

SPOT 衛星影像應用於近岸水質推估模式 建立與評估

Assessment of Coastal Water Quality Estimation Models Using SPOT Imagery

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
博士班研究生

蘇元風

Yuan-Fong Su

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
博士班研究生

吳宜珍

Yii-Chen Wu

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
教授

蘇明道

Ming-Daw Su

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
教授

鄭克聲*

Ke-Sheng Cheng

摘 要

本文旨在應用 SPOT 衛星影像建立多變量水質推估模式，應用於員山子分洪隧道出口近岸水質監測，此海域水質分析結果顯示光學特性屬於典型第二類(Case II)水體，第二類水體水中組成物質複雜，其中非藻類懸浮顆粒與有色溶解性有機物質為主要影響水體反射率的因子，故在近岸水質監測模式建立時，水中物質對於反射率的綜合影響應納入考量中。傳統上，單變量水質推估模式未考慮水中組成物質對水面反射率的綜合影響，無法穩定應用於近岸水質監測，然而，多變量模式同時考量波段反射率與水質變數彼此的共變數結構，可合理應用於第二類水體(如近岸水體)之水質監測。研究中以紅光波段反射率建立之單變量模式，容易出現過度高估或低估的情況；以多變量迴歸所建立之多變量模式，整體推估表現明顯優於單變量模式。依個別水質推估結果而言，多變量模式推估各水質變數的誤差均小於單變量模式，其中以沙奇盤深度推估結果最佳，濁度與總懸浮固體次之，葉綠素 a 濃度則無法有效推估。第二類水體中的光學特性並非以葉綠素 a 為主要因子，且葉綠素 a 濃度觀測範圍相當低(0~3 $\mu\text{g/L}$)，使得兩模式對於葉綠素 a 濃度的推估較為困難。值得一提的是兩模式均顯示紅光波段與各水質變數的關係最佳，模式中紅光波段反射率對應於沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體等三水質變數的係數，其正負號在兩個模式中是一致的，此光譜特性與一般自然環境觀測現象相符。多變量水質模式同時考慮各水質變數的相關性，解決單變量模式的缺點，不易出現過度高估的值，使得模式表現穩定許多，相較於單變量模式具有更好的物理解釋能力，適用於評估水體整體水質狀態，並成功應用於員山子分洪道出口近岸海域水質監測。

*通訊作者，國立台灣大學生物環境系統工程研究所教授，10617 台北市大安區羅斯福路 4 段 1 號，rslab@ntu.edu.tw

關鍵詞： SPOT 衛星影像，多變量迴歸，模式比較。

ABSTRACT

In this paper we present an approach to coastal water quality mapping using remote sensing images. Coastal area at the outlet of the Yuan-Shan-Tsu diversion tunnel in northern Taiwan was chosen for this study. The coastal water in this area was considered as the typical Case II water. Conventionally, univariate model is often adopted for water quality estimation using remotely-sensed data. However, the water body is a mixture of seawater and other constituents including suspended solids, color dissolved organic matter, phytoplankton, etc. The sea surface reflectance of a specific wavelength is affected by the combined effect of these constituents. Such wavelength-dependent combined effect should be taken into account in a water quality estimation model. Therefore, the multivariate model is proposed in this study. Comparing the results of the univariate model and the multivariate model, the multivariate model is found to have superior performance. For estimation of secchi disk depth, turbidity and suspended solids, the signs of regression coefficients of the surface reflectances in both models are consistent with the physical phenomena normally observed in natural environment. Chlorophyll-a concentration (*Chla*) cannot be properly estimated by either model. The poor estimates of *Chla* are probably due to their extremely low concentration level (0~3 $\mu\text{g/L}$). In addition, non-algal particle (NAP) and organic dissolved matter are dominant factors in Case II water, and, as a result, estimation of *Chla* in Case II water using remotely-sensed data is less applicable. The multivariate model proposed in this study is superior to the conventional univariate model, and has been demonstrated to be highly applicable for coastal water quality monitoring.

Keywords: SPOT Imagery, Multivariate Regression, Model Comparison.

一、前言

傳統水質監測需於現地採樣後帶回實驗室進行各項水質項目的分析，雖然部份水質項目大多有相關儀器可於現場進行量測，但不論是現場量測或實驗室分析除需花費大量人力、時間與費用外，只能獲得分散的點資料，無法對水體水質做全面性的評估。衛星遙測(Satellite Remote Sensing)具有獲得大範圍網格式資料的特性，具有高重複監測性，以 SPOT 衛星而言平均 3~5 天即可做一次監測，若建立適當之推估模式，可有效的解決前述問題。

遙測於水質推估的原理為透過量測來自水面之輻射訊號，水體在可見光波段具有較高的反

射率，於遙測的應用多採用可見光波段，由水色訊號(或水體反射特性)推估水質。衛星遙測技術應用於水質監測已有三十多年歷史，Coastal Zone Color Scanner (CZCS)為美國於 1978 年發射的全世界第一枚專為觀測海洋之水色衛星，爾後便開啓各國投入海洋水色觀測的研究，其中被廣泛應用的衛星包括 SeaWiFS, MODIS 等。然而大部分專為水色觀測設計的衛星，其空間解析度約為 1 公里，無法應用於臺灣近岸海域水質或內陸水體水質監測，需要具公尺等級空間解析度的資源衛星(如 SPOT)加以監測。

水體水質的研究可廣泛分為內陸水體與海域水體兩類，內陸水體包含水庫、埤塘等，內陸水體容易受周邊土地利用影響水質，尤其是非點

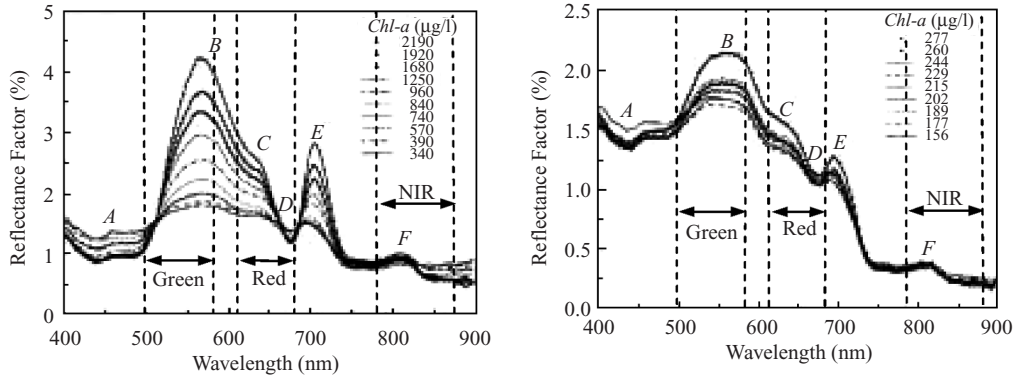


圖 1 水中葉綠素 a 濃度光譜反射特性(Rundquist, 1996)

源污染與暴雨造成的泥沙輸入。內陸水體組成物質複雜，加上水體流動性低，容易造成泥沙淤積與營養鹽過多造成優養化，故內陸水體的總懸浮固體、濁度與葉綠素 a 等水質變數資料變動範圍通常較大，而對於衛星應用於內陸水體的水質監測在國內外有許多成功的案例(Verdin, 1985; Ritchie and Cooper, 1988; Cheng and Lei, 2001; Giardino *et al.*, 2001; Östlund *et al.*, 2001; Kloiber *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2004; 雷祖強, 2001; 吳俊穎, 2001; 林建智, 2005; 黃慶祥, 2006; 譚子健, 2006)。

海域水體依其水中物質組成可再分為第一類(Case I)與第二類(Case II)水體(Morel and Prieur, 1977)，第一類水體其光學性質主要受浮游植物(phytoplankton)的影響，又稱一般外海性水體，即前述水色衛星所針對的研究對象。第二類水體的光學性質以非藻類懸浮顆粒(non-algal particles, NAP)為主，例如近岸水體容易受到陸源物質影響，屬於典型的第二類水體。

第二類水體的光學性質顯示當 NAP 濃度越高時，綠光、紅光與近紅外光波段反射率上升，同時葉綠素 a 濃度對於水面反射率的影響程度明顯減低(Lodhi *et al.*, 1997; Doxaran *et al.*, 2002, Oyama *et al.*, 2007)。Oyama (2007)在三種 NAP 濃度的水中加入不同濃度的葉綠素 a (0~105 µg/L)，於實驗室中量測水面反射率變化(400~950 nm)，結果顯示當 NAP 濃度增加時，整體水面反射率在

各波段中均上升，而葉綠素 a 濃度的變化對於光譜反射率的影響程度將降低，說明第二類水體中葉綠素 a 濃度並非主要影響反射率的因素。Rundquist (1996)以光譜儀量測不同葉綠素 a 濃度下(156~277 µg/L, 340~2190 µg/L)之水面反射率，結果顯示葉綠素 a 濃度增加時，綠光與近紅外光波段反射率上升，而藍光與紅光波段反射率下降，如圖 1 所示，圖 1 中虛線為 SPOT 衛星對應於綠光(500-590 nm)、紅光(610-680 nm)與近紅外光波段(790-890 nm)的波長範圍。上述葉綠素 a 濃度的反射特徵在高濃度(340~2190 µg/L)範圍時相當規律，在較低濃度(156~277 µg/L)範圍則較不規律。一般第二類水體中葉綠素 a 含量較低(0~3 µg/L)，葉綠素 a 濃度光譜特徵更不明顯，故不容易以衛星監測之。

回顧國外應用遙測於近岸海域與河口水質推估的相關文獻，以單一水質變數為應變數所建立之推估模式被廣泛應用(Khorram, 1981; Khorram and Cheshire, 1985; Catts *et al.*, 1985; Tassan, 1987; Rimmer *et al.*, 1987; Prangmsma and Roozdkrans, 1989; Bagheri and Dios, 1990; Khorram *et al.*, 1991; Lavery *et al.*, 1993; Pattiaratchi *et al.*, 1994; Populus *et al.*, 1995; Härmä, *et al.*, 2001; Hellweger *et al.*, 2004; Cannizzaro and Carder, 2006)。表 1 列出前述單變量模式考慮之變數與模式形式。然而，近岸水中物質由非藻類懸浮顆粒、浮游植物與有色溶解性有機物質(CDOM)等組成，這些物質彼此相關且交互作用複雜，因此適當的水質推估模式應將水中物質對水面反射率的綜合影

表 1 衛星應用於內陸與近岸水體水質模式

內陸水體				
研究區域	感測器	水質變數	模式	文獻
Flaming Gorge Reservoir	MS	SSD, Chla	指數、多項式	Verdin, 1985
Moon Lake	MS	TSS	多項式	Ritchie and Cooper, 1988
Iseo Lake, Italy	TM	SDD, Chla	多項式	Giardino <i>et al.</i> , 2001
永和山水庫	SPOT	SDD, TP, Chla, Turb	冪次、多項式	吳俊穎, 2001
Erken Lake, Sweden	TM, CASI	TSS, Chla	冪次、多項式	Östlund <i>et al.</i> , 2001
Four lakes in Finland	AISA*, MERIS	SDD, Turb, Chla	多項式	Koponen <i>et al.</i> , 2002
Lakes in Twin City	TM, MS	SDD	指數	Kloiber <i>et al.</i> , 2002
Frisian Lakes	TM, SPOT	TSS	指數	Dekker <i>et al.</i> , 2002
Shenzhen Reservoirs	TM	TOC, BOD, COD	多項式	Wang <i>et al.</i> , 2004
曾文水庫	福衛二號	TSS, Turb, Chla	多項式	黃慶祥, 2006
近岸或河口水體				
研究區域	感測器	水質變數	模式	文獻
San Francisco Bay	MS	TSS, Turb	多項式	Khorram, 1981
Neuse River Estuary	MS	SAL, Chla, Turb, TSS	多項式	Khorram and Cheshire, 1985
San Francisco Bay	Daedalus*	Chla	多項式	Catts <i>et al.</i> , 1985
Adriatic Sea	TM, CZCS	TSS, Chla	冪次	Tassan, 1987
Swasea Bay	NERC*	TSS, SAL	指數	Rimmer <i>et al.</i> , 1987
North Sea	AVHRR	TSS	冪次	Prangasma and Roozkrans, 1989
New Jersey' coast	TM	Chla	多項式	Bagheri and Dios, 1990
Augusta Bay	TM	SDD, Turb, Chla, Temp	冪次	Khorram <i>et al.</i> , 1991
Western Australia Coast	TM	SDD, Chla, Pha	指數、多項式	Lavery <i>et al.</i> , 1993
Western Australia Coast	TM	SDD, Chla	指數	Pattiaratchi <i>et al.</i> , 1994
Indonesian seas	TM, SPOT	TSS, PIG	指數	Populus <i>et al.</i> , 1995
Lakes and Coastal water in Finland	TM, MODIS, MERIS	SDD, TSS, Chla, Turb	多項式	Härmä, <i>et al.</i> 2001
Gironde Estuary	SPOT	TSS	指數	Doxaran <i>et al.</i> , 2002
New York Harbor	TM, MODIS	SDD, Chla	冪次	Hellweger <i>et al.</i> , 2004
Florida near-shore area	SeaWiFS	Chla	冪次、多項式	Cannizzaro and Carder, 2006

* Airborne Sensor

MS: Landsat Multispectral Scanner; TM: Landsat Thematic Mapper; TSS: 總懸浮固體; Turb: 濁度; SDD: 沙奇盤深度; Chla: 葉綠素 a 濃度; PIG: Total Pigments; Pha: Phaeophytin; SAL: 鹽度; TOC: 總有機碳; BOD: 生化需氧量; COD: 化學需氧量; Temp: 水溫; TP: 總磷

響納入考量(Su, *et al.*, 2008)。本研究應用 SPOT 衛星配合現地水質採樣, 經現地實驗反算水面反射率, 以衛星波段反射率為自變數, 各水質變數(總懸浮固體、濁度、沙奇盤深度與葉綠素 a 濃度)為應變數, 建立多變量水質推估模式, 應用於監測員山子分洪隧道出口海域至陰陽海之間的近岸海域水體水質。

二、研究區域與資料

2.1 研究區域與採樣方法

員山子分洪隧道自基隆瑞芳鎮, 導引基隆河上游洪水至東北角海岸, 出口位於陰陽海海域西方 2 公里處, 研究海域範圍自隧道出口以西 1 公里, 東至陰陽海海域, 離岸約 1 公里的範圍, 如

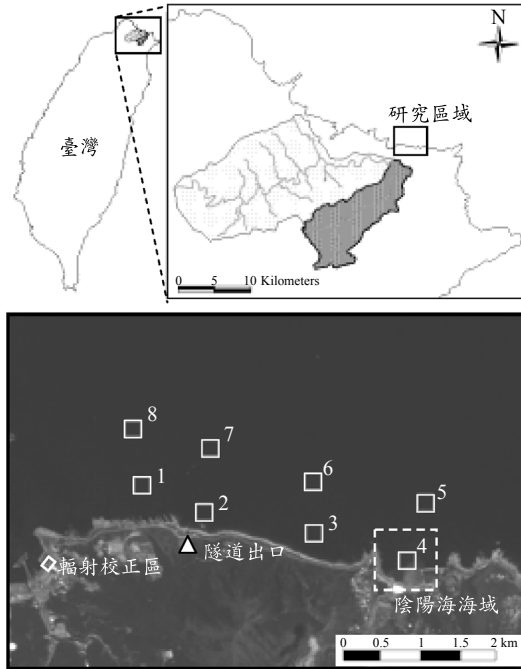


圖 2 研究海域與採樣位置

圖 2 所示。研究海域中設立 8 個採樣位置，其中一個採樣點位於隧道出口，另有兩個採樣點位於陰陽海海域中心與往北 1 公里處海域。每次採樣進行時以衛星定位系統(GPS)至預定地點，並採取表面 0 至 20 公分處的表面水樣，水樣保溫保存送至國立臺灣大學生物環境系統工程學系水質實驗室進行分析。為利用衛星資料反算水面反射率，於海域範圍附近設立一輻射校正區(Radiometric Correction Area, RCA)，經實地量測輻射校正區反射率後，反算海域水面之反射率，用於建立水質推估模式。

2.2 資料與分析方法

本研究選定之水質變數為沙奇盤深度(SDD)、總懸浮固體(TSS)、濁度(Turb)與葉綠素 a 濃度(*Chla*)等四項。沙奇盤深度為度量水體透明度的指標，其為標準視力所能看見水中物體的深度，與周圍光場有關。總懸浮固體為水中不可溶解的顆粒物質濃度，其包含有機與無機物質。濁度的量測係以光線穿透水體時遭水中物體散射

與反射量估算，其值大小與水中 NAP 與 CDOM 含量有關，量測理論與沙奇盤深度相似，故濁度與沙奇盤深度之間應存在相關性。葉綠素 a 濃度與浮游植物含量具有高度相關，適用於評估水域生態環境。

水質檢測方法均採用行政院環保署環境檢測所公告方法，沙奇盤深度即以沙奇盤量測，單位為公尺；濁度則採用濁度計(2100P, HACH, 美國)量測，單位為 NTU (Nephelometric Turbidity Unit)，上述兩種水質變數於現場量得；總懸浮固體則由已知重量(經烘乾、秤重)之玻璃纖維濾片(Whatman GF/F glass-fibre filter, 47 mm diameter, 0.7 μm pore size)過濾水樣後，濾片移入 103~105 $^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥至恆重，其所增加之重量即為總懸浮固體，單位為 mg/L；葉綠素 a 濃度的量測為將水樣過濾於玻璃纖維濾片後，以乙醇萃取濾片上之葉綠素 a，經分光光度儀測得萃取液在酸化前和酸化後之吸光值，最後依吸光值計算水樣中葉綠素 a 含量，單位為 $\mu\text{g/L}$ ，葉綠素 a 濃度與總懸浮固體由實驗室分析而得。

監測期間(96 年 7 月~96 年 12 月)共進行 8 次水質採樣工作，並取得研究區域無雲的 SPOT 影像 4 幅，其日期分別列於表 2。研究期間共經歷三次颱風侵襲，其中韋帕與柯羅莎颱風降雨量驚人，員山子分洪作業先後啟動，分洪量總計達 1718 萬噸。

三、研究理論

3.1 輻射理論

水的光學特性分為固有光學性質(IOP)與外觀光學性質(AOP)，IOP 與水中物質及含量有關，與周圍光場無關，基本的 IOP 包含水體的吸收係數(absorption coefficient)與容積散射函數(volume scattering function)，能定量描述光通過水體的過程，並衍生其他 IOP；AOP 則依水中物質及周圍光場而定，且呈現出充分規律的特徵與穩定性，適合用於描述水體特性(Mobley, 1994)，其中光譜遙測反射率(spectral remote-sensing reflectance)即為重要的 AOP 之一，亦為本文後續用於描述水體反射特性的變數，爾後簡稱反射率。

表 2 海域水質採樣日期

採樣日期	SPOT 影像拍攝日期	颱風事件	分洪量(m ³)
96/7/2	96/7/04 (SPOT-4)	無	0
96/7/18	96/7/19 (SPOT-4)	無	0
96/8/15	NA ^a	無	0
96/8/23	96/8/23 (SPOT-5)	聖帕颱風(8/16~8/19)後四天	0
96/9/7	96/9/03 (SPOT-5)	無	0
96/9/20	NA ^a	*韋帕颱風(9/17~9/19)	1,051,200
96/10/8	NA	*柯羅莎颱風(10/4~10/7)	16,133,400
96/11/14	NA	無	0

a 於採樣日期或鄰近日期的衛星影像因雲層覆蓋率過高而未選用

* 員山子分洪作業啓動(水位超過 63 公尺)

改寫 Mobley(1994)對於反射率的定義為

$$R_{rs}(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda) = \frac{L(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda)}{E(\lambda)} \dots\dots\dots (1)$$

其中 $L(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda)$ 稱為離水輻射強度(water-leaving radiance), θ 為衛星視角(view angle), ϕ_z 為感測器方位角, ϕ_s 為太陽方位角, σ 為太陽入射方向與地面法線夾角, $E(\lambda)$ 為抵達水面的入輻射量(irradiance), λ 為波長。然而衛星感測器所接收的輻射量($L_s(\theta, \phi_z, \lambda)$)可表示為

$$L_s(\theta, \phi_z, \lambda) = L(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda) \cdot \tau_2(\lambda) + L_u(\theta, \phi_z, \lambda) \dots\dots\dots (2)$$

其中 $\tau_2(\lambda)$ 為離水輻射強度穿過大氣層傳至感測器間的大氣平均穿透率, $L_u(\theta, \phi_z, \lambda)$ 為未經地表作用而由大氣直接散射至感測器的輻射強度, 又稱為大氣上行輻射量(upwelling radiance)或路徑輻射量(path radiance)。離水輻射強度可再細分為太陽入射輻射經地表之反射量, 與大氣下行輻射量經地表之反射量, 分別如(3)式右邊的第一項與第二項

$$L(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda) = E_{Top} \cdot \tau_1(\lambda) \cdot \cos \sigma \cdot \frac{R_{rs}(\theta, \phi_s, \phi_z, \sigma, \lambda)}{\pi} + F \cdot E_D(\lambda) \cdot \frac{R_{rs}(\lambda)}{\pi} \dots\dots\dots (3)$$

上式中, E_{Top} 為地球大氣層頂之太陽入輻射量, $\tau_1(\lambda)$ 為太陽入輻射至地表大氣層之平均穿透率, $E_D(\lambda)/\pi$ 為大氣下射輻射量, 均可視為定值(不因像元位置而改變)。F 為地表遮蔽因子, 若地表為水平, 則 $\cos(\sigma)$ 對於每個網格而言可視為定值。假設地表之反射率與方向無關, 則地表反射率可視為常數($R_{rs}(\sigma, \phi_s, \theta, \phi_z, \lambda) = R_{rs}(\lambda)$)。對小範圍的研究區域而言, 假設大氣分子水平與垂直分佈為均勻的, 路徑輻射量($L_u(\theta, \phi_z, \lambda)$)與大氣之平均穿透率($\tau_2(\lambda)$)均可視為定值, 不因像元位置而改變。影像中各像元之輻射量減去該影像中之最小輻射量(L_{Min}), 路徑輻射量之影響即可消除(即 $L_u(\theta, \phi_z, \lambda) = L_{Min}$), 此即最小頻度灰階法(Minimum Histogram Method)之應用(Chavez, 1988; Cheng and Lei, 2001)。將(3)式代入(2)式後且經簡化後, 可改寫為

$$L'_s(\lambda) = L_s(\lambda) - L_u(\theta, \phi_z, \lambda) = \left[\frac{E_{Top} \cdot \cos(\sigma) \cdot \tau_1(\lambda) + E_D(\lambda)}{\pi} \cdot \tau_2(\lambda) \right] R_{rs}(\lambda) = k \cdot R_{rs}(\lambda) \dots\dots\dots (4)$$

其中, k 為常數。

反算水面反射率時, 由已知反射率之標準反射板做為反射率參考值, 並以多光譜輻射儀量測輻射控制區內之平均反射率($\overline{R_{rs}^A(\lambda)}$), 則研究區域中每一網格及輻射控制區內之反射率與輻射量關係分別如下式

$$\begin{aligned} \overline{L'_S{}^A}(\lambda) &= k \cdot \overline{R'_{rs}{}^A}(\lambda) \\ \overline{L'_S{}^B}(\lambda) &= k \cdot \overline{R'_{rs}{}^B}(\lambda) \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (5)$$

其中， $\overline{L'_S{}^A}(\lambda)$ 為輻射控制區內之平均輻射量(已扣除路徑輻射量)，則研究區域中各網格之反射率($R'_{rs}{}^B(\lambda)$)可表示為

$$R'_{rs}{}^B(\lambda) = \frac{\overline{L'_S{}^B}(\lambda)}{\overline{L'_S{}^A}(\lambda)} \overline{R'_{rs}{}^A}(\lambda) \quad \dots\dots\dots (6)$$

3.2 迴歸模式與評比指標

傳統單變量水質模式多採用簡單迴歸模式(Simple Regression)，可表示如下(Johnson and Wichern, 2002)

$$Y_{n \times 1} = Z_{n \times (p+1)} \cdot \beta_{(p+1) \times 1} + \epsilon_{n \times 1} \quad \dots\dots\dots (7)$$

其中 $Y_{n \times 1}$ 為單一水質變數， n 為資料筆數， $Z_{n \times (p+1)}$ 為自變數矩陣，即常數項與波段反射率($Z = [1, R]$)， p 為自變數個數， $\beta_{(p+1) \times 1}$ 為待定係數矩陣， $\epsilon_{n \times 1}$ 為殘差矩陣。

本文所提出的多變量水質模式採用多變量迴歸(Multivariate Regression)建立，模式可表如下式(Johnson and Wichern, 2002)

$$Y_{n \times m} = Z_{n \times (p+1)} \cdot \beta_{(p+1) \times m} + \epsilon_{n \times m} \quad \dots\dots\dots (8)$$

其中 $Y_{n \times m}$ 為應變數矩陣，由各水質變數組成($Y = [SDD, Turb, TSS, Chla]$)， m 為水質變數數目($m = 4$)， n 為資料筆數($n = 25$)， $Z_{n \times (p+1)}$ 為自變數矩陣，即波段反射率與常數項($Z = [1, R_g, R_r, R_{ir}]$)，下標分別表示綠光(g)、紅光(r)與近紅外光(ir)波段， p 為波段反射率數目($p = 3$)， $\beta_{(p+1) \times m}$ 為待定係數矩陣， $\epsilon_{n \times m}$ 為殘差矩陣。多變量模式與單變量模式的主要差異在於，多變量模式中考慮各水質變數之共變異數矩陣，而簡單迴歸分析並未考量應變數之共變異結構。

上述迴歸模式中係數矩陣推估方法均採用最小方差法，如(9)式。

$$\hat{\beta} = (Z'Z)^{-1} Z'Y \quad \dots\dots\dots (9)$$

為了量化比較單變量模式與多變量模式的差異，模式比較時採用均方根誤差(Root Mean Square Error, *RMSE*)，如(10a)式。然而各水質變數單位與數值範圍均不同，為避免單位與數值範圍不同的影響，以均方根誤差除以各變數樣本平均值，計算標準化的均方根誤差(Normalized Root Mean Square Error, *NRMSE*)，如(10b)式。

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^k ((x_i - \hat{x}_i)^2)}{k}} \quad \dots\dots\dots (10a)$$

$$NRMSE = \frac{RMSE}{\bar{x}} \quad \dots\dots\dots (10b)$$

x_i 為觀測值， \hat{x}_i 為推估值， k 為樣本數目， \bar{x} 為樣本平均值。

四、模式評估與討論

理論上，沙奇盤深度和濁度同樣與水中總懸浮固體與 CDOM 有關，故沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體兩兩變數之間應存在明顯的關係；在第二類水體中，懸浮物質與 CDOM 特性比浮游植物(與葉綠素 a 濃度有關)特性顯著，故葉綠素 a 濃度在第二類水體中未必與其他水質變數有關。實驗室分析的水質資料共 61 筆(已剔除實驗誤差的資料點)，建立水質變數彼此之簡單迴歸關係如式(11)~(13)，各迴歸關係在 0.001 的顯著水準下均為顯著，圖 3 為沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體等兩兩變數之散佈圖。濁度與沙奇盤深度呈顯著的反比關係；濁度與總懸浮固體的正比關係相當清楚，類似的關係在文獻中常被提出(Lewis, 1996; Grayson *et al.*, 1996; Pavanelli and Bigi, 2005; Gao, *et al.*, 2008)；總懸浮固體與沙奇盤深度呈反比關係，因總懸浮固體不包括 CDOM 含量，但 CDOM 含量影響沙奇盤深度，使得總懸浮固體與沙奇盤深度的相關性不如濁度與沙奇盤深度的關係；葉綠素 a 濃度與其他變數關係則皆不顯著。上述資料分析結果與典型第二類水體水質特性相符。

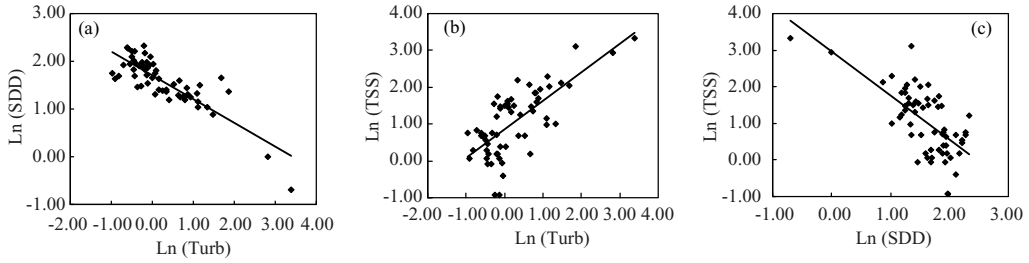


圖 3 水質變數散佈圖(a) *Turb* 與 *SDD* ; (b) *Turb* 與 *TSS* ; (c) *SDD* 與 *TSS*

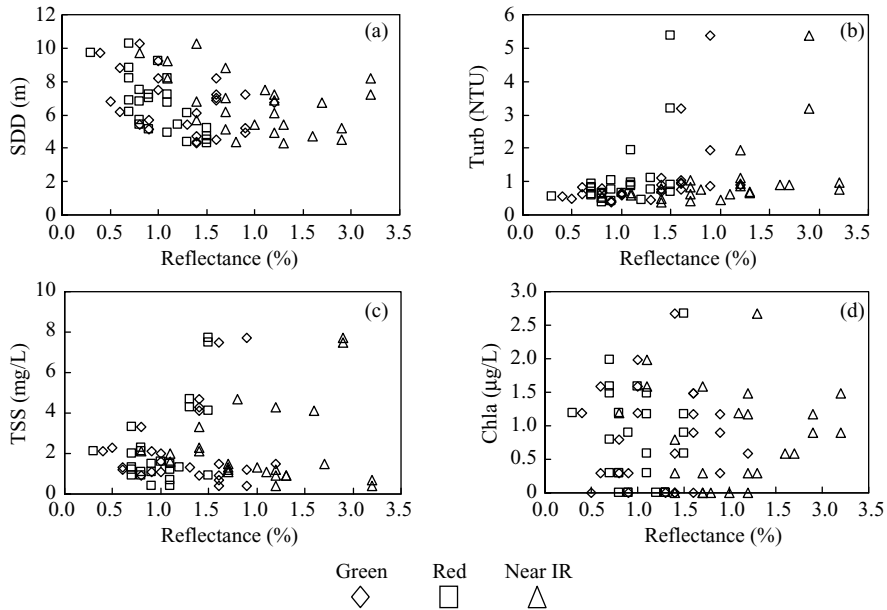


圖 4 水質變數與波段反射率散佈圖(a) *SDD* ; (b) *Turb* ; (c) *TSS* ; (d) *Chla*

$$\ln(SDD) = 1.71 - 0.5 \ln(Turb), R^2 = 0.71 \dots (11)$$

$$\ln(TSS) = 0.86 + 0.77 \ln(Turb), R^2 = 0.52 \dots (12)$$

$$\ln(TSS) = 2.97 - 1.21 \ln(SDD), R^2 = 0.45 \dots (13)$$

4.1 單變量水質模式

過去應用遙測於建立內陸或海域水體水質推估，多採用單一水質變數為應變數的推估模式，整理國內外文獻發現簡單迴歸或複迴歸 (Multiple Regression) 為主要應用模式，其型式可歸納為三項 (如表 1)，首先為多項式組合 (Polynomial model)，其中多項式的自變數可為多個波段或將波段經算數運算組合的新變數建立模式，此類模式屬於早期提出的模式，若自變數

組合複雜或多項式維度太高，造成模式過於複雜且難以解釋模式所對應水質變數的物理特性；第二為指數模式 (Exponential model)，即水質變數取自然對數，以單一波段或波段比值作為自變數建立模式；最後為冪次模式 (Power model)，即水質變數與波段反射率皆取自然對數，以單一波段或多個波段的線性組合為自變數所建立的模式。指數模式與冪次模式所使用的自變數通常為單一波段或波段比值，在推估的表現上即可達到滿意的結果，在近代的研究中較常被使用。

本文在建立單變量水質模式前，檢視各水質變數與各波段反射率的散佈狀況，如圖 4。儘管各波段反射率分布在水質濃度低時較為分散，但由整體趨勢仍可發現沙奇盤深度與各波段反射

表 3 單變量水質模式迴歸結果

單變量水質模式	判定係數	顯著性	樣本數
$SDD = 6.25R_r^{-1.11}$	$R^2 = 0.92$	$p = 0.03$	$n = 5$
$Turb = 0.97R_r^{3.65}$	$R^2 = 0.93$	$p = 0.01$	$n = 6$
$TSS = -4.47 + 7.11R_r$	$R^2 = 0.45$	$p = 0.12$	$n = 5$
$Chla = -0.8 + 1.7R_r$	$R^2 = 0.22$	$p = 0.29$	$n = 7$

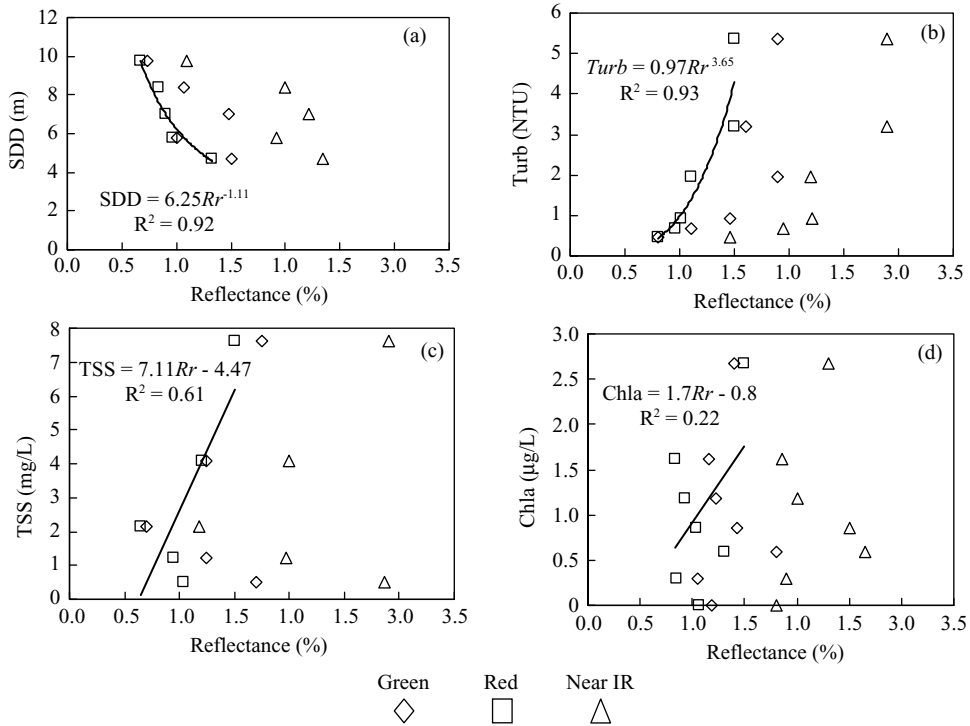


圖 5 區段平均水質變數與波段反射率散佈圖(a) SDD ; (b) $Turb$; (c) TSS ; (d) $Chla$ (圖中實線為紅光波段(-)迴歸結果)

率呈反比關係(圖 4(a))，濁度與總懸浮固體則與各波段反射率呈正比(圖 4(b) (c))。葉綠素 a 濃度與波段反射率之關係並不明顯(圖 4(d))，此與第二類水體光學特性並非由葉綠素 a 濃度為主有關。為更清楚呈現整體趨勢，採用水質資料區間平均(interval-average)，各水質變數以 K-means 分類法分為 5 至 7 個群聚，同屬一類的水質變數與對應之波段反射率計算區段平均水質變數與區段平均反射率，如圖 5。採區段平均後，沙奇盤深度與濁度對於紅光波段反射率具良好的幕次關係；總懸浮固體與紅光反射率的關係則以線

性關係描述；葉綠素 a 濃度則與各波段並未存在明顯的關係，僅與紅光波段反射率關係優於綠光與近紅外光波段反射率。

本文以紅光波率建立單變量水質模式，故(7)式中自變數僅包含常數項與紅光波段反射率($Z = [1, R_r]$)，迴歸結果整理如表 3。其中沙奇盤深度與濁度迴歸判定係數可達 0.9 以上；總懸浮固體與葉綠素 a 濃度兩變數在顯著水準為 0.05 時，迴歸結果並不顯著，尤其葉綠素 a 濃度與紅光波段成正比關係，並不符合葉綠素 a 光譜反射特性(圖 1)。值得注意的是紅光反射率與沙奇盤

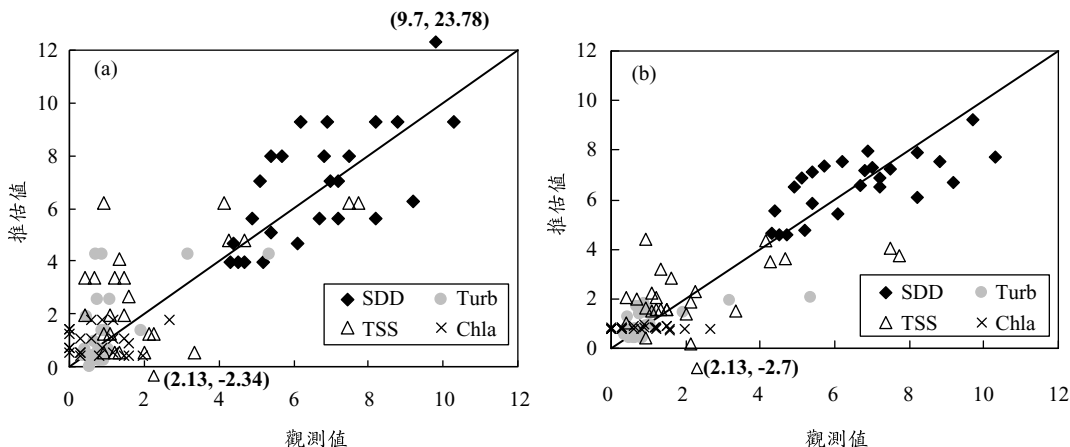


圖 6 水質模式推估結果(a)單變量模式；(b)多變量模式

深度的反比關係以及紅光波段反射率與濁度或總懸浮固體的正比關係，即當沙奇盤深度越小，相對地濁度與總懸浮固體則越大，此時水體則反映出較高的紅光反射率，此特性與一般水體所觀測現象相符。本文所建立的單變量模式，對於除了葉綠素 a 濃度之外的三個水質變數具備適當之物理解釋能力。

為評估表 3 中單變量模式對於整體水質的推估能力，將未取區段平均前的原始資料帶入各水質變數推估式，繪製觀測與推估散佈圖，如圖 6(a)。其中沙奇盤深度的推估結果分散於等值線附近，但是其中一資料點的沙奇盤深度推估有過於高估的情況(見圖 6(a))；濁度與總懸浮固體的推估不如沙奇盤深度，少數幾個點有略

為高估的情形，其中總懸浮固體出現一個低於零的推估值。單變量水質模式雖然就各別水質變數(葉綠素 a 除外)而言具有合理的物理解釋能力，但是卻容易發生過於高估或低估的情況，此現象與第二類水體的組成物質複雜有關，第二類水體中的懸浮顆粒、CDOM 與浮游植物等物質，同時影響水體反射率，對於反射率的綜合影響特性應該考慮於推估模式中，故本文以多變量迴歸建立水質推估模式。

4.2 多變量水質模式

經(9)式的計算後，多變量水質推估模式可表示如下

$$[SDD, Tb, TSS, Chla] = [1, R_g, R_r, R_{tr}] \cdot \begin{bmatrix} 10.42 & -0.93 & -0.58 & 0.76 \\ 0.54 & 0.32 & -0.97 & 0.034 \\ -3.99 & 1.05 & 4.79 & -0.15 \\ -0.25 & 0.26 & -0.36 & 0.083 \end{bmatrix} \dots (14)$$

上式中，紅光波段反射率的係數與沙奇盤深度為反比關係，濁度與總懸浮固體則為正比，此係數所顯示的光譜特性與單變量水質模式相同；更值得探討的是葉綠素 a 濃度所對應的係數，其綠光波段與近紅外光波段成正比，而與紅光波段成反比，此特性完全符合水中葉綠素 a 濃

度的光譜反射特性(圖 1)，然而在單變量模式中卻無法合理反映此光譜反射特性。多變量模式推估各水質變數結果如圖 6(b)。比較圖 6(a)與(b)，單變量模式觀測值與推估值的相關係數為 0.81，而多變量模式則高達 0.91。多變量模式中沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體的推估結果散佈

表 4 單變量模式與多變量模式於各水質變數的比較

單變量模式				
項目	<i>SDD</i>	<i>Turb</i>	<i>TSS</i>	<i>Chla</i>
相關係數	0.60	0.59	0.53	-0.003
<i>RMSE</i>	3.21	1.21	2.06	0.89
<i>NRMSE</i>	0.48	1.14	0.92	1.08
多變量模式				
項目	<i>SDD</i>	<i>Turb</i>	<i>TSS</i>	<i>Chla</i>
相關係數	0.70	0.55	0.58	0.069
<i>RMSE</i>	1.24	0.89	1.62	0.72
<i>NRMSE</i>	0.19	0.84	0.72	0.88

表 5 單變量模式與多變量模式優缺點比較

單變量模式	
優點	缺點
1. 針對不同變數可選擇合適的模式形式，如多項式、指數、冪次等模式。	1. 未考慮水中其他物質對反射率的影響。 2. 模式若變數組合過於複雜，無法適當解釋水質變數之物體特性。 3. 容易出現過於高估或低估的情況，即模式不穩定。
多變量模式	
優點	缺點
1. 同時考慮各水質變數對反射率的影響，適用於評估整體水質。 2. 模式概念簡單，適用於推估各類水體水質。 3. 不易出現過於高估的情況，模式表現較為穩定。	1. 若所選用水質變數彼此相關不大，則效果與單變量模式相近。

均比單變量模式更接近等值線；葉綠素 a 濃度則呈現近乎水平的分布，儘管模式能顯示出葉綠素 a 的光譜特性，但因 NAP 與 CDOM 的影響，多變量模式對於葉綠素 a 濃度仍無法有效的推估。多變量模式在沙奇盤深度的推估上不會出現過於高估的值，因多變量模式同時考量變數彼此間的相關性，所建立的模式較為穩定。

單變量模式與多變量模式針對各水質變數的分別比較結果如表 4 所示。多變量模式推估各水質變數的 *NRMSE* 值均小於單變量模式，其中以沙奇盤深度的推估結果最佳。兩模式對於葉綠素 a 濃度的推估均不理想，多變量模式雖在光譜特性上與葉綠素 a 相符，但是推估結果並不佳，顯示在第二類水體中葉綠素 a 濃度推估的困難。綜合上述討論將單變量模式與多變量模式優缺點列如表 5。

五、結 論

衛星資料經反算為水面反射率後，以波段反射率所建立的近岸水質推估模式，模式建立與比較結果整理如下：

1. 沙奇盤深度與濁度、總懸浮固體等水質變數，兩兩之間彼此具有非常顯著的冪次關係(顯著水準為 0.001)，其中沙奇盤深度分別與濁度及總懸浮固體成反比關係，濁度與總懸浮固體呈正比關係，與文獻所提出的關係相似；葉綠素 a 濃度則與前述三個水質變數無顯著關係存在，呈現典型的第二類水體特性。
2. 水質變數資料取區段平均後，以紅光波段反射率建立單變量模式，推估結果在沙奇盤深度與濁度得到不錯的成果，但總懸浮固體與葉綠素 a 濃度的推估則表現不佳。

3. 由整體水質變數觀測值與估計值的相關性而言，多變量模式相關係數高達 0.91，而單變量模式僅 0.81。由模式表現指標(NRMSE)顯示，多變量模式表現明顯優於單變量模式；另針對各個水質變數而言，沙奇盤深度的推估結果最佳；濁度與總懸浮固體的表現相差不大，大致推估結果良好；兩模式對於葉綠素 a 濃度皆無法有效的推估。
4. 兩模式均顯示紅光波段與各水質變數的關係最佳。紅光波段反射率的係數對應於沙奇盤深度、濁度與總懸浮固體等三水質變數的正負號，在兩個模式中係數是一致的，且合乎水質變數物理特性。
5. 多變量模式中葉綠素 a 濃度與綠光波段與近紅外光波段反射率係數為正比，而與紅光波段反射率呈反比，此特性完全符合葉綠素 a 濃度的光譜反射特性。儘管如此，仍因第二類水體光學特性使得多變量模式亦無法有效推估葉綠素 a 濃度。第二類水體中的光學特性以 NAP 為主，同時因葉綠素 a 濃度相當低(0~3 μ g/L)，使得葉綠素 a 濃度推估困難。
6. 多變量水質模式同時考慮各水質變數的相關性，解決單變量模式的缺點，不易出現過度高估的值，使得模式表現穩定許多，適用於評估水體整體水質狀態。

參考文獻

1. 林建智，2005，應用福衛二號影像於水庫優養化監測-以日月潭為例，逢甲大學環境資訊科技研究所碩士論文。
2. 吳俊穎，2001，衛星影像監測永和山水庫水質之研究，中華大學土木工程研究所碩士論文。
3. 黃慶祥，2006，水庫水質與光學性質模式之建立及其應用，國立成功大學環境工程學研究所碩士論文。
4. 雷祖強，2001，衛星遙測及隨機變域模擬於水庫優養之機率評估，國立台灣大學農業工程學研究所博士論文。
5. 譚子健，2006，應用生光模式及福衛二號遙測影像研究曾文水庫水質之時空分布，國立成功大學環境工程研究所博士論文。
6. Bagheri, S. and Dios, R.A., 1990, Chlorophyll-a estimation in New Jersey's coastal waters using Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, **11(2)**: 289-299.
7. Cannizzaro, J.P. and Carder, K.L., 2006, Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters, *Remote Sensing of Environment*, **101**: 13-24.
8. Catts, G.P., Khorram, S., Cloern, J.E., Knight, A.W., Degloria, S.D., 1985, Remote sensing of tidal chlorophyll-a variations in estuaries, *International Journal of Remote Sensing*, **6(11)**: 1685-1706.
9. Chavez, P.S. Jr., 1988, An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, **24**: 459-479.
10. Cheng, K.S. and Lei, T.C., 2001, Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM Images, *Journal of the American Water Resources Association*, **37(5)**: 1321-1334.
11. Dekker, A.G., Vos, J.R. and Peters, S.W.M., 2002, Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analysis of TM and SPOT sensor data, *International Journal of Remote Sensing*, **23(1)**: 15-35.
12. Doxaran, D., Froidefond, J.M., Lavender, S., Castaing, P., 2002, Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quality suspended particulate matter concentrations, *Remote Sensing of Environment*, **81**: 149-161.
13. Gao, P., Pasternack, G.B., Bali, K.M., Wallender, W.W., 2008, Estimating suspended sediment concentration using turbidity in an irrigation-dominated southeastern California watershed, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*,

- Journal of Irrigation and Drainage Engineering, **134(2)**: 250-259.
14. Grayson, R.B., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. and Hart, B.T., 1996, The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads, *Journal of Environmental Management*, **47**: 257-267.
 15. Giardino, C., Pepe, M., Brivio, P.A., Ghezzi, P., Zilioli, E., 2001, Detecting chlorophyll, secchi disk depth and surface temperature in a sub-apline lake using Landsat imagery, *The Science of the Total Environment*, **268**: 19-29.
 16. Härmä, P., Vepsäläinen, J., Hannonen, T., Pyhälähti, T., Kämäri, J., Kallio, K.; Eloheimo, K., Koponen, S., 2001, Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *The Science of the Total Environment*, **268**, 107-121.
 17. Hellweger, F.L., Schlosser, P., Lall, U., Weissel, J.K., 2004, Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor, *Estuarine, coastal and shelf science*, **61**: 437-448.
 18. Johnson, R.A. and Wichern, D.W., 2002, *Applied multivariate statistical analysis*, 5th Ed., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 354p.
 19. Khorram, S., 1981, Water quality mapping from Landsat digital data, *International Journal of Remote Sensing*, **2(2)**: 145-153.
 20. Khorram, S. and Cheshire, H. M., 1985, Remote sensing of water quality in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **51(3)**: 329-341.
 21. Khorram, S., Cheshire, H., Geraci, A.G., Rosa, G., 1991, Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data, *International Journal of Remote Sensing*, **12(4)**: 803-808.
 22. Kloiber, S.M., Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Bauer, M.E., 2002, A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, **82**: 38-47.
 23. Koponen, S., Pulliainen J., Kallio K., Hallikainen, M., 2002, Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment* **79**: 51-59.
 24. Lavery, P., Pattiaratchi, C., Wyllie, A., Hick, P., 1993, Water quality monitoring in estuarine waters using the Landsat Thematic Mapper. *Remote Sensing of Environment*, **46**, 268-280.
 25. Lewis, J., 1996, Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation, *Water Resources Research*, **32(7)**: 2299-2310.
 26. Lodhi, M.A., Rundquist, D.C., Han, L., Kuzila, M.S., 1997, The potential for remote sensing of loess soils suspended in surface waters, *Journal of the American Water Resources Association*, **33(1)**: 111-117.
 27. Mobley, 1994, *Light and water: radiative transfer in natural waters*, New York: Academic Press, 60p.
 28. Morel, A. and Prieur, L., 1977, Analysis of variations in ocean color, *Limnology and Oceanography*, **22(4)**:709-722.
 29. Östlund, C., Flink, P., Strombeck, N., Pierson, D., Lindell, T., 2001, Mapping of the water quality in Lake Erken, Sweden, from Imagery Spectrometry and Landsat Thematic Mapper, *The Science of the Total Environment*, **268**: 139-154.
 30. Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Nagai, T, Imai, A., 2007, A new algorithm for estimating chlorophyll-a concentration from multi-spectral satellite data in case II waters: a simulation based on a controlled laboratory experiment, *International Journal of Remote Sensing*, **28(7)**: 1437-1453.
 31. Pattiaratchi, C., Lavery, P., Wyllie, A., Hick, P., 1994, Estimates of water quality in coastal

- water using multi-date Landsat Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, **15(8)**: 1571-1584.
32. Pavanelli, D. and Bigi, A., 2005, Indirect methods to estimate suspended sediment concentration: Reliability and relationship of turbidity and settleable solids, *Biosystems Engineering*, **90(1)**: 75-81.
 33. Prangmsma, G.J. and Roozkrans, J.N., 1989, Using NOAA AVHRR imagery in assessing water quality parameters, *International Journal of Remote Sensing*, **10(4)**: 811-818.
 34. Populus, J., Hastuti, W., Martin, J.L.M., Guelorget, O., Sumartono, B., Wibowo, A., 1995, Remote sensing as a tool for diagnosis of water quality in Indonesian seas. *Ocean and Coastal Management*, **27(3)**, 197-215.
 35. Rimmer, J. C, Collins, M. B. and Pattiaratchi, C.B., 1987, Mapping of water quality in coastal waters using Airborne Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, **8(1)**: 85-102.
 36. Ritchie, J.C. and Cooper, C.M., 1988, Comparison of measured suspended sediment concentrations with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data, *International Journal of Remote Sensing*, **9(3)**: 379-387.
 37. Rundquist, D.C., Han, L., Schalles, J.F., Peake, J.S., 1996, Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters : The case for the first derivative of reflectance near 690nm, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **62(2)**: 195-200.
 38. Su, Y.F., Liou, J.J., Hou, J.C., Hung, W.C., Hsu, S.M., Lien, Y.T., Su, M.D., Cheng, K.S., Wang, Y.F., 2008, A multivariate model for coastal water quality mapping using satellite remote sensing images, *Sensors*, **8**: 6321-6339.
 39. Tassan, S., 1987, Evaluation of the potential of the Thematic Mapper for marine application, *International Journal of Remote Sensing*, **8(10)**: 1455-1478.
 40. Wang, Y., Xia, H., Fu, J., Shen, G., 2004, Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using Landsat/TM data, *Science of the Total Environment*, **328**: 195-206.
 41. Verdin, J.P., 1985, Monitoring water quality conditions in a large western reservoir with Landsat imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **51(3)**: 343-353.

收稿日期：民國 97 年 10 月 17 日
 修正日期：民國 97 年 11 月 10 日
 接受日期：民國 97 年 11 月 11 日