



**THE UNIVERSITY
OF QUEENSLAND**

**Đánh giá nhanh rừng ngập mặn và quá trình phát triển
phù sa tại bốn điểm phục hồi tỉnh Kiên Giang, Việt Nam**

ĐỀ TÀI DANH DỰ

Sophie Delzoppo

Người giám sát: Tiến sỹ Ron Johnstone

Tháng 5, 2012

Mục lục

Danh mục hình ảnh.....	1
Danh mục biểu bảng.....	2
TÓM TẮT NỘI DUNG	3
PHẦN GIỚI THIỆU	4
Phục hồi rừng ngập mặn	4
Tác động sinh thái của biện pháp phục hồi	5
Phục hồi và phù sa	6
Mục đích và câu hỏi nghiên cứu	8
PHƯƠNG PHÁP.....	8
Thông tin cơ bản về địa bàn nghiên cứu	8
Lấy mẫu tại thực địa	11
Xây dựng bản đồ thực vật	13
Phân tích trong phòng xét nghiệm	14
Phân tích số liệu	14
KẾT QUẢ	15
Quan sát định tính địa bàn nghiên cứu	15
Khảo sát thực vật	17
Xử lý và các điều kiện sinh địa hóa học	19
Các loài thực vật và điều kiện sinh địa hóa học	21
THẢO LUẬN	22
Quan sát định tính địa bàn nghiên cứu	23
Khảo sát thực vật	24
Xử lý và các điều kiện sinh địa hóa học	25
Các loài thực vật và điều kiện sinh địa hóa học	26
Ý kiến kết luận	27
LỜI CẢM ƠN	29
TÀI LIỆU THAM KHẢO	30
Phụ lục A. <i>Dòng thời gian các sự kiện tại mô hình phục hồi Vàm Rầy</i>	33
Phụ lục B. <i>Thiết kế, chức năng và xây dựng hàng rào chắn sóng (Cường và Brown, 2012)</i>	37
Phụ lục C. <i>Địa điểm từng khu vực lấy mẫu phù sa trong mô hình phục hồi Vàm Rầy</i>	41
Phụ lục D. <i>Số liệu phù sa thô</i>	42

Danh mục hình ảnh

- Hình 1. Mô hình diễn thế do Jimenez và cộng sự (1985) xây dựng thể hiện những thay đổi thông thường về mật độ gỗ của thân cây khi một lô rừng ngập mặn tăng trưởng thuận thực, khi không có những thay đổi tiêu cực về môi trường.....6
- Hình 2. a: Bản đồ mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy thể hiện các biện pháp xử lý khác nhau; b: địa điểm mô hình Vàm Rầy tại tỉnh Kiên Giang, Việt Nam (GIZ, 2011a). Trích dẫn từ (Cường và Brown, 2012).....9
- Hình 3. Tỷ lệ cây sống (%) và tăng trưởng chung (chiều cao tính bằng cm) của cây con rừng ngập mặn được trồng tại các điểm phục hồi khác nhau như là một phần của mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy trong các năm sau khi trồng. Tổng hợp từ Cường và Brown (2012)..... 10
- Hình 4. Ảnh chụp tại mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy cho thấy 4 quần thể thực vật khác biệt tại hiện trường.....12
- Hình 5. Sử dụng ván gỗ để “di chuyển” trên bùn tại mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy..... 13
- Hình 6. Ảnh chụp tại điểm đối chứng (xử lý D) mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy, chụp từ tuyến đê biển.....15
- Hình 7. Hai bức ảnh chụp rừng ngập mặn từ phía biển tại điểm xử lý B, thể hiện ranh giới giữa phù sa bồi lắng rắn và nhão.....16
- Hình 8. Bản đồ độ che phủ rừng ngập mặn tại mô hình phục hồi Vàm Rầy, các biện pháp xử lý khác nhau đều được đánh dấu, thể hiện phân bố ba quần thể thực vật khác nhau; quần thể thực vật đã trưởng thành, mới phát triển mật độ cao và mới phát triển mật độ thấp.....18
- Hình 9. Phân tích tham số phù sa bồi lắng theo các tọa độ chính: tổng hàm lượng ni-tơ, độ ẩm, các- bon hữu cơ và vô cơ, liên quan đến các điểm xử lý được thực hiện tại mô hình Vàm rầy.19
- Hình 10. Hàm lượng tỷ lệ độ ẩm (trái), và hàm lượng các bon vô cơ (phải), liên quan đến điểm xử lý được thực hiện tại Vàm Rầy. Lưu ý các biểu đồ này có tỷ lệ khác nhau.....21
- Hình 11. Tổng hàm lượng ni-tơ trong phù sa liên quan đến các loài thực vật tại mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy.....21
- Hình 12. Bản đồ mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy thể hiện độ che phủ thảm thực vật và vị trí của từng diện tích mẫu. Số liệu cho từng ô mẫu được cung cấp tại Phụ lục D. Lưu ý, hình ảnh này không quay theo hướng bắc.....41

Danh mục biểu bảng

Bảng 1. Tiêu chí phân loại được sử dụng để phân biệt giữa các khu vực có thực vật trong mô hình phục hồi Vàm Rầy	17
Bảng 3. Giá trị bình quân và độ lệch chuẩn của từng thông số phù sa theo hình thức sử lý trên toàn bộ các mẫu	20
Bảng 4. Phân tích kết hợp của tất cả các biến phù sa, và phân tích hoán vị ANCOVA hàm lượng độ ẩm, các bon vô cơ và tổng lượng ni-tơ, tương quan với khoảng cách đến tuyến đê biển, các loài thực vật và điểm xử lý. Tổng lượng ni-tơ chỉ được xét nghiệm trong mỗi tương quan với khoảng cách và các loài thực vật. Lưu ý các giá trị lớn được thể hiện bằng màu đỏ, các giá trị lớn cận biên bằng màu cam	20
Bảng 5 Phân tích các biến phù sa kết hợp, hàm lượng độ ẩm, và các bon vơ cơ so sánh giữa các điểm xử lý. Lưu ý, giá trị lớn được thể hiện bằng màu đỏ, giá trị lớn cận biên bằng màu cam	20
Bảng 6. Số liệu thô các mẫu phù sa thu thập từ mô hình phục hồi Vàm Rầy	42

TÓM TẮT NỘI DUNG

Biện pháp phục hồi rừng ngập mặn ngày càng được đề xuất nhiều hơn để bổ sung cho diện tích rừng bị mất và suy thoái các hệ sinh thái rừng ngập mặn. Tuy nhiên, tác động của các biện pháp phục hồi rừng ngập mặn đến cấu trúc rừng và vòng tuần hoàn sinh địa hoá học phù sa vẫn chia được hiểu biết thấu đáo. Một địa bàn thử nghiệm 4 biện pháp phục hồi rừng ngập mặn khác nhau tại tỉnh Kiên Giang, Việt Nam đã mang lại cơ hội duy nhất để tìm hiểu tác động của các biện pháp này đến sự phát triển của rừng ngập mặn cũng như điều kiện lập địa. Đặc điểm cấu trúc rừng được xác định thông qua sử dụng hệ thống phân loại đơn giản về mật độ thực vật và đo độ che phủ rừng bằng ảnh vệ tinh đã được kiểm chứng tại thực địa và GIS. Phù sa được lấy mẫu và phân tích về độ ẩm, các bon hữu cơ và vô cơ, tổng hàm lượng ni-tơ và chất diệp lục. Tại các điểm thực hiện phục hồi, rừng ngập mặn có độ che phủ thực vật và tăng trưởng cao hơn, do đó mức độ phòng hộ chống tác hại của sóng biển tốt hơn. Các biện pháp xử lý ảnh hưởng đến tính chất sinh địa hoá học của phù sa theo hai cách; ảnh hưởng trực tiếp, thông qua thay đổi chế độ thủy động học và lượng phù sa bồi lắng, và ảnh hưởng gián tiếp, thông qua những thay đổi nhờ sự phát triển của cây rừng ngập mặn. Các điểm phục hồi có độ ẩm cao hơn hẳn, điều đó chứng tỏ rằng các hàng rào bảo vệ được dựng lên để giữ phù sa đã có tác dụng hạn chế dòng nước thoát ra bên ngoài. Ni-tơ tương tác tích cực với độ che phủ thực vật, điều đó cho thấy diện tích rừng ngập mặn mới phát triển mạnh đã có đóng góp cho các bể ni-tơ thông qua thúc đẩy quá trình cố định ni-tơ vi khuẩn và cung cấp một lượng lớn bùn đất có chất lượng. Sự không đồng đều và biến đổi không phải là chủ đề chính của nghiên cứu này, tuy nhiên đây không phải là vấn đề hiếm thấy của rừng ngập mặn. Dù vậy, kết quả cho thấy thậm chí những thay đổi nhỏ trong thiết kế hàng rào hoặc cấu trúc rừng đều có thể tác động mạnh đến chức năng và sự phát triển của diện tích rừng ngập mặn phục hồi.

PHẦN GIỚI THIỆU

Phục hồi rừng ngập mặn

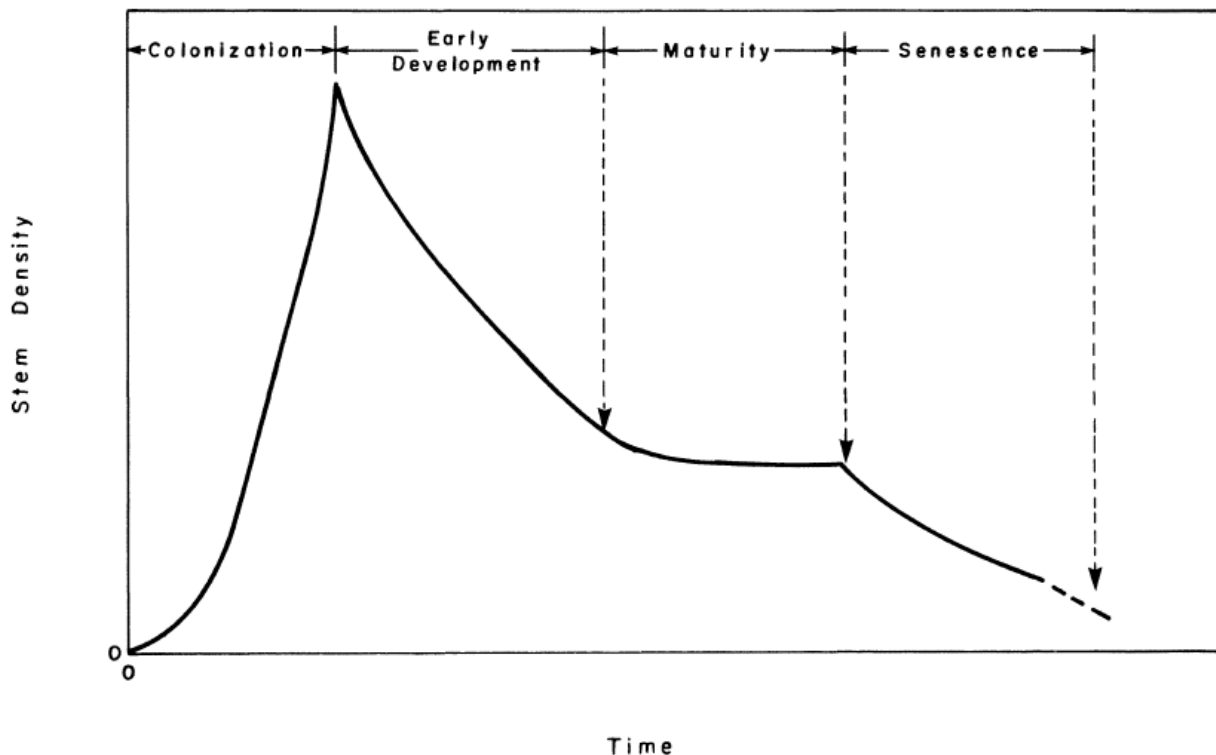
Diện tích rừng ngập mặn ven biển suy giảm và suy thoái trên diện rộng, cùng với những hiểu biết ngày càng được nâng lên về các dịch vụ sinh thái mà rừng ngập mặn cung cấp, tạo tiền đề thúc đẩy nỗ lực phục hồi hệ sinh thái này. Rừng ngập mặn ven biển cung cấp các dịch vụ sinh thái đa dạng và phong phú như cung cấp sinh cảnh cho các hệ động thực vật; sinh cảnh cho các loài thủy sinh có giá trị thương mại; cải thiện chất lượng nước vùng ven biển; điều hoà và sản sinh dưỡng chất; cung cấp gỗ; phòng hộ bờ biển chống sóng lớn (Alongi, 2009, Barbier et al., 2010). Chúng còn có tác dụng phòng hộ giảm nhẹ thiên tai, thảm họa từ biển và do thời tiết gây ra, một công dụng điển mang lại nhiều giá trị kể từ thảm họa sóng thần Boxing Day (Alongi, 2008). Mặc dù có nhiều công dụng hữu ích, diện tích rừng ngập mặn đã suy giảm nghiêm trọng, độ che phủ rừng ngập mặn trên phạm vi toàn cầu đã giảm 20% kể từ thập niên 80 của thế kỷ trước (Spalding et al., 2012). Với nhận thức ngày càng tăng về lợi ích của rừng ngập mặn ven biển, một phong trào toàn cầu chống mất rừng ngập mặn đã được triển khai sâu rộng nhằm phục hồi và tái sinh rừng ngập mặn (Field, 1999b). Phong trào này đã trở nên đặc biệt quan trọng tại khắp các quốc gia nhiệt đới, những quốc gia mà tỷ lệ tăng dân số nhanh đã gây nhiều áp lực đến rừng ngập mặn và các dịch vụ mà chúng cung cấp như thực phẩm và gỗ (Duke et al., 2007).

Phục hồi rừng ngập mặn được định nghĩa là “việc tái tạo lại diện tích rừng ngập mặn suy thoái thành hệ sinh thái rừng ngập mặn với đầy đủ chức năng vốn có của nó” (Field, 1999a). Biện pháp chủ động phục hồi là hành động cần thiết đối với các khu rừng ngập mặn ven biển mà lâu nay không còn khả năng tự phục hồi theo quá trình tự nhiên sau khi bị tác động (Alongi, 2009). Trồng rừng bằng hạt hoặc cây con thường được thực hiện kết hợp với biện pháp thiết lập các công trình giảm tác động của sóng biển như kè hoặc đê biển (Field, 1999b). Do bản chất sinh trưởng năng động của hệ sinh thái này, việc phục hồi rừng ngập mặn là một công việc đầy thách thức và những nỗ lực phục hồi chúng thường mang lại kết quả hỗn hợp (Bosire et al., 2008, Hashim et al., 2010). Ngoài trừ một vài trường hợp ngoại lệ, nhiều dự án phục hồi rừng ngập mặn đều không thành công hoặc không đạt được mục tiêu đề ra (Ellison, 2000, Kentula, 2000, Lewis, 2005, Biswas et al., 2009, Hashim et al., 2010). Kết quả này phần lớn xuất phát từ nguyên nhân chưa có đánh giá đầy đủ về động cơ và nguyên tắc chủ yếu chi phối hệ sinh thái và thiếu một hệ thống theo dõi theo dõi sinh thái thường xuyên liên tục trong một hệ thống quản lý yếu kém (Bosire et al., 2008). Tương tự vậy, một báo cáo

đánh giá của Ellison (2000) nhấn mạnh rằng các dự án phục hồi rừng ngập mặn có cơ hội thành công cao hơn khi hiểu biết đầy đủ về đặc tính cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái này.

Tác động sinh thái của biện pháp phục hồi rừng ngập mặn

Các mô hình sinh trưởng hệ sinh thái rừng ngập mặn đưa ra nhiều dự báo và xu hướng trồng mới các khu rừng ngập mặn. Nhìn chung, các dự án phục hồi rừng ngập mặn thường nhằm mục đích đưa hệ sinh thái về một loại trạng thái rừng tối ưu; vì các trạng thái diễn thế cao hơn thường có khả năng tự chống đỡ và thích ứng tốt hơn, tăng cường chức năng sinh thái, và có thể thích ứng với mức độ tác động cao hơn (Rovai et al., 2012). Hiện còn một số tranh cãi về việc liệu rừng ngập mặn có phù hợp với các mô hình diễn thế lâu dài không. Tuy nhiên, nhiều giả thiết đã được đưa ra là chúng có thể biểu hiện “diễn thế theo chu kỳ” hay còn lại là “diễn thế của các diễn thế” theo các giai đoạn kế tiếp tương đối ngắn để thích ứng với những tình huống thảm họa hoặc cực đoan xảy ra thường xuyên vốn là đặc tính của môi trường vùng ven biển (Lugo, 1980, Jimenez et al., 1985). Jimenez et al. (1985) đã đưa ra mô hình khái niệm để phát triển cấu trúc rừng ngập mặn (Hình 1), trong đó có nhiều ý tưởng ảnh hưởng lớn đến sinh thái học diễn thế rừng ngập mặn (Gong and Ong, 1990, Fromard et al., 1998, Ellison et al., 2000). Theo mô hình này, mật độ gỗ của thân cây tăng lên nhanh chóng trong giai đoạn mới tái sinh, sau đó giảm dần trong các diện tích rừng thuần thực vì cạnh tranh giữa các đám rừng làm tăng tỷ lệ chết. Trong mô hình diễn thế, sự phức tạp và chức năng về cấu trúc của rừng tăng lên là một số trong nhiều dấu hiệu rừng ngập mặn đã đạt đến thời kỳ thuần thực (Lovelock et al., 2010). Khả năng rừng ngập mặn phát triển đến các giai đoạn diễn thế thứ sinh phụ thuộc chủ yếu vào đặc điểm phù sa bồi lắng (Rovai et al., 2012). Mặc dù thực tế cho thấy quá trình bồi lắng phù sa của rừng ngập mặn rất nhạy cảm với điều kiện thủy văn (Lewis, 2005) và chế độ bồi lắng phù sa (Rovai et al., 2012), nhưng các phương pháp phục hồi khác nhau đều có tiềm năng tác động mạnh đến điểm chung của hai yếu tố này.



Hình 1. Mô hình diễn thế do Jimenez và cộng sự (1985) xây dựng thể hiện những thay đổi thông thường về mật độ gỗ của thân cây khi một lô rừng ngập mặn tăng trưởng thuần thực, khi không có những thay đổi tiêu cực về môi trường

Phục hồi và phù sa bồi lắng

Thông tin về đặc tính sinh địa hóa học đóng vai trò vô cùng quan trọng giúp hiểu biết rõ hơn về các đặc điểm hệ sinh thái. Việc phục hồi rừng ngập mặn có ảnh hưởng tiềm tàng đến đặc điểm phù sa theo hai cách; ảnh hưởng trực tiếp thông qua thay đổi chế độ thủy văn và lượng phù sa bồi lắng; hoặc ảnh hưởng gián tiếp, thông qua những thay đổi nhờ sự phát triển của cây rừng ngập mặn. Hai yếu tố ảnh hưởng này có thể rất khó nhận diện một cách tách bạch vì nhiều khía cạnh chung nhau như cấu trúc rừng, đặc tính phù sa và chức năng sinh thái vẫn chưa được biết thấu đáo (Tolhurst et al., 2010). Điều này phản ánh một thực tế là những đặc tính của phù sa thay đổi rất khó dự đoán theo các quy mô không gian, khi ứng phó với hàng loạt các yếu tố sinh sản và vô sinh phức tạp (Feller et al., 2003, Chapman and Tolhurst, 2007, Reef et al., 2010). Còn nhiều điều chúng ta chưa hiểu hết về những thay đổi nhỏ về đặc tính thủy văn, phù sa bồi lắng và rừng ảnh hưởng thế nào đến các chu trình của hệ sinh thái quy mô lớn ví dụ như chu trình tái tạo dưỡng chất.

Nguồn dưỡng chất qua nghiên cứu tại hiện trường và trong phòng thí nghiệm cho thấy nó có tác động to lớn đến quá trình sinh trưởng của rừng ngập mặn (Boto và Wellington, 1983, Yates et al., 2002, Feller et al., 2003). Trong hầu hết các nghiên cứu, lượng dưỡng chất tăng lên luôn có tác dụng tăng tỷ lệ sinh trưởng của cây (Reef et al., 2010), mặc dù điều này còn tùy thuộc vào sự tác động qua lại phức tạp giữa các yếu tố môi trường (Feller et al., 2007, Alongi, 2009). Hai yếu tố này đều cho thấy chúng có những tác động ảnh hưởng đến chu trình tái tạo dưỡng chất trong hệ sinh thái rừng ngập mặn gồm chế độ thủy văn và độ che phủ rừng. Những thay đổi về chế độ thủy văn do sử dụng các công trình phá sóng để phục hồi rừng ngập mặn có tác động to lớn đến chu trình tái tạo dưỡng chất thông qua quá trình tăng lượng phù sa bồi lắng giàu dưỡng chất (Lewis, 2005, Rovai et al., 2012). Quá trình sinh trưởng rừng tăng lên có thể làm thay đổi chu trình sản sinh dưỡng chất; bằng cách tăng khả năng thực hiện vai trò như là một bể dưỡng chất của hệ sinh thái rừng thông qua quá trình tích tụ một lượng lớn chất hữu cơ. (Chen and Twilley, 1999, Lovelock et al., 2010, Breithaupt et al., 2012). Phù sa rừng ngập mặn thường có hàm lượng các bon lớn, do năng suất cơ bản của rừng cao và tỷ lệ vi khuẩn phân hủy chậm, tạo ra khoảng 10-15% các bon hữu cơ từ các chất trong lòng biển (Irving et al., 2011).

Mặc dù rừng ngập mặn có tỷ lệ sinh trưởng và phát triển thành rừng nhanh (theo khái niệm “diễn thế theo chu kỳ”), nhưng rất ít nghiên cứu được thực hiện để so sánh quá trình tích tụ các bon và dưỡng chất trên diện tích rừng ngập mặn được phục hồi so với hệ sinh thái rừng ngập mặn tự nhiên theo xu hướng phát triển. Khi so sánh diện tích rừng ngập mặn phục hồi theo một trình tự niên đại hai mươi năm với các địa điểm đối chứng tự nhiên, Osland et al. (2012) thấy rằng diện tích rừng phục hồi có tỷ lệ tích tụ các bon tương tự như tại các diện tích rừng ngập mặn tự nhiên, tuy nhiên tổng hàm lượng các bon và ni-tơ lại giảm xuống. Nghiên cứu so sánh của Vovides et al. (2011) giữa rừng ngập mặn được bảo vệ, trồng lại và tái sinh tự nhiên cũng không phát hiện thấy sự khác biệt về tỷ lệ cố định ni-tơ hoặc tổng lượng ni-tơ giữa các loại rừng này. Nhiều nghiên cứu hơn nữa cần được thực hiện để hiểu thấu đáo hơn về quá trình phát triển phù sa của cây rừng ngập mặn tại các điểm phục hồi. Một trong những hạn chế của phần lớn các nghiên cứu phục hồi rừng ngập mặn là chỉ tập trung chủ yếu vào độ che phủ thực vật và cấu trúc lâm phần mà không đánh giá bất cứ biện pháp nào khác như chức năng của hệ sinh thái (Le et al., 2012). Một khu rừng ngập mặn được trồng mới có thể tạo ra nhiều tác động nhờ quá trình sinh trưởng của cây đến quá trình tích tụ phù sa ven biển, như cải thiện độ cao và củng cố bờ biển, qua đó góp phần đáng kể hình thành nên trầm tích của đất (Kumara et al., 2010). Năng suất đất cũng có thể bị thay đổi trong một phần của tiến trình này, mà sau đó lại ảnh hưởng đến

chu trình tuần hoàn dưỡng chất, các bon và quá trình bồi lắng (McKee and Faulkner, 2000). Do đó, việc phát triển cấu trúc và quá trình vận động chức năng sinh địa hóa học của các khu rừng ngập mặn phục hồi có thể kết hợp chặt chẽ với nhau. Đánh giá biến động rừng ngập mặn, cùng với quá trình bồi lắng tạo ra những đóng góp có giá trị để nâng cao hiểu biết và quản lý thành công không chỉ cho dự án này mà còn cho các dự án phục hồi rừng ngập mặn trong tương lai.

Mục tiêu và câu hỏi nghiên cứu

Nghiên cứu này có hai mục tiêu chính. Mục tiêu thứ nhất là điều tra tác động của các biện pháp phục hồi cấu trúc rừng ngập mặn và yếu tố sinh địa hoá học của quá trình bồi lắng phù sa. Mục tiêu thứ hai là đánh giá mối quan hệ giữa hai yếu tố này để hiểu biết thấu đáo hơn về chức năng sinh thái của hệ thống rừng ngập mặn phục hồi. Những vấn đề này sẽ được giải quyết thông qua hoạt động thực tiễn tại hiện trường, phân tích cụ thể kết quả trong phòng xét nghiệm và phân tích GIS, tại một địa bàn nghiên cứu mà trước đây đã tiến hành một số nghiên cứu bao gồm nghiên cứu các biện pháp xử lý rừng ngập mặn để so sánh. Mặc dù tập chỉ tập trung vào một địa bàn cụ thể, tuy nhiên nghiên cứu này có thể đưa ra những nhận định có giá trị về quá trình phát triển cấu trúc và chức năng của rừng phục hồi theo các phương án phục hồi khác nhau.

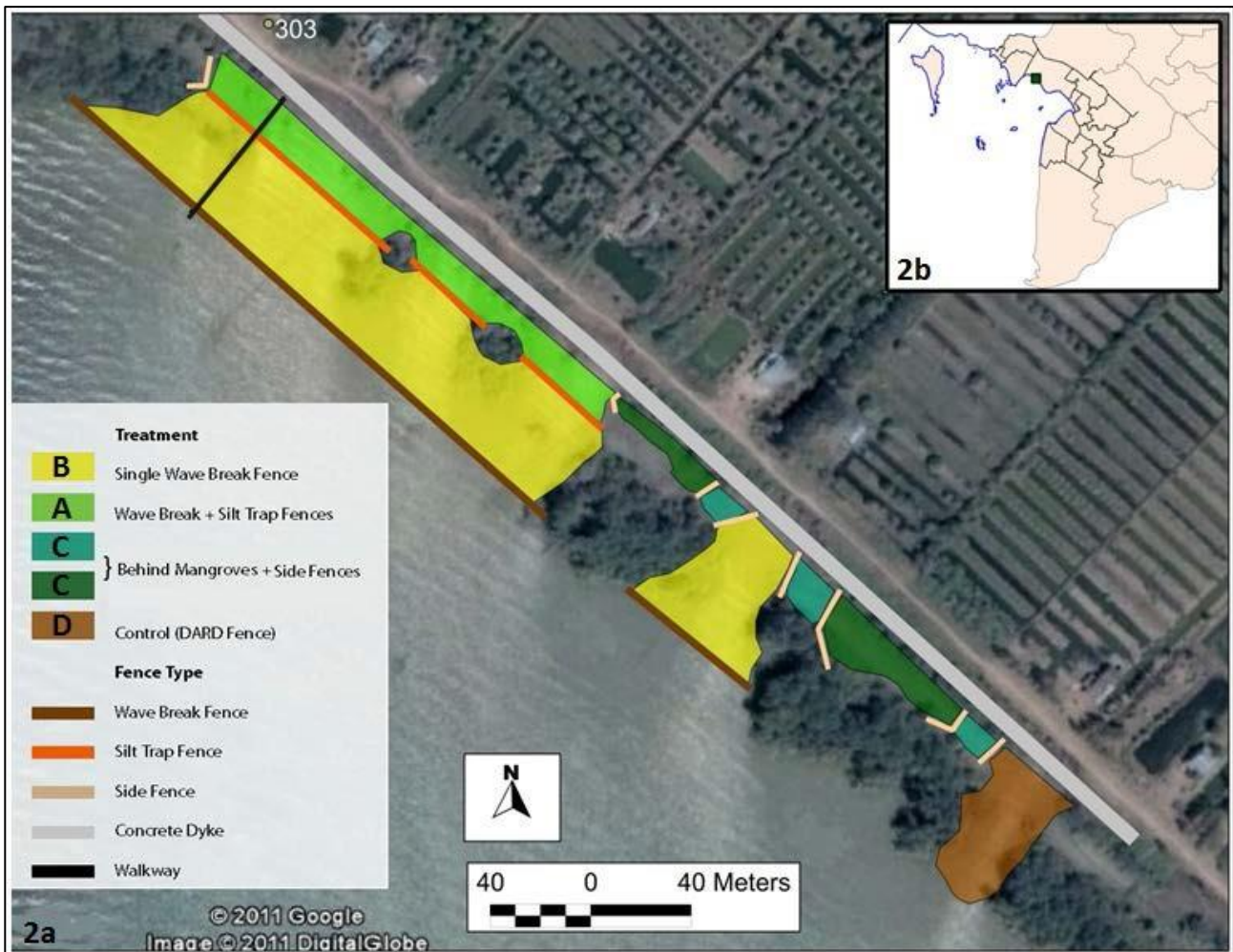
PHƯƠNG PHÁP

Thông tin cơ bản về địa điểm nghiên cứu

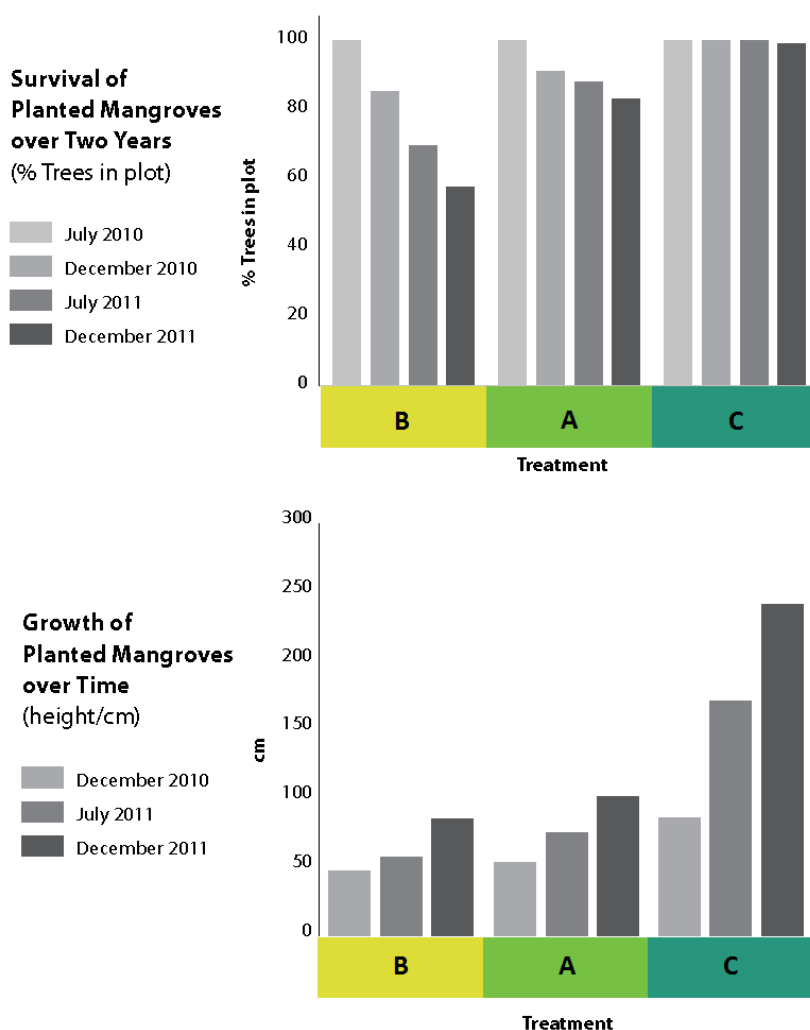
Công tác phục hồi rừng ngập mặn được thực hiện tại tỉnh Kiên Giang, Việt Nam trong năm 2009-2010, như là một phần trong hoạt động của dự án Khu Dự Trữ Sinh Quyển (DTSQ) tỉnh Kiên (Cuong and Dart, 2011). Một mô hình phục hồi rừng ngập mặn được thiết lập trên diện tích 4 ha dọc bờ biển thôn Vàm Rầy, nằm về phía tây của đồng bằng sông Cửu Long ((10°11'56"N, 104°48'6"E), để thử nghiệm các phương pháp phục hồi rừng ngập mặn nhằm ổn định và bảo vệ bờ biển (GIZ, 2011b). Cây con thuộc các loài cây rừng ngập mặn bản địa được trồng đằng sau hàng rào phá sóng với các biện pháp kỹ thuật khác nhau và được trồng tại diện tích rừng ngập mặn trước đây còn sót lại (Cuong and Dart, 2011). Tại điểm xử lý A, rừng ngập mặn được trồng giữa hai lớp của hàng rào bảo vệ; một rào chắn sóng được thiết kế có tính năng giảm năng lượng sóng biển có cường độ lớn và một rào lưu giữ phù sa được thiết kế đặc biệt có tác dụng lưu giữ phù sa (Cuong and Brown, 2012). Tại điểm xử lý B, cây con chỉ được trồng sau rào chắn sóng, trong khi đó tại điểm xử lý C cây con được trồng đằng sau đai rừng ngập mặn còn sót lại và được bảo vệ bởi một hoặc hai

lớp rào lưu giữ phù sa ở mỗi bên (Cuong and Brown, 2012) (Hình 2). Điểm xử lý D được bảo vệ bởi một lớp rào đơn giản bằng cọc và không trồng rừng trên đó để làm điểm đối chứng (Cuong and Brown, 2012). Các nghiên cứu thực hiện trước đây về công dụng của các loại rào này cho thấy lớp rào cọc chỉ giảm được một phần năng lượng của sóng (khoảng 35%) thì rào lưu giữ phù sa, rào chắn sóng và đai rừng ngập mặn sót lại có công dụng phá sóng cao hơn hẳn (tương ứng là 60%, 65% và 50-67%) (Nguyen, 2011)

Hình 2. a: Bản đồ mô hình phục hồi tại Vàm Rầy cho thấy các giải pháp xử lý khác nhau, b: Vị trí mô hình phục hồi Vàm Rầy trong tỉnh Kiên Giang, Việt Nam (GIZ, 2011a). Theo báo cáo của (Cường và Brown, 2012).



Khảo sát trong các năm tiếp theo sau khi hàng rào lần đầu được thiết lập cho thấy tỷ lệ sống và sinh trưởng của cây con sau khi trồng cao nhất đối với cây con được trồng sau đai rừng ngập mặn sót lại, kế đến là cây con được trồng giữa hai lớp rào, cuối cùng là cây con được trồng sau một lớp rào (Hình 3) (Cuong and Brown, 2012). Tỷ lệ sống và sinh trưởng của cây rừng ngập mặn phục hồi tự nhiên cũng có kết quả tương tự, lượng phù sa bồi lắng hàng năm cũng có kết quả như vậy (Cuong and Dart, 2011). Điều này cho thấy hệ sinh thái rừng với từng biện pháp xử lý có thể phát triển theo các xu hướng khác nhau.



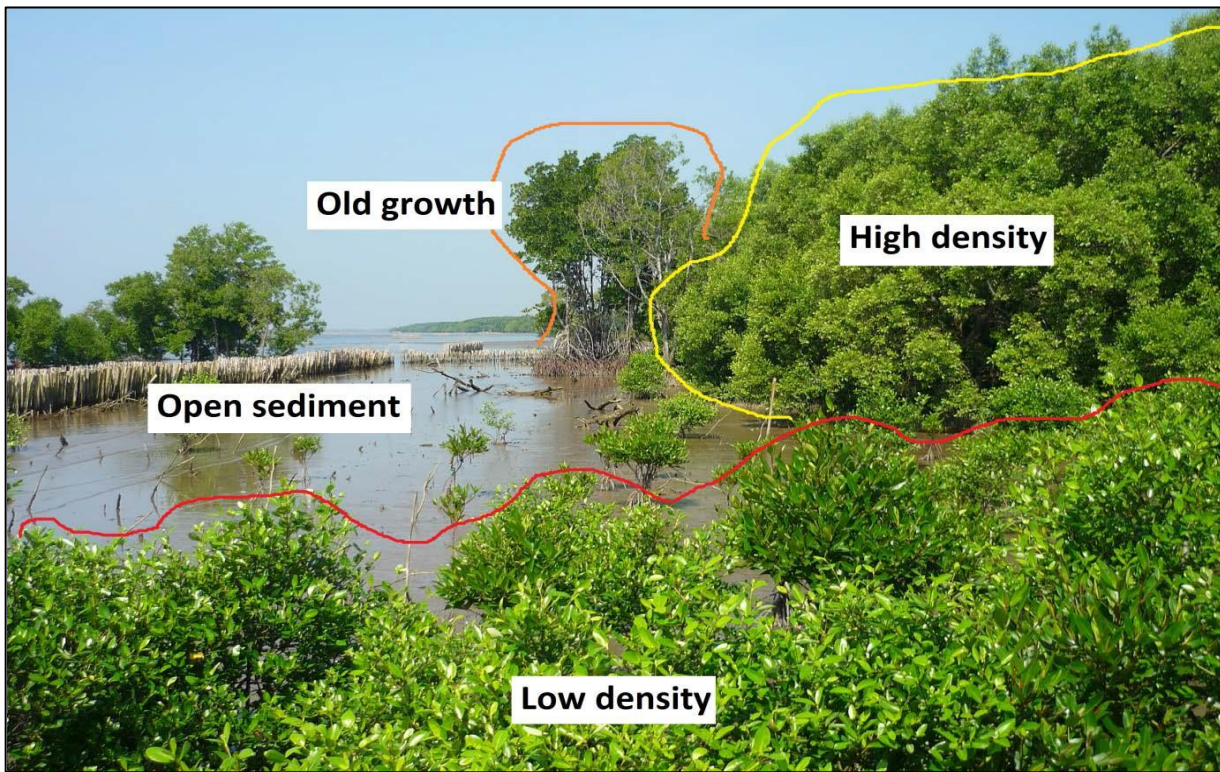
Hình 3. Tỷ lệ sống (%) và sinh trưởng chung (chiều cao tính bằng cm) của cây con rừng ngập mặn được trồng với các biện pháp xử lý khác nhau trong mô hình phục hồi Vàm Rầy trong những năm tiếp theo sau khi trồng. Theo tổng hợp của Cường và Brown (2012).

Nội dung chi tiết về biện pháp kỹ thuật trồng và xây dựng từng loại rào chắn được trình bày tại Phụ lục A và B. Trong nghiên cứu này, mọi diện tích đằng sau đai rừng ngập mặn sót lại (không tính đến số lượng rào chắn mỗi bên) được gộp lại với nhau như là một biện pháp xử lý riêng; vì nếu tách riêng từng thì những diện tích như vậy có thể là quá nhỏ và tương đồng nên mỗi diện tích riêng rẽ không thể để đưa ra được kết quả hữu ích. Diện tích rừng ngập mặn này có một mặt tiếp giáp với tuyến đê biển bằng bê tông về phía đất liền, và loài cây chủ yếu là mắm trắng (*Avicennia alba*).

Lấy mẫu thực địa

Việc lấy mẫu và khảo sát được thực hiện trong 7 ngày từ 5/12/2012 đến 13/12/2012, trong thời gian đó thời tiết rất tốt, có nắng và độ ẩm cao, nhiệt độ trung bình trong hàng ngày dao động trong khoảng 24-33°C. Mọi số liệu đều được thu thập lúc triều xuống khi bãi bồi hiện rõ. Hoạt động khảo sát sơ bộ trong đó sử dụng biện pháp quan sát trực quan toàn diện kết hợp với quan sát các tuyến, đã xác định được 4 khu vực thực vật có sự khác biệt rõ rệt xuất hiện trong cùng một cụm trên toàn bộ địa điểm nghiên cứu, theo đánh giá điều này có thể do chúng đã trải qua những điều kiện môi trường và bồi lắng khác nhau. Dựa trên phát hiện này cùng với hoạt động khảo sát theo tuyến diễn ra sau đó, một hệ thống phân loại đã được xây dựng trong đó xác định những tập hợp này chủ yếu thông qua mật độ và chiều cao của cây kết hợp bổ sung với đánh giá trực quan nền đất mà đã được xác định trong nghiên cứu trước của Tolhurst và các đồng nghiệp khác (Tolhurst and Chapman, 2005, Chapman and Tolhurst, 2007, Tolhurst et al., 2010). Các tiêu chí được sử dụng để xác định đặc tính của thực vật tại địa điểm nghiên cứu gồm rừng đã trưởng thành từ trước (diện tích rừng thuần thực còn sót lại), mới sinh trưởng với mật độ cao, mới sinh trưởng với mật độ thấp và bãi bồi còn trống. Hình 4 thể hiện quan sát trực quan tập hợp các loài thực vật này. Tổng cộng có 36 tuyến đã được khảo sát.

Để lượng hoá các đặc tính và cấu trúc các loài thực vật này, mật độ cây đã được đo đếm bằng phương pháp thiết lập tuyến ngẫu nhiên (English et al., 1994), còn chiều cao của cây thì được đo bằng phương pháp ước lượng trực quan. Tuy nhiên do vùng cảnh quan có đặc điểm không đồng đều, nên các tuyến cần có chiều dài khác nhau. Bên cạnh việc đo đếm mật độ và chiều cao của cây, các loài cây rừng ngập mặn chủ yếu xuất hiện tại từng điểm phục hồi cũng được ghi chép lại. (Duke, 2012), tuy nhiên do thời gian hạn chế nên việc khảo sát toàn diện các loài thực vật không thể thực hiện được. Table 1 cung cấp thông tin chi tiết phân loại từng tập hợp các loài thực vật.



Hình4. Ảnh chụp tại mô hình phục hồi Vàm Rầy cho thấy 4 quần thể thực vật khác biệt xuất hiện tại điểm khảo sát.

Bảng1. Tiêu chí phân loại được sử dụng để phân biệt giữa các khu quần thể thực vật trong mô hình phục hồi Vàm rầy.

Khu vực	Chiều cao	Mật độ	Che bóng	Cấu trúc
Đã trưởng thành	Rất cao (6m+)	$<0.5.m^{-1}$	Phù sa phần lớn được che bóng, ngoại trừ vài khoảng trống dưới tán	Nhiều rễ chùm lớn, có lớp mục lá rụng và cành gãy
Mật độ cao, mới sinh trưởng	Trung bình đến cao (4m+)	$>0.5.m^{-1}$	Phù sa được che bóng thường xuyên, rất ít khoảng trống dưới tán	Nhiều rễ chùm lớn, lớp thảm mục lá rụng dày
Mật độ thấp mới sinh trưởng	Từ nhỏ đến trung bình (~0.5-4m)	$<0.5. m^{-1}$	Phù sa được che bóng một phần, nhiều khoảng trống lớn tiếp xúc với ánh nắng mặt trời khi nước triều lên.	Một số rễ chùm, ít thảm mục lá rụng
Bãi bồi trống	$<0.5m$	Không có cây, nhưng có xuất hiện một số cây con thưa thớt xuất hiện tại một vài điểm	Bãi bồi hoàn toàn tiếp xúc với ánh nắng mặt trời khi nước triều lên	Hầu như không có rễ chùm hay lớp thảm mục rõ rệt

Phù sa bãi bồi đều được lấy mẫu tại mỗi điểm xử lý và tại mỗi khu có các loài thực vật. Ở hầu hết các điểm, việc đi lại trên khu vực bãi bồi tại Vàm Rầy rất khó thực hiện do nền đất rất yếu. Do đó ván gỗ đã được sử dụng để “di chuyển” trên mặt bùn, điều này làm cho quá trình lấy mẫu mất rất nhiều thời gian và số lượng mẫu thu thập được cũng rất hạn chế (Hình 5). Tại mỗi khoảng cách ngẫu nhiên dọc tuyến đê biển, việc lấy mẫu nhanh được thực hiện dọc theo bãi bồi và vuông góc với tuyến đê. Nhóm lấy mẫu di chuyển theo hình chữ “U” xuất phát từ và trở về thân đê, mỗi lần lấy được 6 đến 8 mẫu. 4 lần lấy mẫu nhanh đã được thực hiện, có thêm vài lần lấy mẫu tại các diện tích xử lý nhỏ hơn để bổ sung cho các mẫu này. Tại mỗi điểm lấy mẫu, một ống hình trụ được sử dụng để lấy 20 ml mẫu phù sa từ lớp phù sa trên bề mặt và đặt vào một lọ đựng mẫu được bảo quản lạnh trên đá và chuyển về phòng xét nghiệm để phân tích hàm lượng ni-tơ, các bon và độ ẩm. Một mẫu bổ sung (khoảng 10 ml) được thu thập trong lọ thủy tinh để phân tích chất diệp lục. Những mẫu này cũng được bảo quản lạnh trên đá và phân tích trong vòng 24 giờ. Địa điểm của từng mẫu được thể hiện trên bản đồ trong Appendix C.



Hình 5. Sử dụng ván gỗ để “di chuyển” trên mặt bùn tại mô hình phục hồi Vàm Rầy.

Xây dựng bản đồ các loài thực vật

Khi xác định một khu vực có các loài thực vật, vị trí khu vực đó sẽ được đánh dấu bằng GPS và thông tin cụ thể về các loài thực vật cũng được cập nhật. Các điểm tọa độ đã đánh dấu vào GPS và thông tin liên quan được dùng làm cơ sở để xây dựng bản đồ các loài thực vật trong Google Earth. Diện tích của từng điểm phục hồi và các loài thực vật tính bằng m^2 được xác lập bằng cách sử dụng hàm đa giác, và hàm này dùng để xác định độ che phủ rừng và tỷ lệ của từng quần thể trong mỗi điểm xử lý rừng ngập mặn

Phân tích trong phòng xét nghiệm

Hàm lượng chất diệp lục trong đất phù sa được phân tích bằng các phương pháp được mô tả trong báo cáo của Parsons et al. (1984). Một lượng phù sa định trước được pha trộn trong ống nghiệm với 90% a-xê-tôn. Hỗn hợp này sau đó được đưa vào quay ly tâm ở tốc độ 5xg và đo bằng quang phổ kế với bước sóng 750, 664 và 630 na-nô-mét. Mức hấp thụ bức xạ 750 được sử dụng để hiệu chỉnh độ đục và sau đó chất diệp lục được tính toán bằng công thức:

$$\text{Chất diệp lục} = 11.85 E_{664} - 1.54 E_{647} - 0.08 E_{630}$$

Mọi phân tích khác trong phòng xét nghiệm được thực hiện bởi Trường đại học Khoa học, Đại học Quốc gia Hà Nội, Việt Nam. Độ ẩm cũng được đo bằng cách sấy khô đất phù sa ở nhiệt độ 80°C trong 24 giờ để xác định hệ số khô ráo tuyệt đối (Tiêu chuẩn Quốc gia Việt Nam TCV 4048:2011), bằng công thức:

$$\text{Độ ẩm \%} = 100 * \frac{\text{Weight}_{w,t} - \text{ht}_{d,y}}{\text{Weight}_{w,t}}$$

Hàm lượng ni-tơ tổng số, các bon hữu cơ và các bon tổng số được xác định bằng phân tích cơ bản sau khi đốt khô (Tiêu chuẩn quốc gia Việt Nam về xác định hàm lượng ni-tơ tổng số bằng đốt khô: TCVN 6645:2000, và xác định các bon hữu cơ và các bon tổng số: TCVN 6642:2000).

Phân tích số liệu

Việc vẽ sơ đồ thăm dò được thực hiện cho từng tham số bằng cách sử dụng R. Sau đó, tất cả mọi phân tích thống kê đều được thực hiện bằng công cụ PRIMER. Việc phân tích các toạ độ chính được thực hiện với mọi số liệu ngoại trừ chất diệp lục, vì chất này có độ biến động rất lớn và có thể ảnh hưởng đến các số liệu khác. Phân tích hoán vị phương sai (ANCOVA) cũng được thực hiện riêng cho từng biến số phù sa, với các biến giải thích được sử dụng làm biện pháp xử lý (A, B, C và D), các loài thực vật và khoảng cách đến tuyến đê. Việc đưa khoảng cách vào mô hình có vai trò quan trọng vì đặc tính sinh địa hoá học của phù sa rừng ngập mặn thay đổi theo mực nước thủy triều và mức độ phân vùng chạy vuông góc với bờ biển. (McKee, 1995, Widdows and Brinsley, 2002). Khu vực các loài thực vật được chuyển thành một biến liên tục bằng cách nhân mật độ trung bình với chiều cao. Nó được đo bằng công cụ Ruler Function trong Google Earth với độ chính xác khoảng 2 m.

KẾT QUẢ

Quan sát định tính điểm phục hồi

Các điểm phục hồi rừng ngập mặn tồn tại một số loài ưu thế, chủ yếu là *mắm trắng* (*A. alba*), *đước đò* (*Rhizophora apiculata*) và *dừa nước* (*Nypa fruticans*), mặc dù một vài loài khác cũng có thể quan sát thấy trên toàn bộ địa điểm phục hồi. Phần lớn diện tích rừng mới sinh trưởng có mật độ lá sum sê và cành cây có cấu trúc nhiều rễ như mô tả trong báo cáo của Nga et al. (2005). Hầu hết điểm xử lý D (điểm đối chứng) là bãi bồi trống với một số ít cây con thưa thớt; mặc dù có một dải rừng mới sinh trưởng dọc theo mỗi bên của điểm phục hồi này và chạy vuông góc với tuyến đê (Hình 6). Diện tích rừng mới sinh trưởng chủ yếu là *mắm trắng* (*A. alba*), tuy nhiên nhiều loài cây ngập mặn khác cũng đã được xác định, bao gồm cả một diện tích *xu ối* (*Xylocarpus granatum*) mới sinh trưởng cũng xuất hiện tại địa điểm phục hồi này. Địa điểm này cũng phù hợp sự phát triển của loài tảo và một số đám cỏ duy nhất xuất hiện ở một số nơi trong các điểm phục hồi



Hình 6. Ảnh điểm đối chứng (điểm xử lý D) tại mô hình phục hồi Vàm Rầy, chụp từ tuyến đê biển.

Các loài xuất hiện tại điểm xử lý C (đằng sau diện tích rừng đã trưởng thành có hàng rào bên cạnh), cho thấy đây là các loài được trồng, trong đó các loài xuất hiện với số lượng lớn gồm đước đôi (*R. apiculata*) và dừa nước (*N. fruticans*), cũng như loài có số lượng vừa phải là mắm trắng (*A. alba*), có nguồn gốc từ rừng trồng và tái sinh tự nhiên.

Điểm xử lý A (hàng rào hai lớp), xuất hiện chủ yếu là mắm trắng (*A. alba*), mọc xen lẫn với mắm trắng (*R. apiculata*) và dừa nước (*N. fruticans*) với số lượng không lớn, cho thấy các loài này phần lớn có nguồn gốc từ rừng trồng và mới tái sinh. Đất phù sa tại điểm xử lý này rất nhão và có chứa lưu huỳnh. Kiểm tra rào giữ bùn tại điểm xử lý A cho thấy khe rào bị tắc nghẽn do lá rụng, rác rưởi và các loại đất đá khác.

Mắm trắng (*A. alba*) cũng là loài chủ yếu xuất hiện tại điểm xử lý B (hàng rào một lớp). Độ che phủ rừng tại điểm xử lý B phân tán hơn các điểm xử lý khác và các loại thực vật ở cũng thay đổi trên toàn bộ điểm phục hồi. Các loài cây ngập mặn khác gồm vẹt trụ (*Bruguiera cylindrical*), cóc (*Lumnitzera sp*), và bần trắng (*Sonneratia alba*), cũng như nhiều diện tích dừa nước (*N. fruticans*) và đước đôi (*R. apiculata*). Tuy nhiên, điều rõ ràng là các điểm này có các kiểu rừng rất phong phú. Các loại thực vật trong khu vực này đã tạo nên hàng loạt các vũng nhỏ, trong đó điểm đặc trưng là các đám đước đôi (*R. apiculata*) đã thuần thực. Có thể nhận thấy ranh giới rõ ràng trên phần lớn các vũng nhỏ này giữa phù sa lâu đời, đã sần chắc với số lượng lớn các cây con và lượng phù sa mới tích tụ, nên còn yếu và đáng chú ý là có số lượng cây con ít hơn (Hình 7). Cây rừng sinh trưởng mạnh nhất ở những vùng gần bờ, nơi mà năng lượng của sóng đã giảm đi nhiều.



Hình 7. Hai ảnh chụp từ phía biển của rừng ngập mặn tại điểm xử lý B cho thấy ranh giới giữa đất phù sa đã sần chắc và phù sa còn nhão.

Khảo sát các loài thực vật

Có thể quan sát thấy sự khác biệt rõ rệt về độ che phủ thực vật giữa các điểm xử lý phục hồi khác nhau (như đã tóm tắt trong Bảng 2). Điểm xử lý A và C đều có độ che phủ rừng rất cao (lần lượt là 90% và 100%), điểm xử lý B có độ che phủ ở mức trung bình (58%) và điểm xử lý D có độ che phủ thấp (30%). Tỷ lệ độ che phủ rừng chung, cũng như tỷ lệ rừng mới sinh trưởng mật độ cao cho đến rừng mới sinh trưởng mật độ thấp và bãi phủ bồi trồng đều lớn hơn tại các điểm có mức độ bảo vệ cao chống sóng biển. Do đó, điểm xử lý C được hình thành từ độ che phủ mật độ cao và điểm xử lý A hầu hết cũng có mật độ cao. Tuy nhiên, điểm xử lý B chủ yếu là chủ yếu là bãi bồi trồng, với những dải rừng đã trưởng thành rộng lớn và một số diện tích rừng mới sinh trưởng, nhiều diện tích trong số đó có mật độ thấp. Mặc dù có độ che phủ rừng chung ở mức độ thấp nhất, tuy nhiên diện tích rừng mới sinh trưởng tại điểm xử lý B chủ yếu có mật độ cây rừng cao.

Bảng 2. Độ che phủ rừng tổng thể và tỷ lệ từng quần thể thực vật của 4 điểm xử lý.

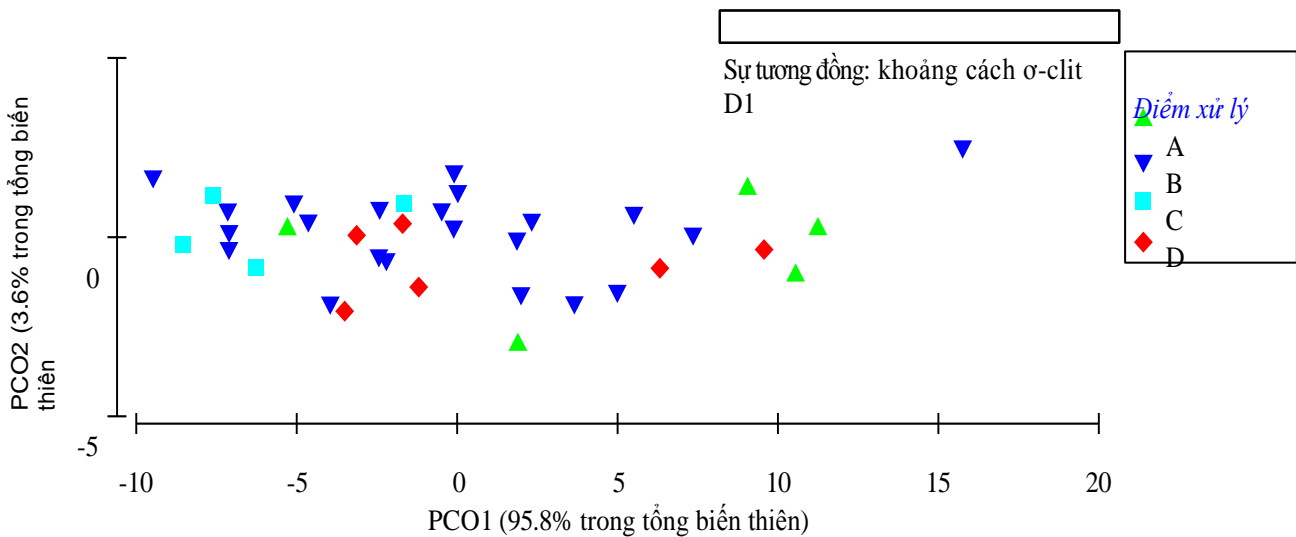
Điểm xử lý	Các loài thực vật (% độ che phủ)				Tổng diện tích xử lý	Tổng diện tích có độ che phủ thực vật	Tỷ lệ độ che phủ trong diện tích xử lý
	Đã trưởng thành	Mật độ cao	Mật độ thấp	Bãi bồi trồng			
A	10	70	10	10	3348m ²	2991m ²	90
B	24	10	24	42	22 308m ²	12 928m ²	58
C	0	100	0	0	2327m ²	2357m ²	100
D	0	25	5	70	2334m ²	691m ²	30



Hình 8. Bản đồ độ che phủ rừng ngập mặn tại mô hình phục hồi Vàm Rây, với các biện pháp xử lý khác nhau được đánh dấu, cho thấy sự phân bố của ba quần thể thực vật khác nhau; đã trưởng thành, mới sinh trưởng mật độ ao và mới sinh trưởng mật độ thấp.

Xử lý và các điều kiện sinh địa hóa học

Một trong những đặc điểm chính của số liệu sinh địa hóa học của phù sa là mức độ biến thiên lớn, trong cùng một điểm xử lý và giữa các điểm xử lý (Bảng 3). Điều này đặc biệt đúng với chất diệp lục với độ biến thiên lớn từ 52 đến 2083 mg.m^{-3} . Phân tích tọa độ chính của tất cả các thông số phù sa (ngoại trừ chất diệp lục) liên quan đến điểm xử lý phục hồi, loại sinh cảnh và khoảng cách đến bờ biển (Hình 9), cho thấy điểm xử lý có tác động lớn nhất đến đặc tính của phù sa ($df = 3, p = 0.03$; Table 4), với sự khác biệt lớn giữa điểm xử lý A và B ($df = 36, p = 0.02$) và khác biệt không lớn giữa điểm xử lý A và C ($df = 36, p = 0.06$; Bảng 5). Chỉ có các diện tích trong điểm xử lý C không có nhiều khác biệt, thể hiện bằng các chùm (Hình 9). Các diện tích trong điểm xử lý B có mức độ phân tán cao nhất.



Hình 9. Phân tích tọa độ chính các thông số về phù sa: tổng lượng ni-tơ, hàm lượng độ ẩm, các bon hữu cơ và vô cơ, tương quan với các điểm xử lý phục hồi khác nhau được thiết lập tại mô hình Vàm Rây.

Việc lập biểu đồ thăm dò các thông số này không thể chỉ ra bất cứ khác biệt nào trong các đặc tính của phù sa giữa các điểm xử lý phục hồi (Hình 10). Dù vậy, sự hoán vị ANCOVA (quan tâm đến khoảng cách từ tuyến đê và thảm thực vật), cho thấy có sự khác biệt lớn giữa các điểm khác nhau về hàm lượng độ ẩm và các bon vô cơ (Bảng 4). Hàm lượng độ ẩm tại điểm xử lý A cao hơn tại điểm xử lý B ($df = 36, p = 0.02$) và cao hơn đôi chút so với điểm xử lý C ($df = 36, p = 0.06$), và các bon vô tại điểm xử lý D cao hơn hẳn so với điểm xử lý B ($df = 36, p = 0.005$) (Bảng 5).

Bảng 3. Giá trị bình quân và độ lệch chuẩn của từng thông số phù sa theo hình thức xử lý và trên toàn bộ các mẫu

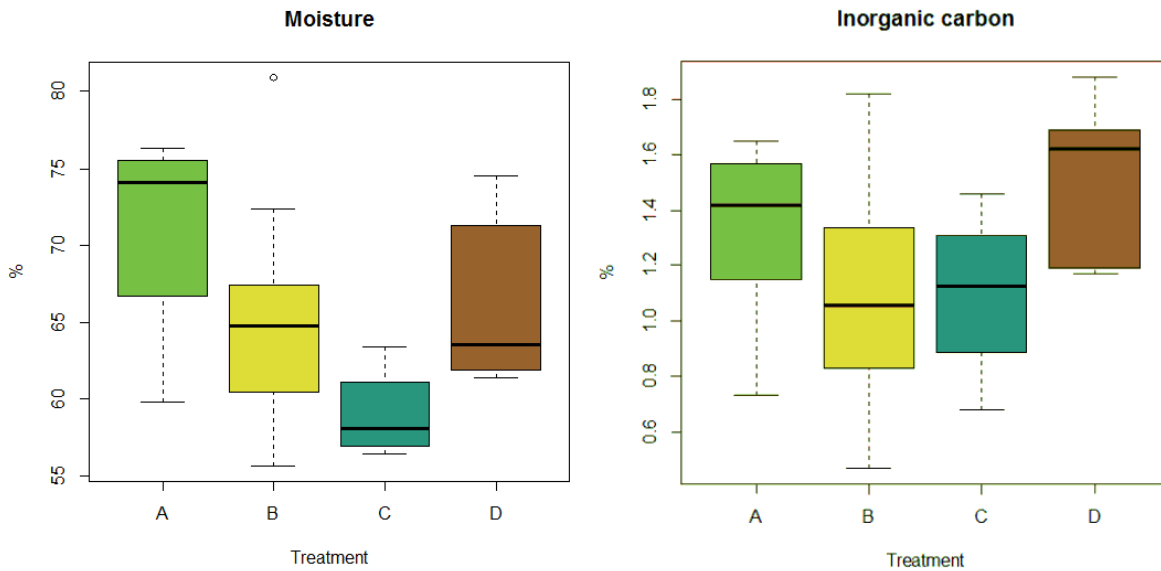
Điểm xử lý	Số lượng mẫu	Tổng lượng ni-to ^r (%)	Các bon hữu cơ (%)	Các bon vô cơ (%)	Độ ẩm (%)	Chất diệp lục (mg.m ⁻²)
A	5	0.49 ± 0.23	4.12 ± 1.07	1.31 ± 0.37	70.47 ± 7.08	245.64 ± 104.10
B	22	0.50 ± 0.28	3.51 ± 0.81	1.08 ± 0.33	64.64 ± 5.77	534.00 ± 525.54
C	4	0.39 ± 0.29	3.22 ± 0.64	1.10 ± 0.32	59.03 ± 3.06	600.75 ± 453.90
D	6	0.37 ± 0.27	3.96 ± 0.76	1.53 ± 0.29	66.04 ± 5.50	720.90 ± 593.44
TỔNG	37	0.47 ± 0.27	3.64 ± 0.84	1.19 ± 0.36	65.05 ± 6.19	532.59 ± 496.25

Bảng 4. Phân tích kết hợp của tất cả các biến phù sa, và phân tích hoán vị ANCOVA hàm lượng độ ẩm, các bon vô cơ và tổng lượng ni-to^r, tương quan với khoảng cách đến tuyến đê biển, các loài thực vật và điểm xử lý. Tổng lượng ni-to^r chỉ được xét nghiệm trong mỗi tương quan với khoảng cách và các loài thực vật. Lưu ý các giá trị lớn được thể hiện bằng màu đỏ, các giá trị lớn cận biên bằng màu cam.

Nguồn	df	Tất cả các biến			Độ ẩm			Các bon vô cơ			Tổng lượng ni-to ^r		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
Khoảng cách	1	90.65	2.7175	0.092	89.544	2.8326	0.122	0.15915	1.4797	0.255	4.06E-02	0.59586	0.439
Thảm thực vật	1	2.348	7.04E-02	0.875	1.2547	3.97E-02	0.837	8.52E-04	7.92E-03	0.938	0.2727	3.9985	0.047
Xử lý	3	106.58	3.1951	0.031	103.29	3.2676	0.046	0.35973	3.3446	0.026	N/A	N/A	N/A
Phần còn lại	31	33.358			31.612			0.10755			6.82E-02		
Tổng số	36												

Bảng 5 Phân tích các biến phù sa kết hợp, hàm lượng độ ẩm, và các bon vô cơ so sánh giữa các điểm xử lý. Lưu ý, giá trị lớn được thể hiện bằng màu đỏ, giá trị lớn cận biên bằng màu cam.

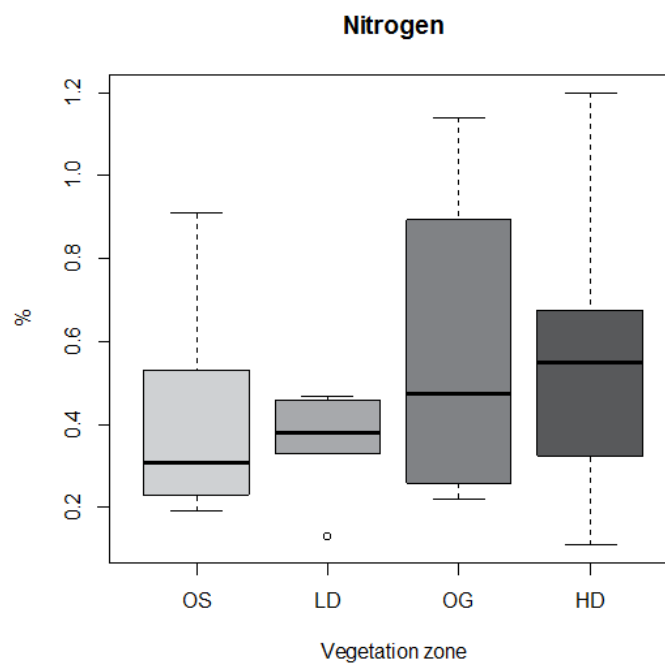
Điểm xử lý	Tất cả các biến			Độ ẩm			Các bon vô cơ		
	t	P(perm)	Unique perms	t	P(perm)	Unique perms	t	P(perm)	Unique perms
A, B	2.4716	0.02	997	2.5048	0.021	998	1.7329	0.094	998
A, C	2.3928	0.062	997	2.4571	0.067	991	0.54282	0.579	998
A, D	1.4256	0.173	998	1.4616	0.193	999	0.49605	0.651	998
B, C	0.80806	0.42	999	0.82885	0.395	997	0.53577	0.584	997
B, D	0.49452	0.637	998	0.31469	0.76	995	2.8301	0.007	996
C, D	1.1227	0.304	999	1.0953	0.322	997	1.3713	0.217	995



Hình 10. Tỷ lệ % hàm lượng độ ẩm (trái), và hàm lượng các bọn vô cơ (phải), liên quan đến các biện pháp phục hồi khác nhau được thực hiện tại Vàm Rây. Lưu ý các biểu đồ này có tỷ lệ khác nhau.

Thảm thực vật và các điều kiện sinh địa hóa học

Hoán đổi ANCOVA về ni-tơ và các đám thực vật cho thấy mối tương quan dương lớn giữa lượng ni-tơ và độ che phủ thực vật ($df = 1, p = 0.04$) (Bảng 4). Do đó, hàm lượng ni-tơ cao nhất được phát hiện thấy ở diện tích rừng mới sinh trưởng có mật độ cây rừng cao, và thấp nhất trong các mẫu đất thu được từ bãi bồi trống (Hình 11).



Hình 11. Tổng hàm lượng ni-tơ trong đất phù sa trong mối tương quan với các loài thực vật tại mô hình phục hồi Vàm Rây.

THẢO LUẬN

Mục đích của biện pháp phục hồi rừng ngập mặn ven biển là nhằm tái tạo lại các chức năng và dịch vụ cơ bản của hệ sinh thái mà đã bị mất đi do rừng bị mất đi hay bị huỷ hoại. Giả thiết cơ bản trong nhiều dự án phục hồi rừng ngập mặn là sau khi thực hiện phục hồi hệ thực vật và cấu trúc của nó, thì các loài thực vật tại điểm phục hồi đó sẽ phát triển theo hướng đã dự kiến với đầy đủ chức năng tương đương với một hệ sinh thái rừng tự nhiên. Tuy nhiên, các nghiên cứu về cấu trúc và chức năng của các khu rừng ngập mặn được phục hồi cho thấy điều này rất hiếm khi xảy ra. (Zedler and Callaway, 1999, McKee and Faulkner, 2000, Vovides et al., 2011, Osland et al., 2012). Các nghiên cứu này chỉ ra rằng kết quả phục hồi thay đổi tùy thuộc vào nhiều mối tương tác phức tạp mà chúng ta còn chưa hiểu rõ. Sự khác biệt khá lớn về chức năng và cấu trúc thậm chí ngay cả giữa các hệ sinh thái rừng ngập mặn nguyên sơ với nhau ở các vùng khác nhau làm cho việc so sánh hiệu quả của các giải pháp phục hồi rừng ngập mặn khác nhau trở nên khó khăn. (Kentula, 2000, Matthews et al., 2009). Vì thế mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy tạo một cơ hội hiếm hoi để đánh giá các vấn đề này và những phản ứng của một hệ sinh thái ven biển đơn lẻ trước những biện pháp phục hồi khác nhau.

Như trong các nghiên cứu khác về quá trình sinh thái rừng ngập mặn, nhận định quan trọng từ các kết quả của nghiên cứu này đó là sự biến đổi lớn của hệ sinh thái trong và giữa các giải pháp phục hồi. Đây đặc trưng điển hình của phù sa rừng ngập mặn, nó thay đổi theo quy mô không gian và thời gian của từng lập địa cụ thể khi phản ứng với các mối tương tác phức tạp giữa các loài sinh vật với sinh cảnh mà chúng ta còn chưa hiểu biết thấu đáo (Widdows and Brinsley, 2002, Tolhurst and Chapman, 2005, Alongi, 2009). Trong phạm vi một điểm xử lý, điểm xử lý B (hàng rào đơn) cho thấy mức độ không đồng nhất là rất cao trong tất cả các biến số. Điều này một phần có thể quy cho một thực tế là điểm phục hồi này có diện tích lớn nhất và số liệu của điểm phục hồi này được tổng hợp từ 3 lần “lấy mẫu nhanh” từ các diện tích rải rác trong phạm vi điểm xử lý. Giá trị cực điểm của hàm lượng chất diệp lục không phải là đặc trưng của biện pháp phục hồi hay độ che phủ các loài thực vật. Ghi chép tại hiện trường cho thấy đối với phần lớn các điểm xử lý mà có hàm lượng chất diệp lục cao hơn đột biến, một số loài tảo cũng được phát hiện thấy, có thể là nguyên nhân (xem số liệu thô, Phụ lục D). Mặc dù có sự khác biệt lớn, tuy nhiên một vài xu hướng xuất hiện từ những số liệu này cho thấy nhiều mối quan hệ giữa giải pháp phục hồi, các loài thực vật và đặc tính phù sa.

Khảo sát rừng ngập mặn tại Vàm Rầy cho thấy có 4 quần thể thực vật khác nhau đã hình thành tại

đây, (rừng ngập mặn đã phát triển, mới sinh trưởng mật độ cao, mới sinh trưởng mật độ thấp và bãi bồi trống), dựa vào mật độ, chiều cao và đặc điểm nền đất, như có bóng che, thảm mục và cấu trúc rễ. Theo mô hình mà Jimenez et al. (1985) đề xuất, mật độ cây rừng ngập mặn tăng lên sau khi mới tái sinh và trong thời đầu của quá trình sinh trưởng trước khi suy giảm khi rừng đến tuổi thuần thực (Hình 1). Tại Vàm Rầy rừng ngập mặn mới sinh trưởng có mật độ cao hơn so với rừng đã trưởng thành, điều này cho thấy hệ sinh thái này chưa đến tuổi thuần thực mặc dù quá trình sinh trưởng diễn ra nhanh và mạnh mẽ. Theo Crewz and Lewis (1991), quá trình này có thể kéo dài đến 25 năm, vì thế cần có kế hoạch giám sát phù hợp để thực hiện các chương trình quản lý hợp lý và hiệu quả.

Đánh giá định tính điểm phục hồi

Toàn bộ vùng nghiên cứu chỉ xuất hiện một số loài chủ yếu như đước (*R. apiculata*), dừa nước (*N. fruticans*), và mắm trắng (*A. alba*). Như Hogarth (2007) đã lưu ý, hình thái phát triển thành nhiều đám là đặc điểm điển hình của môi trường đầy thách thức này. Tuy nhiên, trong tương lai cần đánh giá mức độ đa dạng loài rừng ngập mặn và so sánh với các diện tích rừng đã qua tác động và chưa qua tác động khác làm đối chứng để hiểu rõ hơn về hình thái sinh trưởng tự nhiên thành đám lớn và phân bố cũng như những yếu tố cản trở các loài cây ngập mặn khác tái sinh tự nhiên trong khu vực (Matthews et al., 2009).

Mặc dù chưa lượng hoá, nhưng dường như mỗi điểm phục hồi có đặc điểm là có sự khác biệt đôi chút về các loài (với dấu hiệu sự xuất hiện của nhiều loài là do biện pháp can thiệp trồng rừng). Do không có thêm thông tin về biện pháp trồng rừng ban đầu tại địa điểm này nên sự khác biệt về loài có phải là kết quả của biện pháp phục hồi rừng không thì còn chưa rõ. Một số trường hợp cho thấy hệ thống phân bố thường xuyên hoặc gần đây phản ánh sự khác biệt trong đặc tính phân tán của chồi cây (hoặc trong trường hợp này là biện pháp trồng rừng) nhiều hơn là xu hướng lý sinh trong hệ sinh thái (Piou et al., 2006).

Phần lớn các loài mới tái sinh là *A. alba*; đại diện cho một chi có khả năng thích nghi rất và sinh trưởng tốt trên bãi phù sa và môi trường bãi triều khắc nghiệt, và có khả năng phát triển mạnh thành rừng trong điều kiện thuận lợi (Balke et al., 2011). Dự kiến quá trình tái sinh các loài cây ngập mặn khác sẽ tăng lên khi cây trồng phát triển đến tuổi thuần thực sinh sản, tạo điều kiện lý sinh dễ thích nghi như là kết quả của những thay đổi do trồng cây trên phù sa.

Khảo sát các loài thực vật

Đánh giá độ che phủ thực vật tại địa bàn cho thấy tại những nơi có mức độ bảo vệ cao thì tăng trưởng ban đầu của rừng diễn ra mạnh mẽ (Hình 3). Điểm phục hồi C có độ che phủ thảm thực vật lớn nhất, tại đây ngoài hàng rào bảo vệ một phía còn có một đai rừng rậm rạp sót lại có tác dụng như một vùng đệm giảm năng lượng của sóng. Điểm phục hồi A cũng có độ che phủ cao do được bảo vệ bằng hàng rào chắn sóng hai lớp. Điểm phục hồi B chỉ có hàng rào chắn sóng một lớp, thảm thực vật có mức độ che phủ trung bình và sinh trưởng của rừng tập trung về phía đất liền của khu vực xử lý, khu vực này được cho là có cường độ sóng yếu hơn. Điểm phục hồi D là điểm đối chứng có mức độ bảo vệ thấp nhất và độ che phủ thực vật cũng thấp nhất. Động năng của sóng được cho là một trong những yếu tố chính quyết định tỷ lệ sống và sinh trưởng trong hệ sinh thái rừng ngập mặn tự nhiên và phục hồi (McKee, 1995, McKee and Faulkner, 2000, Lewis, 2005). Có rất ít bằng chứng về tái sinh tự nhiên tại điểm phục hồi D, không giống như các điểm phục hồi khác, điều này cho thấy nếu không tăng cường các biện pháp bảo vệ bằng hàng rào chắn sóng thì cây con ngập mặn rất khó sinh trưởng thành rừng được. Dựa vào các khảo sát trước về ngưỡng để cây con sinh trưởng thành rừng (McKee, 1995, Krauss et al., 2008, Balke et al., 2011, Tamin et al., 2011), giả thiết được đưa ra là năng lượng sóng tăng lên, nền đất phù sa không ổn định và điều kiện thiếu khí tiềm ẩn đang gây cản trở cho quá trình sinh trưởng thành rừng của cây con ngập mặn được trồng hoặc tự nhiên tại điểm phục hồi D (điểm đối chứng) hoặc về phía biển tại điểm phục hồi B. Giả thiết này được củng cố bởi đánh giá trực quan tại điểm phục hồi B (Hình 7), trong đó cây con trên nền đất phù sa rắn chắc trong các vũng được che chắn có số lượng nhiều hơn hẳn số cây con trên nền đất phù sa yếu bên ngoài các khu vực này. Do đó, động năng của sóng thay đổi do hàng rào chắn sóng và diện tích rừng ngập mặn sót lại trong khu vực thử nghiệm phục hồi có ảnh hưởng lớn đến sự phát triển của rừng ngập mặn tại điểm phục hồi, mức độ ảnh hưởng này thay đổi theo biện pháp xử lý.

Xử lý và điều kiện địa sinh hóa

Mặc dù có mức độ khác biệt lớn như đã đề cập ở trên, tuy nhiên giá trị tổng lượng ni-tơ, các bon hữu cơ và vô cơ và chất diệp lục vẫn nằm trong phạm vi công bố của hệ sinh thái rừng ngập mặn, (Gong and Ong, 1990, Alongi, 1996, Dittmar and Lara, 2001, Chapman and Tolhurst, 2007, Alongi et al., 2008, Reef et al., 2010). Việc phân tích tọa độ chính đã xác định được mức độ ảnh hưởng của biện pháp xử lý đến các điều kiện địa sinh hóa, dựa vào sự khác biệt giữa các điểm xử lý A và B, và A và C. Điều này chủ yếu xuất phát từ sự khác biệt về động năng của sóng (như đã trình bày ở trên) và chế độ bồi lắng giữa các điểm xử lý. Các

hàng rào bảo vệ khác nhau được đánh giá là có mức độ ảnh hưởng lớn đến quá trình tích tụ phù sa với lượng phù sa bồi lắng nhiều ở điểm xử lý A, sau đó đến C rồi B, điểm đối chứng không có hiện tượng tích tụ phù sa bồi lắng. (Cuong and Brown, 2012). Phù sa tích tụ nhanh mang lại nhiều tác dụng. Trong một số hệ sinh thái, nó có tác dụng bao bọc cây mới tái sinh (McKee, 1995, Tamin et al., 2011), ở các hệ sinh thái khác nó có tác dụng kích thích sinh trưởng thông qua quá trình tăng độ ổn định nền đất phù sa và cung cấp dưỡng chất (Kumara et al., 2010). Trong bối cảnh của Kiên Giang, quá trình bồi lắng phù sa mang lại kết quả khả quan vì mục đích cơ bản của giải pháp phục hồi rừng ngập mặn là kiểm soát sói lở và ngăn chặn sói mòn bờ kè tuyến đê biển. (Cường và Dart, 2011). Tiềm năng phù sa tích tụ nhanh để bao bọc cây mới tái sinh cần được cân nhắc trong các kế hoạch đánh giá và theo dõi điểm phục hồi.

Hàm lượng độ ẩm cao trong các mẫu thu thập từ điểm xử lý A so với các điểm xử lý B và C có thể xuất phát từ nguyên nhân là do dòng chảy bị hạn chế. Khe của hàng rào giữ bùn tại điểm xử lý này bị tắc nghẽn giống như đã hạn chế dòng chảy làm cho nước không thoát được ra khỏi khu vực này, làm cho diện tích này trở nên nhão và chứa nhiều lưu huỳnh. Dù vậy, điểm xử lý A đã trải qua quá trình sinh trưởng mạnh bất chấp điều kiện bị thiếu ô-xy, điều này có thể làm giảm quá trình sinh trưởng và quang hợp của cây rừng ngập mặn (Krauss et al., 2008). Sự thích nghi về sinh lý học (ví dụ như rễ phí của loài mắm trắng (*A. alba*)), làm cho hầu hết các loài cây rừng ngập mặn có mức độ chống chịu cao với các điều kiện thiếu ô-xy, vì thế các loài này hoàn toàn có thể sinh trưởng mạnh khi mà hàng rào chắn bùn bị tắc nghẽn ngăn không cho nước triều thoát ra. Tuy nhiên, tác động ngăn nước của hàng rào giữ bùn có thể cản trở cây rừng ngập mặn tăng trưởng trong tương lai, vì cây con mọc phân tán tự nhiên cần một giai đoạn không bị ngập úng để phát triển thành rừng. (Balke et al., 2011). Rễ cây cũng phân nhánh do điều kiện sinh hóa của phù sa vì tình trạng ngập nước kìm nén quá trình trao đổi chất của đất và điều này có thể hạn chế chu trình dưỡng chất. (Rovai et al., 2012).

Lượng các bon vô cơ cao tại điểm đối chứng so với điểm xử lý B là một điều bất ngờ. Sự khác biệt này phản ánh sự biến đổi về hình thái lắng đọng phù sa và ảnh hưởng của quá trình biến động đất và hợp nhất khoáng chất. Sự đa dạng và phong phú của hệ động vật phù sa cho thấy sự biến đổi rất lớn đến quy mô không gian cũng như từng cen-ti-mét (Kelaher and Levinton, 2003), và điều này có thể ảnh hưởng lớn đến thành phần và cấu trúc phù sa. Do đó, kết quả này chưa thể phản ánh tác động của biện pháp xử lý. Theo đó, sự khác biệt có thể không có nhiều ý nghĩa về các bon vô cơ tại các điểm xử lý khác nhau, trong đó có ý nghĩa

về mặt sinh thái vì các phần tử các bon vô cơ (ví dụ như đá vôi) phân bố theo sự tương tác giữa kích thước phần tử và thủy động lực học của từng địa điểm. Điều đáng chú ý là điểm xử lý B có rất nhiều quần thể cua và cá thối lòi tại một số khu vực, điều mà không quan sát thấy tại các điểm xử lý khác.

Các loài thực vật và điều kiện sinh địa hóa học

Bên cạnh việc so sánh dựa vào loại hàng rào, nghiên cứu này còn có mục đích tìm hiểu mối quan hệ giữa các loài thực vật với tính chất sinh địa hóa học của phù sa. Mối tương quan dương giữa mật độ nhân với chiều cao và tổng lượng ni-tơ tại các điểm bồi lắng cho đến lượng tích tụ rỗng chất hữu cơ do năng suất tăng cao trên mặt đất. Theo báo cáo của Kumara và các cộng sự (2010), mật độ rừng ngập mặn càng cao thì càng đóng góp nhiều cho quá trình tích tụ phù sa giàu dưỡng chất. Rừng ngập mặn tái sinh và sinh trưởng cũng cho thấy tác dụng tăng cường cố định ni-tơ vi khuẩn trong phù sa thông qua vùng rễ giải phóng ô-xy và cung cấp lượng lớn các bon. (Inoue et al., 2011). Những điều kiện này cho thấy quá trình tích tụ ni-tơ thuận lợi liên quan đến các bon sau quá trình chuyển đổi vi khuẩn các bon sang CO₂ và bổ sung ni-tơ vào sinh khối (Gong and Ong, 1990), mà điển hình bao gồm mức tăng ni-tơ hữu cơ và vô cơ hòa tan (Gong and Ong, 1990, Ramos e Silva et al., 2007). So sánh độ tuổi non hơn (7 và 11 tuổi) và già hơn (17 và 27 tuổi), rừng ngập mặn cho thấy rằng không chỉ rừng ngập mặn non mới có sản sinh ra lớp thảm mục lá lớn, lớp thảm mục này cũng có hàm lượng ni-tơ cao hơn so với hàm lượng ni-tơ trong cá cây đã thuần thực (Nga et al., 2005). Điều này giải thích vì sao rừng mới sinh trưởng với mật độ cao có tổng lượng ni-tơ cao hơn những diện tích rừng đã tăng trưởng còn sót lại. Những số liệu này cho thấy rừng ngập mặn sinh trưởng nhanh và mạnh mẽ tại Vàm Rầy đang có những tác động đến chu trình dưỡng chất và quá trình xử lý, và tiềm năng mở rộng năng suất của hệ sinh thái để thực hiện vai trò như là một bể chứa ni-tơ.

Ý kiến kết luận

Theo quan điểm phục hồi, nghiên cứu này đưa ra những đánh giá chuyên sâu về tác động trực tiếp và gián tiếp của các phương pháp tiếp cận phục hồi khác nhau cho phát triển rừng ngập mặn và điều kiện sinh địa hóa học phù sa. Sự khác biệt trong và giữa các hệ sinh thái rừng ngập mặn khác nhau đã làm cho việc đánh giá một cách chính xác chức năng hệ sinh thái và mức độ phục hồi thành công rừng ngập mặn trở nên khó khăn hơn (Kentula, 2000, McKee and Faulkner, 2000). Tuy nhiên, độ che phủ và cấu trúc các loài thực vật là những chỉ số quan trọng để đánh giá mức độ thành rừng ban đầu và tỷ lệ sinh trưởng và cho thấy rằng trong

trường hợp này, việc trồng rừng với mức độ bảo vệ cao chống sóng biển sẽ mang lại hiệu quả sinh trưởng cao cho cây trồng rừng ngập mặn. Mặc dù kết quả phân tích các tọa độ chính cho thấy các thông số về phù sa bị ảnh hưởng bởi biện pháp xử lý, tuy nhiên số lượng các mô hình được nhân rộng còn hạn chế trong nghiên cứu này đã làm giảm độ tin cậy vào kết quả và một cuộc điều tra sâu rộng hơn nữa cần được triển khai thực hiện. Định hướng cho các nghiên cứu trong tương lai đối với mô hình Vàm Rầy gồm điều tra các yếu tố lý hóa mà có thể ảnh hưởng đến chu trình bồi lắng phù sa (ví dụ như độ pH, tiềm năng phản ứng ô xy hóa khử và kích thước hạt phù sa), sự tương tác giữa phù sa với hệ động vật, và khảo sát toàn diện hơn đối với các loài thực vật. Sự phân bố các bon trong mặt cắt của đất cũng là một đề tài đáng thực hiện, do rừng ngập mặn có tiềm năng hấp thụ các bon lớn thông qua quá trình tích tụ của các lớp than bùn (Breithaupt et al., 2012).

Có nhiều bằng chứng cho thấy rằng cây rừng ngập mặn tái sinh tự nhiên sinh trưởng tốt hơn cây trồng (Field, 1999b, Lewis, 2005, Hashim et al., 2010, Kamali and Hashim, 2011). Điều này cũng đã được kiểm chứng tại một số điểm của mô hình Vàm Rầy (To, 2012). Trên cơ sở đó, sau khi khắc phục được hạn chế sinh trưởng phân tán ban đầu sau khi trồng, việc quản lý bất cứ một dự án phục hồi rừng ngập mặn nào cũng cần hướng tới mục tiêu tạo ra một môi trường thuận lợi cho quá trình tái sinh tự nhiên; qua đó thúc đẩy phục hồi tự nhiên sau khi rừng bị tác động và tăng cường khả năng chống chọi của hệ sinh thái. Tại điểm nghiên cứu hiện nay, độ ẩm cao được duy trì bằng biện pháp hàng rào hai lớp có thể cản trở năng suất và quá trình sinh trưởng của cây mới tái sinh (Balke et al., 2011). Do vậy, hàng rào một lớp và trồng cây con đặng sau những diện tích rừng còn sót lại được khuyến nghị như là phương pháp tốt nhất thúc đẩy sự phát triển của rừng ngập mặn và chức năng sinh địa hóa học của phù sa bồi lắng.

Báo cáo này đưa ra đánh giá nhanh về các tác động sinh thái của bốn điểm phục hồi khác nhau. Để củng cố kết quả đánh giá trong báo cáo này, chúng tôi khuyến nghị cần thu thập thêm nhiều mẫu nữa với quy mô thời gian dài hơn để kiểm nghiệm các tiến trình này trong các mùa khác nhau và dọc suốt quá trình phát triển. Mặc dù đánh giá chỉ tập trung vào địa bàn cụ thể, tuy nhiên kết quả của nghiên cứu này cho thấy mặc dù những thay đổi nhỏ trong thiết kế hàng rào hay cấu trúc rừng cũng mang lại những tác động lớn đến chức năng và sự phát triển cho những khu rừng ngập mặn phục hồi.

LỜI CẢM ƠN

Thực hiện một dự án danh dự ở nước ngoài không phải là một nhiệm vụ dễ dàng, có lẽ không cần phải nói ra thì ai cũng hiểu rằng dự án không thể nào hoàn thành tốt đẹp nếu không có sự hỗ trợ của cả nhóm cán bộ chuyên gia thực hiện. Trước tiên tôi muốn gửi lời cảm ơn đến Ron Johnstone, giám sát viên, đã tạo cơ hội cho tôi theo đuổi dự án này và sự hỗ trợ quý báu của ông trong nhiều hoàn cảnh khó khăn. Xin bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc đến tiến sỹ Sharon Brown, ông Chu Văn Cường, ông Huỳnh Hữu To và toàn thể cán bộ dự án GIZ Kiên Giang đã hỗ trợ nhiệt tình trong quá trình thực hiện nghiên cứu này. Tôi rất cảm kích và thấy may mắn khi được chứng kiến công việc các bạn đã thực hiện trong thực tiễn.

Hoạt động nghiên cứu tại hiện trường của dự án này khó lòng mà hoàn thành được nếu không có sự hỗ trợ nhiệt tình của Catherine Hewitt and Lê Vũ. Cảm ơn các bạn đã không quản ngại làm việc trong môi trường bùn lầy mà không hề có một lời ca thán. Xin chân thành cảm ơn ông Lâm Téng, người có thể di chuyển được trên những chỗ mà không ai khác có thể di chuyển được, cảm ơn ông và bà 303 vì lòng hiếu khách và tính cách hài hước vui nhộn của ông bà. Rất nhiều công đoạn phân tích bùn đất phù sa trong phòng xét nghiệm (hàm lượng độ ẩm, tổng lượng ni-tơ, các bon hữu cơ và vô cơ) đã được thực hiện bởi trường Đại học Khoa học, Địa học Quốc gia Hà Nội, Việt Nam.

Xin cảm ơn tiến sỹ Pater Dart đã dành nhiều thời gian và trí tuệ cho dự án nằm trong suốt năm qua. Tôi xin bày tỏ lòng biết ơn tiến sỹ Juan Carlos Ortiz đã hỗ trợ cho một sinh viên danh dự nỗ lực hoàn thành thống kê đa biến. Số liệu từ những lần khảo sát trước đây cũng đã được tiến sỹ Michael Russel sẵn sàng chia sẻ. Xin gửi lời cảm ơn đến tất cả các chuyên gia đã góp ý cho dự thảo báo cáo, trong đó có cả tiến sỹ Doug Robinson, và xin cảm ơn các thành viên trong gia đình của tôi, những người đã dành tình cảm và lòng kiên nhẫn cho tôi trong quá trình thực hiện nghiên cứu này.

Cuối cùng, tôi muốn bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc nhất đến tiến sỹ Gabriel Crowley, rể phụ ký sinh của tôi trên đất phù sa yếu, rể khí của tôi trong điều kiện kỵ khí. Cảm ơn ông đã đưa ra những thông tin phản hồi và hướng cho tôi một quan điểm mới.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- ALONGI, D. M. 1996. Quá trình phát triển của các bể và dòng dưỡng chất sinh vật đáy trong rừng ngập mặn nhiệt đới. *Tạp san nghiên cứu biển*, 54, 123-148.
- ALONGI, D. M. 2008. Rừng ngập mặn: khả năng chống chịu, phòng hộ chống sóng thần, và ứng phó với biến đổi khí hậu toàn cầu. *Khoa học về cửa sông, vùng ven biển và bãi cạn*, 76, 1-13.
- ALONGI, D. M. 2009. *Sức mạnh của rừng ngập mặn*, Springer.
- ALONGI, D. M., TROTT, L. A., RACHMANSYAH, TIRENDI, F., MCKINNON, A. D. & UNDU, M. C. 2008. Sinh trưởng và phát triển của rừng ngập mặn che chở cho rừng san hô, Sulawesi và Sumatra, Indonesia. *Loạt chuyên đề nghiên cứu tiến hóa sinh học biển*, 370, 97-109.
- BALKE, T., BOUMA, T., HORSTMAN, E., WEBB, E., ERFTEMEIJER, P. & HERMAN, P. 2011. Cửa sổ cơ hội: ngưỡng phát triển thành rừng của cây con ngập mặn trên bãi triều. *Loạt chuyên đề nghiên cứu tiến hóa sinh học biển*, 440, 1-9.
- BARBIER, E. B., HACKER, S. D., KENNEDY, C., KOCH, E. W., STIER, A. C. & SILLIMAN, B. R. 2010. Giá trị của các dịch hệ sinh thái cửa sông và vùng ven biển. *Chuyên đề nghiên cứu sinh thái*, 81, 169-193.
- BISWAS, S., MALLIK, A., CHOUDHURY, J. & NISHAT, A. 2009. Khung thống nhất cho phục hồi rừng ngập mặn khu vực Đông Nam Á – Cầu nối sinh thái, xã hội và kinh tế. *Sinh thái học và quản lý vùng đất ngập nước*, 17, 365-383.
- BOSIRE, J. O., DAHDOUH-GUEBAS, F., WALTON, M., CRONA, B. I., LEWIS III, R. R., FIELD, C., KAIRO, J. G. & KOEDAM, N. 2008. Chức năng của rừng ngập mặn phục hồi: Báo cáo đánh giá: Các loài thực vật dưới nước, 89, 251-259.
- BOTO, K. G. & WELLINGTON, J. T. 1983. Hiện trạng dưỡng chất photpho và ni-tơ của rừng ngập mặn miền bắc Australian. *Loạt chuyên đề nghiên cứu tiến hóa sinh học biển* 11, 63-69.
- BREITHAUPT, J. L., SMOAK, J. M., SMITH, T. J., SANDERS, C. J. & HOARE, A. 2012. Tỷ lệ chôn vùi các bon hữu cơ trong phù sa rừng ngập mặn: Tăng cường ngân sách toàn cầu. *Chu trình sinh địa hóa toàn cầu*, 26.
- CHAPMAN, M. G. & TOLHURST, T. J. 2007. Mối quan hệ giữa hệ động vật tầng đáy và các đặc tính sinh địa hóa của phù sa theo quy mô không gian khác nhau và giữa các sinh cảnh khác nhau trong rừng ngập mặn. *Tạp san sinh học và sinh thái biển thực nghiệm*, 343, 96-109.
- CHEN, R. & TWILLEY, R. 1999. Mô hình mô phỏng chất hữu cơ và tích tụ dưỡng chất trong đất ngập nước rừng ngập mặn. *Sinh địa hóa*, 44, 93-118.
- CREWZ, D. W. & LEWIS, R. R. 1991. Đánh giá những nỗ lực trước đây trong việc thiết lập các loài thực vật trụi tại các vùng đất ngập nước ven biển Florida, Chương trình cao đẳng tài trợ biển Florida.
- CUONG, V. C. & BROWN, S. 2012. Khôi phục vùng ven biển và phục hồi rừng ngập mặn bằng biện pháp sử dụng rào chắn sóng cừ tram. *Việt Nam: GIZ*.
- CUONG, V. C. & DART, P. 2011. Giai đoạn một: Dự án Bảo tồn và phát triển khu dự trữ sinh quyển Kiên Giang. *Việt Nam: GIZ*.
- DITTMAR, T. & LARA, R. J. 2001. Động lực đằng sau quá trình phát triển của chất hữu cơ và dưỡng chất tại một vùng thủy triều rừng ngập mặn miền bắc Brazil. *Khoa học về cửa sông, vùng ven biển và bãi cạn*, 52, 249-259.
- DUKE, N. 2012. Rừng ngập mặn khu dự trữ sinh quyển Kiên Giang Việt Nam, Rạch Giá, Việt Nam, GIZ.
- DUKE, N. C., MEYNECKE, J. O., DITTMANN, S., ELLISON, A. M., ANGER, K., BERGER, U., CANNICCI, S., DIELE, K., EWEL, K. C., FIELD, C. D., KOEDAM, N., LEE, S. Y., MARCHAND, C., NORDHAUS, I. & DAHDOUH-GUEBAS, F. 2007. Một thế giới không có rừng ngập mặn? *Khoa học*, 317, 41-42.
- ELLISON, A. M. 2000. Phục hồi rừng ngập mặn: Chúng ta đã hiểu biết tường tận? *Sinh thái học phục hồi*, 8, 219-229.
- ELLISON, A. M., MUKHERJEE, B. B. & KARIM, A. 2000. Mô hình thử nghiệm phân vùng trong rừng ngập mặn: sự phụ thuộc vào quy mô và mối tương quan môi trường tại Sundarbans của Bangladesh. *Tạp san sinh học*, 88, 813-824.
- ENGLISH, S. A., WILKINSON, C. R. & BAKER, V. J. 1994. *Cẩm nang khảo sát tài nguyên biển nhiệt đới*, Townsville, Viện Khoa học Biển Australian.
- FELLER, I. C., LOVELOCK, C. E. & MCKEE, K. L. 2007. Bổ sung dưỡng chất tác động khác biệt đến tiến trình sinh thái của loài mắm (*Avicennia germinans*) trong hệ sinh thái rừng ngập mặn hạn chế ni-tơ và photpho. *Hệ sinh thái*, 10, 347-359.
- FELLER, I. C., MCKEE, K. L., WHIGHAM, D. F. & O'NEILL, J. P. 2003. Hạn chế ni-tơ so với photpho trong phạm vi các loài chuyển tiếp sinh trong rừng ngập mặn. *Sinh địa hóa học*, 62, 145-175.
- FIELD, C. D. 1999a.

- Phục hồi rừng ngập mặn: Sự lựa chọn và tính cần thiết. *Sinh vật học thủy sinh*, 413, 47-52.
- FIELD, C. D. 1999b. Phục hồi hệ sinh thái rừng ngập mặn: Đánh giá tổng quan. *Bản tin ô nhiễm biển*, 37, 383-392.
- FROMARD, F., PUIG, H., MOUGIN, E., MARTY, G., BETOULLE, J. L. & CADAMURO, L. 1998. Cấu trúc, sinh khối trên mặt đất và quá trình phát triển hệ sinh thái rừng ngập mặn: số liệu mới từ French Guiana. *Sinh thái học*, 115, 39-53.
- GIZ. 2011a. Dự án bảo tồn và phát triển khu dự trữ sinh quyển Kiên Giang [Trực tuyến]. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Đăng tải tại: <http://kiengiangbiospherereserve.com.vn/project/?content/1/8/5> [Accessed 01/09/12 2012].
- GIZ 2011b. Phục hồi bờ biển sỏi lở: Nghiên cứu điển hình tại tỉnh Kiên Giang, Việt Nam: GIZ.
- GONG, W.-K. & ONG, J.-E. 1990. Sinh khối cây và luồng dưỡng chất trong rừng ngập mặn phục hồi tại. *Khoa học về cửa sông, vùng ven biển và bãi cạn*, 31, 519-530.
- HASHIM, R., KAMALI, B., TAMIN, N. M. & ZAKARIA, R. 2010. Phương pháp tiếp cận tổng hợp phục hồi vùng ven biển: Phục hồi rừng ngập mặn tại Sungai Haji Dorani, Malaysia. *Khoa học về cửa sông, vùng ven biển và bãi cạn*, 86, 118-124.
- HOGARTH, P. J. 2007. *Sinh vật học rừng ngập mặn và cỏ biển*, New York, Nhà xuất bản đại học Oxford.
- INOUE, T., NOHARA, S., MATSUMOTO, K. & ANZAI, Y. 2011. Điều gì xảy ra với các đặc tính hóa học của đất sau khi cây rừng ngập mặn tái sinh? *Cây rừng và đất*, 346, 259-273.
- IRVING, A. D., CONNELL, S. D. & RUSSELL, B. D. 2011. Phục hồi cây trồng vùng ven biển để cải thiện khả năng lưu trữ các bon toàn cầu: Gặt hái những gì chúng ta gieo trồng. *PLoS ONE*, 6.
- JIMENEZ, J. A., LUGO, A. E. & CINTRON, G. 1985. Tỷ lệ cây chết trong rừng ngập mặn. *Sinh học nhiệt đới*, 17, 177-185.
- KAMALI, B. & HASHIM, R. 2011. Phục hồi rừng ngập mặn mà không trồng cây: Kỹ thuật sinh thái, 37, 387-391.
- KELAHAR, B. P. & LEVINTON, J. S. 2003. Sự biến đổi trong làm giàu mảnh vụn gây biến đổi không gian thời gian trong tích tụ phù sa xốp. *Loạt chuyên đề nghiên cứu tiến hóa sinh học biển*, 261, 85-97.
- KENTULA, M. E. 2000. Quan điểm xây dựng tiêu chí đánh giá mức độ thành công phục hồi rừng ngập mặn. *Kỹ thuật sinh thái*, 15, 199-209.
- KRAUSS, K. W., LOVELOCK, C. E., MCKEE, K. L., LÓPEZ-HOFFMAN, L., EWE, S. M. L. & SOUSA, W. P. 2008. Động cơ môi trường trong trồng và phát triển rừng ngập mặn ban đầu: Báo cáo đánh giá. *Sinh vật học dưới nước*, 89, 105-127.
- KUMARA, M., JAYATISSA, L., KRAUSS, K., PHILLIPS, D. & HUXHAM, M. 2010. Mật độ rừng ngập mặn cao thúc đẩy nâng cao bề mặt, thay đổi độ cao bề mặt, và tỷ lệ sóng cầu cây tại các vùng ven biển dễ tổn thương với nước biển dâng. *Sinh thái biển*, 164, 545-553.
- LE, H. D., SMITH, C., HERBOHN, J. & HARRISON, S. 2012. Không chỉ là cây rừng: Đánh giá mức độ thành công phục hồi rừng tại các quốc gia đang phát triển. *Tạp san các nghiên cứu nông thôn*, 28, 5-19.
- LEWIS, R. R. I. 2005. Kỹ thuật sinh thái để quản lý và phục hồi thành công rừng ngập mặn. *Kỹ thuật sinh thái*, 24, 403-418.
- LOVELOCK, C., SORRELL, B., HANCOCK, N., HUA, Q. & SWALES, A. 2010. Rừng ngập mặn và phát triển đất trên bờ biển phù sa bồi lắng nhanh tại New Zealand. *Hệ sinh thái*, 13, 437-451. LUGO, A. E. 1980. Hệ sinh thái rừng ngập mặn: Diễn thế hay trạng thái ổn định? *Sinh học nhiệt đới*, 12, 65-72.
- MATTHEWS, J. W., SPYREAS, G. & ANTON, G. E. 2009. Các bộ chỉ số dựa vào thực vật được sử dụng để đánh giá tiến độ phục hồi đất ngập nước. *Ứng dụng sinh thái*, 19, 2093-2107.
- MCKEE, K. L. 1995. Mô hình tái sinh cây con tại rừng ngập mặn Belizean: Tác động của khả năng thành rừng và các yếu tố lý hóa. *Sinh thái biển*, 101, 448-460.
- MCKEE, K. L. & FAULKNER, P. L. 2000. Phục hồi chức năng sinh địa hóa học trong rừng ngập mặn. *Sinh thái học phục hồi*, 8, 247-259.
- NGA, B. T., TINH, H. Q., TAM, D. T., SCHEFFER, M. & ROIJACKERS, R. 2005. Diện tích rừng ngập mặn non sản sinh ra đầu vào thảm mục lớn và chất lượng cao cho hệ thủy sinh. *Sinh thái học đất ngập nước và quản lý*, 13, 569-576.
- NGUYEN, H. H. 2011. Đo tính năng lượng sóng tại mô hình phục hồi vùng ven biển của GIZ. Báo cáo kỹ thuật cho GIZ. Rạch Giá, Việt Nam.
- NGUYEN, T. P. T. O. 2010. Các sự kiện chính trong quá trình phục hồi rừng ngập mặn tại Hòn Đất. Báo cáo chính thức cho GIZ. Rạch Giá, Việt Nam.
- OSLAND, M., SPIVAK, A., NESTLERODE, J., LESSMANN, J., ALMARIO, A., HEITMULLER, P., RUSSELL, M., KRAUSS, K., ALVAREZ, F., DANTIN, D., HARVEY, J., FROM, A., CORMIER, N. & STAGG, C. 2012. Phát triển hệ sinh thái sau khi thiết lập đất ngập nước rừng ngập mặn: Thay đổi cây rừng – đất theo trình tự thời gian 20 năm. *Hệ sinh thái*, 15, 848-866.

- PARSONS, T. R., MAITA, Y. & LALLI, C. M. 1984. *Sổ tay phương pháp hóa học và sinh học để phân tích nước biển*, Pergamon Press.
- PIOU, C., FELLER, I. C., BERGER, U. & CHI, F. 2006. Mô hình phân vùng rừng ngập mặn về phía biển, 41 năm sau trận bão thảm họa. *Sinh học nhiệt đới*, 38, 365-374.
- RAMOS E SILVA, C. A., OLIVEIRA, S. R., RÊGO, R. D. P. & MOZETO, A. A. 2007. Động lực học phốt pho và ni-tơ thông qua lớp thảm mục lá rụng và phân hủy trong rừng ngập mặn nhiệt đới. *Nghiên cứu môi trường biển*, 64, 524-534.
- REEF, R., FELLER, I. C. & LOVELOCK, C. E. 2010. Dưỡng chất của rừng ngập mặn. *Sinh lý học cây rừng*, 30, 1148- 1160.
- ROVAI, A., SORIANO-SIERRA, E., PAGLIOSA, P., CINTRÓN, G., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., MENGHINI, R., COELHO-JR, C., HORTA, P., LEWIS, R., III, SIMONASSI, J., ALVES, J., BOSCATTO, F. & DUTRA, S. 2012. Sự suy yếu diễn thế thứ sinh trong rừng ngập mặn phục hồi. *Sinh thái học đất ngập nước và quản lý*, 20, 447-459.
- SPALDING, M., KAINUMA, M. & COLLINS, L. 2012. *Tập bản đồ rừng ngập mặn thế giới*. Hoboken: Earthscan.
- TAMIN, N. M., ZAKARIA, R., HASHIM, R. & YIN, Y. 2011. Trồng rừng ngập mặn với loài mắm trên bờ biển bồi lắng phù sa tại Sungai Haji Dorani, Selangor, Malaysia. *Khoa học về cửa sông, vùng ven biển và bãi cạn*, 94, 334-342.
- TO, H. H. 2012. Type to DELZOPPO, S.
- TOLHURST, T., DEFEW, E. & DYE, A. 2010. Thiếu sự tương quan giữa hệ đại động vật bề mặt, hệ động vật nhỏ dưới nước, ngưỡng sỏi lở và các đặc tính sinh địa hóa học của phù sa trong bãi triều và rừng ngập mặn. *Sinh vật học thủy sinh*, 652, 1-13.
- TOLHURST, T. J. & CHAPMAN, M. G. 2005. Sự biến đổi về không gian và thời gian các đặc tính của phù sa của bãi triều rừng ngập mặn: những ngụ ý cho việc lấy mẫu. *Tạp san sinh vật học và sinh thái học biển thực nghiệm*, 317, 213-222.
- VOVIDES, A. G., BASHAN, Y., LÓPEZ-PORTILLO, J. A. & GUEVARA, R. 2011. Cố định ni-tơ trong rừng ngập mặn được bảo vệ, trồng lại, tái sinh tự nhiên và suy thoái như là một chỉ số phục hồi chức năng trong rừng ngập mặn tại vùng đất khô cằn của Mexico. *Sinh thái học phục hồi*, 19, 236-244.
- WIDDOWS, J. & BRINSLEY, M. 2002. Tác động của tiến trình dưỡng sinh và vô sinh đến quá trình tích tụ phù sa và hậu quả với cấu trúc và chức năng của vùng bãi triều. *Tạp san nghiên cứu biển*, 48, 143-156.
- YATES, E., ASHWATH, N. & MIDMORE, D. 2002. Phản ứng ni-tơ, phốt pho, ka li và clo-rua nát-to-ri của ba loài cây rừng ngập mặn ương trong bầu. *Cây rừng*, 16, 120-125.
- ZEDLER, J. B. & CALLAWAY, J. C. 1999. Theo dõi phục hồi đất ngập nước: Những địa bàn giám nhẹ biến đổi khí hậu có đi theo đúng hướng mong đợi? *Sinh thái học phục hồi*, 7, 69-73.

Phụ lục A. Dòng thời gian các sự kiện tại mô hình phục hồi rừng ngập mặn Vàm Rầy

CÁC SỰ KIỆN CHÍNH TẠI MÔ HÌNH PHỤC HỒI RỪNG NGẬP MẶN HÒN ĐẤT

DO NGUYỄN TẤN PHONG TỔNG HỢP, CÁN BỘ KỸ THUẬT

Ngày 4/11/2010

Bảng 5. Địa bàn và thời gian thu thập hạt/ cây con (Nguyễn, 2010).

Số tt	Loài	Thời gian thu thập	Hình thức	Địa bàn thu thập	Ghi chú
1	<i>Dừa nước (Nypa Fruticans)</i>	05/2009	Cây con	An Biên, Kiên Giang	Trồng vào tháng 7/2009 tại hai điểm trình diễn đầu tiên tại Vàm Rầy và Hòn Đất, Việt Nam
2	<i>Đước đôi (Rhizophora Apiculata)</i>	05/2009	Hạt	An Minh, Kiên Giang	Như trên
3	<i>Vẹt (Bruguiera Gymnorhiza)</i>	05/2009	Cây con	Rạch Dung, Kiên Lương, Kiên Giang	Trồng vào tháng 11/2009 tại Vàm Rầy, Hòn Đất, Việt Nam
4	<i>Vẹt trụ (Bruguiera Cylindrical)</i>	05/2009	Cây con	Rạch Dung, Kiên Lương, Kiên Giang	Như trên
5	<i>Mắm trắng (Avicennia Alba)</i>	07/2009	Cây con	Hòn Đất, Kiên Giang	Như trên
6	<i>Mắm biển (Avicennia Marina)</i>	07/2009	Cây con	Rạch Dung, Kiên Lương, Kiên Giang	Như trên
7	<i>Bần chua (Sonneratia Lanceolata)</i>	07/2009	Hạt	Hòn Đất, Kiên Giang	Như trên
8	<i>Xu ối (Xylocarpus Granadum)</i>	07/2009	Cây con	An Minh, Kiên Giang	Như trên
9	<i>Bần chua (Sonneratia Lanceolata)</i>	11/2009	Hạt	Hòn Đất, Kiên Giang	Trồng vào tháng 04/2010 tại Vàm Rầy, Hòn Đất, Việt Nam
10	<i>Xu ối (Xylocarpus Granadum)</i>	03/2010	Cây con	Hà Tiên, Kiên Giang	Như trên
11	<i>Cóc đỏ (Lumnitzera Littorea)</i>	03/2010	Cây con	Hà Tiên, Kiên Giang	Như trên
12	<i>Cóc trắng (Lumnitzera Racemosa)</i>	03/2010	Cây con	Hà Tiên, Kiên Giang	Như trên
13	<i>Đước bộp (Rhizophora Mucronata)</i>	03/2010	Hạt	An Minh, Kiên Giang	Như trên
14	<i>Ô rô (Acanthus Ebracteatus)</i>	03/2010	Hạt	Hà Tiên và Hòn Đất, Kiên Giang	Như trên

Bảng 6. Chuẩn bị hiện trường và ươm cây con

Ngày	Hoạt động
Đầu tháng 05/2009	<ol style="list-style-type: none"> 1) Địa điểm được lựa chọn (nhà 303) để làm vườn ươm. 2) Vườn ươm được xây dựng bằng cừ tram và lưới che bóng. 3) Bùn được lấy từ biển lúc triều xuống.
Giữa tháng 05/2009	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hạt và cây con được vận chuyển đến địa điểm trồng; 2. Cây con và hạt được trồng vào bùn biển trong bầu ngay khi được vận chuyển đến. 3. Hạt đước đôi (<i>Rhizophora apiculata</i>), vẹt dù (<i>Bruguiera gymnorhiza</i>) và Vẹt trụ (<i>Bruguiera cylindrical</i>) được trồng theo chùm 3 cây con cùng loài trong túi bầu bùn trừ dừa nước (<i>Nypa fruticans</i>). 4. Hạt và cây con được tưới bằng nước biển 1 ngày hai lần. 5. Tổng số cây con trong bầu của 4 loài như sau: <ul style="list-style-type: none"> ● 1.500 cây con dừa nước (<i>Nypa fruticans</i>) trong túi bầu ● 1.000 cây con đước đôi (<i>Rhizophora apiculata</i>) trong túi bầu ● 1.500 cây con vẹt dù (<i>Bruguiera gymnorhiza</i>) trong túi bầu. ● 1.500 cây con vẹt trụ (<i>Bruguiera cylindrical</i>) trong túi bầu.
Tháng 07/2009	<ol style="list-style-type: none"> 1) Cây con và hạt của 4 loài bổ sung được vận chuyển đến vườn ươm; 2) Cây con và hạt được trồng vào trong bầu bùn biển ngay sau khi được vận chuyển đến; 3) Cây con được trồng thành chùm 3 cây cùng loài trong một túi bầu trừ Xu ổi (<i>Xylocarpus granadum</i>); 4) Cây con được tưới bằng nước biển 1 ngày hai lần; 5) Tổng số túi bầu cây con của 4 loài như sau: <ul style="list-style-type: none"> ● 4.000 cây con mắm trắng (<i>Avicennia alba</i>) trong túi bầu. ● 1.000 cây con mắm biển (<i>Avicennia marina</i>) trong túi bầu ● 500 cây con bần chua (<i>Sonneratia lanceolata</i>) trong túi bầu ● 500 cây con xu ổi (<i>Xylocarpus granadum</i>) trong túi bầu.
Giữa tháng 07/2009	<p>Kiểm tra lần đầu vào tháng 7/2009 cho thấy tất cả cây con của 8 loài đều sống. Có khoảng 11.500 cây con trong túi bầu của 8 loài tại vườn ươm.</p>
Cuối tháng 07/2009	<p>- Trong lần trồng đầu tiên, 220 cây con dừa nước (<i>Nypa fruticans</i>) trong túi bầu và 500 cây con đước đôi (<i>Rhizophora apiculata</i>) trong túi bầu được trồng tại hai điểm trình diễn ban đầu vào cuối tháng 7/2009 theo hàng 0,2 m x 0,2 m.</p> <p>- 350 cây con xu ổi (<i>Xylocarpus granadum</i>) được vận chuyển đến ở T5 để trồng.</p>
Tháng 10/2009	<p>Trong lần kiểm tra thứ hai vào tháng 10/2009, 10.000 cây con trong bầu còn lại đều trong tình trạng khỏe mạnh</p>
Cuối tháng 10/2009	<p>Trong lần trồng lần thứ hai, 3.800 túi bầu được trồng tại 5 thửa vào tháng 10/2010.</p>
Tháng 11/2009	<p>200 cây con bần chua (<i>Sonneratia lanceolata</i>) trong túi bầu bổ sung, 3 hạt một túi bầu được đưa vào vườn ươm.</p>
Tháng 12/2009	<p>1.600 túi bầu bổ sung được trồng thay thế cho các cây bị chết như là kết quả thay đổi trong kỹ thuật trồng cây;</p> <p>- Trong lần kiểm tra thứ ba, tất cả cây còn đều sinh trưởng khỏe mạnh trong vườn ươm .</p>
Tháng 01/ 2010	<p>Tất cả cây con trừ dừa nước (<i>Nypa fruticans</i>) đều bị ảnh hưởng bởi bệnh ở lá. Thuốc bảo vệ thực vật đã được sử dụng để ngăn chặn dịch bệnh.</p>

Tháng 02/2010	3.500 túi bầu đã được giao cho Sở NN&PTNT để trồng tại các khu vực bãi bồi của Hòn Đất
Tháng 03/2010	Hạt và cây con được vận chuyển đến vườn ươm từ thị trấn Hà Tiên như sau: - 700 cây con <i>xu ối</i> (<i>Xylocarpus granadum</i>).
	- 900 cây con <i>cóc đỏ</i> (<i>Lumnitzera littorea</i>). - 900 cây con <i>cóc trắng</i> (<i>Lumnitzera racemosa</i>). - 05 kg hạt <i>đước bộp</i> (<i>Rhizophora mucronata</i>). Lưu ý: Những cây con này được trồng trong túi bầu với mỗi cây con trong một túi bầu bag.
Cuối tháng 3/2010	1.100 túi bầu được trồng bổ sung thay thế cho những cây bị chết trong ô số 1 và 4
Tháng 04/2010	Tất cả số cây con <i>cóc đỏ</i> (<i>Lumnitzera littorea</i>), <i>cóc trắng</i> (<i>Lumnitzera racemosa</i>), <i>đước bộp</i> (<i>Rhizophora mucronata</i>) được trồng trên kênh bùn đặng trước trường Vàm Rầy. <i>Xu ối</i> (<i>Xylocarpus granadum</i>) được trồng dọc theo chân đê về phía biển
Cuối 04/2010	Đóng cửa vườn ươm

Bảng 7. Trồng rừng ngập mặn tại mô hình phục hồi Vàm Rầy.

Điểm trình diễn số	Ngày cập nhật số liệu	Ghi chú
Điểm trình diễn số 1: tháng 07/2009 Điểm phục hồi có mức độ bảo vệ cao	05/2009	Mô tả chung: - Địa điểm này là một con rạch sâu gần chân đê. Một đám rừng ngập mặn gồm chủ yếu là <i>mắm trắng</i> (<i>Avicennia alba</i>), <i>vẹt trụ</i> (<i>Bruguiera cylindrical</i>), <i>đước đôi</i> (<i>Rhizophora apiculata</i>) nằm ngau sau tuyến đê về phía biển. - Sóng lớn vỗ mạnh vào thân chân đê và quét dọc theo con rạch. Không có các loài thực vật nào có thể ổn định được khu vực này bằng biện pháp bảo vệ chống sóng và giữ bùn.
	Cuối tháng 06/2009	Hàng rào có chiều thẳng đứng với chân đê được dựng lên để giảm năng lượng của sóng, giữ bùn và loại bỏ rác rưởi. Hàng rào thẳng đứng có chiều dài khoảng 30m. Diện tích là 67 m x 5 m.
	Tháng 07/2009	150 cây con <i>dừa nước</i> (<i>Nypa fruticans</i>) trong túi bầu và 300 cây con <i>đước đôi</i> (<i>Rhizophora</i>) trong túi bầu được trồng theo hàng (trồng theo hàng như cấy lúa). Khoảng cách là 20 cm x 20 cm. Lưu ý: <i>đước đôi</i> (<i>Rhizophora apiculata</i>) được trồng theo đám 3 cây con.
	Cuối tháng 10/2009	- 100% cây con đều sống trong lần theo dõi đầu tiên công với rất nhiều <i>mắm trắng</i> (<i>Avicennia alba</i>) tái sinh tự nhiên. - <i>Dừa nước</i> (<i>Nypa fruticans</i>) bắt đầu ra lá mới. - <i>Đước đôi</i> (<i>Rhizophora apiculata</i>) bắt đầu xuất hiện rễ ắn. - Tư liệu ảnh cho thấy bùn đất đã được ổn định.
	Tháng 12/2009	- 100% cây con đều sống trong lần theo dõi thứ hai. - <i>Mắm trắng</i> (<i>Avicennia alba</i>) tái sinh tự nhiên sinh trưởng tốt hơn hẳn cây con được trồng.
	Cuối tháng 12/2009	Các tảng đá làm dẫu được dựng lên để theo dõi quá trình tích tụ phù sa.
	Tháng 01/2010	Bùn đất phù sa đã tích tụ được 0,5 m so với mức lớp bùn đất trước đó 12 / 2009

	Tháng 02/2010	Thấy rằng bùn đã dần trở thành đất sần chắc. <i>Mắm trắng</i> tái sinh tự nhiên trở thành loài cây trôi trong khu vực.
	Tháng 04/2010	Bùn trở thành đất sần chắc
	07/2010	30% cây đước đước tia thưa
	Ngày 1/4/2011	10% đừa nước bị xô đổ/ bùn bao phủ 40%
	Ngày 20/4/2011	Đừa nước thay thế mắm
	Tháng 5/2011	Nhiều ốc sên (ảnh) – nhiều cá thòi lòi
	Tháng 9/2011	Ốc sên không còn xuất hiện
	Tháng 8/2011	Lá vụng khỏi loài x – 20% cây trồng vào lỗ có hiện tượng bị chết
	Tháng 9/2011	Xuất hiện lá mới trên loài x – 80% cây trồng sống
	Tháng 9/2011	Sóng lớn làm hỏng hàng rào và 20% cây con bị thiệt hại
	Tháng 10/2011	Hàng rào được gia cố và 50 cây con được trồng lại
Zyy 303 Bảo vệ bằng hàng rào hai lớp		Mô tả. Mở về phía biển và sóng. Khu vực nằm giữa hai đám rừng ngập mặn loài mắm. Khi có sóng lớn, sóng đánh vào thân đê. Bùn bồi lắng trong những tháng... và bùn bị lửa trôi trong các tháng...Hiện trạng này không có quần thể thực vật nào có thể sinh trưởng được nếu không có diện tích được ổn định. Tại điểm này, hai loại hàng rào đã được dựng lên. Loại thứ nhất là hàng rào phá sóng (dài 30 m) cách thân đê 100m??? và loại thứ hai là hàng rào giữ bùn (dài 30 m) cách thân đê 20 m.
		Bắt cua – phá cây rừng...
Ccc Bảo vệ bằng hàng rào một lớp		Mô tả. Mở về phía biển và sóng. Khu vực nằm giữa hai đám rừng ngập mặn loài mắm. Khi có sóng lớn, sóng đánh vào thân đê. Bùn bồi lắng trong những tháng... và bùn bị lửa trôi trong các tháng...Hiện trạng này không có quần thể thực vật nào có thể sinh trưởng được nếu không có diện tích được ổn định. Tại địa điểm này, một loại hàng rào đã được dựng lên. Hàng rào chắn sóng (dài 30 m) cách tuyến đê 100 m????.
Bbb Đối chứng. Hàng rào do sở NN&PT NT thiết kế		Điểm phục hồi này cũng giống như các điểm ccc và ????. Chỉ có hàng rào một lớp với khoảng trống rộng hơn hiện hữu tại điểm này. Rừng ngập mặn ở đây không phải do dự án trồng nhưng hàng loạt đã được chụp để theo dõi những thay đổi. Địa điểm này bị sỏi lở nghiêm trọng do rừng ngập mặn bị chặt và sóng cuốn trôi.

Kết quả:

- Đảm bảo tỷ lệ sông 100% tại hai mô hình trình diễn vào tháng 12/2009, 4/2010 và tháng 9/2101.
- *Mắm trắng (Avicennia alba)* tái sinh lần đầu vào tháng 12/2009.
- *Đước đôi (Rhizophora apiculata)* tái sinh tự nhiên trong điều kiện khỏe mạnh vào tháng 05/ 2010.
- *Vẹt trụ (Bruguiera cylindrical)* tái sinh tự nhiên trong điều kiện khỏe mạnh vào tháng

09/ 2010.

- Hạt *Mắm trắng* (*Avicennia alba*) xuất hiện lần đầu tại các mô hình trình diễn
- Bùn mịn kết dính và dần trở thành đất sần chắc.

Hoạt động trồng rừng ngập mặn hiện nay:

- Ba cây con cùng một loài trồng trong một túi bầu (15 cm x 30 cm).
- Bùn biển tự nhiên được lấy làm đất cho vào túi bầu.
- Các khung gỗ bằng cừ tram được đóng sâu xuống bùn để thí điểm cố định cây con và giữ bùn tích tụ.
- Cây con được tưới nước biển mỗi ngày 2 lần.
- Kiểm tra cây con vào tháng 6/2010 với tỷ lệ sống 100%.
- *Mắm trắng* (*Avicennia alba*) tái sinh tự nhiên trong điều kiện khô.
- Bùn mịn kết dính và dần trở thành đất sần chắc

Phụ lục B. Thiết kế, chức năng và làm rào phá sóng

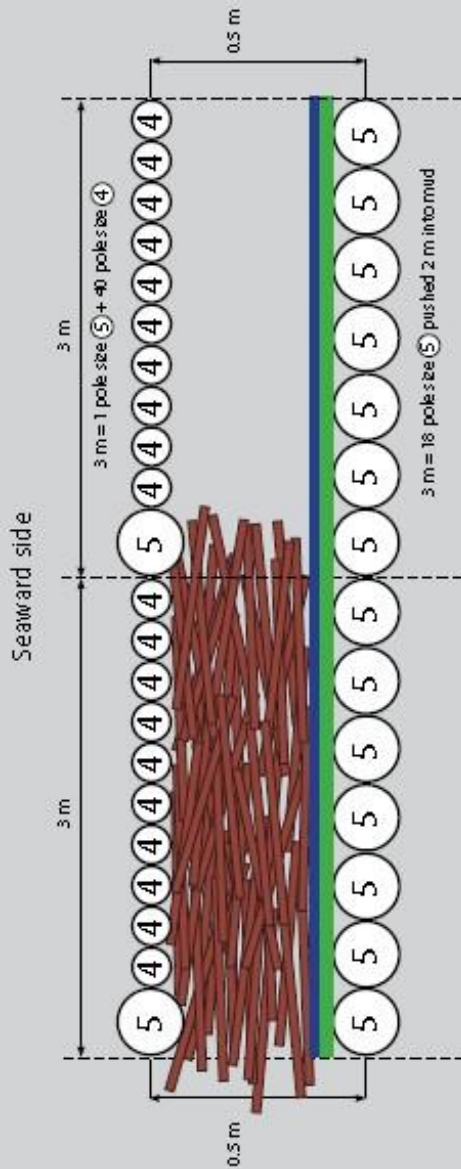
Bat rang tiếp theo bao gồm một số nội dung tóm tắt trích dẫn từ (Cuong and Brown, 2012).

Wave break fence



Note:

- ⑤ Mahoe bamboo poles (1.5m diameter)
- ④ Mahoe bamboo poles (1.0m diameter)
- Red line Mahoe bamboo branches
- Blue line Fishing net
- Green line Bamboo mat



DESIGN, FUNCTION AND CONSTRUCTION OF WAVE BREAK FENCES

For areas where coastal erosion is maximum up to high.

Reduce wave energy by 85%

Wave break fence for coastal erosion protection and mangrove restoration

The wave break fence is a double layer fence with 0.5 m between the fence layers. The space between each fence layer is filled with small branches and twigs that are able to move with the waves and absorb their energy.

The wave break fence is for use in areas of strong wave action, where coastal erosion is assessed as medium to high. Wave break fences are designed to reduce the energy of strong waves and trap sediment, stop erosion and allow the eroding coastline to rebuild.

When used in areas of high erosion, the wave break fence should be constructed approximately 20m from the shoreline or located where the water depth is approximately 1.5m to 2m. In areas of low erosion or deposition, fences should be built at the low tide mark.

In Indonesia, it is best to construct the fence when water covers the mud. This makes it easier to push the poles in deeply.

The wave break fence design is currently being tested to protect mature stands of mangrove in actively eroding areas from being washed away. These fences are constructed 3 m seaward from the edge of the mangrove forest.

Principles of the wave break fence

- Wave break fences are designed to reduce the energy of strong waves and to trap sediment, allowing the eroding coastline to build up and erosion to cease.
- These fences can be used in combination with a sediment trap fence type 1 in strongly eroding areas to allow establishment of mangrove seedlings.
- The fences can be used to halt loss of mangrove forest and allow for natural mangrove regeneration.
- The fences prevent rubbish from the coast drifting into planted areas and smothering newly planted seedlings.

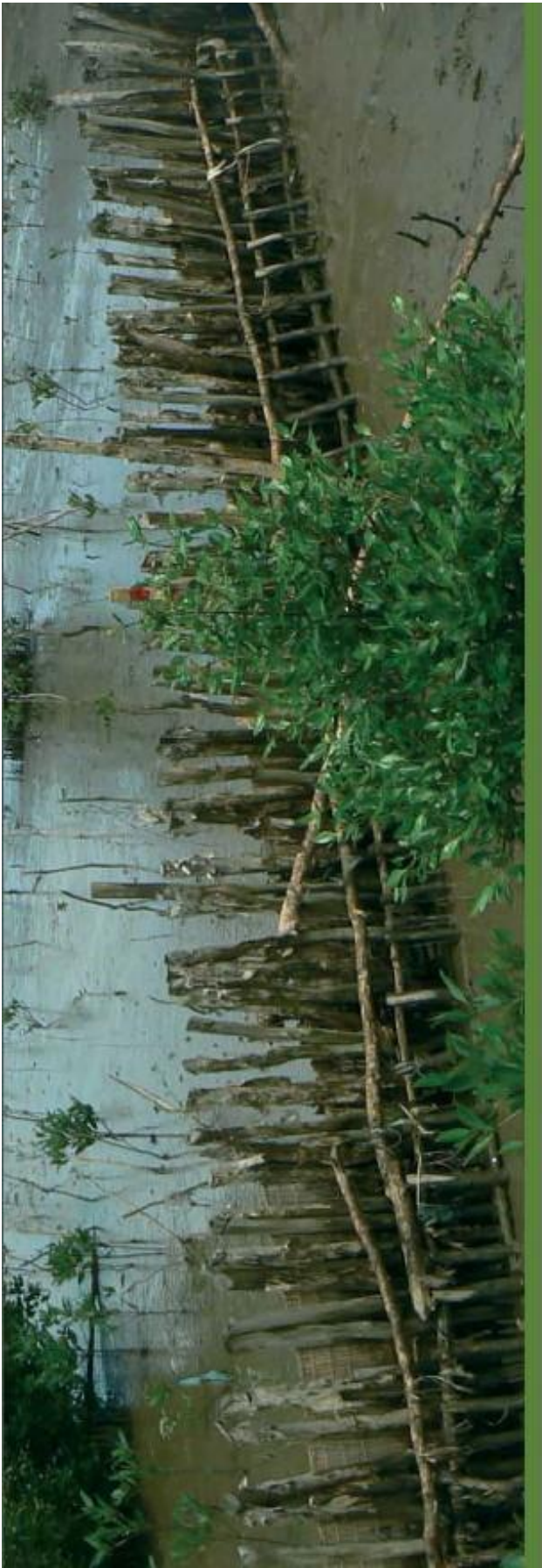
Design

Two rows of mahoe poles 0.5 m apart are pushed into the mud to a depth of 2 m parallel to the coastline. Bamboo mat and gauze fishing nets are attached to the inside row of poles. After attaching the bamboo mat, small diam poles are added into the gap between the rows to a depth of 0.5 m to strengthen the fence. More poles are added as they settle into the mud.

The fence runs parallel to the coastline to reduce onshore wave action. The fences have strong ends at right angles to the coastline to reduce the action of strong shore currents.

Construction method

1. Setup a string line to guide pole placement.
2. Install the first row of poles. This is a row of large diameter mahoe poles (pole size ⑤). Place them closely together so they are touching each other. Push them 2 m into the mud using a barging device. The row has to resist most of the wave energy and must be very strong.
3. Attach bamboo mats to the seaward side of the poles.
4. Attach small gauge fishing nets (gauze) over the outside of the bamboo mat. The fishing net provides some protection for the mats and stops debris from entering.
5. Install the second row of the poles to the seaward side of the first row. This row does not have to withstand as much mechanical energy and is constructed with a combination of pole size ⑤ and size ④. Place a pole size ⑤ every 1.5 m and fill the gaps with smaller sized poles.
6. Each 1.5 meter block of large poles will be bound together by cross poles and tied with galvanized rust resistant wire or added strength.
7. Add small logs to the web between the rows to a depth of 1 m.



DESIGN, FUNCTION AND CONSTRUCTION OF SEDIMENT TRAP FENCES



The sediment trap fence is designed to trap sediment and allow the substrate to develop sufficient structure to enable the root systems of seeds and seedlings to anchor and grow.

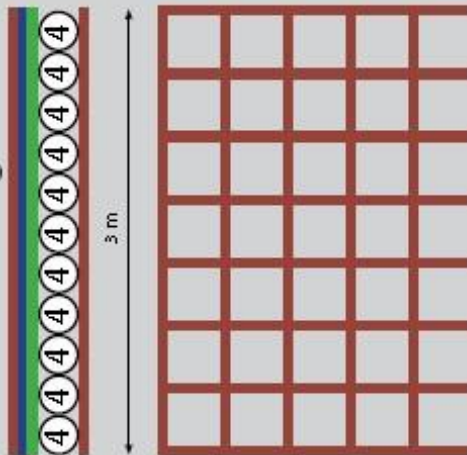
This fence design can be established in depositional or weakly eroding areas as a cost effective way to aid restoration through natural recruitment or on the inside of wave break fences established in high erosion areas to protect planned seedlings. The reduced wave action allows the additional sediment to stabilise in less than one year and provides a stable condition for natural regeneration.

- Functions of sediment trap fences
- The sediment trap fence is designed to reduce the energy of waves in areas of medium to low turbulence.
 - These fences can be used in combination with wave break fences in strongly eroding areas to allow establishment of mangrove seedlings near to dikes.
 - The sediment trap fence is also used to block wave action that is parallel to the coastline, along canals or on depositional areas to allow natural recruitment of mangrove seeds and their establishment.
 - The fence trap sediment deposit behind the wet season allowing the coastline to build up.
 - The fence prevents rubbish from the ocean drifting into plant beds and an of floating seedlings.

Sediment trap fence TYPE 1



3 m = 40 pole size ④



Sediment trap fence TYPE 2



3 m = 40 pole size ④ x 2 rows = 80 poles

Note:

- ④ Muliaka fish support
- Blue Fishing net
- Green Bamboo mat
- Red Muliaka support frame

There are two designs of sediment trap fence and they are used for different purposes.

Sediment trap fence TYPE 1

This fence is used in combination with the wave break fence in high erosion areas with strong wave action to facilitate the establishment of planted seedlings. This fence is located beside the wave break fence - directly in front of dykes and 20m from the coast in areas to depth of 50cm at high tide. The fence can also be used in deposit ion areas for speeding up natural recruitment.

Design

The fence has one row of small diameter muliaka poles (pole size 4) placed close together. A layer of bamboo mats (10 m high, 1.5 m long) and protea vegetation is placed in front of the row. Support frames made from small diameter poles are attached to the front and to the back of the row of poles. The frame holds the mats in place.

Sediment trap fence TYPE 2

This fence type is used in weak erosion or depositional areas to facilitate larval recruitment.

Construction method

1. Run a string line to guide pole placement.
2. Install the first row. A row of pole size 4. Place them closely together so they are touching each other. Force the poles 2m into the mud.
3. Attach bamboo mats to the seaward side of the poles.
4. Attach small gauge fishing nets to the outside of the bamboo mat.
5. Install the second row. A layer of poles to the seaward side of the first row. Place them closely together so they are touching each other. The poles should be placed between the rows.
6. Add small logs or sticks to be branches between the rows to a depth of 50cm.

Design

The fence has two rows of small diameter muliaka poles (pole size 4) placed close together. A layer of bamboo mats (10 m high, 1.5 m long) covered with fishing net gauze is placed between the two rows.

Appendix C. Location of individual sediment samples sites within the Vam Ray restoration model



Hình 12. Mô hình phục hồi Vàm Rây cho thấy độ che phủ quần thể thực vật và vị trí của từng điểm lấy mẫu. Số liệu của từng mẫu được cung cấp tại Phụ lục D. Lưu ý, ảnh chụp này không quay theo hướng bắc.

Phụ lục D. Số liệu thô về phù sa

Bảng 6. Số liệu thô các mẫu phù sa thu thập từ mô hình phục hồi Vàm Rầy.

Mẫu số	Điểm xử lý	Các loài thực vật	Độ ẩm (%)	Tổng lượng N (%)	Các bon hữu cơ (%)	Các bon vô cơ (%)	Khoảng cách (m)	Chất diệp lục (mg.m ³)	Ghi chú
A01	A	LD	66,72	0,46	5,71	1,42	9	373,8	
A02	A	HD	59,77	0,11	2,99	1,57	14	106,8	
A03	A	HD	75,48	0,66	4,56	1,65	34	320,4	
A04	A	HD	74,13	0,69	3,35	0,73	14	213,6	
A05	A	HD	76,25	0,55	3,99	1,15	13	213,6	
B01	B	OS	70,56	0,19	3,42	1,14	49	373,8	
B02	B	OS	65,12	0,31	3,03	0,69	23	1762,2	Nhiều khu vực có tảo trên bề mặt
B03	B	OS	72,36	0,63	3,88	1,18	38	587,4	Diện tích thưa thớt
B04	B	OS	68,55	0,53	4,99	1,34	47	106,8	
B05	B	OG	66,91	0,22	4,65	1,48	23	53,4	Trong hình vuông gần cây treo biển
B06	B	HD	62,78	0,49	4,00	1,12	24	213,6	
B07	B	OS	64,59	0,50	3,16	1,01	41	267	
B08	B	HD	69,90	1,20	4,99	1,04	31	213,6	
B09	B	HD	62,57	0,24	3,48	1,82	24	373,8	Cây con rải rác * đầu mưa*
B10	B	LD	57,91	0,47	3,49	1,23	16	534	
B11	B	HD	62,66	0,45	3,16	0,83	19	427,2	
B12	B	LD	80,89	0,38	2,99	0,47	32	587,4	
B13	B	OG	60,95	1,14	5,01	0,74	30	267	Med dense A, alba 4M+ tall
B14	B	OS	57,94	0,83	3,39	0,83	41	373,8	No cover – low dense Mgs around, 0,5-1m tall, Lots of shrimp (?) holes
B15	B	OG	66,88	0,65	3,61	1,37	39	53,4	

* Tiếp tục trong trang *

B16	B	HD	65,04	0,58	2,56	0,78	16	2082,6	Base of med dense A, alba
B17	B	LD	60,43	0,13	2,99	1,35	27	213,6	0,8m from side fence, med density small sapling
B18	B	OS	67,37	0,23	3,51	0,99	48	961,2	Some algae on surface
B19	B	HD	55,68	0,57	2,05	1,07	32	640,8	Base of low density saplings (~1m high), Lots of shrimp (?) holes
B20	B	OG	57,95	0,30	2,46	1,64	42	160,2	Edge of dense mangrove forest
B21	B	LD	60,01	0,33	2,87	0,89	5	1121,4	Med dense mangroves
B23	B	HD	64,93	0,73	3,63	0,81	21	373,8	Base of dense medium mangroves
C01	C	HD	56,48	0,16	3,21	1,46	15	1228,2	Clearing – no cover, Within 2m of Naipa palm stand
C02	C	HD	63,41	0,78	3,19	0,68	16	427,2	Base of naipa palm
C03	C	HD	57,50	0,41	2,46	1,16	9	587,4	Base of large NP stand
C04	C	HD	58,72	0,19	4,01	1,09	6	160,2	Base of v, dense young mangroves (0,9 trees / m), ~3m high
D01	D	OS	61,91	0,32	3,15	1,65	28	267	Some algal coverage (<10%)
D02	D	OS	71,28	0,30	4,09	1,88	26	1602	Sparse saplings >80% algal cover
D03	D	OS	63,36	0,20	3,03	1,59	42	480,6	At edge of large grass patch
D04	D	OS	63,74	0,25	4,57	1,19	10	427,2	Some sparse saplings
D05	D	OS	61,39	0,91	4,94	1,17	49	213,6	No cover, 4-5m before WBF
D06	D	OS	74,55	0,23	3,99	1,69	55	1335	Sparse saplings, Taken next to large fallen mangrove