

SỰ PHÂN HỦY VÀ CUNG CẤP DƯỠNG CHẤT CỦA LÁ ĐƯỚC (*RHIZOPHORA APICULATA*)

Bùi Thị Nga¹, R. Roijackers² và Đ.T. Tâm¹

ABSTRACT

Mangrove litter represents a major source of nutrients and organic matter to coastal aquatic systems. However, the dynamics of release of these substances from decomposing leaves has been studied little at all. Here we analyzed the release of organic matter, nitrogen, and phosphorus from decomposing Rhizophora apiculata leaves in the field and under laboratory conditions. Both in the field and the laboratory the decomposition rate reached a maximum after 30 days of incubation. The decomposition rate and the release of organic matter were higher at low salinity (5 ppt) than in freshwater (0 ppt) or at high salinities (15, 25 and 35 ppt).

There was no significant difference between the dry and wet season with respect to the release of organic matter, phosphorus or nitrogen in the field, although phosphorus and nitrogen releases tended to be higher in the wet season. The decomposition rate was always high when the leaves were completely submersed in the ditches of the mangrove-shrimp systems than when placed on land between the periodically flooded mangrove roots. Nitrogen and phosphorus concentrations in the decomposing mangrove leaves reached a maximum after six months, suggesting an increase in food quality over the first half year.

Key words: decomposition rate, nitrogen and phosphorus releases.

Title: Decomposition and nutrient releases of *Rhizophora apiculata* leaves

1 GIỚI THIỆU

Rừng ngập mặn là hệ sinh thái rất năng động, tầm quan trọng của hệ sinh thái này là cung cấp năng lượng và vật chất cho hệ thống biển và ven biển từ sự phân hủy của vật rụng (Mackey & Smail, 1996). Sự phân hủy vật rụng rừng ngập mặn, chủ yếu là lá rụng, đã đóng góp lượng lớn dưỡng chất cho thủy vực và nền đáy lân cận (Benner et al., 1986; Tam et al., 1990). Quá trình phân hủy cung cấp phần lớn chất hữu cơ dự trữ hữu dụng cho chuỗi thực phẩm ven biển (Benner & Hodson 1985; Tam et al., 1990), và chỉ có một tỉ lệ nhỏ lá phân hủy được sử dụng bởi động vật sống trên nền rừng (Lee et al., 1990). Sự phân hủy gồm có 3 quá trình chính: đầu tiên là sự vỡ vụn của mảnh lá (do các nhân tố vô sinh như nhiệt độ, lượng mưa...), sự thấm lọc (do sự phá vỡ cấu trúc hóa học), và sự phân hủy do hoạt động của vi sinh vật (Stewart & Davies 1989; Robertson et al., 1992). Sự phân hủy cùng với sự phóng thích dưỡng chất từ lá rụng là chức năng chủ yếu của rừng ngập mặn (Holmer & Olsen, 2002). Qua quá trình phân hủy này, các dưỡng chất như đạm và lân được đưa đến hệ sinh thái biển và ven biển. Tuy nhiên, thời gian phóng thích năng lượng và vật chất phân hủy phụ thuộc vào tốc độ phân hủy của vật rụng, mà tốc độ phân hủy lại phụ thuộc vào độ ngập của triều, hàm lượng oxy, nhiệt độ, loài cây ngập mặn và hệ động vật tiêu thụ vật rụng trong rừng (Benner & Hodson, 1985; Twilley et al., 1986; Steinke & Ward, 1987; Robertson, 1988; Chale 1993; Mackey & Smail, 1996). Mật độ mặn cũng đóng vai trò quan trọng có ảnh hưởng đến tốc độ phân hủy của vật rụng (Steinke & Charles, 1986; Nga & Roijackers, 2002).

Nhiều nghiên cứu về sự phân hủy của vật rụng đã được tiến hành ở vùng cận nhiệt đới (Lu & Lin 1990; Twilley et al., 1997; Tam et al., 1990, 1998). Những nghiên cứu gần

¹ Bộ môn Môi Trường và Quản lý Tài nguyên Thiên nhiên, Đại Học Cần Thơ, Việt Nam.

² Bộ môn Khoa học Môi Trường, Nhóm quản lý chất lượng nước và sinh thái thủy vực, Đại học Wageningen, Hà Lan.

đây cho thấy rằng mức độ phân hủy của lá có khác nhau giữa các loài (Mfilinge & cộng sự, 2002). Tuy nhiên, số liệu về sự phóng thích dưỡng chất và sự cung cấp chất hữu cơ từ lá phân hủy thì chưa được đề cập nhiều. Vì vậy, nghiên cứu này nhằm mục đích khảo sát các yếu tố ảnh hưởng đến sự phân hủy cũng như sự phóng thích dinh dưỡng từ lá đước.

2 VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Bố trí thí nghiệm và phương pháp thu mẫu

Nghiên cứu sự phân hủy lá đước (*Rhizophora apiculata*) trong phòng thí nghiệm: lá đước già (màu vàng) được thu từ cây rừng 7 năm tuổi. Lá này được đem về phòng thí nghiệm trong vòng 12 giờ. Cân khoảng 30 gam lá đước ngâm trong chậu sứ 10 lít. Nước dùng để ngâm lá đước được lấy từ rừng ngập mặn kết hợp nuôi tôm quảng canh, nước này được pha loãng để đạt được các độ mặn khác nhau là 0‰, 5‰, 15‰, 25‰ và 35‰. Thí nghiệm được bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên trong điều kiện có sục khí (cung cấp oxy) và không có sục khí. Mỗi nghiệm thức lặp lại bốn lần. Mẫu lá phân hủy được thu ở các thời điểm 0, 30, 90, 180, 270 và 360 ngày. Nhiệt độ và độ mặn được ghi nhận hằng ngày. Các chậu thí nghiệm được cung cấp thêm nước mỗi ngày để đảm bảo độ mặn của nước trong mỗi nghiệm thức.

Nghiên cứu sự phân hủy lá đước ở ngoài đồng được thực hiện trong suốt mùa khô và mùa mưa (2001-2002) tại Lâm trường Kiên Vàng, huyện Ngọc Hiển, tỉnh Cà Mau, Việt Nam. Tỉnh Cà Mau (bán đảo Cà Mau) nằm ở vị trí Tây Nam của Đồng Bằng Sông Cửu Long và có bờ biển dài. Khí hậu ở đây có 2 mùa rõ rệt: mùa mưa (từ tháng 5 đến tháng 11) với lượng mưa nhiều và nhiệt độ khá cao (27,6oC); và mùa khô (từ tháng 12 đến tháng 4) mưa rất ít và nhiệt độ thấp hơn (27,1oC). Rừng ngập mặn ở bán đảo Cà Mau là kết quả của sự tái sinh tự nhiên và rừng đước trồng với loài ưu thế là loài đước (*Rhizophora apiculata*). Phần lớn diện tích rừng đước sử dụng để nuôi tôm kết hợp. Nghiên cứu được thực hiện ở khu rừng có diện tích khoảng 10,7ha trong đó khoảng 1,9ha là mương đào. Các mương có độ sâu khác nhau (từ 1,2- 1,5 m); độ rộng trung bình khoảng 12 mét. Các mương đào bao quanh các lô rừng đước. Nguồn nước trong hệ thống tôm rừng đước trao đổi 2 lần/ tháng, thông thường vào ngày 13- 17 và ngày 27- 3 âm lịch.

Thu lá đước già ở rừng 7 năm tuổi, cân 50 gam lá cho vào một túi vải mỏng (20cm x 27cm) có mắt lưới là 0,015mm. Những túi này được đặt trong rổ bằng nhựa, rổ nhựa được bao kỹ bằng lưới nhựa với kích thước mắt lưới 0,4mm. Các rổ này được đặt ở gần đáy mương và gần rễ đước trong hệ thống tôm - rừng kết hợp. Mẫu lá phân hủy được thu ở thời điểm 0, 30, 60, 90 và 150 ngày sau khi ngâm. Thí nghiệm được tiến hành với 3 lần lặp lại.

2.2 Phân tích mẫu

Các mảnh lá phân hủy trong chậu (phòng thí nghiệm) và trong túi vải (ngoài tự nhiên) được thu cẩn thận, các lá này được rửa kỹ và nhẹ để làm sạch những vật chất bám trên bề mặt lá. Lá sau khi rửa sạch, được chia làm hai phần bằng nhau; một phần được sấy ở 60oC cho đến khi trọng lượng không đổi (trong vòng 4 -5 ngày), sau đó đem nghiền mịn để phân tích tổng đạm, tổng lân, natri, kali, canxi và magie theo phương pháp chuẩn hiện hành; phần còn lại được sấy ở nhiệt độ 105oC liên tục trong 24 giờ để xác định lượng chất khô, hàm lượng chất hữu cơ là sự chênh lệch trọng lượng trước và sau khi nung mẫu ở nhiệt độ 550oC liên tục trong 3 giờ.

2.3 Mô hình phân hủy và cách tính sự phóng thích dinh dưỡng

Hàm số mũ $W_t = W_0 \times e^{-kt}$ (Olson, 1963) được sử dụng để xác định tốc độ phân hủy. Trong đó: W_t là lượng chất khô của lá phân hủy ở ngày thứ t.

W_0 là lượng chất khô ở thời điểm ban đầu.

k là tốc độ phân hủy (ngày⁻¹)

t là thời gian ngâm ủ (ngày)

Lượng dưỡng chất phóng thích (mg.g⁻¹.ngày⁻¹) từ lá phân hủy được tính toán dựa vào công thức: $NUTRIENT_{t(released)} = (DW_0 * NUTRIENT_0) - (DW_t * NUTRIENT_t)$

Trong đó: DW_0 là trọng lượng khô của mẫu ở thời điểm ban đầu

DW_t là trọng lượng khô còn lại ở ngày thứ t

$NUTRIENT_0$ là hàm lượng dưỡng chất ban đầu.

$NUTRIENT_t$ là hàm lượng dưỡng chất ở ngày thứ t.

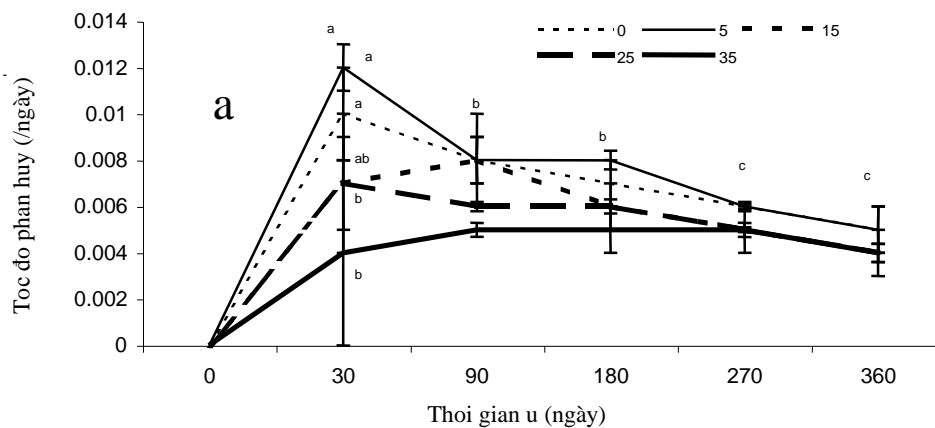
t là thời gian ngâm ủ (ngày)

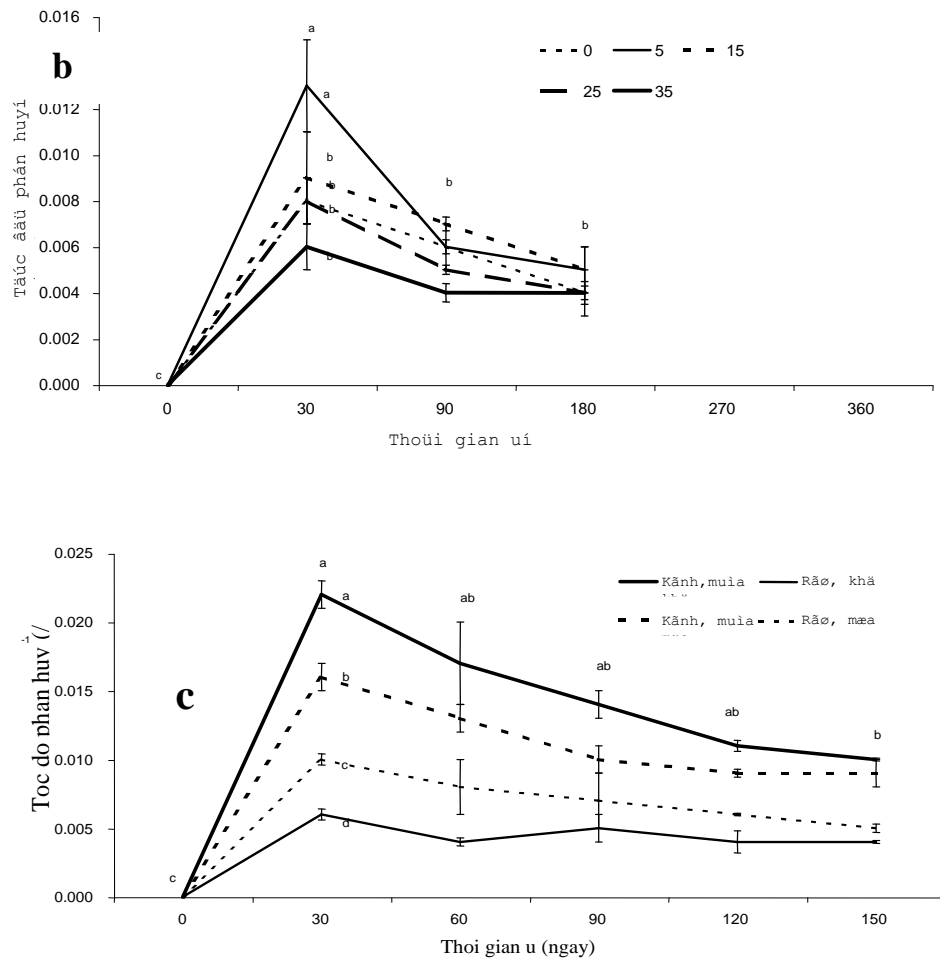
2.4 Phương pháp thống kê

Số liệu được xử lý và thống kê bằng chương trình SPSS 10.0; ANOVA được sử dụng để so sánh sự khác biệt giữa các nghiệm thức. Trước khi kiểm định ANOVA, các số liệu đã được kiểm tra phân bố chuẩn bằng kiểm định Tukey.

3 KẾT QUẢ

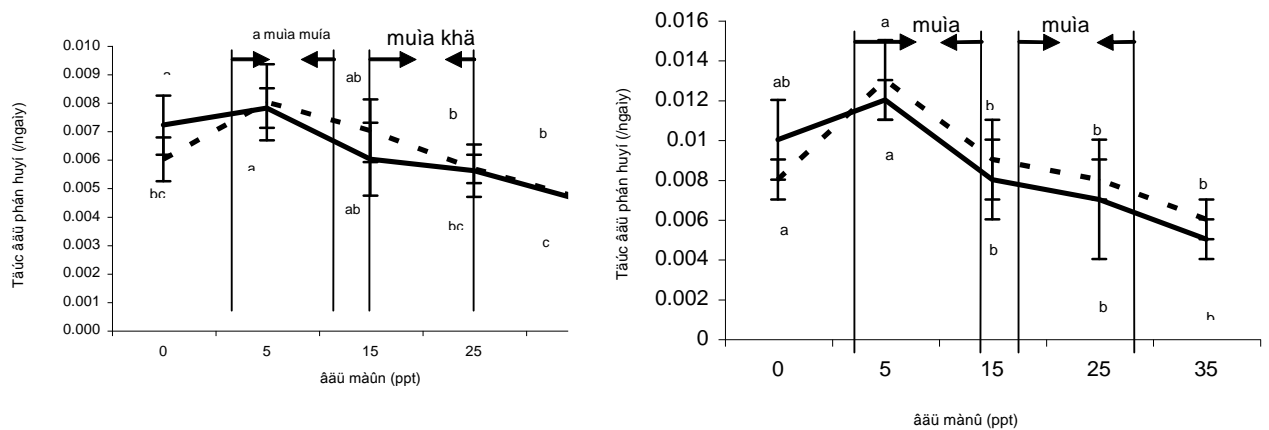
Động thái phân hủy của lá đước trong phòng thí nghiệm và ngoài đồng có cùng khuynh hướng, mà ở đó tốc độ phân hủy cao nhất vào thời điểm 30 ngày ngâm ủ, sự phân hủy giảm nhanh ở tháng kế tiếp và giảm dần dần vào những tháng sau đó (hình 1). Tốc độ phân hủy đạt tối đa khi nước ngâm lá có độ mặn 5‰ ở điều kiện có sục khí và không sục khí (hình 1a, 1b). Ở thời điểm cuối của quá trình phân hủy, tốc độ phân hủy không khác biệt giữa mùa mưa và mùa khô. Tốc độ phân hủy khác biệt có ý nghĩa khi lá đước phân hủy gần đáy ao so với lá đước phân hủy gần rế đước, và sự phân hủy lá đước khá nhanh ở vị trí gần đáy ao vào mùa mưa cũng như mùa khô (hình 1c).





Hình 1: Tốc độ phân hủy lá đước theo độ mặn trong điều kiện có cung cấp oxy (a), không cung cấp oxy (b) và sự phân hủy lá đước theo mùa và vị trí đặt lá (c)

Tốc độ phân hủy trung bình và cực đại đạt giá trị lớn hơn có ý nghĩa ở điều kiện độ mặn thấp so với độ mặn cao (hình 2).



Hình 2: Tốc độ phân hủy trung bình (a) và tốc độ phân hủy cực đại của lá đước (b) trong điều kiện độ mặn khác nhau.

Sự phóng thích chất hữu cơ nhiều nhất ở độ mặn 5‰ có khác biệt so với các độ mặn còn lại, tuy nhiên sự cung cấp đạm, và lân thì không khác biệt giữa các độ mặn (bảng 1).

Bảng 1: Sự cung cấp dưỡng chất từ lá đước phân hủy trong phòng thí nghiệm (mg.g-1.ngày-1).

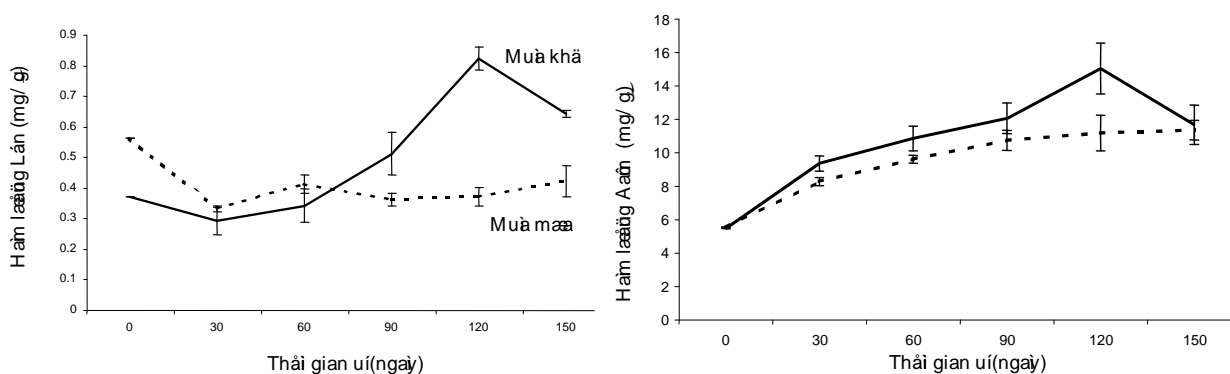
Độ mặn	Chất hữu cơ	Đạm	Lân
0	52.5 a	-0.012 a	0.0012 a
5	82 b	-0.015 a	0.0012 a
15	57.3 a	-0.011 a	0.0013 a
25	55.1 a	-0.013 a	0.0014 a
35	57.8 a	- 0.010 a	0.0015 a

Trong điều kiện ngoài đồng sự phóng thích đạm và lân có khuynh hướng cao hơn vào mùa mưa so với mùa khô (bảng 2).

Bảng 2: Sự phóng thích dưỡng chất từ lá đước phân hủy ngoài đồng (mg.g-1.ngày-1).

	Vật chất hữu cơ	Đạm	Lân
Mùa khô	95.2 a	0.014 a	0.001 a
Mùa mưa	93.9 a	0.019 a	0.003 a

Kết quả nghiên cứu cho thấy rằng hàm lượng lân trong lá đước phân hủy gia tăng có ý nghĩa trong suốt thời kỳ phân hủy cả hai mùa. Khi lá phân hủy được 120 ngày hàm lượng lân cao hơn có ý nghĩa vào mùa nắng so với mùa mưa (hình 3a). Hàm lượng đạm trong lá đước phân hủy có khuynh hướng cao hơn trong mùa khô, và hàm lượng đạm cao hơn có ý nghĩa vào giai đoạn cuối so với lúc mới bắt đầu phân hủy suốt mùa nắng và mưa (hình 3b).



Hình 3: Hàm lượng lân (a) và đạm (b) trong lá đước phân hủy ở Cà Mau.

Dựa vào số liệu trung bình vật rụng của rừng ngập mặn là 2.21 g.m-2.ngày-1 (Nga et al., in prep). Sự cung cấp dưỡng chất từ rừng đước 7 năm tuổi ở Cà Mau vào mùa mưa cao hơn mùa khô (bảng 3).

Bảng 3: Sự cung cấp dưỡng chất từ lá đước của rừng 7 năm tuổi ở Cà Mau, Việt Nam.

Thành phần dinh dưỡng	Trung bình vật rụng (g.m-2.ngày 1)	Trung bình dinh dưỡng cung cấp trong mùa khô (mg.g-1.ngày-1)	Trung bình dinh dưỡng cung cấp trong mùa mưa (mg.g-1.ngày -1)	Cung cấp dưỡng chất vào mùa khô ở RNM Cà Mau (mg.m-2.ngày -1)	Cung cấp dưỡng chất vào mùa mưa ở RNM Cà Mau (mg.m-2.ngày -1)
Chất hữu cơ	2.21	95.7 a	94.2 a	211.6 a	208.2 a
Đạm	2.21	0.014 a	0.019 a	0.031 a	0.042 a
Lân	2.21	0.001 a	0.003 a	0.003 a	0.007 a
Kali	2.21	0.054 a	0.062 b	0.118 a	0.136 b
Natri	2.21	0.157 a	0.180 b	0.347 a	0.398 b
Canxi	2.21	0.027 a	0.078 b	0.061 a	0.171 b
Magiê	2.21	0.024 a	0.027 a	0.054 a	0.059 a

4 THẢO LUẬN

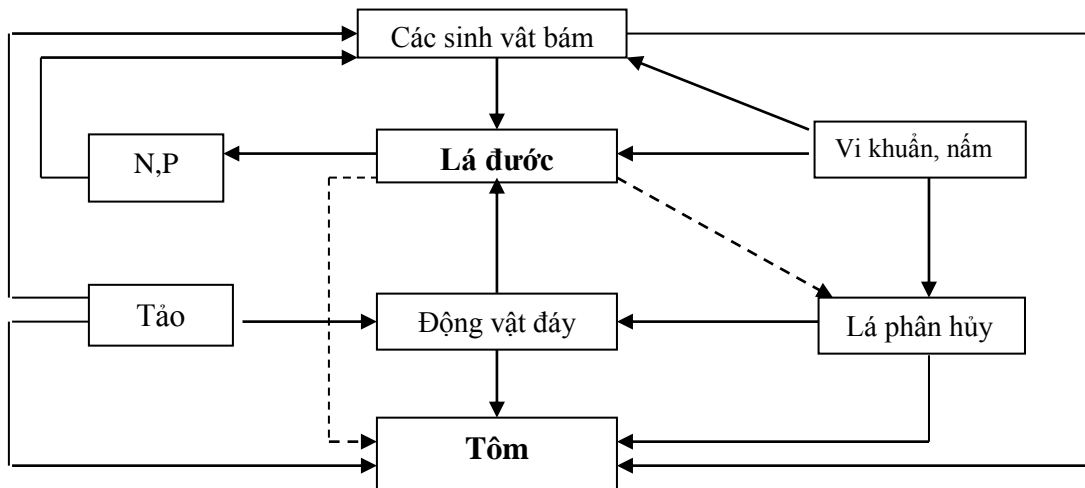
Trong quá trình phân hủy rất nhiều sinh vật có tác động lẫn nhau, và quá trình phức tạp này bị ảnh hưởng qua lại bởi các yếu tố lý hóa học như nhiệt độ, ẩm độ và độ mặn. Trên thực tế, tốc độ phân hủy lá cây ngập mặn cao hơn ở những vùng có vĩ độ thấp hơn (bảng 4). Từ kết quả này cho thấy rằng tốc độ phân hủy phụ thuộc vào nhiệt độ, vì nhiệt độ ảnh hưởng đến hoạt động của quần thể sinh vật phân hủy và động vật không xương sống có vai trò cắt vụn. Ví dụ, ở vùng nhiệt đới thường có nhiệt độ cao hơn quanh năm, giúp làm tăng hoạt động của các quần thể sinh vật được liên tục đưa đến kết quả làm gia tăng sự phân hủy (Steinke & Charles, 1986).

Bảng 4: Tốc độ phân hủy của lá cây ngập mặn trên thế giới.

Quốc gia (mùa)	Vĩ độ	Loài cây ngập mặn	Tốc độ phân hủy (per day)	Thời gian phân hủy t ½ (days)	Tài liệu tham khảo
Shenzhen, China (summer)	22o31'	<i>Aegiceras corniculatum</i>	0.0146	48	Tam et al., 1998
		<i>Kandelia candel</i>	0.0516	13	
Saikeng, Hong Kong (winter)	22o05'	<i>Aegiceras corniculatum</i>	0.0065	107	Tam et al., 1990
		<i>Avicennia marina</i>	0.0126	55	
		<i>Kandelia candel</i>	0.0164	42	
Fujian, China (summer)		<i>Avicennia marina</i>	0.1155	6	Lu and Lin, 1990
		<i>Kandelia candel</i>	0.0385	18	
		<i>Avicennia marina</i>	0.0277	25	
Fujian, China (winter)		<i>Kandelia candel</i>	0.0124	56	
Mai Po, Hong Kong (winter)		<i>Kandelia candel</i>	0.0114	61	Lee, 1989
Queensland, Australia	19o17'	<i>Rhizophora stylosa</i>	0.0178	39	Robertson, 1988
		<i>Avicennia marina</i>	0.063	11	
		<i>Ceriops tagal</i>	0.0257	27	
St. Lucia Estuary, South Africa (warm)	29o30'	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>	0.0123	56	Steinke and Ward, 1987
		<i>Avicennia marina</i>	0.0213	32	
St. Lucia Estuary, South Africa (cold)	29o30'	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>	0.0077	90	
		<i>Avicennia marina</i>	0.012	58	
Victoria, Australia	38o20'	<i>Avicennia marina</i>	0.0087	80	Van der Valk and Attiwill, 1984
Sydney, Australia	33o46'	<i>Avicennia marina</i>	0.0124	56	Goulter and Allaway, 1979
Kunduchi, Tanzania		<i>Avicennia marina</i>	0.0045	154	Chale, 1993
Phuket Island, Thailand	7o49'	<i>Rhizophora apiculata</i>	0.0173	40	Boonruang, 1978
		<i>Avicennia marina</i>	0.0347	20	
New Zealand	36o18'	<i>Avicennia marina</i>	0.0188	37	Albright, 1976
Florida, USA	27o41'	<i>Rhizophora mangal</i>	0.0128	54	Fell et al., 1975
Ca Mau Peninsula, Viet Nam	8o31'	<i>Rhizophora apiculata</i>	0.011	60	The present study

Mackey & Smail (1996) tìm thấy tốc độ phân hủy vào mùa hè cao hơn mùa đông ở khu rừng đông nam Queensland. Nghiên cứu của chúng tôi chỉ ra rằng tốc độ phân hủy gần đáy ao cao hơn có ý nghĩa vào mùa khô so với mùa mưa, điều này có thể do nhiệt độ vào mùa nắng cao hơn mùa mưa. Hơn nữa, nồng độ oxy gần đáy ao cao hơn trong mùa khô, và thông thường sự phân hủy lá cây ngập mặn xảy ra nhanh hơn trong điều kiện hiếu khí (Mall et al., 1991; Mfilinge et al., 2002).

Tốc độ phân hủy lá đước (gần rễ đước) cao hơn vào mùa mưa so với mùa khô. Kết quả của chúng tôi phù hợp với những nghiên cứu trước đây cho thấy rằng mùa mưa điều kiện ẩm độ thúc đẩy sự phân hủy lá đước (Twilley et al., 1986; Flores-Verdugo et al., 1987). Nước có vai trò quan trọng đối với sự phân hủy cụ thể là tốc độ phân hủy cao hơn khi lá đước ngập trong nước hoàn toàn (gần đáy ao) so với gần rễ đước (lá chỉ ngập theo triều hay khi mưa lớn). Môi trường ẩm ướt giúp gia tăng hoạt động của vi sinh vật phân hủy và từ đó đưa đến tốc độ phân hủy cao (Cundell, 1979; Fell & Masters, 1980; Woitchik et al., Dick et al., 2000). Điều này có thể do bởi vi khuẩn đóng vai trò chính trong sự phân hủy chất hữu cơ, chúng thích hợp trong điều kiện môi trường thiếu oxy (Levinton, 2001). Tốc độ phân hủy cao thường xảy ra trong mùa mưa có thể gia tăng sự hữu dụng của các dưỡng chất trong thủy vực đối với thủy sinh vật. Trong thực tế, năng suất tôm cao hơn có ý nghĩa vào mùa mưa so với mùa khô ở lâm trường Tam Giang 3 và 184 ở Cà Mau (Johnston et al., 2000).



Hình 4: Chuỗi thức ăn trong hệ thống Tôm-Rừng ở Cà Mau, Việt Nam.

Độ mặn thấp là điều kiện thuận lợi cho sự phân hủy (Steinke & Charles, 1986; Mall et al., 1991). Trong nghiên cứu của chúng tôi cho thấy rằng sự phân hủy lá đước phụ thuộc vào độ mặn. Tốc độ phân hủy cao khi độ mặn thấp, và đạt tối hảo trong điều kiện phân hủy ở độ mặn 5‰. Thực ra cơ chế của quá trình phân hủy khá phức tạp, nhưng có lẽ là do tính nhạy cảm của nấm đối với độ mặn, bởi vì nấm là tác nhân quan trọng trong tiến trình phân hủy và chúng thường bám trên các vật thể chết (Townsend & cộng sự, 2000). Có rất ít nghiên cứu về ảnh hưởng của độ mặn đối với hoạt động của nấm trong quá trình phân hủy vật rụng rừng ngập mặn (Hyde & Lee, 1995). Tuy nhiên, Hyde (1992) kết luận rằng sự phân bố và phát triển các loài nấm có thể bị hạn chế vào chu kỳ độ mặn cao và khi độ mặn cao hơn có thể kìm hãm hoạt động của nấm. Tại Cà Mau, chúng tôi ghi nhận được khoảng độ mặn trong mùa mưa là 4 - 9‰ và trong mùa khô là 17 - 25‰. Vì thế, trong mùa mưa sự phân hủy nhanh không chỉ do độ ẩm cao mà còn do độ mặn của nước thấp.

Hàm lượng đạm và lân trong lá đước gia tăng trong suốt giai đoạn phân hủy. Dinh dưỡng được phóng thích hoặc được hấp thu trong quá trình phân hủy là kết quả của sự khoáng hóa, sự thu nhận và lấy đi dưỡng chất nhờ hoạt động của sinh vật, sự hoán chuyển của nấm và các quá trình vô sinh khác (O'Connell, 1988). Chúng tôi tìm thấy hàm lượng đạm đạt giá trị cao nhất ở thời điểm ngâm ủ 120 ngày và sau đó giảm dần. Nhiều nghiên cứu trước đây cũng tìm thấy sự gia tăng và sau đó giảm hàm lượng đạm trong quá trình phân hủy lá cây ngập mặn (Steinke et al., 1993; Lee, 1989; Tam et al., 1990). Sự gia tăng hàm lượng đạm trong lá đước phân hủy có thể là do sự cố định đạm bởi các vi khuẩn bám trên lá đước phân hủy, và do các hợp chất chứa nitơ khó phân hủy (Robertson 1988; Chale,

1993). Đạm cố định bởi vi sinh vật cuối cùng được khoáng hóa và phóng thích vào môi trường và đưa đến giảm lượng đạm. Việc gia tăng đạm và lân khi lá được phân hủy có thể gia tăng chất lượng thức ăn của lá đước, vì thế làm cho lá đước phân hủy trở nên hấp dẫn hơn cho sinh vật thủy sinh. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu về sự bám của động vật đáy trên lá cây ngập mặn (Zhou, 2001), tác giả đã chỉ ra rằng sinh vật đáy bám vào lá cây ngập mặn thay đổi theo thời điểm khác nhau của sự phân hủy: không có sự sống bám của sinh vật trong giai đoạn 10 ngày đầu phân hủy, tiếp theo là thời kỳ chuyển tiếp 10 – 30 ngày, cuối cùng là thời kỳ bám cao nhất của sinh vật (30- 60 ngày). Những động vật bám như vậy là nguồn thức ăn chủ yếu cho động vật thủy sinh trong hệ thống nuôi tôm-rừng, đặc biệt là tôm. Vì vậy, gia tăng hàm lượng đạm và lân trong suốt thời gian đầu của sự phân hủy đóng vai trò quan trọng hình thành chuỗi thức ăn-phân hủy cho thủy vực và cho tôm (hình 4). Thực tế, phân hủy là quá trình quan trọng. Thông qua quá trình này, rừng ngập mặn cung cấp nguồn thức ăn dồi dào dưỡng chất cho thủy sinh vật và nhiều loài thủy sản có giá trị thương phẩm (Tomlinson, 1986; Laegdsgaard & Johnson, 2001)

Dĩ nhiên, đạm và lân được phóng thích trong quá trình phân hủy cuối cùng sẽ được hấp thu lại bởi cây đước (Steinke at al., 1993; Lu & Lin, 1990). Để có sự hiểu biết thấu đáo về tính bền vững của hệ thống nuôi quảng canh tôm-rừng, điều quan trọng cần nghiên cứu và làm sáng tỏ sự cân bằng về cacbon và dinh dưỡng.

CẢM TẠ

Nghiên cứu này là một phần của đề án MHO8 về quản lý tổng hợp nguồn tài nguyên ven biển Đồng Bằng Sông Cửu Long. Đây là chương trình hợp tác giữa Trường Đại học Wageningen, Hà Lan và Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam. Nghiên cứu được tài trợ bởi NUFFIC.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Albright, L.J., 1976. In situ degradation of mangrove tissues. *New Zealand J. Marine Freshwater Research* 10, 385-389.
- Benner, R., Hodson, R. E., 1985. Microbial degradation of the leachable and lignocellulosic components of leaves and wood from *Rhizophora mangle* in a tropical mangrove swamp. *Marine Ecology Progress Series* 23, 221-23.
- Benner, R., Peele, E.R., Hodson, R.E., 1986. Microbial utilization of dissolved organic matter from leaves of the red mangroves *Rhizophora mangle*, in the Fresh Creek estuary, Bahamas. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 23, 607-619.
- Boonruang, P., 1978. The degradation rates of mangrove leaves of *Rhizophora apiculat* (B1) and *Avicennia marina* (Forsk) Vierh at Phuket Island, Thailand. *Research Bulletin No. 26. Phuket Marine Biology Centre, Ministry of Agriculture and Cooperatives, Thailand.*
- Chale, F. M. M., 1993. Degradation of mangrove leaf litter under aerobic conditions. *Hydrobiology* 257, 177-183.
- Cundell, A.M., Brown, M.S., Stanford, R., Mitchell, R., 1979. Microbial degradation of *Rhizophora mangle* leaves immersed in the sea. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 9, 281-286.
- Dick, T.M., Osunkoya, O.O., 2000. Influence of tidal restriction floodgates on decomposition of mangrove litter. *Aquatic Botany* 68, 273-280.
- Fell, J. W., Masters, I.M., 1980. The association and potential role of fungi in mangrove detrital systems. *Bot. Mar.* 23, 257-264.
- Fell, J.W., Cefalu, R.C., Masters, I.M., Tallman, A.S., 1975. Microbial activity in the mangrove (*Rhizophora mangle*) leaf detritus system. In: Walsh, G.E., Snedaker, S.C. and Teas, H.J.(eds.). *Proceeding of international symp. Biology and Management of Mangroves.* University of Florida, Gainesville, Florida, 661-679

- Flores-Verdugo, F. J., Day, J., Briseno-Duenas, J. W., 1987. Structure, litterfall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican Coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series* 35, 83-90.
- Goulter, P.F.E., Allaway, W.G., 1979. Litter fall and decomposition in a mangrove stand, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh., in Middle Harbour, Sydney. *Aust. J. Mar. Freshwater Research* 30, 541-546.
- Hyde, K.D., Lee, S.Y., 1995. Ecology of mangrove fungi and their role in nutrient cycling: what gaps occur in our knowledge? *Hydrobiologia* 295, 107-118.
- Hyde, K.D., 1992. Intertidal mangrove fungi from the west coast of Mexico, including one new genus and two new species. *Mycol. Res.* 96, 25-30.
- Holmer, M., Olsen, A.B., 2002. Role of decomposition of mangrove and seagrass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 230, 87-101.
- Johnston, D., Trong, N.V., Tien, D.V., Xuan, T.T., 2000. Shrimp yields and harvest characteristics of mixed shrimp-mangrove forestry farms in southern Viet Nam: factors affecting production. *Aquaculture* 188, 263-284.
- Laegdsgaard, P., Johnson, C., 2001. Why do Juvenile fish utilise mangrove habitats?. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 257, 229-253.
- Lee, S. Y., 1989. Litter production and turnover of the mangrove *Kandelia Candel* (L.) Druce in a Hongkong tidal shrimp pond. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 29, 75-87.
- Lee, K.H., Moran, M.A., Benner, R., Hodson, E., 1990. Influence of soluble components of mangrove (*Rhizophora mangle*) leaves on microbial decomposition of structural (lignocellulosic) leaf components in seawater. *Bulletin of Marine Science* 46 (2), 374-386.
- Levinton, J.S., 2001. *Marine Biology (Function, Biodiversity, Ecology)*, 2nd ed. Oxford University Press, New York Oxford.
- Lu C. Y., Lin P., 1990. Studies of litter fall and decomposition of *Bruguiera sextangugula* (Lour.) Poir community on Hainan Island Chin. *Bul. Marine Sciences* 47, 139-148.
- Mackey, A. P., Smail, G., 1995. Spatial and temporal variation in litter fall of *Avicennia marina* (Forsk) Vierh. In the Brisbane River. Queensland, Australia. *Aquatic Botany* 52, 133-142.
- Mackey, A. P., Smail, G., 1996. The decomposition of mangrove litter in a Subtropical mangrove forest. *Hydrobiologia* 332, 93-98.
- Mall, L. P., Singh, V. P., Garge, A., 1991. Study of biomass, litter fall, litter decomposition and soil respiration in monogen eric mangrove and mixed mangrove forest of Andaman Island. *Tropical Ecology* 32, 144-152.
- Mfilinge, P.L., Atta, N., Tsuchiya, M., 2002. Nutrient dynamics and leaf litter decomposition in a subtropical mangrove forest at Oura Bay, Okinawa, Japan. *Trees* 16, 172-180.
- Nga, B. T., Roijackers, R. 2002. Decomposition of *Rhizophora apiculata* leaves in a mangrove-shrimp system at The Thanh Phu state farm, Ben Tre province, Viet Nam. Selected papers of the workshop on integrated management of coastal resources in the Mekong delta, Viet Nam, 95-100.
- O'Connell, A.M., 1988. Nutrients dynamics in decomposing litter in karri (*Eucalyptus diversicolor*) forest of South- western Australia. *Journal of Ecology* 76, 1186-1203.
- Robertson, A.I., 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 166, 235-247.
- Robertson, A. I., Alongi D. M., Boto K. G., 1992. Food chain and carbon Fluxes. In: Robertson A. I., Alongi D. M. (eds). *Tropical Mangrove Ecosystems. (Coastal and estuarine series 41)* American Geophysical Union, Washington, 293-326 pp.
- Steinke, T.D., Charles, L.M., 1986. In vitro rates of decomposition of leaves of the mangrove *Bruguiera gymnorrhiza* as affected by temperature and salinity. *South African Journal of Botany* 52, 39-42.
- Steinke, T. D., Ward C. J., 1987. Degradation of mangrove litter in the St. Lucia estuary as influenced by season and exposure. *South Africa Journal of Botany* 53 (5), 323-328.
- Steinke, T. D., Holland A. J., Singh Y., 1993. Leaching loss during decomposition of mangrove leaf litter. *S. Afr. Tydskr Plant* 59, 21-25.
- Stewart, B. A., Davis, B. R., 1989. The influence of different litter bag designs on the breakdown of leaf material in a small mountain stream. *Hydrobiology* 183, 173-177.

- Tam, N. F. Y., Vrijmoed, L. L. P., Wong, Y. S., 1990. Nutrient dynamics associated with leaf decomposition in a small subtropical mangrove community in Hong Kong. *Bull. Mar. Sci.* 47, 68-78.
- Tam, N. F. Y., Wong, Y. S., Lan C. Y., Wang, L. N., 1998. Litter production and decomposition in Subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 226, 1-18.
- Tomlinson, P. B. 1986. *The Botany of Mangroves*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Townsend, Colin R., Harper, John L., Begon, M., 2000. *Essentials of Ecology*. Blackwell Science.
- Twilley, R. R., Lugo, A. E., Patterson-zucca, C., 1986. Litter production and turnover in basin Mangrove forests in Southwest Florida. *Ecology* 67, 670-683.
- Twilley, R. R., Pozo M., Garcia V. H., 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* 111, 109-122.
- Van der Valk, A.G., Attiwill, P.M., 1984. Decomposition of leaf and root litter of *Avicennia marina* at Westernport Bay, Victoria, Australia. *Aquatic Botany* 18, 205-221.
- Woitchik, A.F., Ohowa, B., Kazungu, J.M., Rao, R.G., Goeyens, L., Dehairs, F., 1997. Nitrogen enrichment during decomposition of mangrove leaf litter in an east African coastal lagoon (Kenya): relative importance of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry* 39, 15-35.
- Zhou, H., 2001. Effects of leaf litter addition on meiofaunal colonization of azoic sediments in a subtropical mangrove in Hong Kong. *J. of Exp. Mar. Biol. And Ecol.* 256, 99-121.