

研究報告

武陵地區七家灣溪石附生藻類之拓殖

林資沁¹，林幸助^{1,2}

¹國立中興大學生命科學系；²通訊作者 E-mail: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

[摘要] 颱風暴雨之後，高山溪流流量增加，常刮除石附生藻類，導致藻類重新演替，可能影響溪流生物之食物來源。本研究目的在探討冬、夏季，武陵地區七家灣溪瀨、潭區石附生藻類從無到有的拓殖過程中，葉綠素 *a* 濃度、生物體積與群集結構之變化。在瀨、潭區分別放置粗石進行 28 天拓殖實驗，並每兩天監測環境因子之變化。結果顯示，瀨區石附生藻類葉綠素 *a* 濃度累積以夏季較高。瀨區冬、夏季藻類平均葉綠素 *a* 濃度分別為 21.01 與 40.96 mg m⁻²，於第 26 及 20 天可達野外濃度。而潭區冬、夏季藻類平均葉綠素 *a* 濃度在第 28 及 22 天達最高，分別為 12.52 與 9.85 mg m⁻²，但仍低於野外濃度。在冬季，瀨區以小型矽藻與大型矽藻為主要優勢藻類，潭區則以大型矽藻為主。夏季，瀨區與潭區皆以大型矽藻為主要優勢藻種。本研究結果估計七家灣溪受颱風暴雨侵襲後，石附生藻類約需要一個月時間才能恢復瀨區野外生物量。

關鍵字：葉綠素 *a*、群集結構、潭、瀨、演替

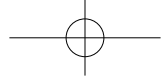
Colonization of Epilithic Algae in the Cijiawan Stream of the Wuling Area

Zih-Cin Lin¹, Hsing-Juh Lin^{1,2}

¹Department of Life Sciences, National Chung Hsing University; ²Corresponding author E-mail: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

ABSTRACT Food sources of aquatic consumers in mountain streams would be influenced by high discharge due to typhoon rainfall. The aim of this study was to explore the colonization of epilithic algae in the Cijiawan Stream. The accumulation of chlorophyll *a* (Chl *a*) concentration, biovolume, and community structure during colonization were monitored. Rubbles were set in riffles and pools in the stream in winter and summer for 28 days. Epilithic algae were collected and environmental factors were measured by an interval of two days during the study period. The results showed that the Chl *a* concentration were higher in summer both in the riffles and pools. The Chl *a* concentration in the riffles in winter and summer was 21.01 mg m⁻² and 40.96 mg m⁻², respectively. They achieved a similar amount of concentration in the field at the 26th day. However, Chl *a* concentration in the pools in winter and summer were both lower than that in the field. They achieved a maximum concentration at the 28th, 22th day, reaching 12.52 and 9.85 mg m⁻², respectively. In winter, small diatoms and large diatoms were dominant in the riffles, but large diatoms were dominant in the pools. In summer, however, large diatoms were dominant in both riffles and pools. Our results suggest that the recovery time of epilithic algae after typhoon rainfall back to the field amount of concentration in the riffles of the Cijiawan Stream is about a month.

Keywords: chlorophyll *a*, community structure, pool, riffle, succession



前言

在水域環境中，藻類為主要的初級生產者 (Lamberti *et al.* 2007, Bellinger and Sigeo 2010)。溪流常見底棲性附生藻類為矽藻、絲狀綠藻、非絲狀綠藻藍綠菌 (Lamberti *et al.* 2007)，能附生在岩石、沙、泥、大型植物與木頭殘屑等基質上生活，且依照不同附著基質而有不同名稱，例如：石附生、沙附生、泥附生等 (Townsend and Gell 2005, Bergey 2008; Bellinger and Sigeo 2010)。因為藻類具有生長速度快、對水質變化敏感等能力，因此做為評估棲地與水質狀況的關鍵物種 (key organisms)，可廣泛應用於水域有機汙染、優養化與酸化的調查監測 (Debenest *et al.* 2009, Duong *et al.* 2010, Morin *et al.* 2010)。

在溪流環境中，多選擇放置天然基質(石頭)或人工基質(磚瓦片與玻璃)進行拓殖 (colonization) 研究 (Tippett 1970, Duong *et al.* 2007, Duong *et al.* 2010)，探討不同空間與時間尺度下，附生藻類族群的發展。附生矽藻群集於新基質上，發展至成熟階段約需要 7-14 天時間，其拓殖過程中，附生藻類先接觸基質表面，同時生物膜 (biofilm) 建立且矽藻快速進入空間發展。演替初期附生矽藻生長形式以生活於基質表層，平貼 (rosette) 與移動 (motile) 形式之矽藻為優勢藻類；演替中期出現柄狀 (stalk) 之矽藻種類，分佈空間為基質表層之上，此時期演替物種如：*Cymbella* sp. 與 *Gomphonema olivaceum*；演替末期以絲狀綠藻與長柄狀 (long-stalked)、大型叢生狀 (large-rosette) 矽藻為群集優勢 (Brönmark and Hansson 1998, Tuji 2000)。

在任何時間，一個非連續事件擾動生態、族群與群集結構，改變其資源與基質的利用性或物理環境，稱為干擾 (disturbance) (Pickett and White 1985)。在台灣高山溪流，颱風所帶來的豪雨為最常見的自然干擾。生態系中遭受干擾後，常產生新基質，附生藻類與伴隨動物群集會隨之發生改變，稱為演替 (succession)

(Brönmark and Hansson 1998)。

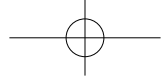
武陵地區七家灣溪為國寶魚台灣櫻花鉤吻鮭唯一自然棲地。「武陵長期生態研究與模式建構」(WLTERM) 計畫長期監測七家灣溪與台灣櫻花鉤吻鮭數量，至今已累積許多的調查資料，包括：附生藻類、水棲與陸生昆蟲、兩棲爬蟲類、鳥類、哺乳類、沿岸植被、棲地、水文與水質等 (林等 2010)。在歷年研究資料中，顯示季節變化明顯，夏秋季颱風帶來的豪雨，常使溪流流速與流量增快，大幅刮除溪流石附生藻類，影響水棲昆蟲的食物，進而間接影響了台灣櫻花鉤吻鮭的食餌來源。在七家灣溪過去研究中，多探討石附生藻類生物量及種類組成的變化，以及與環境及生物因子之間的關係 (Hsu *et al.* 2010, Yu and Lin 2009)。但是對於在干擾過後，石附生藻類的拓殖以及群集結構的變化尚未有研究。因此，本研究目的在不同季節 (夏與冬)，不同棲地 (瀨與潭)，探討石附生藻類生物量、群集結構與矽藻豐度之變化。

材料與方法

一、研究地點與現況

研究地點位於台中市武陵農場內的七家灣溪，隸屬於雪霸國家公園範圍。七家灣溪段全長 15.3 km，河川級序為三級河川。山谷地形受雪山山脈所圍繞，呈南北走向的葫蘆形長谷地。海拔約 1700-2100 m，年均溫為 16°C。七家灣溪中游河段沿岸有農業活動，而下游河段與源頭溪流高山溪進行匯流，最後進入大甲溪段。

石附生藻類拓殖研究，於冬季 (2010 年 1 月 12 日至 2010 年 2 月 9 日) 與夏季 (2010 年 6 月 29 日至 2010 年 7 月 27 日)，在武陵地區七家灣溪主流下游繁殖場 (#5) 樣站進行實驗。繁殖場位於源頭溪流高山溪與七家灣溪主流匯流口 (圖 1)，樣站河道長約 100 m，地形開闊，棲地類型以淺灘較多，底質從碎石到大型石礫均有分佈 (葉與王 2010)。棲地單元分為瀨



(riffle)、流(rapid)、潭(pool)三種類型(林等 2010)，此研究選擇棲地差異較大的瀨區與潭區進行研究，且棲地類型先經福祿數(Froude numbers)判別(表 1)，其公式為 $Fr=v/\sqrt{gH}$ ， v 為水流速度($m s^{-1}$)， g 為重力($m s^{-2}$)， H 為水深度(m)。

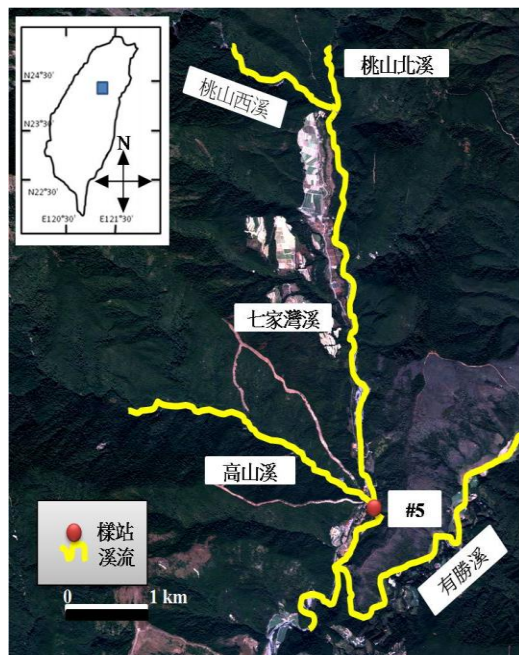


圖 1. 武陵地區七家灣溪流流域之研究地點(#5 為繁殖場)

二、實驗設計

在冬季與夏季，分別將 84 顆 15-20 cm 粗石(rubble)固定於木板上，且石頭間與木板間距離維持為 10 cm，分別放置於瀨區與潭區(圖 2)，進行 28 天拓殖實驗。拓殖期間以兩天為單位，現場同時測定水溫、溶氧(DO)、導電度、pH、鬱閉度、濁度、流速與流量之環境因子。每次隨機採集拓殖石頭($n=3$)，並刮取面積 16 cm^2 的附生藻類後，將藻液定量遮光保存在採集瓶中，以 90%丙酮萃取葉綠素 a (Chl a) 濃度，以估計石附生藻類生物量。2010 年冬季(二月)瀨、潭區野外石附生藻類葉綠素 a 濃度資料來自林等(2010)，而夏季(七月)之野外石附生藻類葉綠素 a 濃度則於拓殖期間採集石頭，以上述方法採樣與測量。

為測量石附生藻類之生物體積，以便估計

群集結構相對豐度，於冬季與夏季拓殖第 2、6、10、14、18、22、26 與 28 天之藻類樣本，以干擾位相差光學顯微鏡 (Differential Interference Contrast, ZEISS, AXIOPLAN 2, Germany)測量小型矽藻、大型矽藻、綠藻與藍綠菌等細胞的長與寬。小型矽藻與大型矽藻之分類係依據矽藻細胞寬度 (Stevenson and Rollins 2007)，範圍在 5-12 μm 之間，定義為小型矽藻；矽藻細胞寬度達 12 μm 以上或長度達 25 μm 以上，則定義為大型矽藻。之後計算小型矽藻與大型矽藻細胞以面積與體積比之關係式求得生物體積。綠藻與藍綠菌則以棒狀 (rod) 幾何圖形公式求得生物體積，單位皆以 $mm^3 m^{-2}$ 表示 (Smayda 1978, Wetzel and Likens 1991)。

表 1. 繁殖場(#5)樣站棲地環境類型表

福祿數大小	棲地型態	冬季福祿數值	夏季福祿數值
$Fr < 0.95$	潭	0.023	0.014
$0.095 < Fr < 0.255$	緩流		
$0.255 < Fr < 1$	瀨	0.753	0.344
$Fr > 1$	急流		

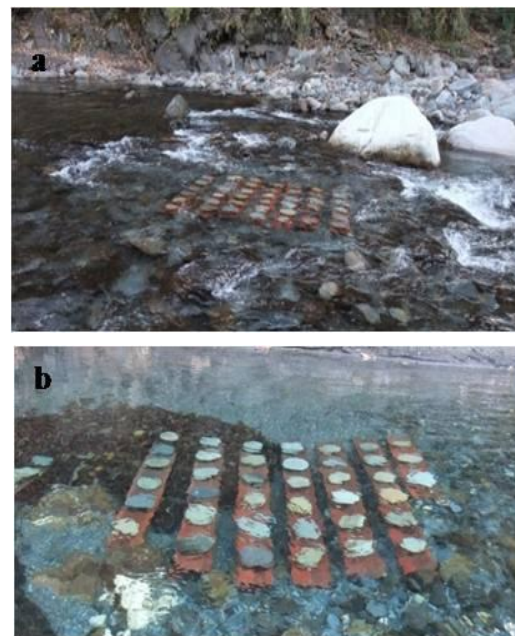
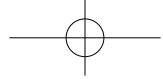


圖 2. 七家灣溪繁殖場(#5)石附生藻類實驗設計圖(a 瀨區；b 潭區)

為進一步鑑定與計數矽藻種類，取 60 mL 藻類樣本，分別置入試管中，以 3500 rpm 離



林資沁，林幸助

心 10 分鐘，吸取上清液，並加入適量濃硫酸至試管混合酸洗有機物質，靜置待反應，再添適量硝酸鉀進行脫色(蘇 2009)。以 3500 rpm 離心 10 分鐘後抽取上清液，二次水置換水洗後，定量至 1 mL。以藻膠(Naphrax, UK)將藻樣製作成永久玻片(Fleming 1954)，使用干擾位相差光學顯微鏡之油鏡(100 x/1.40 N.A)與穿越線法計數 300 個矽殼後，鑑定矽藻種類組成並估計可信之相對豐度(蘇等 2009)。

三、統計分析

在進行統計分析之前，需先判別石附生藻類 Chl *a* 濃度與各環境因子是否為常態分布(Clarke and Warwick 2001)。石附生藻類 Chl *a* 濃度之變化，以 Two-way repeated measures ANOVA(PROC GLM 程序)加入時間因子的考量。若時間有顯著影響，則於每一次採樣日，各自檢驗石附生藻類 Chl *a* 濃度是否有季節與棲地間交互作用。以上使用 SAS (Version 8.2)軟體。

結果

一、環境因子

在 2010 年繁殖場冬、夏季，瀨區與潭區環境因子調查資料如表 2。夏季平均水溫為 14.6°C，冬季為 9.1°C。瀨區平均流速為 0.86 m s⁻¹，而潭區平均流速為 0.08 m s⁻¹。夏季之濱岸植被鬱閉度(35.02-60.03%)、濁度(0.71-0.87 NTU)及流量(2.91 m³ s⁻¹)皆高於冬季，但是冬季水中 DO 值(平均 9.46 mg L⁻¹)高於夏季。

二、石附生藻類 Chl *a* 濃度

在不同季節與棲地間，石附生藻類 Chl *a* 濃度變化之時間因子達顯著差異(F= 6.95, *p* < 0.0001)(表 3)。各自檢驗石附生藻類 Chl *a* 濃度是否有季節與棲地間交互作用時，發現瀨區與潭區石附生藻類 Chl *a* 濃度分別在第 4、18 與 20 天達顯著性差異(*p* < 0.05)(圖 3)。另外，在第 26、28 天，石附生藻類 Chl *a* 受棲地與季

節顯著之交互作用影響(*p* < 0.0001)。石附生藻類 Chl *a* 濃度以夏季瀨區最高 40.96 mg m⁻²。

表 2. 七家灣溪冬、夏季與瀨、潭區拓殖 28 天各環境因子監測值(mean±SE, *n* = 14)

棲地單元	冬季		夏季	
	瀨區	潭區	瀨區	潭區
鬱閉度 (%)	26.61 ±1.02	39.90 ±0.56	35.02 ±0.59	60.03 ±0.70
流速 (m s ⁻¹)	0.96 ±0.04	0.10 ±0.02	0.76 ±0.04	0.06 ±0.01
濁度 (NTU)	0.38 ±0.07	0.62 ±0.10	0.87 ±0.18	0.71 ±0.16
溫度 (°C)	8.89 ±0.29	9.24 ±0.23	14.50 ±0.10	14.60 ±0.10
導電度 (μS cm ⁻¹)	250.55 ±2.97	258.57 ±3.52	252.00 ±4.10	266.90 ±4.54
溶氧 (mg L ⁻¹)	9.52 ±0.11	9.41 ±0.09	7.86 ±0.03	7.77 ±0.02
pH	8.38 ±0.02	8.45 ±0.01	8.35 ±0.02	8.61 ±0.01
流量 (m ³ s ⁻¹)	1.16±0.15		2.91±0.15	

在冬季，瀨區以小型矽藻與大型矽藻為主要優勢藻類，潭區則以大型矽藻為主(圖 4 a-d)。夏季，瀨區與潭區皆以大型矽藻為主要優勢藻種(圖 4 e-h)。

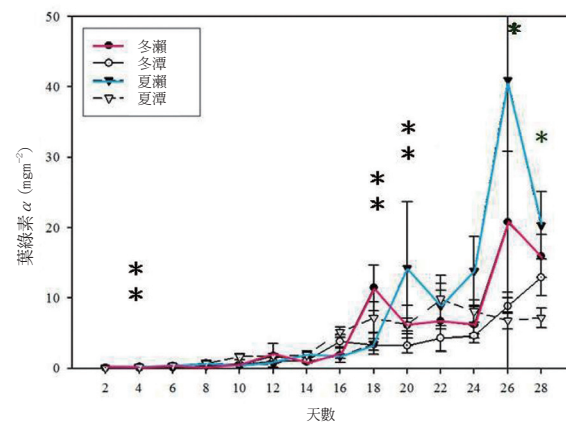


圖 3. 七家灣溪繁殖場(#5)與季節拓殖 28 天石附生藻類 Chl *a* 濃度變化 **為棲地單元達顯著差異(*p* < 0.05); *為季節×棲地單元達顯著差異(*p* < 0.05)

2010 年二月與七月野外石附生藻類生物體積與群集結構如圖 5a、b。結果顯示，冬季，瀨區石附生藻類體積為 13135 mm³ m⁻²，潭區附生藻類體積為 9072 mm³ m⁻²，且瀨區與潭區

皆以大型矽藻為優勢藻類，佔總豐度 70 % 以上。夏季，瀨區石附生藻類體積為 1443 mm³ m⁻²，以小型矽藻與大型矽藻為優勢藻類；潭

區石附生藻類體積為 14719 mm³ m⁻²，以大型矽藻為主要優勢。

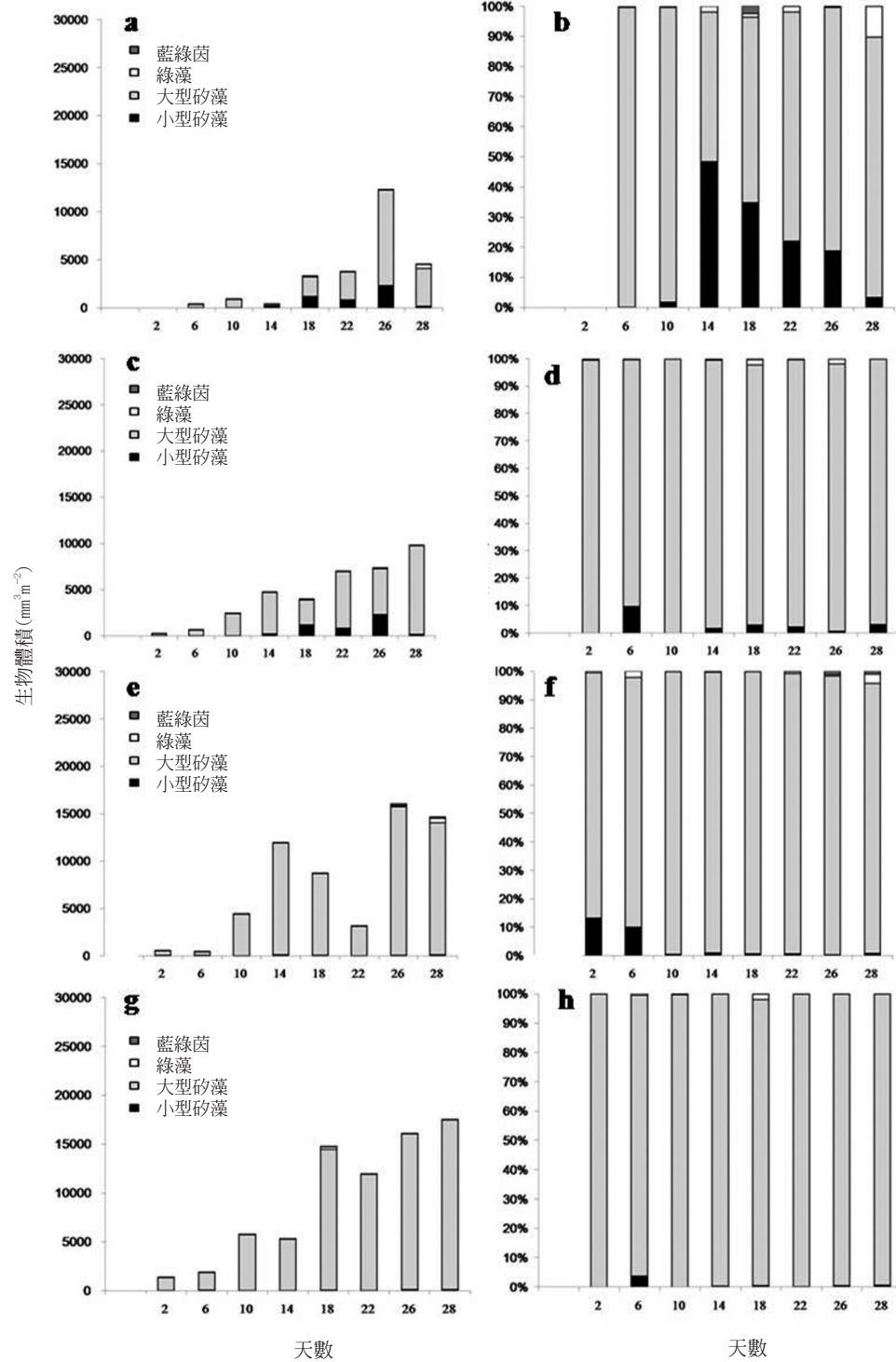
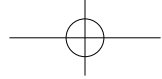


圖 4. 七家灣溪繁殖場石附生藻類生物體積(左)與相對豐度(右) (a、b 冬季瀨區；c、d 冬季潭區；e、f 夏季瀨區；g、h 夏季潭區)



林資沁，林幸助

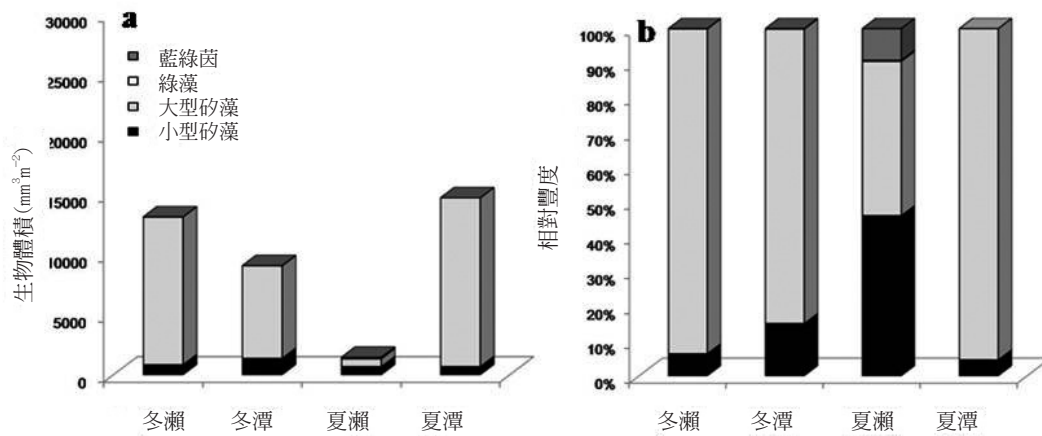


圖 5. 七家灣溪繁殖場冬、夏季與瀨、潭區野外石附生藻類生物體積(a)與相對豐度(b)

討論

一、季節差異

林等(2010)在 2010 年二月於武陵地區繁殖場(#5)瀨區與潭區進行野外石附生藻類採集，結果顯示瀨區與潭區石附生藻類 Chl *a* 濃度分別為 11.90 mg m^{-2} 及 15.06 mg m^{-2} 。從本實驗冬季結果(圖 3)得知，拓殖期間第 26 天瀨區石附生藻類 Chl *a* 濃度(21.01 mg m^{-2})已到達該濃度，甚至超過野外環境的石附生藻類 Chl *a* 濃度。而第 28 天潭區石附生藻類 Chl *a* 濃度(12.52 mg m^{-2})則仍未達到當地野外環境的石附生藻類 Chl *a* 濃度。

表 3. 七家灣溪繁殖場冬、夏季與瀨、潭區石附生藻類 Chl *a* 濃度之重複測量變異數分析 (repeated measures ANOVA)；顯著水準： $p < 0.05$

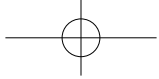
	自由度	F 值	Pr > F
時間	13	6.95	<0.0001***
時間×季節	13	0.48	0.9296
時間×棲地單元	13	2.14	0.0176
時間×季節×棲地單元	13	0.75	0.7077
誤差(時間)	104		

在夏季，拓殖第 20 天時瀨區藻類 Chl *a* 濃度為 14.29 mg m^{-2} ，已達野外石附生藻類 Chl *a* 濃度(8.36 mg m^{-2})，而在拓殖第 22 天，潭區石附生藻類 Chl *a* 濃度達最高為 9.85 mg m^{-2} ，但仍未達到野外石附生藻類 Chl *a* 濃度(16.05 mg m^{-2})。

我們也發現夏季潭區的藻類葉綠素 *a* 濃度低於冬季潭區。夏季潭區的鬱閉度較高(60%)，且流量高(表 2)；而冬天的潭區鬱閉度較低(39%)，且流量低，因此可能是光度限制以及流量較快，使得夏季實驗中潭區的最高藻類葉綠素 *a* 濃度低於冬季。

二、棲地差異

在瀨區，冬季與夏季石附生藻類 Chl *a* 濃度高於野外石附生藻類 Chl *a* 濃度，而 Francoeur and Biggs(2006)提及減少溪流藻類生物量的三個物理過程，包含：水中流速增加，提升剪切力使藻類剝離；水流帶動沉積物進而磨損藻類；基質受水流帶動使生長於基質上的藻類受到磨蝕。但是本研究中，石頭固定已減低水流帶動基質移動或滾動之情形，因此導致拓殖期間瀨區石附生藻類 Chl *a* 濃度高於野外石附生藻類 Chl *a* 濃度。本研究顯示基質受水流帶動而滾動，使生長於基質上的藻類受到磨蝕，極可能是野外瀨區石附生藻類生物量



較潭區藻類生物量少之重要因素。

一、石附生藻類群集變化

在拓殖與野外採集的石附生藻類中，其群集結構皆以大型矽藻為優勢(圖 4a-h 與圖 5a、b)。在本研究中並未發現如 Brönmark and Hansson(1998)與 Tuji(2000)所論述之石附生藻類之拓殖演替，會由平貼基質之矽藻轉變為絲狀綠藻與藍綠菌的情形。前人研究中發現於洪水過後的附生藻類拓殖演替(Fisher *et al.* 1982, Peterson *et al.* 1990, Peterson and Stevenson 1992)，其石附生矽藻生長於平均第 11 天達高峰(未受干擾之控制組)，而受干擾(實驗組)環境下之石附生矽藻天數平均於第 19 天達高峰。他們的研究顯示洪水會干擾而延長石附生矽藻的拓殖天數，且演替後期平均於第 24 天(未干擾)與第 27 天(受干擾)會出現綠藻與藍綠藻而達高峰。相較於前人的研究結果，七家灣溪瀨區石附生矽藻達拓殖高峰的天數較長(26 天)，原因可能與七家灣溪有較快流速的環境有關(夏： 0.76 m s^{-1} ，冬： 0.96 m s^{-1})。由石附生矽藻群集之研究結果得知，七家灣溪石附生矽藻主要為適應擾動環境與黏著生長於底質的大型矽藻為優勢。這些矽藻比絲狀綠藻與藍綠菌更具有抵抗高速水流之特性，其中低矮著生長型矽藻對水文擾動最具抵抗能力，因此能在高流速環境中成為優勢藻類(蘇 2009, Biggs and Thomsen 1995, Closs *et al.* 2004, Fisher *et al.* 1982)。

二、經營管理建議

在冬、夏季進行石附生藻類的拓殖實驗，發現瀨區石附生藻類 Chl *a* 濃度分別需要 20 與 26 天的恢復時間，且潭區附生藻類生物量恢復時間要比瀨區更長。透過本研究能瞭解石附生藻類受自然干擾影響後所需的恢復時間，可藉此推算石附生藻類在受到颱風暴雨干擾後恢復所需時間，進而估計整個溪流生態系統受颱風暴雨侵襲後，至少需要經過一個月時間才得以恢復水生生物藻類食物來源之供給。

結論

一、瀨區冬、夏季附生藻類平均 Chl *a* 濃度分別為 21.01 與 40.96 mg m^{-2} ，且於拓殖第 26、20 天可達野外藻類 Chl *a* 濃度；潭區冬、夏季藻類 Chl *a* 濃度在拓殖第 28、22 天達最高分別為 12.52 與 9.85 mg m^{-2} ，但仍未達野外藻類 Chl *a* 濃度。

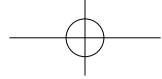
二、石附生藻類群集結構在冬季瀨區以小型矽藻與大型矽藻為主要優勢藻類，潭區以大型矽藻為主；夏季瀨區與潭區皆以大型矽藻為主要優勢。

誌謝

本研究經費由雪霸國家公園管理處委託計畫「武陵地區生態系長期監測與研究」補助。感謝武陵工作站的協助。

引用文獻

- 林幸助、林資沁、葉峻銘、黃秋平、呂易哲、戴孝勳、林良瑾。2010。武陵地區生態系長期監測與研究-第一章 藻類研究與資料整合。內政部營建署雪霸國家公園管理處研究報告，共 71 頁。
- 葉昭憲、王永賢。2010。武陵地區生態系長期監測與研究-第二章物理棲地研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處研究報告，共 61 頁。
- 蘇美如。2009。武陵地區溪流潭、流及瀨之石附生矽藻生物量與群集結構分析。國立中興大學碩士論文，共 100 頁。
- 蘇美如、張世倉、林幸助。2009。雪霸國家公園有勝溪冬季不同微棲地(瀨、流及潭)之石附生矽藻群集結構分析。國家公園學報 19(2):70-83。
- Bellinger EG and DC Sigeo. 2010. *Freshwater Algae identification and use as bioindicators*. Wiley,



林資沁，林幸助

- UK.
- Bergey EA 2008. Does rock chemistry affect periphyton accrual in streams. *Hydrobiologia* 614(1):141-150.
- Biggs BJB and HA Thomsen. 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *J. Phycol.* 31(2):233-241.
- Brönmark C and L Hansson. 1998. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Clarke KR and RM Warwick. 2001. Change In Marine Communities: An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Closs G, B Downes and A Boulton. 2004. *Freshwater Ecology*. Blackwell Science Ltd, USA.
- Debenest T, E Pinelli, M Coste, J Silvestre, N Mazzella, C Madigou and F Delmas. 2009. Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. *Aquat. Toxicol.* 93(1):11-17.
- Duong TT, A. Feurtet-Mazel, MD Coste, K Dang, and A Boudou. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecol. Indic.* 7(4):839-851.
- Duong TT, S Morin, M Coste, O Herlory, A Feurtet-Mazel and A Boudou. 2010. Experimental toxicity and bioaccumulation of cadmium in freshwater periphytic diatom in relation with biofilm maturity. *Sci. Total Environ.* 408(3):552-562.
- Fisher SG, LJ Gray, NB Grimm and DE Busch. 1982. Temporal Succession in a Desert Stream Ecosystem Following Flash Flooding. *Ecol. Monogr.* 52(1):93-110.
- Fleming WD 1954. Naphrax: A synthetic mounting medium of high refractive index. New and improved methods of preparation. *J. Roy. Microsc. Soc.* 74(1):42-44.
- Francoeur SN and BJB Biggs. 2006. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia* 561(1):59-69.
- Hsu CB, CS Tzeng, CH Yeh, WH Kuan, MH Kuo and HJ Lin 2010. Habitat use by the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Aquatic Biology*.10(3): 227-239.
- Lamberti GA, JW Feminella and CM Pringle. 2007. Primary producer-consumer interactions, pp. 537-559. In FR Hauer and GA Lamberti. *Methods in Stream Ecology*, Academic Press, San Diego, California, USA.
- Morin S, S Pesce, A Tlili, M Coste and B. Montuelle. 2010. Recovery potential of periphytic communities in a river impacted by a vineyard watershed. *Ecol. Indic.* 10(2):419-426.
- Peterson CG and RJ Stevenson. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecology* 73(4): 1445-1461.
- Peterson CG, KD Hoagland and RJ Stevenson. 1990. Timing of wave disturbance and the resistance and recovery of a freshwater epilithic microalgal community. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9(1):54-67.
- Pickett STA and PS White. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, pp. 3-13. In PS White and ST A Pickett. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego, California.
- Smayda TJ. 1978. From phytoplankton to biomass, pp. 273-239. In A. Sournia. *Phytoplankton Manual*. UNESCO, Paris.
- Stevenson RJ and SL Rollins. 2007. Ecological assessments with benthic algae, pp. 785-803. In FR Hauer and GA Lamberti. *Methods in Stream Ecology*, Academic Press, San Diego, California, USA.
- Tippett R. 1970. Artificial surfaces as a method of studying populations of benthic micro-algae in freshwater. *Eur. J. Phycol.* 5(2):187-199.
- Townsend SA and PA Gell. 2005. The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia* 548(1):101-115.
- Tuji A. 2000. Observation of developmental processes in loosely attached diatom (Bacillariophyceae) communities. *Phycol. Res.* 48(2):75-84.
- Wetzel RG and GE Likens. 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York.
- SF and HJ Lin. 2009. Effects of agriculture on the abundance and community structure of epilithic algae in mountain streams of subtropical Taiwan. *Bot. Stud.* 50: 73-87.