ่มระดับความสูงของพื้นที่ได้ ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่ารากฝอยมีบทบาทสำคัญในการยึดจับอนุภาคตะกอนขนาดเล็กและรักษาเสถียรภาพของตะกอนภายในป่าชายเลน (Tue et al., 2012)

ผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่บริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนผันแปรในช่วงแคบในช่วงระยะเวลา 1 ปีที่ศึกษา เมื่อเปรียบเทียบกับบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุมที่มีระดับความสูงของพื้นที่เปลี่ยนแปลงในช่วงกว้าง (ภาพที่ 4.11) เนื่องจากบริเวณหาดโคลนที่ติดกับชายฝั่งได้รับอิทธิพลจากปัจจัยสิ่งแวดล้อมโดยตรง เช่น กระแสน้ำ คลื่น ลม เป็นต้น ขณะที่บริเวณด้านในแปลงปลูกป่าชายเลนมีโครงสร้างส่วนเหนือดินของต้นไม้ชายเลนที่ช่วยลดทอนแรงปะทะของคลื่นลม ทำให้ระดับความสูงของพื้นที่ไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก (Quartel et al., 2007) เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิในช่วงหนึ่งปีพบว่าบริเวณหาดโคลน มีค่าเป็นลบ (-0.3 เซนติเมตรต่อปี) ที่แสดงให้เห็นว่าเกิดการกัดเซาะ ขณะที่บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลน (ระยะ 0, 50 และ 100 เมตร) มีค่าเป็นบวกที่แสดงให้เห็นถึงการเพิ่มความสูงของระดับพื้นที่ และมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งทะเลมากขึ้น (ภาพที่ 4.12) โดยมีความมากที่สุดที่ระยะ 100 เมตรจากชายฝั่ง (+0.3 เซนติเมตรต่อปี) สอดคล้องกับการศึกษาในป่าชายเลนแห่งอื่นที่พบการกัดเซาะในบริเวณริมชายฝั่ง ได้แก่ การศึกษาของ Guo และคณะ (2020) ที่รายงานว่าบริเวณที่ไม่มีพืชปกคลุมมีการสะสมของตะกอนน้อยกว่าบริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง (-0.25 และ +1.3 เซนติเมตรต่อปี ตามลำดับ) เช่นเดียวกับการศึกษาของ Murdiyarso, Hanggara และ Lubis (2018) ที่ป่าชายเลนประเทศอินโดนีเซีย พบว่าบริเวณหาดโคลนมีการสะสมของตะกอนต่ำกว่าบริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง (0.04 ± 0.2 และ 0.6 ± 0.3 เซนติเมตรต่อปี ตามลำดับ) และการศึกษาของ Krauss และคณะ (2010) ที่ป่าชายเลนในประเทศไมโครนีเซีย พบว่าป่าชายเลนชายฝั่งมีการสะสมของตะกอนต่ำกว่าป่าชายเลนที่อยู่ห่างจากชายฝั่งเข้าไปด้านในแผ่นดิน โดยมีค่า -0.32 และ +0.41 เซนติเมตรต่อปี ตามลำดับ จากที่กล่าวมานี้ชี้ให้เห็นว่าบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนมีการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้นอันเป็นผลจากการมีโครงสร้างส่วนเหนือดินของต้นไม้ชายเลนที่ส่งเสริมและช่วยให้เกิดการตกตะกอนในบริเวณด้านในป่าชายเลน ประกอบกับการยึดจับตะกอนของรากฝอยใต้ดินที่ทำให้ตะกอนคงอยู่ในพื้นที่ได้ ดังนั้นจึง

กล่าวได้ว่าลักษณะเชิงปริมาณของต้นไม้ชายเลนโดยเฉพาะรากหายใจแบบ pneumatophore และ รากฝอยใต้ดินของแสมขาวมีบทบาทสำคัญในการเพิ่มของระดับความสูงของพื้นที่ในแปลงปลูก ป่าชายเลนบางปู

อย่างไรก็ตามการศึกษานี้ไม่พบสหสัมพันธ์โดยตรงระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของโครงสร้าง พืชทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินกับการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ เพราะอาจมีหลายปัจจัยที่ ส่งผลต่อกระบวนการสะสมและพัดพาของตะกอนในป่าชายเลน แต่คาดว่าลักษณะเชิงปริมาณของ โครงสร้างพืชทั้งส่วนเหนือดินและใต้ดินมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่ ดังเห็น ได้จากพื้นที่ที่พบพันธุ์ไม้สกุลโกงกาง (*Rhizophora*) ที่มีลักษณะรากเหนือดินแบบรากค้ำยัน (prop root) ต่างจากแสมขาวที่มีรากหายใจแบบ pneumatophore มีการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของ พื้นที่สุทธิต่างกัน เช่น ป่าชายเลนที่มี *R. mangle* เป็นพืชเด่นในบริเวณคาบสมุทรมายุกาตัน ประเทศ เม็กซิโก มีค่าเท่ากับ 0.4 เซนติเมตรต่อปี (McKee et al., 2007) ป่าชายเลนที่พบ *R. stylosa* เป็น พืชเด่น บริเวณป่าชายเลนชายฝั่ง ประเทศออสเตรเลีย มีค่าเท่ากับ 0.6 เซนติเมตรต่อปี (Lovelock et al., 2011) เป็นต้น ถึงแม้ว่าในแต่ละพื้นที่จะมีลักษณะโครงสร้างพืชพรรณและปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่ ต่างกัน แต่การเพิ่มขึ้นของระดับความสูงสุทธิของพื้นที่ในป่าชายเลนที่กล่าวมาข้างต้นเกิดขึ้นได้ เนื่องจากอิทธิพลจากโครงสร้างของต้นไม้ชายเลน โดยเฉพาะรากเหนือดิน ซึ่งให้พื้นที่รับน้ำหนักของ โครงสร้างพืชพรรณในป่าชายเลนชายฝั่งที่ทำหน้าที่เป็นแนวกันชนที่รักษาสมดุลของกระบวนการ ตกตะกอน ลดการกัดเซาะ และส่งเสริมให้ตะกอนสะสมมากขึ้นในป่า ซึ่งการสะสมของตะกอน เกี่ยวข้องกับปริมาณอินทรีย์วัตถุ โดยจากการศึกษานี้พบปริมาณอินทรีย์วัตถุสูงในบริเวณริมชายฝั่ง และด้านในสุดของแปลงปลูกป่าชายเลน (0 และ 90 เมตร จากชายฝั่งทะเล ตามลำดับ) ทั้งนี้อาจเป็น ผลจากลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่มีความหนาแน่น ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวมมากในบริเวณชายฝั่ง ทำให้สามารถดักอินทรีย์วัตถุที่พัดพามากับน้ำได้ ขณะที่ อินทรีย์วัตถุในดินบริเวณที่อยู่ห่างจากชายฝั่งอาจได้รับอิทธิพลมารากรากใต้ดินโดยเฉพาะรากฝอย (Krauss et al., 2014) เนื่องจากรากฝอยกระจายในชั้นผิวดิน มีความหนาแน่นสูง และมี อัตราการเวียนกลับสูง เมื่อรากฝอยตายลงจึงเป็นแหล่งที่มาของอินทรีย์วัตถุที่สะสมในดิน

บทที่ 6

สรุปผลการศึกษา

การศึกษาอิทธิพลของลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาว (*Avicennia alba* Blume) ต่อการตกตะกอน บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนชายฝั่งบางปู จังหวัดสมุทรปราการ ที่มีอายุ 8-10 ปี สามารถสรุปได้ดังนี้

โครงสร้างพืชพรรณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปูมีแสมขาวเป็นพืชชนิดเด่น ซึ่งจัดเป็นพืชเบิกนำ (pioneer species) ที่สามารถเติบโตและตั้งตัวได้ในพื้นที่หาดเลนโคลน และต้นไม้กระจายตัวในพื้นที่อย่างสุ่ม ทำให้พบรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาวกระจายทั่วพื้นที่ตั้งแต่บริเวณริมชายฝั่งไปจนถึงด้านในติดกับแผ่นดิน ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ได้แก่ ความสูง ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัดรวม ปริมาตรรวม และพื้นที่ผิวรวม มีความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งอย่างชัดเจน โดยมีค่ามากที่บริเวณชายฝั่งและลดลงเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งเพิ่มมากขึ้น เป็นผลมาจากอิทธิพลของระยะเวลาที่น้ำท่วมที่ผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งทะเลและระดับความสูงสัมพัทธ์ของพื้นที่ การเปลี่ยนแปลงลักษณะเชิงปริมาณตามความแตกต่างของสิ่งแวดล้อมนี้สะท้อนให้เห็นหน้าที่ของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่เพิ่มปริมาตรและพื้นที่ผิวสำหรับการแลกเปลี่ยนก๊าซในในสภาวะที่พื้นที่มีน้ำท่วมเป็นเวลานาน

ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore มีส่วนช่วยในการลดแรงปะทะของมวลน้ำที่เข้าท่วม ลดพลังงานของคลื่น ลม และขณะเดียวกันก็ช่วยเพิ่มความปั่นป่วนของมวลน้ำอนุภาคตะกอนขนาดเล็กจึงแขวนลอยคงอยู่ในมวลน้ำนานขึ้น เห็นได้จากความสัมพันธ์เชิงลบระหว่างลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore กับอัตราการตกตะกอน ดังนั้นทำให้ตะกอนเหล่านี้ถูกพัดพาเข้าด้านในป่าชายเลนและตกสะสมที่บริเวณด้านในป่ามากขึ้นได้ นอกจากนี้ รากหายใจแบบ pneumatophore ยังทำหน้าที่ในการดักตะกอนที่มาจากภายนอกเมื่อน้ำขึ้นและตะกอนที่มาจากภายในป่าชายเลนที่ถูกพัดพาออกไปเมื่อน้ำลง ทำให้บริเวณกลางแปลงปลูกป่าที่ระยะ 50 และ 70 เมตร จากชายฝั่งทะเล มีการตกตะกอนสูงกว่าบริเวณริมชายฝั่งที่มีความปั่นป่วนของมวลน้ำมากอันเกิดจากลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ที่มีค่ามาก บริเวณด้านในสุดของแปลงปลูกที่พบเขื่อนคอนกรีตตั้งอยู่ห่างจากแนวศึกษาประมาณ 10 เมตร ที่ทำให้เกิดการสะท้อนของคลื่นน้ำส่งผลให้ตะกอนฟุ้งอยู่ในมวลน้ำ ส่งผลให้การตกตะกอนลดลง

นอกจากนี้พบว่าพื้นที่หน้าตัดของลำต้นและมวลชีวภาพของแสมขาว มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อเข้าสู่ด้านในแปลงปลูก และพบว่าที่ระยะ 60-70 เมตรจากชายฝั่งมีค่ามากกว่าที่ระยะอื่น ซึ่งให้เห็นถึงความสามารถในการทำหน้าที่เป็นแม่ไม้ที่ผลิตผลและเมล็ดจำนวนมาก เมื่อเมล็ดแสมขาวถูกพัดพาไป

โดยกระแสน้ำจะสามารถยกและตั้งตัวได้ในบริเวณที่มีระดับความสูงของพื้นที่มากและมีช่วงเวลาที่น้ำไม่ท่วมถึงนานพอ ทำให้พบกล้าไม้แสมขาวเพียงชนิดเดียวในพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลนบางปูและมีความหนาแน่นมากขึ้นด้านในแปลงปลูก อาจกล่าวได้ว่าโครงสร้างส่วนเหนือดินในส่วนของต้นไม้และกล้าไม้อาจมีบทบาทที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการตกตะกอนเช่นเดียวกับรากหายใจแบบ pneumatophore ที่ลดแรงปะทะและขณะเดียวกันก็ทำให้มวลน้ำปั่นป่วนที่บริเวณรอบลำต้นของต้นไม้รวมถึงลำต้นและเรือนยอดของกล้าไม้ แต่ในการศึกษานี้ไม่พบความสัมพันธ์โดยตรงระหว่างต้นไม้และกล้าไม้กับอัตราการตกตะกอน

ในการศึกษานี้พบลักษณะเชิงปริมาณของรากใต้ดินมีความผันแปรตามระยะห่างจากชายฝั่งอย่างชัดเจน โดยเฉพาะรากฝอย กล่าวคือมีค่ามากเมื่อระยะห่างจากชายฝั่งเพิ่มมากขึ้น ทั้งนี้อาจได้รับอิทธิพลจากพื้นที่หน้าตัดของลำต้นที่มีขนาดใหญ่และกล้าไม้ที่มีความหนาแน่นมากบริเวณด้านในแปลงปลูก อีกทั้งยังพบว่าความหนาแน่นของรากฝอยมีสหสัมพันธ์เชิงบวกกับอนุภาคดินโคลนที่ประกอบด้วยอนุภาคดินเหนียวกับทรายแป้ง แสดงให้เห็นถึงความสามารถของโครงข่ายรากฝอยในการยึดจับอนุภาคขนาดเล็กให้คงอยู่ในพื้นที่แปลงปลูกป่าชายเลนได้ บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนจึงมีระดับความสูงของพื้นที่เปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วงแคบกว่าบริเวณหาดโคลนที่ไม่มีพืชปกคลุม และพบว่าการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิในช่วงหนึ่งปีในบริเวณหาดโคลนมีค่าเป็นลบ ซึ่งเห็นถึงการกัดเซาะ ขณะที่บริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนมีค่าเป็นบวกและมีแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงของพื้นที่สุทธิที่มากขึ้นในบริเวณที่อยู่ห่างจากชายฝั่ง

สรุปได้ว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore ของแสมขาว มีอิทธิพลต่อกระบวนการตกตะกอนและการเปลี่ยนแปลงระดับความสูงในพื้นที่ทั้งเชิงบวกและเชิงลบ แต่ในที่สุดจะช่วยให้เกิดการสะสมของตะกอนและทำให้ระดับความสูงของพื้นที่เพิ่มขึ้นในระยะยาว หากแต่โครงสร้างพืชพรรณในแปลงปลูกป่าชายเลนบางปู (ประกอบด้วย ลำต้น กล้าไม้ และรากหายใจเหนือดินของแสมขาว) ต่างก็มีอิทธิพลร่วมกันต่อการตกตะกอน โดยโครงสร้างส่วนเหนือดินช่วยลดความรุนแรงของคลื่นลม ช่วยดักตะกอนและทำให้ตะกอนขนาดเล็กเคลื่อนที่ไปด้านในป่ามากขึ้น รวมถึงรากใต้ดินโดยเฉพาะรากฝอยมีบทบาทสำคัญในการช่วยยึดจับอนุภาคตะกอนขนาดเล็กให้คงอยู่ในพื้นที่แปลงปลูก และเป็นแหล่งที่มาของอินทรีย์วัตถุในดินที่ช่วยทำให้เพิ่มระดับความสูงของพื้นที่ได้ ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่าลักษณะเชิงปริมาณของรากของแสมขาวทั้งรากหายใจแบบ pneumatophore และรากใต้ดิน ทำหน้าที่ร่วมกับโครงสร้างลำต้นและกล้าไม้ ช่วยส่งเสริมการตกตะกอนในแปลงปลูกป่าชายเลนแห่งนี้ ซึ่งจะทำให้เกิดเสถียรภาพของการตกตะกอนบริเวณแปลงปลูกป่าชายเลนบางปูที่ช่วยบรรเทาการกัดเซาะชายฝั่งในระยะยาวได้อย่างยั่งยืน

บรรณานุกรม

- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2554. การจัดการการกัดเซาะชายฝั่งทะเลในประเทศไทย. กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง.
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2555. พื้นที่ป่าชายเลนจังหวัดสมุทรปราการ. กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง.
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2556ก. คดีบุกรุกป่าชายเลน [ออนไลน์]. เข้าถึงได้จาก: <https://marinegiscenter.dmcr.go.th/gis/>
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2556ข. แนวกัดเซาะชายฝั่ง (50 ปี) [ออนไลน์]. เข้าถึงได้จาก: [https://marinegiscenter.dmcr.go.th/gis/\[1 มีนาคม 2564\].](https://marinegiscenter.dmcr.go.th/gis/[1%20มีนาคม%202564].)
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2557. การฟื้นฟูป่าชายเลนในพื้นที่ตะกวด จ.จันทบุรี. กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง.
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. 2561. คู่มือความรู้ “การกัดเซาะชายฝั่ง”. กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง.
- กรมทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่ง. ม.ป.ป. รูปแบบการแก้ไขปัญหการกัดเซาะแบบไม่ใช้โครงสร้าง
- กรมทรัพยากรธรณี. 2559. การจำแนกเขตเพื่อการจัดการด้านธรณีวิทยาและทรัพยากรธรณี จังหวัดสมุทรปราการ. บริษัท อมรินทร์พริ้นติ้งแอนด์พับลิชชิ่ง จำกัด (มหาชน).
- ธนพล พงศ์สุวรรณ, ศศิธร พ่วงปาน, ฉัตรทิพย์ รอดทัศนาศ, อธิฌิกา ศิวายพราหมณ์, สุธาทิพย์ อำนวนสิน, and วิลานี สุชีวบริพันธ์. 2564. สมดุลคาร์บอนในแปลงปลูกป่าชายเลนที่มีอายุแตกต่างกัน: การดักจับ ส่งผ่าน และปลดปล่อยคาร์บอน. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 20: 363-370.
- ปิยะพล แก่นคง. 2563. ผลของฤดูกาลต่อการเติบโตและประสิทธิภาพของการดูดซึ่มกลับของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของแสมขาว *Avicennia alba* Blume ในป่าชายเลน ปากแม่น้ำตราด จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย].
- อุดมศักดิ์ สินธิพงษ์. 2556. มาตรการทางกฎหมายเพื่อการอนุรักษ์และใช้ประโยชน์ในทรัพยากรชายฝั่งทะเลอย่างยั่งยืน. วารสารนักรบริหาร. 33: 101-115.
- Adame, M. F., Neil, D., Wright, S. F., and Lovelock, C. E. 2010. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 86(1): 21-30.
- Adame, M. F., Teutli, C., Santini, N. S., Caamal, J. P., Zaldívar-Jiménez, A., Hernández, R.,

- and Herrera-Silveira, J. A. 2014. Root biomass and production of mangroves surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. Wetlands. 34(3): 479-488.
- Al-Khayat, J. A., and Alatalo, J. M. 2021. Relationship Between Tree Size, Sediment Mud Content, Oxygen Levels, and Pneumatophore Abundance in the Mangrove Tree Species *Avicennia Marina* (Forssk.) Vierh. Journal of Marine Science and Engineering. 9(1): 100.
- Allen, J. A., Krauss, K. W., and Hauff, R. D. 2003. Factors limiting the intertidal distribution of the mangrove species *Xylocarpus granatum*. Oecologia. 135(1): 110-121.
- Alongi, D. 2009. The energetics of mangrove forests. Springer Science & Business Media.
- Alongi, D., Sasekumar, A., Chong, V., Pfitzner, J., Trott, L., Tirendi, F., Dixon, P., and Brunskill, G. 2004. Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: estimates of land–ocean–atmosphere exchange in peninsular Malaysia. Marine geology. 208(2-4): 383-402.
- Alongi, D. M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. Annual review of marine science. 6(1): 195-219.
- Alongi, D. M. 2018. Impact of global change on nutrient dynamics in mangrove forests. Forests. 9(10): 596.
- Alongi, D. M. 2020. Carbon cycling in the world's mangrove ecosystems revisited: Significance of non-steady state diagenesis and subsurface linkages between the forest floor and the coastal ocean. Forests. 11(9): 977.
- Andersen, F. O., and Kristensen, E. 1988. Oxygen microgradients in the rhizosphere of the mangrove *Avicennia marina*. Marine ecology progress series. Oldendorf. 44(2): 201-204.
- Aysha, A., Abu Hena, M., Mishra, M., Nesarul, M., Padhi, B., Mishra, S., Islam, M., Idris, M., and Masum, M. 2015. Sediment and carbon accumulation in sub-tropical salt marsh and mangrove habitats of north-eastern coast of Bay of Bengal, Indian Ocean. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies. 2(4): 184-189.
- Balke, T., Bouma, T. J., Horstman, E. M., Webb, E. L., Erftemeijer, P. L., and Herman, P.

- M. 2011. Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. Marine Ecology Progress Series. 440: 1-9.
- Balke, T., Webb, E. L., van den Elzen, E., Galli, D., Herman, P. M., and Bouma, T. J. 2013. Seedling establishment in a dynamic sedimentary environment: a conceptual framework using mangroves. Journal of Applied Ecology. 50(3): 740-747.
- Ball, M. C. 1988. Ecophysiology of mangroves. Trees. 2(3): 129-142.
- Banerjee, K., Bal, G., and Mitra, A. 2018. How soil texture affects the organic carbon load in the mangrove ecosystem? A case study from Bhitarkanika, Odisha. In *Environmental pollution* (pp. 329-341). Springer.
- Baylis, G. 1950. Root system of the New Zealand mangrove. *Transactions of the Royal Society of New Zealand*,
- Behera, B., Singdevsachan, S. K., Mishra, R., Dutta, S., and Thatoi, H. 2014. Diversity, mechanism and biotechnology of phosphate solubilising microorganism in mangrove—a review. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology. 3(2): 97-110.
- Bird, E. 1986. Mangroves and intertidal morphology in Westernport bay, Victoria, Australia. Marine geology. 69(3-4): 251-271.
- Bohm, W. 1979. Methods of studying root systems. Berlin: Springer-Verlag.
- Bouyoucos, G. J. 1926. Estimation of the colloidal material in soils. Science. 64(1658): 362-362.
- Bullock, E. L., Fagherazzi, S., Nardin, W., Vo-Luong, P., Nguyen, P., and Woodcock, C. E. 2017. Temporal patterns in species zonation in a mangrove forest in the Mekong Delta, Vietnam, using a time series of Landsat imagery. Continental Shelf Research. 147: 144-154.
- Bush, D. M., Pilkey, O. H., and Neal, W. J. 2001. Coastal Topography, Human Impact on. In *Encyclopedia of Ocean Sciences* (pp. 581-590).
- Cahoon, D. R. 2006. A review of major storm impacts on coastal wetland elevations. Estuaries and coasts. 29(6): 889-898.
- Cahoon, D. R., and Lynch, J. C. 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, USA. Mangroves and Salt Marshes.

1(3): 173-186.

- Callesen, I., Harrison, R., Stupak, I., Hatten, J., Raulund-Rasmussen, K., Boyle, J., Clarke, N., and Zabowski, D. 2016. Carbon storage and nutrient mobilization from soil minerals by deep roots and rhizospheres. Forest Ecology and Management. 359: 322-331.
- Carrasquilla-Henao, M., and Juanes, F. 2017. Mangroves enhance local fisheries catches: a global meta-analysis. Fish and Fisheries. 18(1): 79-93.
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Marx, B. D., Coronado-Molina, C., and Ewe, S. M. 2011. Patterns of root dynamics in mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. Ecosystems. 14(7): 1178-1195.
- Chapin, F. S. 1991. Integrated responses of plants to stress. BioScience. 41(1): 29-36.
- Chen, Y., Li, Y., Cai, T., Thompson, C., and Li, Y. 2016. A comparison of biohydrodynamic interaction within mangrove and saltmarsh boundaries. Earth Surface Processes and Landforms. 41(13): 1967-1979.
- Chen, Y., Li, Y., Thompson, C., Wang, X., Cai, T., and Chang, Y. 2018. Differential sediment trapping abilities of mangrove and saltmarsh vegetation in a subtropical estuary. Geomorphology. 318: 270-282.
- Cinco-Castro, S., Herrera-Silveira, J., and Comin, F. 2022. Sedimentation as a support ecosystem service in different ecological types of mangroves. Drivers of Mangrove Forest Change and its Effects on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Clemmensen, K., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R., Wardle, D., and Lindahl, B. 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. Science. 339(6127): 1615-1618.
- Cormier, N., Twilley, R. R., Ewel, K. C., and Krauss, K. W. 2015. Fine root productivity varies along nitrogen and phosphorus gradients in high-rainfall mangrove forests of Micronesia. Hydrobiologia. 750(1): 69-87.
- Cruse, B., Liedloff, A., Vesk, P. A., Burgman, M. A., and Wintle, B. A. 2013. Hydroperiod is

- the main driver of the spatial pattern of dominance in mangrove communities. Global Ecology and Biogeography. 22(7): 806-817.
- Curran, M., James, P., and Allaway, W. G. 1996. The measurement of gas spaces in the roots of aquatic plants—Archimedes revisited. Aquatic Botany. 54(2-3): 255-261.
- Dahdouh-Guebas, F., Collin, S., Lo Seen, D., Rönnbäck, P., Depommier, D., Ravishankar, T., and Koedam, N. 2006. Analysing ethnobotanical and fishery-related importance of mangroves of the East-Godavari Delta (Andhra Pradesh, India) for conservation and management purposes. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine. 2(1): 1-22.
- Dahdouh-Guebas, F., De Bondt, R., Abeysinghe, P. D., Kairo, J. G., Cannicci, S., Triest, L., and Koedam, N. 2004. Comparative study of the disjunct zonation pattern of the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. in Gazi Bay (Kenya). Bulletin of Marine Science. 74(2): 237-252.
- Dahlgren, C. P., Kellison, G. T., Adams, A. J., Gillanders, B. M., Kendall, M. S., Layman, C. A., Ley, J. A., Nagelkerken, I., and Serafy, J. E. 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. Marine Ecology Progress Series. 312: 291-295.
- Dasgupta, M., Ghosh, A., Mukherjee, S., and Sarkar, N. S. 2018. Influence of soil texture on nature of mangrove vegetation in Sundarbans Tiger Reserve forest of India. International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology. 3(2): 239114.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., and Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nature geoscience. 4(5): 293-297.
- Du, Q., and Zhang, C. 2020. The vertical accretion of sediment under the alien mangrove species *Sonneratia apetala* and the indigenous species *Aegiceras corniculatum*. Wetlands Ecology and Management. 28(4): 595-606.
- Duke, N., Ball, M., and Ellison, J. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional

- gradients in mangroves. Global Ecology & Biogeography Letters. 7(1): 27-47.
- Ellis, J., Nicholls, P., Craggs, R., Hofstra, D., and Hewitt, J. 2004. Effects of terrigenous sedimentation on mangrove physiology and associated macrobenthic communities. Marine Ecology Progress Series. 270: 71-82.
- Ellison, J. C. 1999. Impacts of sediment burial on mangroves. Marine Pollution Bulletin. 37(8-12): 420-426.
- Feller, I. C., Whigham, D. F., McKee, K. L., and Lovelock, C. E. 2003. Nitrogen limitation of growth and nutrient dynamics in a disturbed mangrove forest, Indian River Lagoon, Florida. Oecologia. 134(3): 405-414.
- Folk, R. L. 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. The Journal of Geology. 62(4): 344-359.
- Friess, D. A., and McKee, K. L. 2021. The history of surface-elevation paradigms in mangrove biogeomorphology. In *Dynamic Sedimentary Environments of Mangrove Coasts* (pp. 179-198). Elsevier.
- Furukawa, K., and Wolanski, E. 1996. Sedimentation in mangrove forests. Mangroves and Salt Marshes. 1(1): 3-10.
- Furukawa, K., Wolanski, E., and Mueller, H. 1997. Currents and sediment transport in mangrove forests. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 44(3): 301-310.
- Garrison, T. S. 2012. *Oceanography: an invitation to marine science*. Cengage Learning.
- Gibbon, A., Silman, M. R., Malhi, Y., Fisher, J. B., Meir, P., Zimmermann, M., Dargie, G. C., Farfan, W. R., and Garcia, K. C. 2010. Ecosystem carbon storage across the grassland–forest transition in the high Andes of Manu National Park, Peru. Ecosystems. 13(7): 1097-1111.
- Giglioli, M. E., and Thornton, I. 1965. The mangrove swamps of Keneba, Lower Gambia River Basin. I. Descriptive notes on the climate, the mangrove swamps and the physical composition of their soils. Journal of Applied Ecology: 81-103.
- Gill, A. M., and Tomlinson, P. B. 1977. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) 4. The adult root system. Biotropica: 145-155.
- Gill, R. A., and Jackson, R. B. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial

- ecosystems. New phytologist. 147(1): 13-31.
- Gough, C., Vogel, C., Schmid, H., Su, H.-B., and Curtis, P. 2008. Multi-year convergence of biometric and meteorological estimates of forest carbon storage. agricultural and forest meteorology. 148(2): 158-170.
- Guo, Y., Chen, Y., Liao, B., Huang, B., Wu, F., and Jiang, Z. 2020. The Effect of Vegetation on Surface Elevation in Coastal Mangrove Areas. Journal of Coastal Research. 36(3): 600-607.
- Hamilton, S. E., and Casey, D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Global Ecology and Biogeography. 25(6): 729-738.
- Hao, S., Su, W., and Li, Q. Q. 2021. Adaptive roots of mangrove *Avicennia marina*: Structure and gene expressions analyses of pneumatophores. Science of the Total Environment. 757: 143994.
- Hashim, A. M., and Catherine, S. M. P. 2013. A laboratory study on wave reduction by mangrove forests. APCBEE procedia. 5: 27-32.
- Hashim, R., Kamali, B., Tamin, N. M., and Zakaria, R. 2010. An integrated approach to coastal rehabilitation: mangrove restoration in Sungai Haji Dorani, Malaysia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 86(1): 118-124.
- Hogarth, P. J. 1999. The biology of mangroves. Oxford University Press (OUP).
- Hoque, A., Kumar, D., Paul, A. K., Rahman, M., Paul, G. C., and Aoki, S. I. 2019. Sedimentation in Dune Forests, Mangrove Forests and CC Block System and Associated Topographic Changes. Journal of Bangladesh Academy of Sciences. 43(1): 67-78.
- Hussain, S. A., and Badola, R. 2010. Valuing mangrove benefits: contribution of mangrove forests to local livelihoods in Bhitarkanika Conservation Area, East Coast of India. Wetlands Ecology and Management. 18(3): 321-331.
- Hutchings, P., and Saenger, P. 1987. Ecology of mangroves. Ecology of mangroves.
- Huxley, J. S., and Teissier, G. S. 1936. Terminology of relative growth. Nature. 137(3471): 780-781.

- Imai, N., Takyu, M., Nakamura, Y., and Nakamura, T. 2006. Gap formation and regeneration of tropical mangrove forests in Ranong, Thailand. Plant Ecology. 186(1): 37-46.
- Johnstone, I. 1983. Succession in zoned mangrove communities: where is the climax? In *Biology and ecology of mangroves* (pp. 131-139). Springer.
- Jusoh, M. Z. M., Aziz, N. A., and Inayatullah, O. 2016. Computational Fluid Dynamic simulation of flow velocities dissipation by mangrove roots structure. Journal of Engineering and Applied Sciences. 11(16): 9606-9612.
- Kamal, S., Warnken, J., Bakhtiyari, M., and Lee, S. Y. 2017. Sediment distribution in shallow estuaries at fine scale: in situ evidence of the effects of three-dimensional structural complexity of mangrove pneumatophores. Hydrobiologia. 803(1): 121-132.
- Kathiresan, K. 2003. Insect folioivory in mangroves.
- Khan, M., Islam, N., Suwa, R., and Hagihara, A. 2009. Biomass and aboveground net primary production in a subtropical mangrove stand of *Kandelia obovata* (S., L.) Yong at Manko Wetland, Okinawa, Japan. Wetlands Ecology and Management. 17(6): 585-599.
- Kihara, Y., Dannoura, M., and Ohashi, M. 2022. Estimation of fine root production, mortality, and decomposition by using two core methods and litterbag experiments in a mangrove forest. Ecological Research. 37(1): 53-66.
- Knight, J. M., Dale, P., Dunn, R., Broadbent, G., and Lemckert, C. 2008. Patterns of tidal flooding within a mangrove forest: Coombabah Lake, Southeast Queensland, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 76(3): 580-593.
- Knight, J. M., Dale, P. E., Spencer, J., and Griffin, L. 2009. Exploring LiDAR data for mapping the micro-topography and tidal hydro-dynamics of mangrove systems: An example from southeast Queensland, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 85(4): 593-600.
- Koch, B. 2002. Organic matter pathways in a mangrove system in North Brazil: Chemical tracers of major sources under the influence of sedimentation and biological

- degradation. Oceanography. 7.
- Komiyama, A., Ogino, K., Aksornkoae, S., and 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. Journal of Tropical Ecology. 3(2): 97-108.
- Komiyama, A., Ong, J. E., and Pongparn, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. Aquatic Botany. 89(2): 128-137.
- Komiyama, A., Pongparn, S., and Kato, S. 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. Journal of Tropical Ecology. 21(4): 471-477.
- Komiyama, A., Pongparn, S., Umnouysin, S., Rodtassana, C., Pravinvongvuthi, T., Noda, T., and Kato, S. 2019. Occurrence of seasonal water replacement in mangrove soil and the trunk growth response of *Avicennia alba* related to salinity changes in a tropical monsoon climate. Ecological Research. 34(3): 428-439.
- Krauss, K. W., Allen, J., and Cahoon, D. R. 2003. Differential rates of vertical accretion and elevation change among aerial root types in Micronesian mangrove forests. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 56(2): 251-259.
- Krauss, K. W., Cahoon, D. R., Allen, J. A., Ewel, K. C., Lynch, J. C., and Cormier, N. 2010. Surface Elevation Change and Susceptibility of Different Mangrove Zones to Sea-Level Rise on Pacific High Islands of Micronesia. Ecosystems. 13(1): 129-143.
- Krauss, K. W., Cormier, N., Osland, M. J., Kirwan, M. L., Stagg, C. L., Nestlerode, J. A., Russell, M. J., From, A. S., Spivak, A. C., and Dantin, D. D. 2017. Created mangrove wetlands store belowground carbon and surface elevation change enables them to adjust to sea-level rise. Scientific Reports. 7(1): 1-11.
- Krauss, K. W., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Saintilan, N., Reef, R., and Chen, L. 2014. How mangrove forests adjust to rising sea level. New phytologist. 202(1): 19-34.
- Krauss, K. W., and Osland, M. J. 2020. Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. Annals of Botany. 125(2): 213-234.
- Kumara, M., Jayatissa, L., Krauss, K., Phillips, D., and Huxham, M. 2010. High mangrove

- density enhances surface accretion, surface elevation change, and tree survival in coastal areas susceptible to sea-level rise. Oecologia. 164(2): 545-553.
- Lee, S. Y., Hamilton, S., Barbier, E. B., Primavera, J., and Lewis, R. R. 2019. Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. Nature Ecology & Evolution. 3(6): 870-872.
- Lee, S. Y., Primavera, J. H., Dahdouh-Guebas, F., McKee, K., Bosire, J. O., Cannicci, S., Diele, K., Fromard, F., Koedam, N., and Marchand, C. 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. Global Ecology and Biogeography. 23(7): 726-743.
- Lewis, R. R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. Ecological engineering. 24(4): 403-418.
- Lin, P., and Wang, W.-q. 2001. Changes in the leaf composition, leaf mass and leaf area during leaf senescence in three species of mangroves. Ecological engineering. 16(3): 415-424.
- Lloyd, M. 1967. Mean crowding. Journal of Animal Ecology. 36: 1-30.
- Lovelock, C. E., Adame, M. F., Bennion, V., Hayes, M., Reef, R., Santini, N., and Cahoon, D. R. 2015. Sea level and turbidity controls on mangrove soil surface elevation change. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 153: 1-9.
- Lovelock, C. E., Bennion, V., Grinham, A., and Cahoon, D. R. 2011. The role of surface and subsurface processes in keeping pace with sea level rise in intertidal wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. Ecosystems. 14(5): 745-757.
- Lovelock, C. E., Feller, I. C., Ball, M. C., Engelbrecht, B. M. J., and Ewe, M. L. 2006. Differences in plant function in phosphorus- and nitrogen-limited mangrove ecosystems. New phytologist. 172(3): 514-522.
- Lugo, A. E., Medina, E., Cuevas, E., and Cintrón, G. 2007. Ecophysiology of a mangrove forest in Jobos bay, Puerto Rico. Caribbean Journal of Science. 43: 200-219.
- Mahmood, H., Misri, K., Sidik, B. J., and Saberi, O. 2004. Sediment Accretion in a Protected Mangrove Forest of Kuala Selangor, Malaysia. Pakistan Journal of Biological Sciences. 8(1): 149-151.

- Marion, C., Anthony, E. J., and Trentesaux, A. 2009. Short-term (≤ 2 yrs) estuarine mudflat and saltmarsh sedimentation: High-resolution data from ultrasonic altimetry, rod surface-elevation table, and filter traps. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 83(4): 475-484.
- Mazda, Y., Magi, M., Motohiko, K., and Hong, P.N. . 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. Mangroves and Salt Marshes. 1: 127-135.
- McGauhey, P. 1956. Theory of sedimentation. Journal (American Water Works Association). 48(4): 437-448.
- McIvor, A. L., Spencer, T., Möller, I. and Spalding, M. . 2013. The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise.
- McIvor, A. L., Spencer, T., Möller, I., and Spalding, M. . 2012. Storm surge reduction by mangroves
- McKee, K. L. 2011. Biophysical controls on accretion and elevation change in Caribbean mangrove ecosystems. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 91(4): 475-483.
- McKee, K. L., and Faulkner, P.L. 2000. Mangrove peat analysis and reconstruction of vegetation history at the Pelican Cays, Belize. Atoll Research Bulletin. 468: 47-58.
- McKee, K. L., Cahoon, D. R., and Feller, I. C. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. Global Ecology and Biogeography. 16(5): 545-556.
- McKee, K. L., Cahoon, D.R., and Feller, I.C. . 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. Global Ecology and Biogeography. 16: 545-556.
- Medina, E., et al. 2001. Mangal communities of the "Salgado Paraense": ecological heterogeneity along the Bragança peninsula assessed through soil and leaf analyses. Amazoniana. 16: 397-416.
- Medina, E., and Francisco, M. 1997. Osmolality and $\delta^{13}C$ of leaf tissues of mangrove species from environments of contrasting rainfall and salinity. Estuarine, Coastal

- and Shelf Science. 45: 337–344.
- Mentaschi, L., Vousdoukas, M. I., Pekel, J. F., Voukouvalas, E., and Feyen, L. 2018. Global long-term observations of coastal erosion and accretion. Scientific Reports. 8(1): 12876.
- Mhashhash, A., Bockelmann-Evans, B., and Pan, S. 2017. Effect of hydrodynamics factors on sediment flocculation processes in estuaries. Journal of Soils and Sediments. 18(10): 3094-3103.
- Middleton, B. A., and McKee, K.L. . 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. Journal of Ecology. 89: 818–828.
- Minor, M., Bartzke, G., Zimmer, M., Gillis, L., Helfer, V., and Huhn, K. 2019. Numerical modelling of hydraulics and sediment dynamics around mangrove seedlings: Implications for mangrove establishment and reforestation. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 217: 81-95.
- Mörner, N.-A., and Klein, P. M. 2017. Coastal Erosion in Yasawa Islands, Fiji. Natural Science. 09(05): 136-142.
- Morris, R. L., Konlechner, T. M., Ghisalberti, M., and Swearer, S. E. 2018. From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. Global Change Biology. 24(5): 1827-1842.
- Mullarney, J. C., Henderson, S. M., Norris, B. K., Bryan, K. R., Fricke, A. T., Sandwell, D. R., and Culling, D. P. 2017. A question of scale: How turbulence around aerial roots shapes the seabed morphology in mangrove forests of the Mekong Delta. Oceanography. 30(3): 34-47.
- Murali, M. K., Hipsey, M. R., Ghadouani, A., and Yuan, Z. 2020. SewerSedFoam: A model for free surface flow, sediment transport, and deposited bed morphology in sewers. Water. 12(1): 270.
- Murdiyarso, D., Hanggara, B. B., and Lubis, A. A. 2018. Sedimentation and soil carbon accumulation in degraded mangrove forests of North Sumatra, Indonesia. BioRxiv: 325191.

- Nagelkerken, I., De Schryver, A., Verweij, M. C., Dahdouh-Guebas, F., van der Velde, G., and Koedam, N. 2010. Differences in root architecture influence attraction of fishes to mangroves: a field experiment mimicking roots of different length, orientation, and complexity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 396(1): 27-34.
- Newman, W. S. 1997. Encyclopedia of Geomorphology.
- Nguyen, H. T., and Luong, H. P. V. 2019. Erosion and deposition processes from field experiments of hydrodynamics in the coastal mangrove area of Can Gio, Vietnam. Oceanologia. 61(2): 252-264.
- Nguyen, H. T., Stanton, D. E., Schmitz, N., Farquhar, G. D., and Ball, M. C. 2015. Growth responses of the mangrove *Avicennia marina* to salinity: development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. Annals of Botany. 115(3): 397-407.
- Njana, M. A. 2020. Structure, growth, and sustainability of mangrove forests of mainland Tanzania. Global Ecology and Conservation. 24: e01394.
- Nordhaus, I. 2004. Feeding ecology of the semi-terrestrial crab *Ucides cordatus cordatus* (Decapoda: Brachyura) in a mangrove forest in northern Brazil [Universität Bremen].
- Norris, B. K., Mullarney, J. C., Bryan, K. R., and Henderson, S. M. 2017. The effect of pneumatophore density on turbulence: a field study in a *Sonneratia*-dominated mangrove forest, Vietnam. Continental Shelf Research. 147: 114-127.
- Norris, B. K., Mullarney, J. C., Bryan, K. R., and Henderson, S. M. 2019. Turbulence within natural mangrove pneumatophore canopies. Journal of Geophysical Research: Oceans. 124(4): 2263-2288.
- Okello, J. A., Kairo, J. G., Dahdouh-Guebas, F., Beeckman, H., and Koedam, N. 2020. Mangrove trees survive partial sediment burial by developing new roots and adapting their root, branch and stem anatomy. Trees. 34(1): 37-49.
- Okello, J. A., Robert, E. M., Beeckman, H., Kairo, J. G., Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N. 2014. Effects of experimental sedimentation on the phenological dynamics

- and leaf traits of replanted mangroves at Gazi bay, Kenya. Ecology and evolution. 4(16): 3187-3200.
- Ola, A., Schmidt, S., and Lovelock, C. E. 2018. The effect of heterogeneous soil bulk density on root growth of field-grown mangrove species. Plant and Soil. 432(1): 91-105.
- Ola, A., Staples, T. L., Robinson, N., and Lovelock, C. E. 2020. Plasticity in the above-and below-ground development of mangrove seedlings in response to variation in soil bulk density. Estuaries and coasts. 43(1): 111-119.
- Ong, J., Gong, W., and Wong, C. 2004. Allometry and partitioning of the mangrove, *Rhizophora apiculata*. Forest Ecology and Management. 188(1-3): 395-408.
- Osborn, B. 1955. How rainfall and runoff erode soil.
- Osland, M. J., Feher, L. C., Anderson, G. H., Vervaeke, W. C., Krauss, K. W., Whelan, K. R., Balentine, K. M., Tiling-Range, G., Smith, T. J., and Cahoon, D. R. 2020. A tropical cyclone-induced ecological regime shift: mangrove forest conversion to mudflat in Everglades National Park (Florida, USA). Wetlands. 40(5): 1445-1458.
- Osland, M. J., Feher, L. C., Griffith, K. T., Cavanaugh, K. C., Enwright, N. M., Day, R. H., Stagg, C. L., Krauss, K. W., Howard, R. J., and Grace, J. B. 2017. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. Ecological Monographs. 87(2): 341-359.
- Parida, A. K., and Jha, B. 2010. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. Trees. 24(2): 199-217.
- Parr, J., Pukotcharnseen, T., and La-orphanphol, T. 2012. Bang Pu: Thailand's first urban nature education centre. The Natural History Bulletin of the Siam Society. 58: 7-17.
- Passioura, J., Ball, M., and Knight, J. 1992. Mangroves may salinize the soil and in so doing limit their transpiration rate. Functional Ecology: 476-481.
- Phillips, D., Kumara, M., Jayatissa, L., Krauss, K. W., and Huxham, M. 2017. Impacts of mangrove density on surface sediment accretion, belowground biomass and biogeochemistry in Puttalam Lagoon, Sri Lanka. Wetlands. 37(3): 471-483.

- Pi, N., Tam, N., Wu, Y., and Wong, M. H. 2009. Root anatomy and spatial pattern of radial oxygen loss of eight true mangrove species. *Aquatic Botany*. 90(3): 222-230.
- Poungpam, S., Charoenphonphakdi, T., Sangtiew, T., and Patanaponpaiboon, P. 2016. Fine root production in three zones of secondary mangrove forest in eastern Thailand. *Trees*. 30(2): 467-474.
- Poungpam, S., Komiyama, A., Intana, V., Piriyaota, S., Sangtiew, T., Tanapermpool, P., Patanaponpaiboon, P., and Kato, S. 2002. A quantitative analysis on the root system of a mangrove, *Xylocarpus granatum* Koenig. *Tropics*. 12(1): 35-42.
- Poungpam, S., Komiyama, A., Patanaponpaiboon, P., Maknual, C., Sangtiew, T., and Kato, S. 2004. A quantitative analysis of the root system of a mangrove, *Sonneratia caseolaris* (L.) Engler, with reference to the pipe model. *Tropics*. 13(4): 249-253.
- Purnobasuki, H. 2011. Structure of Lenticels on the Pneumatophores of *Avicennia marina*: as Aerating Device Deliver Oxygen in Mangrove's root. *Jurnal Biota*. 16: 309-315.
- Quartel, S., Kroon, A., Augustinus, P., Van Santen, P., and Tri, N. 2007. Wave attenuation in coastal mangroves in the Red River Delta, Vietnam. *Journal of Asian Earth Sciences*. 29(4): 576-584.
- Ranasinghe, R., Duong, T. M., Uhlenbrook, S., Roelvink, D., and Stive, M. 2013. Climate-change impact assessment for inlet-interrupted coastlines. *Nature Climate Change*. 3(1): 83-87.
- Rasmeemasuang, T., and Sasaki, J. 2015. Wave reduction in mangrove forests: general information and case study in Thailand. In *Handbook of Coastal Disaster Mitigation for Engineers and Planners* (pp. 511-535). Elsevier.
- Reef, R., and Lovelock, C. E. 2015. Regulation of water balance in mangroves. *Annals of Botany*. 115(3): 385-395.
- Robert, E. M. R., Schmitz, N., Kirauni, H. A., Beeckman, H., and Koedam, N. 2009. Salinity fluctuations in the mangrove forest of Gazi Bay, Kenya: lessons to take for future

research.

- Robertson, A. I., and Alongi, D. M. 1992. Tropical mangrove ecosystems.
- Robertson, A. I., and Alongi, D. M. 2016. Massive turnover rates of fine root detrital carbon in tropical Australian mangroves. Oecologia. 180(3): 841-851.
- Rodtassana, C., and Pongpam, S. 2012. Quantitative analysis of the root system of *Avicennia alba* based on the pipe model theory. ScienceAsia. 38: 414-418.
- Rogers, K., Kelleway, J. J., Saintilan, N., Megonigal, J. P., Adams, J. B., Holmquist, J. R., Lu, M., Schile-Beers, L., Zawadzki, A., and Mazumder, D. 2019. Wetland carbon storage controlled by millennial-scale variation in relative sea-level rise. Nature. 567(7746): 91-95.
- Rogers, K., Saintilan, N., and Cahoon, D. 2005. Surface elevation dynamics in a regenerating mangrove forest at Homebush Bay, Australia. Wetlands Ecology and Management. 13(5): 587-598.
- Ross, P. M. 2006. Macrofaunal loss and microhabitat destruction: the impact of trampling in a temperate mangrove forest, NSW Australia. Wetlands Ecology and Management. 14(2): 167-184.
- Saenger, P., and West, P. W. 2016. Determinants of some leaf characteristics of Australian mangroves. Botanical Journal of the Linnean Society. 180(4): 530-541.
- Saintilan, N., Rogers, K., Mazumder, D., and Woodroffe, C. 2013. Allochthonous and autochthonous contributions to carbon accumulation and carbon store in southeastern Australian coastal wetlands. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 128: 84-92.
- Samosorn, S., Sangtian, T., Rodtassana, C., and Pongpam, S. 2018. Roles of aboveground roots facilitating sedimentation and elevation change in a mangrove forest behind bamboo seawalls. Songklanakarin Journal of Science and Technology. 40: 1315-1323.
- Sasmito, S. D., Kuzyakov, Y., Lubis, A. A., Murdiyarso, D., Hutley, L. B., Bachri, S., Friess, D. A., Martius, C., and Borchard, N. 2020. Organic carbon burial and sources in soils

- of coastal mudflat and mangrove ecosystems. Catena. 187: 104414.
- Scoffin, T. P. 1970. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. Journal of Sedimentary Research. 40(1).
- Sheela, F. K. 2007. Ecophysiology of some species of mangroves of Kerala Calicut University, Kerala, India.
- Sherman, R. E., Fahey, T. J., and Howarth, R. W. 1998. Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. Oecologia. 115(4): 553-563.
- Shi, X., Liu, S., Fang, X., Qiao, S., Khokiattiwong, S., and Kornkanitnan, N. 2015. Distribution of clay minerals in surface sediments of the western Gulf of Thailand: Sources and transport patterns. Journal of Asian Earth Sciences. 105: 390-398.
- Siddique, M. R. H., Saha, S., Salekin, S., and Mahmood, H. 2017. Salinity strongly drives the survival, growth, leaf demography, and nutrient partitioning in seedlings of *Xylocarpus granatum* J. König. Forest-Biogeosciences and Forestry. 10(5): 851.
- Smit, A., George, E., and Groenwold, J. 2000. Root observations and measurements at (transparent) interfaces with soil. In *Root methods* (pp. 235-271). Springer.
- Smith, I. T. 1992. Forest structure. Tropical mangrove ecosystems. 41: 101-136.
- Smith, T. J. 1987. Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forests. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 110(2): 133-146.
- Snedaker, S. C. 1982. Mangrove species zonation: why? In *Contributions to the Ecology of Halophytes* (pp. 111-125). Springer.
- Soper, F. M., MacKenzie, R. A., Sharma, S., Cole, T. G., Litton, C. M., and Sparks, J. P. 2019. Non-native mangroves support carbon storage, sediment carbon burial, and accretion of coastal ecosystems. Global Change Biology. 25(12): 4315-4326.
- Sousa, W. P., Kennedy, P. G., Mitchell, B. J., and Ordóñez L, B. M. 2007. Supply-side ecology in mangroves: do propagule dispersal and seedling establishment explain forest structure? Ecological Monographs. 77(1): 53-76.

- Spenceley, A. 1987. Mangroves and intertidal morphology in Westernport Bay, Victoria, Australia—comment. Marine geology. 77(3-4): 327-330.
- Srikanth, S., Lum, S. K. Y., and Chen, Z. 2016. Mangrove root: adaptations and ecological importance. Trees. 30(2): 451-465.
- Steppe, K., Vandegehuchte, M. W., Van de Wal, B. A., Hoste, P., Guyot, A., Lovelock, C. E., and Lockington, D. A. 2018. Direct uptake of canopy rainwater causes turgor-driven growth spurts in the mangrove *Avicennia marina*. Tree Physiology. 38(7): 979-991.
- Swales, A., Reeve, G., Cahoon, D. R., and Lovelock, C. 2019. Landscape evolution of a fluvial sediment-rich *Avicennia marina* mangrove forest: insights from seasonal and inter-annual surface-elevation dynamics. Ecosystems. 22(6): 1232-1255.
- Tamoo, F., Huxham, M., Karachi, M., Mencuccini, M., Kairo, J., and Kirui, B. 2008. Below-ground root yield and distribution in natural and replanted mangrove forests at Gazi bay, Kenya. Forest Ecology and Management. 256(6): 1290-1297.
- Thampanya, U., Vermaat, J. E., and Duarte, C. M. 2002. Colonization success of common Thai mangrove species as a function of shelter from water movement. Marine Ecology Progress Series. 237: 111-120.
- Thornton, I., and Giglioli, M. 1965. The mangrove swamps of Keneba, Lower Gambia River Basin. II. Sulphur and pH in the profiles of swamp soils. Journal of Applied Ecology: 257-269.
- Toma, T., Nakamura, K., Patanaponpaiboon, P., and Ogino, K. 1991. Effect of flooding water level and plant density on growth of pneumatophore of *Avicennia marina*. Tropics. 1: 75-82. 1991.
- Tomlinson, P. B. 2016. The botany of mangroves. Cambridge University Press.
- Toorman, E. A., Anthony, E., Augustinus, P. G., Gardel, A., Gratiot, N., Homenauth, O., Huybrechts, N., Monbaliu, J., Moseley, K., and Naipal, S. 2018. Interaction of mangroves, coastal hydrodynamics, and morphodynamics along the coastal fringes of the Guianas. In *Threats to Mangrove Forests* (pp. 429-473). Springer.
- Torres, J. R., Barba, E., and Choix, F. J. 2019. Production and biomass of mangrove roots in relation to hydroperiod and physico-chemical properties of sediment and

- water in the Mecoacan Lagoon, Gulf of Mexico. Wetlands Ecology and Management. 27(2): 427-442.
- Tran, P. 2014. Allometry, biomass and litter decomposition of the New Zealand mangrove *Avicennia marina* var. *australasica* Auckland University of Technology.
- Trettin, C. C., Stringer, C. E., and Zarnoch, S. J. 2016. Composition, biomass and structure of mangroves within the Zambezi River Delta. Wetlands Ecology and Management. 24(2): 173-186.
- Triest, L., Del Socorro, A., Gado, V. J., Mazo, A. M., and Sierens, T. 2021. *Avicennia* genetic diversity and fine-scaled structure influenced by coastal proximity of mangrove fragments. Frontiers in Marine Science: 638.
- Tririsatayawong, I., Naeije, M., Simons, W., and Fenoglio-Marc, L. 2011. Sea level change in the Gulf of Thailand from GPS-corrected tide gauge data and multi-satellite altimetry. Global and Planetary Change. 76(3-4): 137-151.
- Tue, N. T., Ngoc, N. T., Quy, T. D., Hamaoka, H., Nhuan, M. T., and Omori, K. 2012. A cross-system analysis of sedimentary organic carbon in the mangrove ecosystems of Xuan Thuy National Park, Vietnam. Journal of Sea Research. 67(1): 69-76.
- Walkley, A., and Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science. 37(1): 29-38.
- Walsh, J., and Nittrouer, C. 2004. Mangrove-bank sedimentation in a mesotidal environment with large sediment supply, Gulf of Papua. Marine geology. 208(2-4): 225-248.
- Wang, X., and Andutta, F. 2013. Sediment transport dynamics in ports, estuaries and other coastal environments. Sediment Transport Processes and Their Modelling Applications: 13.
- Wanthongchai, P., and Pongruktham, O. 2019. Mangrove cover, biodiversity, and carbon storage of mangrove forests in Thailand. In *Sabkha Ecosystems* (pp. 459-467). Springer.

- Willemsen, P. W. J. M., Horstman, E. M., Borsje, B. W., Friess, D., and Dohmen-Janssen, C. M. 2016. Sensitivity of the sediment trapping capacity of an estuarine mangrove forest. Geomorphology. 273: 189-201.
- Wolanski, E. 1995. Transport of sediment in mangrove swamps. Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems,
- Woodroffe, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. Tropical mangrove ecosystems. 41: 7-41.
- Woodroffe, C. D., Rogers, K., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Mendelsohn, I., and Saintilan, N. 2016. Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. Annual review of marine science. 8: 243-266.
- Xiong, Y., Liao, B., Proffitt, E., Guan, W., Sun, Y., Wang, F., and Liu, X. 2018. Soil carbon storage in mangroves is primarily controlled by soil properties: A study at Dongzhai Bay, China. Science of the Total Environment. 619: 1226-1235.
- Xiong, Y., Liu, X., Guan, W., Liao, B., Chen, Y., Li, M., and Zhong, C. 2017. Fine root functional group based estimates of fine root production and turnover rate in natural mangrove forests. Plant and Soil. 413(1): 83-95.
- Yang, L., Wu, S., and Zhang, L. 2010. Fine root biomass dynamics and carbon storage along a successional gradient in Changbai Mountains, China. Forestry. 83(4): 379-387.
- Yao, R., Cai, L., Liu, J., and Zhou, M. 2020. GF-1 Satellite observations of suspended sediment injection of Yellow River Estuary, China. Remote Sensing. 12(19): 3126.
- Yincan, Y. 2017. Marine geo-hazards in China. Elsevier.
- Young, B. M., and Harvey, E. L. 1996. A spatial analysis of the relationship between mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) physiognomy and sediment accretion in the Hauraki Plains, New Zealand. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 42(2): 231-246.
- Zhang, Y., Xiao, L., Guan, D., Chen, Y., Motelica-Heino, M., Peng, Y., and Lee, S. Y. 2021. The role of mangrove fine root production and decomposition on soil organic

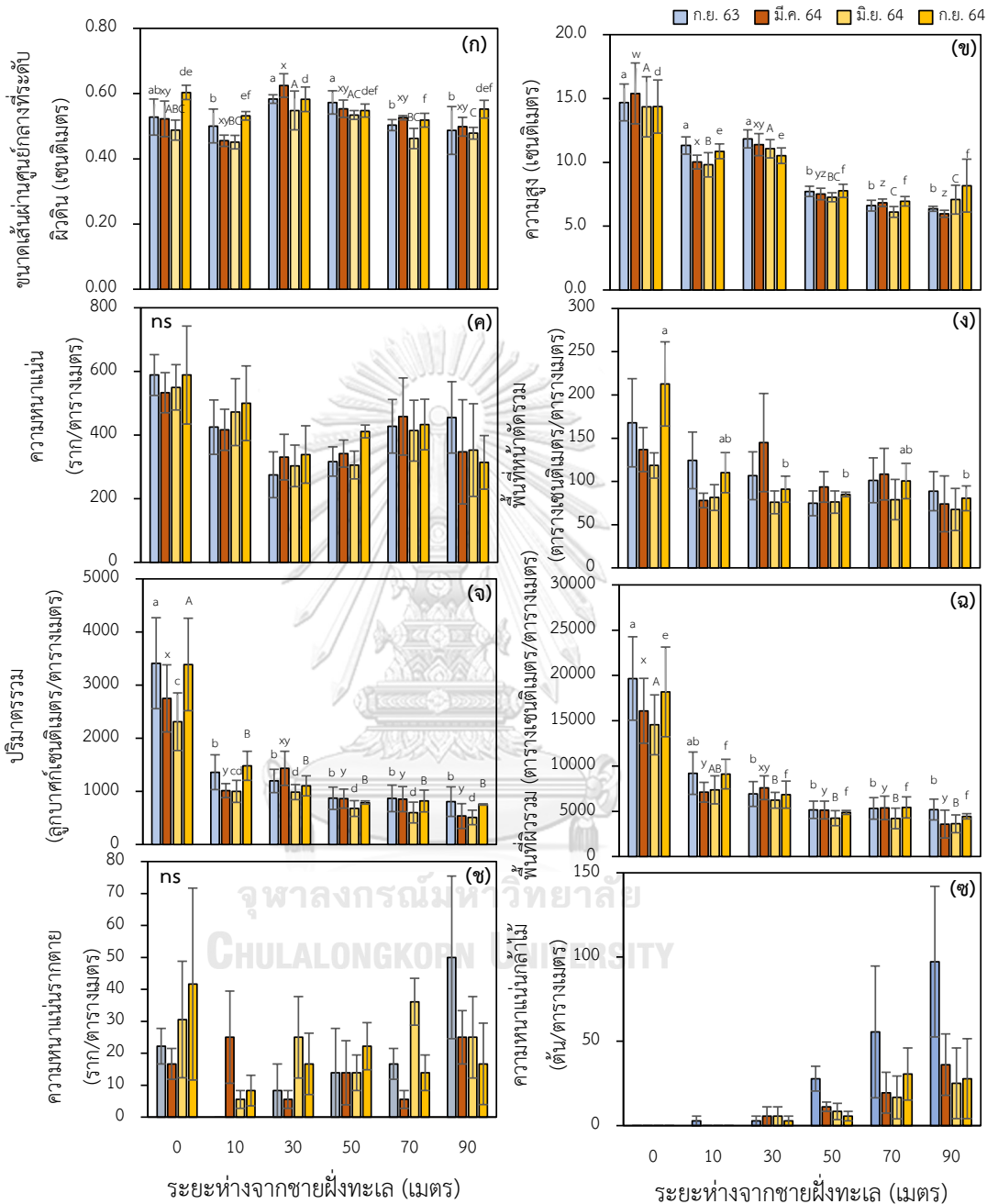
carbon component ratios. Ecological Indicators. 125: 107525.

Zingg, A. W. 1940. Degree and length of land slope as it affects soil loss in run-off.

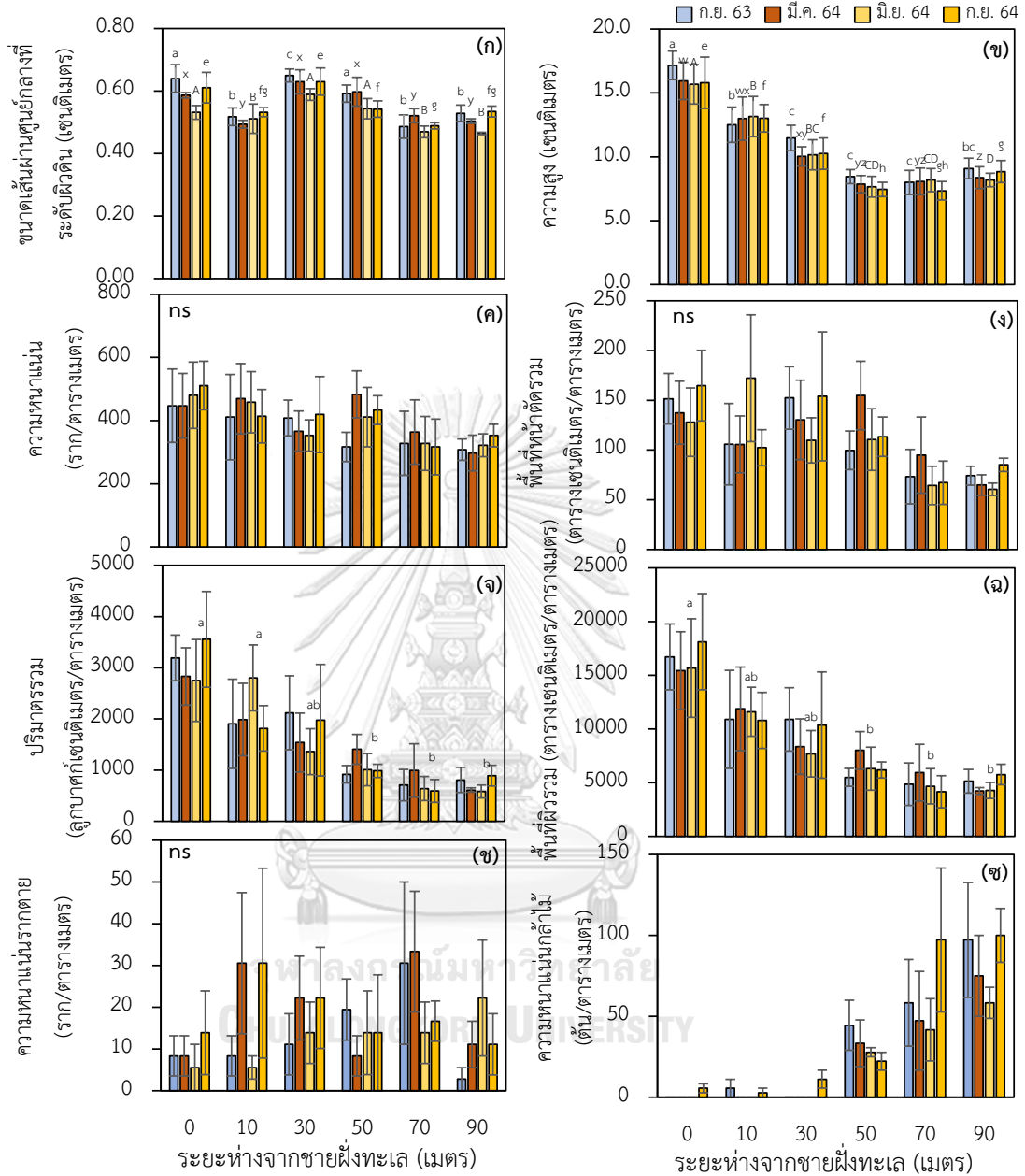
Journal of Agricultural Engineering. 21: 59-64.



ภาคผนวก



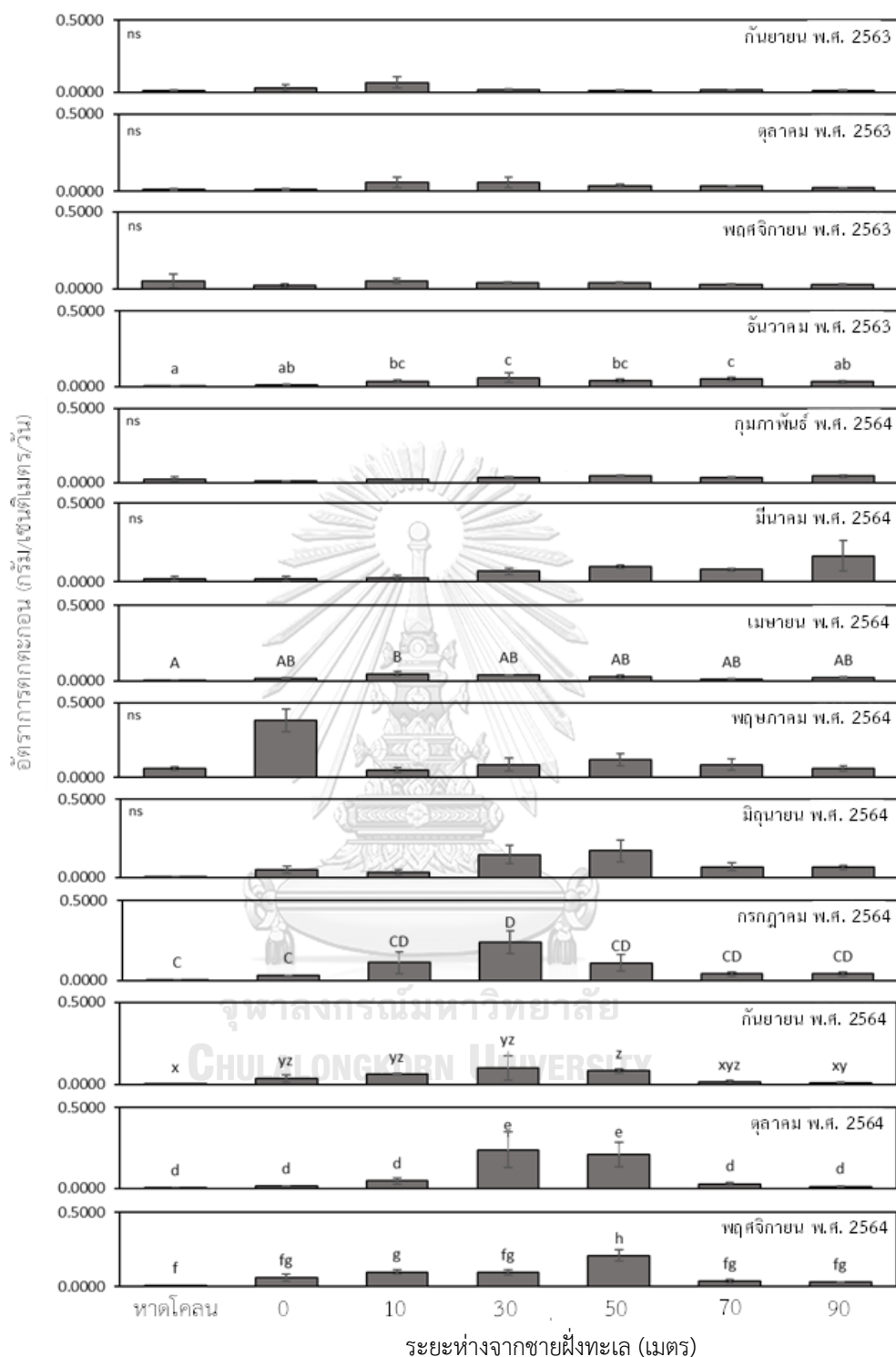
ภาพที่ ผ.1 ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ก-ข) และกล้าไม้ (ข) ภายใน quadrat ในแปลง Y5 และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงลักษณะที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison



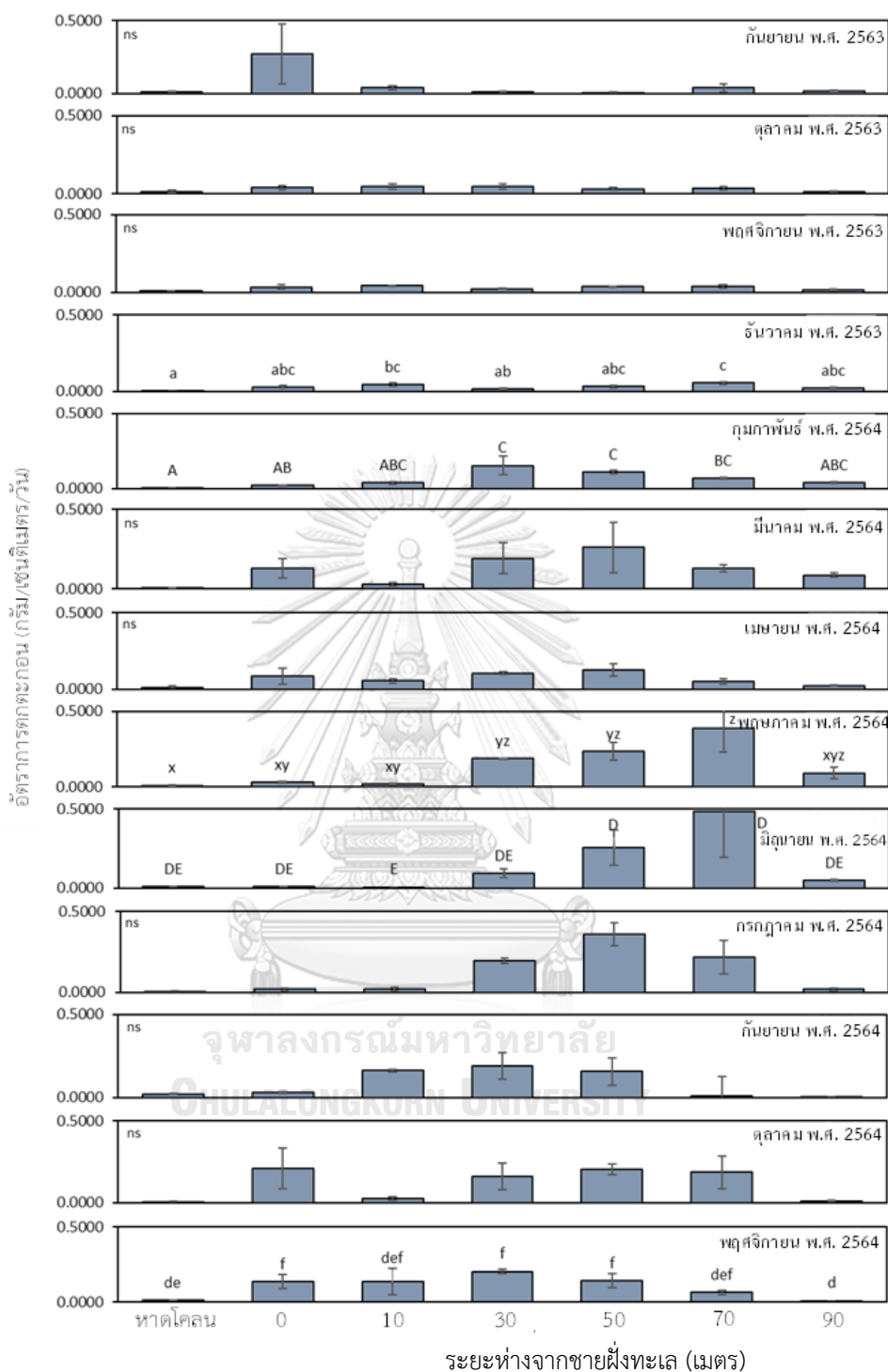
ภาพที่ ๒.2 ลักษณะเชิงปริมาณของรากหายใจแบบ pneumatophore (ก-ข) และกล้าไม้ (ซ) ภายใน quadrat ในแปลง Y6-7 และแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean ตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงลักษณะที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

ตารางที่ ๘.1 ความหนาแน่นของรากใต้ดิน (mean±SE) ในหน่วยกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

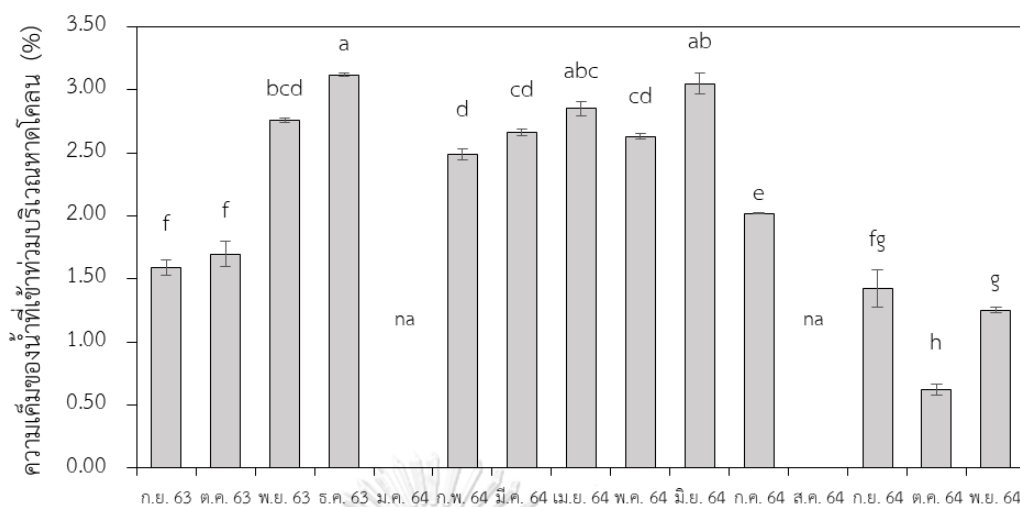
| ความลึก (ซม.) | ระยะทาง (ม.) | เดือนตุลาคม พ.ศ. 2563 | | | | | เดือนตุลาคม พ.ศ. 2564 | | | | |
|------------------|-----------------|--|--------------|--------------|---------------|------------|--|--------------|--------------|---------------|------------|
| | | รากมีชีวิตตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง (มม.) | | | | | รากมีชีวิตตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง (มม.) | | | | |
| | | 0-2 | 2-5 | 5-10 | >10 | รวม | 0-2 | 2-5 | 5-10 | >10 | รวม |
| 0-10 | 0 | 6,068±989.03 | 687±269.43 | 2,755±558.08 | 2,767±655.46 | 240±88.88 | 6,096±635.16 | 1,065±239.63 | 2,445±358.85 | 1,243±321.11 | 326±117.59 |
| | 10 | 5,282±1209.89 | 263±105.41 | 2,885±677.82 | 1,622±313.49 | 335±108.44 | 4,353±756.17 | 320±99.95 | 1,864±544.80 | 2,435±867.25 | 265±167.27 |
| | 30 | 6,425±556.97 | 563±139.11 | 3,682±787.03 | 1,678±617.68 | 172±53.61 | 4,551±816.38 | 383±115.61 | 1,731±361.10 | 986±279.39 | 238±57.21 |
| | 50 | 8,645±873.74 | 520±95.01 | 3,673±490.66 | 1,445±475.58 | 215±64.79 | 6,090±1256.98 | 546±151.92 | 2,822±489.02 | 1,188±373.99 | 271±50.88 |
| | 70 | 7,422±992.09 | 922±340.65 | 3,100±745.75 | 2,202±1342.35 | 298±100.81 | 6,048±965.94 | 515±214.45 | 2,582±480.21 | 895±104.73 | 398±203.16 |
| 10-20 | 0 | 8,252±1117.59 | 1,187±192.05 | 3,622±555.72 | 1,640±658.74 | 258±41.99 | 5,931±977.38 | 865±246.32 | 2,671±946.49 | 2,134±621.55 | 506±113.00 |
| | 10 | 1,612±186.32 | 320±98.86 | 1,607±650.88 | 6,835±2621.68 | 506±324.82 | 2,459±668.41 | 528±196.67 | 2,474±468.53 | 1,675±451.18 | 196±120.82 |
| | 30 | 3,167±783.55 | 320±75.67 | 2,113±536.05 | 5,640±1274.87 | 532±123.38 | 1,999±217.51 | 243±47.98 | 1,154±161.83 | 2,066±668.86 | 932±638.93 |
| | 50 | 3,880±679.45 | 623±391.71 | 2,492±504.52 | 5,160±3067.59 | 280±92.33 | 3,675±867.70 | 270±84.69 | 1,575±460.84 | 2,173±661.54 | 170±110.09 |
| | 70 | 3,692±583.26 | 373±99.96 | 1,720±203.40 | 4,718±1227.83 | 322±77.74 | 4,556±1110.39 | 449±139.23 | 1,288±355.06 | 3,436±1067.26 | 457±111.96 |
| | 90 | 5,207±754.17 | 590±164.90 | 2,875±633.30 | 2,252±469.18 | 242±54.74 | 4,596±507.98 | 518±109.22 | 2,362±349.16 | 3,489±1061.04 | 407±134.17 |
| | 90 | 4,815±1104.60 | 520±112.72 | 2,677±714.62 | 2,882±1164.33 | 390±98.12 | 4,340±596.74 | 678±330.12 | 2,382±617.15 | 3,315±1048.35 | 664±352.86 |



ภาพที่ ๓.3 อัตราการตกตะกอนที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลนแปลง Y5 (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตัวอักษรที่แตกต่างกัน หมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison



ภาพที่ ๔.4 อัตราการตกตะกอนที่บริเวณหาดโคลนและในแปลงปลูกป่าชายเลนแปลง Y6-7 (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 ตัวอักษรที่แตกต่างกัน หมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison



ภาพที่ ๗.5 ความเค็มของน้ำที่เข้าท่วมบริเวณหาดโคลน (mean±SE) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564 โดยแถบค่าคลาดเคลื่อน (error bar) แสดงค่า standard error of mean และตัวอักษรที่แตกต่างกันหมายถึงมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) จากการทดสอบ post hoc ด้วย Pairwise comparison

ตารางที่ ผ.2 ระยะเวลาที่นำทว่มพื้นที่ศึกษารายเดือนแสดงตามระยะห่างจากทะเลในหน่วยชั่วโมงต่อวัน (mean±SE) (n=6) ตั้งแต่เดือนกันยายน พ.ศ. 2563 ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2564

| เดือน | ระยะห่างจากทะเล (เมตร) | | | | | | | | | |
|-----------------|------------------------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--|--|--|
| | 0 | 10 | 30 | 50 | 70 | 90 | 100 | | | |
| กันยายน 2563 | 12±1.6 | 11±1.2 | 10±1.2 | 8±1.2 | 7±1.0 | 6±1.1 | 6±1.0 | | | |
| ตุลาคม 2563 | 13±1.9 | 12±1.2 | 11±1.0 | 10±1.0 | 8±0.9 | 7±1.3 | 7±1.2 | | | |
| พฤศจิกายน 2563 | 14±2.3 | 13±1.3 | 12±1.1 | 11±1.1 | 9±1.2 | 8±1.3 | 8±1.2 | | | |
| ธันวาคม 2563 | 14±2.3 | 14±1.1 | 13±1.0 | 11±1.2 | 10±1.3 | 9±1.5 | 9±1.4 | | | |
| มกราคม 2564 | 15±0.4 | 13±0.6 | 12±0.8 | 11±0.9 | 9±0.7 | 8±1.0 | 7±1.3 | | | |
| กุมภาพันธ์ 2564 | 14±0.4 | 12±0.8 | 10±1.1 | 9±0.8 | 7±0.7 | 6±1.0 | 6±1.3 | | | |
| มีนาคม 2564 | 12±0.4 | 11±0.8 | 9±0.9 | 8±0.8 | 6±0.6 | 5±0.9 | 5±1.2 | | | |
| เมษายน 2564 | 12±0.5 | 10±0.7 | 9±0.9 | 8±0.9 | 6±0.9 | 5±1.1 | 5±1.3 | | | |
| พฤษภาคม 2564 | 12±0.4 | 10±0.7 | 8±1.1 | 6±1.0 | 4±0.8 | 4±0.1 | 4±1.2 | | | |
| มิถุนายน 2564 | 12±0.4 | 9±1.1 | 7±1.2 | 5±0.7 | 4±0.4 | 4±0.5 | 4±0.9 | | | |
| กรกฎาคม 2564 | 11±0.4 | 9±1.0 | 7±1.1 | 6±0.7 | 4±0.5 | 4±0.7 | 4±0.9 | | | |
| สิงหาคม 2564 | 12±0.6 | 10±0.7 | 7±0.6 | 6±0.5 | 6±0.7 | 5±0.7 | 5±0.7 | | | |
| กันยายน 2564 | 13±0.4 | 11±0.5 | 9±0.5 | 8±0.5 | 7±0.8 | 7±0.9 | 6±1.1 | | | |
| ตุลาคม 2564 | 13±0.4 | 12±0.4 | 10±0.4 | 9±0.5 | 9±0.7 | 8±0.8 | 8±1.0 | | | |
| พฤศจิกายน 2564 | 14±0.4 | 13±0.5 | 11±0.5 | 10±0.4 | 9±0.7 | 8±0.8 | 8±1.0 | | | |

ประวัติผู้เขียน

| | |
|-------------------|---|
| ชื่อ-สกุล | ศรารวรรณ หงษ์วิเศษ |
| วัน เดือน ปี เกิด | 8 พฤศจิกายน 2539 |
| สถานที่เกิด | ตำบลท่าพริก อำเภอเมืองตราด จังหวัดตราด |
| วุฒิการศึกษา | สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาพฤษศาสตร์ ภาควิชาพฤษศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปี การศึกษา 2561 |
| ที่อยู่ปัจจุบัน | 362/19 ถนนสีพระยา แขวงมหาพฤฒาราม เขตบางรัก กรุงเทพมหานคร 10500 |

