

景觀生態指數於集水區整體景觀時 空間型態變遷探討

Landscape Ecological Indices in the Study of Spatiotemporal Pattern Changes of Watershed Landscapes

中國文化大學景觀學系
副教授

林裕林

Yu-Pin Lin

中國文化大學地理學研
究所碩士研究生

曾正輝

Cheng-Hui Tzeng

中國文化大學景觀系
研究助理

鄧東波

Tung-Po Teng

摘 要

景觀生態為探討景觀空間型態與生態功能及過程之相互作用，而景觀之結構則可由景觀生態指數量化及描述。本研以淡水河流域五堵、金瓜溪、寶橋、三峽(2)及橫溪等五個子集水區為研究區，以 1990、1993、1994、1996、1997、1998、1999 年之 SPOT 衛星影像為基礎資料，應用 FRASTATS 計算景觀生態指標，探討各集水區景觀之時空間變遷及其景觀生態意義，並以因子分析探討集水區時空間之整體景觀變遷。景觀生態指數結果顯示，五堵集水區整體景觀於 1990 至 1999 年有明顯破碎化。寶橋子集水區亦有類似情況，且於 1993 年以後受人為影響的程度有逐漸增加之趨勢。金瓜溪子集水區之整體景觀較為穩定，屬於人為活動影響程度較低之景觀，於 1998 年可能受低度之干擾。三峽仍屬於受人為影響較大之子集水區。橫溪子集水區 1994 年以前受人為活動影響程度較輕微。由時空維度因子分析結果發現，五堵及寶橋子集水區歷年屬多樣性及形狀破碎型態之景觀，屬於人為干擾程度較大的集水區。歷年之三峽子集水區則為形狀破碎之景觀型態，屬於漸趨人為化集水區之景觀。而歷年金瓜溪及橫溪子集水區整體景觀則未被歸類為此二型態之景觀，其屬於人為活動影響較低之自然景觀。

關鍵詞：景觀生態，景觀生態指數，集水區，FRAGSTATS，因子分析，地理資訊系統。

ABSTRACT

Landscape ecology deals with the spatial interactions of landscape patterns and

ecological processes in a landscape. These landscape patterns and interactions could be quantified and described by landscape indices. This study aims to apply landscape indices in the study of landscape changes of Wu-Tu, Chin-Gua Shi, Pau-Chiau, Shan-Shia and Han-Shi watersheds on TanSui River basin in 1990, 1993, 1994, 1997, 1998 and 1999 using SPOT images. In order to understand the landscape patterns and landscape ecological means of watersheds changes, the spatial and temporal watershed landscapes indices were calculated and discussed by using FRAGSTATS in geographic information systems. The landscape indices results illustrated that Wu-Tu watershed landscape has tended to fragmental, complex and diverse since 1990. The landscapes of Pau-Chiau and Shan-Shia watersheds have gradually been impacted by the human activities since 1993. The landscape of Chin-Gua Shi watershed was stable under lower human activities before 1998. Before 1994, the landscape of Han-Shi watershed was changed under lower human activities. Multi-dimension factor analysis results illustrated that Wu-Tu and Pau-Chiau watersheds, disturbed by human activities, were diverse and fragmental landscapes from 1990 to 1999. Shan-Shia watershed has been fragmental watershed gradually impacted by human activities. Gin-Gua Shi and Han-Shi watersheds were stable and nature landscapes under lower human activities.

Keywords: Landscape ecology, Landscape ecological indices, Watershed landscape, FRAGSTATS, Factor analysis, GIS.

一、前 言

景觀生態學 (Landscape Ecology) 主要是研究景觀組成之空間要素、結構、變化與其間相互作用之關係，以及空間型態與生態過程之相互作用。不同的景觀空間尺度與物種，所組成景觀之結構與功能亦不相同，這些景觀組成要素按其形狀和作用可分為嵌塊體(Patch)、廊道(Corridor)和基質(Matrix)三種類型。嵌塊體是景觀空間比例尺上所能見到的最小均質單元；廊道則是具有通道或屏障功能的線狀或帶狀嵌塊體，廊道具有五個主要功能，包括棲地、通導、過濾、來源和沈澱，此功能主要為廊道的寬度及連結所控制；基質為相對面積高於景觀中其他任何嵌塊體類型的要素(Forman, 1986, 林裕彬, 2000)，其最具連續性，因此往往形成景觀的背景。而景觀空間之結構研究主要為分析生態系統間之空間關係；景觀功能之研究則是探討空間元素間之相互作用；景觀變遷則為研究嵌塊體之結構與功能的變化。

景觀生態學之初期研究以述敘性為主，然近年來許多景觀生態理論之學者 (Palmer, 1988; Turner, 1991; Baker, 1992; Gustafson 與 Parker, 1992; Kienast, 1993; Leduc 等人, 1994; Wickham 與 Norton, 1994; With, 1994; Leduc 等人, 1994; Forman, 1995; Hulshoff, 1995; Gross, 1995; Dramstad 等人, 1996; Hoehle 與 Li, 1996; Reed 等人, 1996; Villard 與 Maurer, 1996; Li 與 Archer, 1997; Collins 與 Barrett, 1997; Obeysekera 與 Rutchey, 1997; Hokit 等人, 1999; Vladimir 等人, 1999; Penhollow 與 Srauffer, 2000) 皆指出景觀空間型態 (Spatial Pattern)、景觀間之比較、景觀異同之界定、以及景觀相互間之相關性皆需計量方法予以量化，這些計量方法可在時空間尺度上解釋與分析景觀之空間型態、生態過程與變遷。藉由景觀生態指數與計量方法可分析並解釋景觀結構與嵌塊體之空間型態及其具有之生態過程(Turner, 1991)。

近年景觀生態計量之研究甚多, Palmer(1988) 利用碎形維度探討植群之空間型態。Gustafson

與 Parker (1992) 模擬農業景觀並以碎形維度與蔓延度探討景觀型態(Landscape Pattern)。Russell 等人(1992)以碎形維度分析(Fractal Analysis)探討海域地區鳥與餌之空間型態。Kienast (1993)應用隨機穿越方式結合地理資訊系統與多樣性、蔓延度、碎形維度於景觀型態歷史之分析,並計算面積一周長之碎形維度探討景觀型態之變遷。Wickham 與 Norton (1994)以基質、碎形維度、優勢度討論森林、農業與都市地區之景觀差異。Luque 等人(1994)應用型態指數、蔓延度、優勢度研究國家保育區景觀及生態之時空變遷。Leduc 等人(1994)應用碎形維度估計 Cazavill 地區森林景觀之破碎情形。Hulshoff (1995)以優勢度、型態指數量化景觀型態之變遷。Gross 等人(1995)以碎形維度分析(Fractal Analysis)探討草食性動物之移動規則。Reed 等人(1996)計算嵌塊體之指數探討景觀結構變遷。Hainesyoung 與 Chopping (1996)以景觀生態指數量化森林景觀結構。Collins 與 Barrett (1997)於實驗草地中探討嵌塊體破碎程度之變化。Li 與 Archer (1997)同樣以指數計量方法量化景觀結構。Obeysekera 與 Rutchey (1997)以多樣性、碎形維度移轉率探討模式之尺度,量化水源保護區之景觀空間型態(Spatial Pattern)。Hokit 等人(1999)應用地理資訊系統探討景觀結構、灌木林嵌塊體之分離度(Isolation)與蜥蜴分佈,並應用變異數分析(ANOVA)分析植被密度與蜥蜴移動之相關性。Vladimir 等人(1999)以碎形探討與分類嵌塊體之空間分佈自我相似特性。因此,以指數與計量方法探討景觀嵌塊體型態、大小、形狀、離散、破碎程度、碎形、異質性等,為研究景觀生態結構、功能與空間變遷等之有效工具。集水區之景觀受自然與人為之影響,其景觀型態、生態、功能而有所改變。因此,以景觀尺度探討集水區景觀生態型態及功能之變遷,對於集水區之生態及永續經營與管理可提供有效的方法。

景觀生態於集水區經營管理及環境影響評估之應用上,美國環保署(U.S. EPA)首先於1994年應用景觀生態指數瞭解集水區之生態型態,並

對於路易斯安那州的 Tensas River 集水區進行生態環境影響評估(Heggem 等,1999)。Aspinall 與 Pearson 亦於2000年應用如連續性、優勢度、碎形維度、鑲嵌度等指數,敘述集水區之完整性;並且以連續性、優勢度、碎形維度、鑲嵌度、擴散率、滲透率敘述集水區景觀之穩定性及回復能力;以連續性、優勢度、碎形維度、鑲嵌度、嵌塊體大小、嵌塊體分佈、內部嵌塊體距離、總邊緣長度、各嵌塊體之邊緣長度、廊道、景觀型態之比例等指數,描述與探討生物完整性及多樣性。本研究以淡水河流域五堵、寶橋、金瓜溪、三峽、橫溪五個子集水區為例,應用衛星影像、地理資訊系統及景觀生態指數探討此五集水區之景觀結構、變遷景觀特性及生態意義;並以因子分析探討多維度(multi-dimension)集水區時空整體景觀變遷。

二、理論與方法

2.1 景觀生態

景觀生態指數為敘述景觀生態系統、型態及趨勢最直接且有利之工具,可用以分析土地利用等人為活動與動植物分佈間之相互作用,以了解生態系統之作用及其生態過程。本研究首先利用影像處理軟體 ERDAS Image8.4 對於1990、1993、1994、1996、1997、1998、1999年各子集水區 SPOT 衛星影像進行景觀分類,並應用美國農業部(USDA)所研發的 FRAGSTATS (Magarigal and Mark, 1995)結合地理資訊系統軟體 ArcView3.0a 計算景觀生態指數,主要計算之指標類別有:面積指標(Area metrics)、嵌塊體指標(Patch density, patch size and variability)、邊緣指標(Edge metrics)、形狀指標(Shape metrics)、核心面積指標(Core area metrics)、鄰近指標(Nearest neighbor metrics)、多樣性指標(Diversity metrics)、連續性指標(Contagion interspersion metrics)。其中嵌塊體指數包括嵌塊體數及平均嵌塊體大小;邊緣指標包括總邊緣長度及邊緣密度;形狀指標包括面積權重之形狀指數及面積權重平均碎形維度;鄰近指標包括平均鄰近距離及分散性指數;多樣性指標則利用 Shannon Weaver

之多樣性及均勻度指數，藉由 FRAGSTATS 所計算之景觀生態指數如下：

2.1.1 嵌塊體指標(Patch density, patch size and variability metrics)

嵌塊體數目及平均嵌塊體大小為敘述嵌塊體之基本統計量。

(1)嵌塊體數(Number of Patches：NP)

嵌塊體數目的多寡，表示景觀上之地物類型零散與否，以下式表示於景觀內 i 類別的嵌塊體數目，NP 大於 1，既無單位亦無任何限制：

$$NP = n_i \dots\dots\dots(1)$$

(2)平均嵌塊體大小(Mean Patch Size；MPS)

平均嵌塊體的面積，以公頃(ha)表示，一般而言，嵌塊體愈大，其保育能力愈強；反之若嵌塊體愈小，其保育功能則相對較低。

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10000} \right) \dots\dots\dots(2)$$

a_{ij} ：表示 i 類嵌塊體中第 j 個之面積，以平方公尺表示。

n_i ：於景觀內 i 類別的嵌塊體數目。

2.1.2 邊緣指標(Edge Density metrics)

邊緣指標常被認為是表景觀形狀(landscape configuration)的最佳指標，透過邊緣指標雖無法明確描繪出一景觀之空間型態，但許多景觀調查研究中顯示，邊緣效應與空間圖示具重要之相關性，如風的干擾於不同邊緣長度或形狀的作用下，具有不同之生態效應。

(1)總邊緣長度(Total Edge；TE)

邊緣長度能表現嵌塊體與相鄰的景觀單元的能量、物質及物種的相互作用；且若能與嵌塊體的大小、形狀結合，更具生態上的意義。

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik} \dots\dots\dots(3)$$

e_{ik} ：為景觀中兩相鄰嵌塊體 i 、 k 邊界的長度，以公尺表示。

m ：為嵌塊體的類別數，亦包括景觀邊界。

(2)邊緣密度(Edge Density：ED)

ED 表示嵌塊體的邊緣密度，單位以公頃(ha)表示，其意義類似總邊緣長度，算式如下示：

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000) \dots\dots\dots(4)$$

e_{ik} ：為景觀中兩相鄰嵌塊體 i 、 k 邊界的長度，以公尺表示。

m ：為嵌塊體的類別數，亦包括景觀邊界。

A ：表示總景觀面積。

2.1.3 形狀指標(Shape metrics)

「形狀」為一難以量化之參數，形狀指數主要是以嵌塊體的面積-周長關係為主之指數，藉由此指數可了解許多之生態作用，如動物遷徙、植物林相改變、人為活動等，此均會影響到嵌塊體的形狀，形狀之重要性及對生態之影響性與邊緣效應有密切之相關性。

除形狀指數外，另一形狀指數為碎形維度，碎形維度為一描述嵌塊體形狀特徵之量度。由 Mandelbrot(1982)所提出之碎形概念、幾何形式，計算由景觀的幾何形狀關係，以傳統歐氏維度形狀而言，維度 1 表示為一條直線，2 維所表示著為一平面，而此碎形維度亦是以周長-面積為基礎，探討一嵌塊體形狀長度的複雜程度，其值介於 1~2，碎形維度於集水區之應用平均碎形維及面積權重平均碎形維度(見 MPFD 及 AWMPFD)。

(1)面積權重平均形狀指標(Area Weighted Mean Shape Index：AWMSI)

景觀形狀指數於網格資料之計算，以矩形作為比較之標準，當平均形狀指數(MSI)值為 1 時，於向量式資料表示為一圓形；於網格式資料則表示一矩形。值愈大表示嵌塊體的形狀愈不規則，其值無單位且無最大值之限制，計算公式如下所示：

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \dots\dots\dots(5)$$

a_{ij} ：表示 i 類嵌塊體中第 j 個之面積，以平方公尺表示。

n_i ：於景觀內 i 類別的嵌塊體數目。

P_{ij} ：為屬於 i 類嵌塊體中第 j 個之邊緣周長，此以平方公尺表示。

(2)面積權重平均碎形維度(Area Weighted Mean Patch Fractal Index：AWMPFD)

碎形維度為量度嵌塊體形狀特徵，MPFD 為平均嵌塊體碎形維度，其值測於 1~2 之間，若值愈大，則表示嵌塊體形狀愈複雜，而面積權重平均碎形維度則加入各嵌塊體面積大小作為考量因子，以 AWMPFD 表示之。

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \ln(0.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \dots (6)$$

a_{ij} ：表示 i 類嵌塊體中第 j 個之面積，以平方公尺表示。

n_i ：於景觀內 i 類別的嵌塊體數目。

P_{ij} ：為屬於 i 類嵌塊體中第 j 個之邊緣周長，此以平方公尺表示。

2.1.4 平均鄰近指標(Nearest neighbor metrics)

此類指標計算兩同類型之嵌塊體邊緣到邊緣之間的最近距離，此距離具有許多重要之生態意義，如物種間的交互影響、族群變化等。此類之指標量度嵌塊體之分佈或排列情況，於景觀中嵌塊體分佈得愈平均，此指標值就愈高；反之若嵌塊體分佈愈集中，此指標值則相對愈低。

(1)平均鄰近距離(Mean Nearest Neighbor：MNN)

此指數所量度同類嵌塊體相鄰距離的總合，其單位為公尺，其相鄰距離所指為邊緣到邊緣之距離，此指數值愈大表示兩嵌塊體相鄰程度愈低，分散程度高；反之，值愈小表示為較聚合之嵌塊體，其算式如下所示：

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i} \dots \dots \dots (7)$$

h_{ij} ：表 i 類兩相鄰嵌塊體之距離，以公尺表示。

n_i ：為 i 類型之嵌塊體數。

(2)分散性指標(Interspersion and Juxtaposition Index：IJI)

此指數值介於 0~100 間，當值為 0 時表示僅與另 1 類之嵌塊體相鄰，其值隨著相鄰嵌塊體型態數目增加而增加，當指數值為 100 時，表示此類型之嵌塊體平均分佈於一景觀上。其算式如下所示：

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)} (100) \dots \dots \dots (8)$$

e_{ik} ：為景觀中兩相鄰嵌塊體 i、k 邊界的長度，以公尺表示。

m ：為嵌塊體的類別數，亦包括景觀邊界。

2.1.5 多樣性指數(Diversity Metrics)

一景觀生態系統中景觀之異質增加時，其能量與生物量於景觀元素間的流動速率隨之增加，其物種多樣性增加，內部物種之豐富度減少；因此，景觀異質性影響景觀中之物種。若有 A 與 B 兩點，而一景觀要素僅存在於 A 點或 B 點，則此兩點存在景觀異質性(Forman, 1986、張啟德等, 1996)，且沒有一景觀為完全大異質性或小異質性；因此，景觀異質性分析為景觀結構分析重要一環。此類型指標主要用以量測動物及植物之多樣性，本研究所量測之多樣性指數主要受到豐富度(richness)及均勻度(evenness)所影響。豐富度為嵌塊體類型的多寡；均勻度為各類型嵌塊體所佔面積之比例。多樣性指數之量測主要利用 Shannon 之多樣性及均勻度指數。一景觀生態系統中，景觀組成要素類型愈豐富，其景觀破碎程度愈高，因此景觀之多樣性可由 Shannon-Weaver，即熵值 (Entropy) 求得，多樣性指數及均勻度指數如下所示：

(1)Shannon Weaver 多樣性指數(Shannon Weaver Diversity Index：SHDI)

此指數為量測一地區之景觀單元組成類型，其值愈高表示景觀單元的組成愈多樣，因此景觀之多樣性可由 Shannon-Weaver，即熵值 (Entropy) 求得。

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i) \dots\dots\dots(9)$$

P_i : i 類嵌塊體在景觀中所佔之百分比。式中 m 為嵌塊體類別數。

(2) Shannon Weaver 均勻度指數(Shannon Weaver Evenness Index : SHEI)

Shannon Weaver 均勻度指數其值介於 0~1 間，若一景觀中僅包含 1 類嵌塊體，此指數值為 0，隨著不同類型嵌塊體增加而增加，若指數值為 1 時，表示此類型之嵌塊體平均出現於一景觀中。其計算式如下所式：

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)}{\ln m} \dots\dots\dots(10)$$

P_i : i 類嵌塊體在景觀中所佔之百分比。式中 m 為嵌塊體類型數目。

m : 為嵌塊體的類別數，不包括景觀邊界。

2.2 影像分類

遙測影像分類之目的是在依各像元的光譜資料，自動地將影像中的像元分為不同的地覆類型，當然亦可依鄰近像元間之空間關係進行分類，如紋理、形狀，但本研究僅利用光譜資料來分類，其分類方法可分為非監督性分類 (Unsupervised Classification) 與監督性分類 (Supervised Classification) 二種。非監督性分類是先預定類別數後，利用統計方法，依據整張影像之光譜性質進行分類；而監督性分類則是必須先指定地敷面之類型的訓練區 (training area)，再依訓練區之光譜灰度值分佈作為分類的基礎，兩者最大的不同，非監督性分類僅考慮每一像元與分類類別之聚類中心，而監督性分類則是透過人工選取訓練區，並且必須考量訓練區的平均值及共變異矩陣，因此監督性分類理論上會比非監督性分類之結果準確 (Lillesand 和 Kiefer，

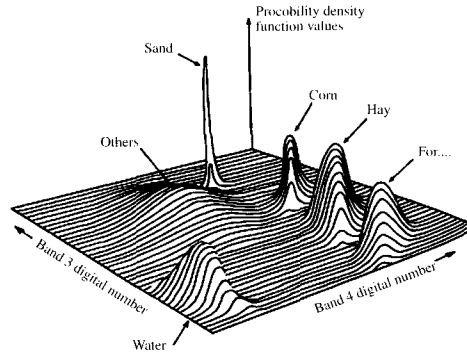


圖 3 高斯最大相似法定義每一種地物類別之機率密度函數為常態(Lillesand and Kiefer, 2000)

2000)。本研究擬以監督性分類方法區分子集水區之地表覆蓋類別，而監督性分類常用的方法之一為高斯最大相似法 (Gaussian Maximum Likelihood Classifier)。

高斯最大相似法是對於未知像元進行分類時，以不同波段反射光譜之的變異數和共變異數的計量評估方法。運用最大相似法分類時，假設各類資料之每一個波段為常態分布，如圖 3 所示。在此前提下，各類資料應會有一個屬於該類別平均向量及共變異數矩陣，經由此二參數，可以計算每一個像元在各類土地覆蓋類型上一個統計機率值，並以最大機率為判斷類別之基準(如圖 4)，其計算式如下所示：

$$F_{ik} = \frac{1}{(2\pi)^{1/2n}} |C_k|^{-1/2} \exp[-\frac{1}{2}(X_i - M_k)^T C_k^{-1}(X_i - M_k)] \quad (11)$$

其中 F_{ik} 是像元 i 屬於類別 k 的機率； n 是波段數， X_i 是 $1 \times n$ 波段值於一像元 I 的像元向量，其中 $i = 1, 2, \dots, N$ ， M_k 是 $1 \times n$ 平均向量於類別 k 到所有波段， C_k 為 k 到各波段之 $n \times n$ 變異互變異矩陣於類別； M_k 和 C_k 是基於訓練樣區所抽取的像元而給予指定類別 k (Atkinson 和 Lewis, 2000)。

2.3 分類精度評估

遙測影像分類之成果精度評估，常以誤差矩

表 3 1990 年五堵子集水區於訓練樣區之誤差矩陣表

Data	Reference Data							Row Total
	裸露地	水體	草地	雲	建地	闊葉林	混合林	
Classification Data								
裸露地	89	0	15	0	0	3	1	108
水體	0	10468	0	0	0	0	0	10468
草地	0	1	171	0	3	9	169	353
雲	0	235	1	766	0	0	35	1037
建地	0	250	1	0	698	0	0	949
闊葉林	1	3	0	0	0	1188	223	1415
混合林	0	1	0	0	0	13	3917	3931
Column Total	90	10958	188	766	701	1213	4345	18261
Producer's Accuracy				User's Accuracy				
裸露地 = 89 / 90 = 98.9 %				裸露地 = 89 / 108 = 82.4 %				
水體 = 10468 / 10958 = 95.7 %				水體 = 10468 / 10468 = 100 %				
草地 = 171 / 788 = 91.0 %				草地 = 171 / 353 = 48.4 %				
雲 = 766 / 766 = 100 %				雲 = 766 / 1037 = 73.9 %				
建地 = 698 / 701 = 99.6 %				建地 = 698 / 949 = 73.6 %				
闊葉林 = 1188 / 1213 = 97.9 %				闊葉林 = 1188 / 1415 = 84.0 %				
混合林 = 3917 / 4345 = 90.1 %				混合林 = 3917 / 3931 = 99.6 %				
Overall Accuracy = (89+10468+171+766+698+1188+3917) / 18261 = 94.7%								

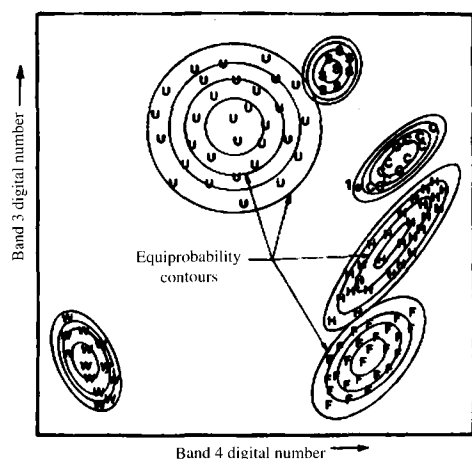


圖 4 高斯最大相似法分類應用等機率觀念 (Lillesand and Kiefer, 2000)

陣(Error Matrix)來分析分類成果的準確度，其概念是建立在檢核資料與其對應自動分類結果間之關係上，而矩陣所代表的行列數為分類之類別數，且誤差矩陣之對角線元素為每個類別被正確

分類的數目，而非對角線元素則為分類錯誤之數目，分類錯誤的部份又可分為漏授(Omission Error)和誤授(Commission Error)兩種類型。如表 3 所示，有裸露地、水體、草地、雲、建地、闊葉林及混合林等共 7 種分類，為 7x7 矩陣。矩陣的列(rows)為檢核資料 (reference data)，而欄位 (columns)為分類資料。矩陣對角線像元素與檢核資料所計算之百分比稱為使用者精度 (User's Accuracy)；與分類資料計算出之百分比稱為生產者精度 (Producer's Accuracy)，而為對角線上之像元素總合除上檢核資料或分類資料之總像元素所得出之百分比稱之。

2.4 因子分析

因子分析主要利用變異與互變異矩陣或相關矩陣，由一組可觀測變數中找出較少數之因子。推求與訂定出相同對象的不同點，即推求變量為多少個潛在共同因子所包含。因子分析主要包含決定因子數、推求因子負荷、推定因子得點或因子軸之迴轉等步驟(曾國雄、鄧振源, 1987)。

表 1 集水區及流量站

流量站	所屬 集水區	河川	平均高 度 (m)	面積 (km ²)	1990 年 2 月	1993 年 12 月	1994 年 8 月	1996 年 1 月	1997 年 11 月	1998 年 7 月	1999 年 8 月
五堵 (ws1)	基隆河	基隆河	673.48	189	√	√	X	X	√	√	√
金瓜溪 (ws2)	翡翠水庫	北勢溪	661.58	67	√	√	X	X	√	√	X
寶橋 (ws3)	淡水河	景美溪	328.32	98	√	√	√	√	X	√	√
三峽(2) (ws4)	大漢溪	三峽河	651.25	152	√	√	√	√	√	X	X
橫溪 (ws5)	大漢溪	三峽河	150.78	39	√	√	√	√	√	X	X

√：具該年之衛星影像資料；X：缺衛星影像資料

設有 p 個變量 $\{X_1, X_2, \dots, X_p\}$ 及 n 組樣本，因子分析模式可由向量及矩陣表示：

$$X = GA' + UD \dots\dots\dots(12)$$

式中 $X = [X_1, X_2, \dots, X_p]'$ ，為 $(p \times 1)$ 可測定之隨機向量， G 為 $(n \times m)$ 之矩陣， A 為 $(p \times m)$ 矩陣 $[R_{ij}]$ ， U 為 $(n \times p)$ 之獨立因子得點矩陣， D 為 $(p \times p)$ 對角矩陣，標準化 U 之權數。且假設共同因素 G 及 V 以零向量為均數，以單位矩陣為變異數。則樣本 u 之變量 i ，其測定值 X_{ui} 因子分析模式可由下列之線性方程式表示(曾國雄、鄧振源，1987)：

$$X_{ui} = a_{i1}g_{u1} + a_{i2}g_{u2} + \dots + a_{im}g_{um} + d_i v_{ui} \dots\dots\dots(13)$$

式中 $g_{u1}, g_{u2}, \dots, g_{um}, v_{ui}$ 為不可測定之因素，稱為共同因子(Common Factor)， a_{ij} 為因子負荷， v_{ui} 為獨立因子得點矩陣， d_i 為獨立因子得點係數。

一般常用於因子負荷量之計算之方法包括主成分分析法、主因子分析法、最大概似法、重心法等。本文採取主成份分析法與最大變異法(Varimax method)，以標準化之變量所構成之相關矩陣為基礎，推算其特徵值與特徵向量，並決定共同因子與因子得分。以主成份分析法時，一般建議保留大於 1 的特徵值所對應之因子(張健邦，1993)。於各主因子中選出因子得點最高者(因子代表變數)，求取代表變數之相關係數，並定義

一監測表變數，此變數為各最高得點變數(因子代表變數)之線性和。

三、研究區域

本研究以淡水河流域內之五堵、寶橋、金瓜溪、三峽及橫溪五個子集水區為研究區域，其分佈如圖 1 所示。分別以 1990、1993、1994、1996、1997、1998 及 1999 等 7 年之 SPOT 衛星影像為景觀生態基礎資料；應用地理資訊系統軟體 Arcview 依數位高程模式(DEM)切割出五個子集水區，其上所對應之水文流量測站分別為：五堵、金瓜溪、寶橋、三峽(2)及橫溪等 5 個水文流量站，於 ArcView 所計算出之面積分別為 189、67、98、152 及 39 平方公里，平均高程則分別為 673.48、661.58、328.32、651.25 以及 150.78 公尺(表 1)；所對應之河流分別為：基隆河、北勢溪、景美溪、三峽河(三峽及橫溪)，如表 1 及圖 1 所示。於切出的集水區中，五堵集水區所包含之行政區有基隆市之七堵、安樂、暖暖區及台北縣之瑞芳與平溪鎮；金瓜溪集水區主要位於坪林鄉；寶橋集水區包含台北縣的石碇鄉、深坑鄉與新店市(部分)及台北市的文山區；三峽及橫溪兩子集水區主要位於台北縣的三峽鎮。由淡水河流域上所劃分出之子集水區，各區在不同自然條件及人為的開發活動下，集水區景觀所受自然環境與人為影響不盡相同。

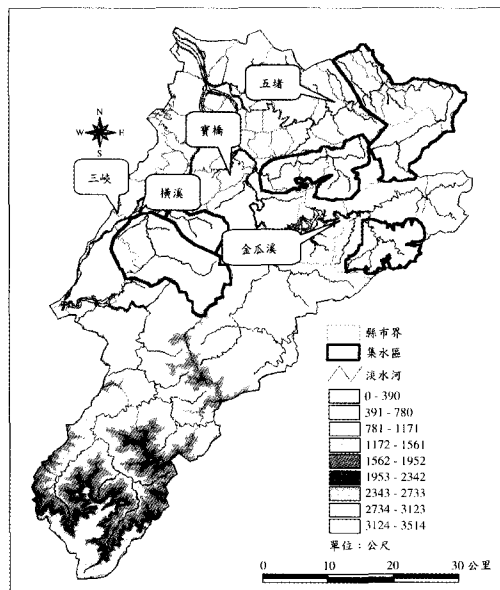


圖 1 集水區位置圖

四、結果與討論

4.1 集水區景觀分類

本研究應用影像處理軟體 ERDAS Imagine8.4 以最大概似法於研究區內五集水區 1990、1993、1994、1996、1997、1998 及 1999 年之衛星影像分類，將各集水區劃分為闊葉林、混合林、草地、裸露地及建地等五類之嵌塊體(圖 2~6)。於各集水區衛星影像分類之總體精度 (overall accuracy) 均於 90% 以上(見表 2)。於歷年集水區整體景觀中，以林地為主要的景觀類別，此包括闊葉林及混合林，所佔比例最高，其次為建地及草地，所佔比例最小者為裸露地(圖 7~11)。而五堵子集水區歷年整體景觀所佔比例以闊葉林及混合林最高(1998 年除外)，且闊葉林及混合林所佔比例於 1993 及 1997 年漸趨相近，但於 1998 年闊葉林所佔比例小於混合林，於 1999 年闊葉林所佔之比例又遠大於混合林。1990 及 1993 年草地所佔之百分比相對高於建地，但到 1997、1998 及 1999 年時，建地所佔之比例則相對高於草地所佔之百分比。金瓜溪子集水區整體景觀，歷年以闊葉林所佔的比例最高，其次為

表 2 影像分類總體精度

集水區	年代	總體精度	集水區	年代	總體精度
五堵子集水區	1990	0.945	金瓜溪子集水區	1990	0.935
	1993	0.984		1993	0.95
	1997	0.948	三峽子集水區	1998	0.997
	1998	0.974		1990	0.987
	1999	0.988		1993	0.962
寶橋子集水區	1990	0.995	三峽子集水區	1994	0.982
	1993	0.996		1996	0.979
	1994	0.967		1997	0.985
	1996	0.986	橫溪子集水區	1990	0.973
	1997	0.999		1993	0.983
	1998	0.988		1994	0.971
	1999	0.981		1996	0.963
				1997	0.955

混合林、建地、草地及裸露地，其中 1998 年之草地所佔比例相對高於建地，且林地所佔之比例於 1999 年為歷年最低。寶橋子集水區各類嵌塊體歷年所佔之比例亦以闊葉林最高，其中於 1994 年中混合林所佔之比例相對高於闊葉林且建地於歷年皆佔相當之比例。三峽子集水區亦具有相同情況。橫溪子集水區各類嵌塊體所佔比例高低依序為闊葉林、混合林、建地、草地及裸露地，其中 1990 及 1994 年之草地所佔的比例相對高於建地所佔的比例，且建地所佔之面積有逐年增加之趨勢。因此，由歷年各類嵌塊體所佔的比例中，以闊葉林及混合林為集水區之主要景觀，而建地及裸露地則屬人為活動所形成之嵌塊體，此結果顯示各集水區之景觀受自然及人為之演替及干擾程度並不相同。

4.2 時空間景觀生態分析

4.2.1 五堵子集水區

五堵子集水區各年之整體景觀生態指數如表 3 所示。此集水區之嵌塊指數以 1999 年之嵌塊體數最多(14423)，1993 年次之(1053)，接著依序為 1990 年及 1998 年，而以 1997 年之嵌塊體數最小(9953)，但就整體趨勢而言，五堵子集水區之嵌塊體數有逐漸增多之趨勢；就嵌塊體的平均大小中，1990 年之平均嵌塊體最大(1.94 公

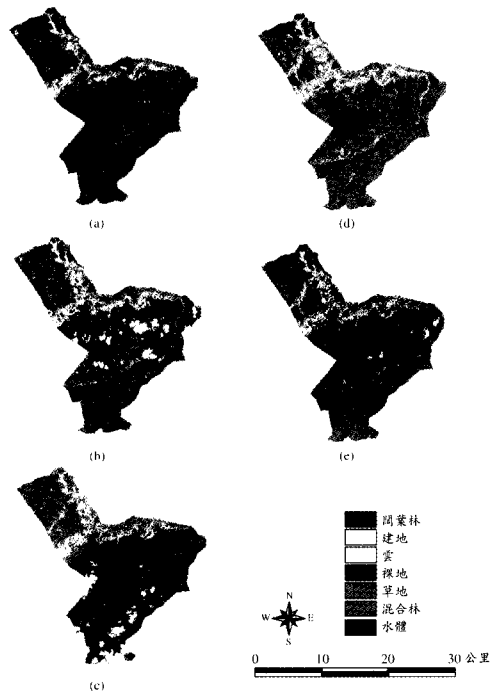


圖 2 五堵子集水區景觀空間分佈(a)1990 年；(b)1993 年；(c)1997 年；(d)1998 年；(e)1999 年

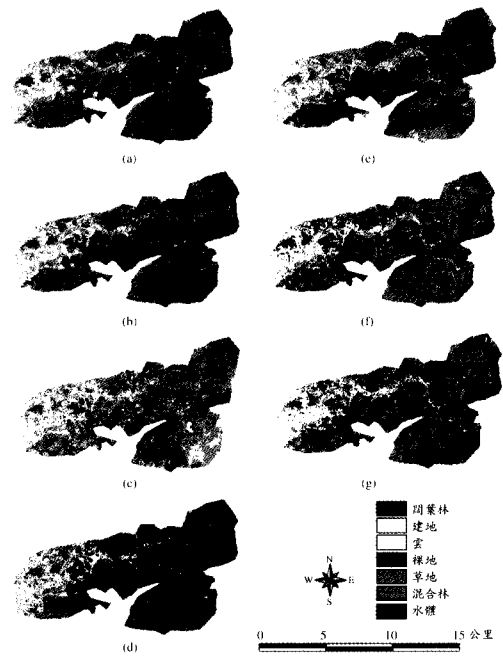


圖 4 寶橋子集水區景觀空間分佈(a)1990 年；(b)1993 年；(c)1994 年；(d)1996 年；(e)1997 年；(f)1998 年；(g)1999 年

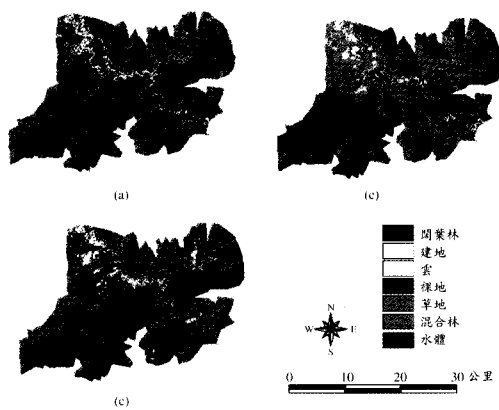


圖 3 金瓜溪子集水區景觀空間分佈(a)1990 年；(b)1993 年；(c)1998 年

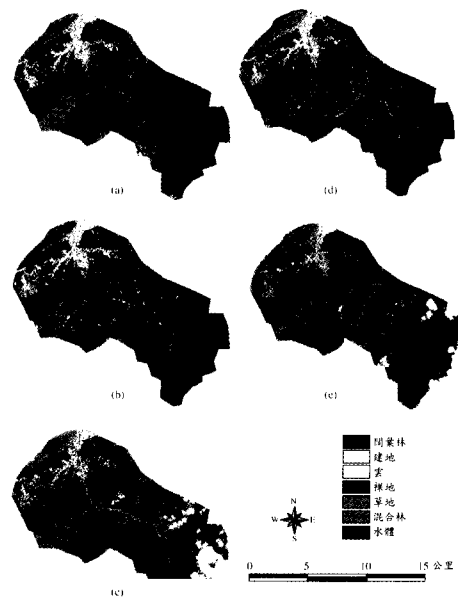


圖 5 三峽子集水區景觀空間分佈(a)1990 年；(b)1993 年；(c)1994 年；(d)1996 年；(e)1997 年

傾)·1997 年次之(1.91 公頃)·再者為 1998 及 1993·以 1999 年之平均嵌塊為最小(1.31 公頃)·由此可年平均嵌塊體有逐漸縮小之趨勢。就嵌塊

表 3 五堵子集水區景觀生態指數

	Patch		Edge		Shape		Nearest		Diversity	
	NP	MPS	TE	ED	AWMSI	AWMPFD	MNN	IJI	SDI	SEI
1990	9667	1.94	3709340	197.33	23.34	1.33	42.00	50.02	1.10	0.68
1993	10153	1.80	3803100	208.32	11.73	1.28	39.40	60.40	1.24	0.77
1997	9551	1.91	3286460	180.22	22.73	1.33	42.90	59.12	1.11	0.69
1998	9953	1.86	4084660	220.73	33.42	1.35	39.00	41.70	1.08	0.67
1999	14423	1.31	4034600	214.28	25.16	1.33	36.10	61.06	1.07	0.67

註：NP：Number of patch；MPS：Mean Patch Size；TE：Total Edge；ED：Edge Density；AWMSI：Area Weighted Mean Shape Index；AWMPFD：Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension；MNN：Mean Nearest Neighbor Distance；IJI：Interspersion and Juxtaposition Index；SDI：Shannon's Diversity Index；SEI：Shannon's Evenness Index。

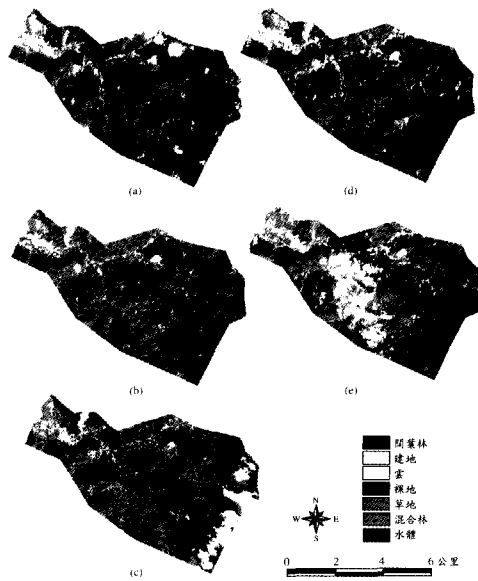


圖 6 橫溪子集水區景觀空間分佈(a)1990 年；(b) 1993 年；(c)1994 年；(d)1996 年；(e)1997 年

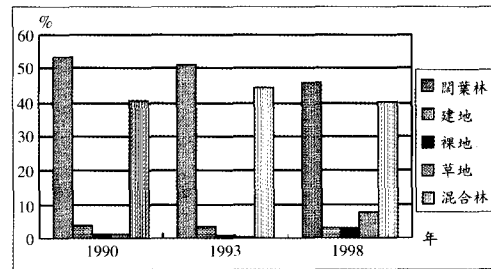


圖 8 金瓜溪子集水區

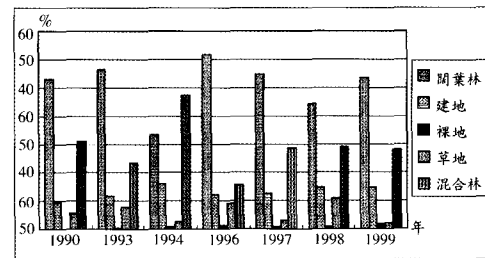


圖 9 寶橋子集水區

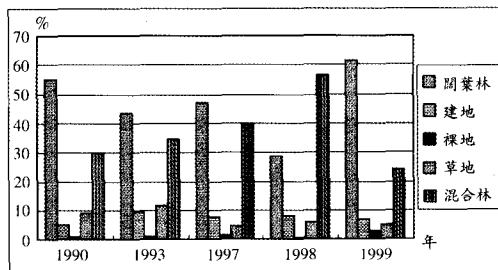


圖 7 五堵子集水區

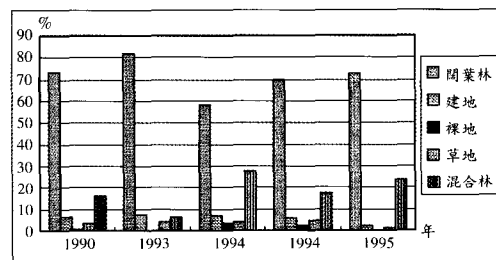


圖 10 三峽子集水區

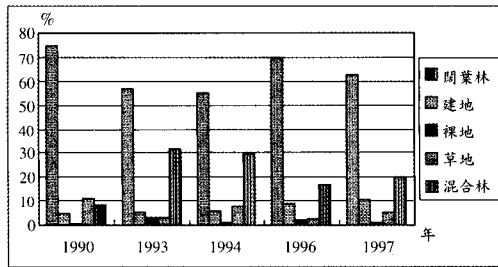


圖 11 橫溪子集水區

指數而言，其嵌塊體數愈來愈多，而平均大小卻有相對減小之趨勢，因此，五堵子集水區之整體景觀有破碎化之現象。就邊緣指數而言，五堵集水區整體景觀之總邊緣長度以 1998 及 1999 年相對較高(分別為 4084660 及 403460 公尺)，1993 及 1990 年次之，而以 1997 年之總邊緣長度最低，整體而言，總邊緣長度除 1997 年以外有增加之趨勢。而邊緣密度變化趨勢與總邊緣長度相同，當嵌塊體之邊緣長度或密度變大時，表受外在營力干擾程度增大，可能發生改變或消失的機率亦相對較高。以形狀指標而言，當指數值愈高時，表示嵌塊體的形狀愈不規整，其完整性則相對較低，由面積權重之平均形狀指數中，以 1998 年之指數值愈值最高(33.42)，1999、1990 及 1997 年次之(分別為 25.16、23.34 及 22.73)，以 1993 年之指數值最低(11.78)；而面積權重平均碎形維度之變化趨勢與面積權重平均形狀指數相同，由此可知，以 1998 年之嵌塊體形狀最不規整，而 1993 年之嵌塊體形狀則為此幾年中屬於最規整者。於嵌塊體之鄰近指數中，平均鄰近距離較大者分別為 1997 及 1990 年(42.9 公尺及 42 公尺)，接著由 1993、1998 到 1999 逐年遞減(分別為 39.4、39 及 36.1 公尺)，此表示同類型嵌塊體相鄰的距離有逐年縮小的趨勢；而分散性指數，以 1999 年及 1993 年相對較高(61.06 及 60.4011)，表示此二年之嵌塊體較平均分佈於集水區中。於多樣性指數中，以 1993 年之指數值最高(1.24)，表示於 93 年之土地利用之雜異化程度相對最高；於均勻度指數中，亦是以 1993 年之值最高，其所代表的意義與多樣性指數類似。

整體而言，五堵集水區整體景觀於 1990 至 1999 年有明顯破碎化。而整體景觀之嵌塊體分佈較均勻且規整，嵌塊體數及邊緣密度較高，故五堵子集水區可能同時受自然及人為影響，且人為影響較大。

4.2.2 金瓜溪子集水區

表 4 為金瓜溪子集水區 1990、1993 及 1998 整體景觀生態指數。就嵌塊體指標而言，以 1993 年之嵌塊體數最多(2779)，且平均嵌塊體大小最大(2.41 公頃)，故 1993 年嵌塊體完整性較高之一年；反之於 1998 年中，嵌塊體數最多(4707)，且平均嵌塊體最小(1.42 公頃)，嵌塊體趨於破碎化。邊緣指數(Edge metrics)結果指出 1999 年之總邊緣長度及邊緣密度最大(分別為 144300 公尺及 215.23)，而 1990 及 1993 年之值為相對較低，表示於近年此集水區受干擾之可能性較過去幾年多。且此集水區之面積權重形狀指數及碎形維度於此三個年度變化不大，表示於金瓜溪子集水區之土地利用之複雜程度差異不大。平均鄰近距離以 1990 及 1993 年相對較高(為 49.9 及 51.5 公尺)，以 1998 年嵌塊體平均鄰近距離最短(為 40.7 公尺)，表示近年同類型嵌塊體間的相鄰距離有愈來愈短的趨勢。1998 年之分散指數值最高(61.54)，而 1990 及 1993 年則相對較低(48.09 及 37.36)，表示於 98 年嵌塊體分佈狀況較 90 及 93 年平均(大的嵌塊體(林地)中有其它類別之嵌塊體出現(建地))。於多樣性及均勻度指數中，以 1998 年土地使用之雜異化程度最高(1.13 及 0.70)，而 90 及 93 年則相對較低。

此結果顯示，此集水區 1990 年至 1993 年間受到之干擾較小，但於 1998 年金瓜溪子集水區有破碎現象，受人為活動影響程度較高。但整體而言，此集水區於 1990 及 1993 年中，嵌塊體及邊緣指標較小，嵌塊體形狀較規整，其空間分佈較為集中，土地使用雜異程度較低，故金瓜溪子集水區之整體景觀較為穩定，屬於人為活動影響程度較低之景觀，於 1998 年可能受低度之干擾，人為活動(建地)可能僅河流、道路分佈，或零星分佈於闊葉林及混合林之嵌塊體中。

表 4 金瓜溪子集水區景觀生態指數

	Patch		Edge		Shape		Nearest		Diversity	
	NP	MPS	TE	ED	AWMSI	AWMPFD	MNN	IJI	SDI	SEI
1990	3926	1.71	1188000	177.10	10.61	1.04	49.90	48.09	0.92	0.57
1993	2779	2.41	1022480	152.85	13.75	1.04	51.50	37.36	0.87	0.54
1998	4707	1.42	1443000	215.23	10.66	1.05	40.70	61.54	1.13	0.70

註：NP: Number of Patch、MPS: Mean Patch Size、TE: Total Edge、ED: Edge Density、AWMSI: Area Weighted Mean Shape Index、AWMPFD: Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension、MNN: Mean Nearest Neighbor Distance、IJI: Interspersion and Juxtaposition Index、SDI: Shannon's Diversity Index、SEI: Shannon's Evenness Index。

表 5 寶橋子集水區景觀生態指數

	Patch		Edge		Shape		Nearest		Diversity	
	NP	MPS	TE	ED	AWMSI	AWMPFD	MNN	IJI	SDI	SEI
All										
1990	5679	1.73	2030720	206.17	18.98	1.32	42.80	49.30	1.09	0.68
1993	5606	1.76	1914640	194.13	20.15	1.32	45.00	56.98	1.14	0.71
1994	6170	1.55	2016060	211.35	25.98	1.34	47.20	54.13	1.14	0.71
1996	5803	1.70	1648960	167.20	20.90	1.32	47.30	67.90	1.12	0.69
1997	4743	2.07	1549700	157.48	17.01	1.31	52.00	61.79	1.10	0.68
1998	8566	1.14	2536620	259.46	15.22	1.30	41.20	64.90	1.29	0.80
1999	8152	1.21	2116360	214.61	23.03	1.33	43.60	60.17	1.12	0.69

註：NP: Number of Patch、MPS: Mean Patch Size、TE: Total Edge、ED: Edge Density、AWMSI: Area Weighted Mean Shape Index、AWMPFD: Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension、MNN: Mean Nearest Neighbor Distance、IJI: Interspersion and Juxtaposition Index、SDI: Shannon's Diversity Index、SEI: Shannon's Evenness Index。

4.2.3 寶橋子集水區

寶橋子集水區 1990、1990、1994、1996、1997、1998、1999 之整體景觀生態指數如表 5 所示。嵌塊體數以 1998 及 1999 年之嵌塊體數相對較高(別分為 8566 及 8152)，平均嵌塊體大小亦為最小之兩個年代(分別 1.14 及 1.21)，嵌塊體由大變小且數目相對變多，可發見於 98 及 99 二年之整體景觀呈現出較破碎的現象，且平均嵌塊相對最大則出現在 1997 年(2.07)。就邊緣指數而言，以 1998 年之總邊緣長度最長(為 2536620 公尺)，1999 年次之(為 2116360 公尺)，其邊緣密度亦是以此二年最高(分別為 259.46 及 214.61)；而以 1997 及 1996 年嵌塊體之總邊緣長度及為相對較低的兩年，故受干擾而發生變化之機率應相對較其它年度之嵌塊體低，但於 98 年之邊緣指數值卻是相對最高(依影響集水區的程度而言，以人

為活動與開發對集水區內之嵌塊體衝擊程度較大)。面積權重平均碎形維度指數並無多大之差異(約為 1.3)，但若以面積權重之形狀來看(AWMSI)，則可發現有些許的差異，以 1994 年之指數值最高，1999 年次之，接著為 1996 年及 1993 年，由此可發現於 93~96 年間可能有連續性之事件發生(例如較大建設工程)。於鄰近指數中，以 1997 年同類型嵌塊體間的鄰近距離最大(52 公尺)，1996、1994，及 1993 年次之(分別約為 47、47 及 45)，而相對較低者為 1999、1990 及 1998 三年(分別約為 44、43 及 41)，由此指數發現同類型嵌塊體間的距離於歷年並無多大的差異；若以分散度指數來看，1996 年~1999 年之指數值(分別約為 68、62、65 及 60)相對高於 1990、1993 及 1994 年(分別約為 49、57 及 54)，由此發現寶橋子集區於 1996 年以後嵌塊體的分

表 6 三峽子集水區景觀生態指數

	Patch		Edge		Shape		Nearest		Diversity	
	NP	MPS	TE	ED	AWMSI	AWMPFD	MNN	IJI	SDI	SEI
1990	5897	2.57	1785120	117.76	18.98	1.31	56.00	65.39	0.85	0.53
1993	5264	2.87	1596500	105.55	22.03	1.32	59.10	65.15	0.67	0.42
1994	10354	1.34	2888800	208.78	24.07	1.33	42.20	64.31	1.09	0.68
1996	6943	2.20	1955880	128.31	16.67	1.30	48.50	73.01	0.96	0.59
1997	4356	3.42	1767000	118.57	21.90	1.33	56.50	33.88	0.71	0.44

註：NP：Number of Patch、MPS：Mean Patch Size、TE：Total Edge、ED：Edge Density、AWMSI：Area Weighted Mean Shape Index、AWMPFD：Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension、MNN：Mean Nearest Neighbor Distance、IJI：Interspersion and Juxtaposition Index、SDI：Shannon's Diversity Index、SEI：Shannon's Evenness Index。

佈較 1996 年前來得均勻。而多樣性指數中則以 1998 年之多樣性及均勻度指數值最高(分別為 1.29 及 0.8)，於其它年代並無多大的差異，因此此子集水區土地利用之雜異化程度並無多的之變化。

結果顯示，寶橋子集水區於 1990 年嵌塊體分佈較為集中，土地使用多樣性最低，為歷年景觀中，受人為影響程度較低的一年；相對於 1998 年中，嵌塊體均勻分佈集水區中，雖嵌塊體形狀最規整，但其土地使用多樣性最大、嵌塊體最小、嵌塊體數最多、邊緣密度最大，表示人為活動(建地)已出現於林地嵌塊體中，集水區景觀屬於人為化影響較深的一年。整體而言，寶橋子集水區之自然景觀於 1993 年以後受人為影響的程度有逐漸增加之趨勢。

4.2.4 三峽子集水區

三峽子集水區 1990、1993、1994、1996 及 1997 年景觀生態指數結果顯示(見表 6)，1994 年之嵌塊體數最多(為 10354)，平均嵌塊體大小最小(為 1.34 公頃)，以 1997 年之嵌塊體數最少(為 4356)，平均嵌塊體大小最大(為 3.42 公頃)，就嵌塊體指數而言，三峽子集水區之變化並無規律或趨勢可循，但此子集水區之平均嵌塊體大小相對於其它子集水區大。於邊緣指數中，亦是以 1994 年之總邊緣長度及密度最高(分別為 2888800 公尺及 208.78)，最低者為 1993 年(分別為 1596500 公尺及 105.55)，除此二年外，於 1996 及 1997 兩年之邊緣指數值相對高於 1990

及 1993 兩年，故嵌塊體於近年所受干擾的情況有較大的趨勢。於此集水區之形狀指數中，面積權重平均碎形維度於歷年間之變化並無多大差異(約 1.3)，而面積權重之形狀指數則以 1994 年之形狀指數值最大(為 24.07)，由 1990 及 1994 年之指數變化有漸大的趨勢(由 19.98、22.03 至 24.07)，而最小值出現在 1996 年為 16.67。就鄰近指數而言，除 1997 年外，1990 及 1993 年嵌塊體平均鄰近距離分別為 56 及 59 公尺，較 1994 及 1996 年之鄰近距離大；而分散性指數而言，除 1997 年外，以 1996 年之嵌塊體分佈最平均(約為 73)，其它三年之指數值則相對較低，但就此集水區 1990~1996 年之分散性指數而言，整體景觀之嵌塊體仍屬於較平均分佈的情況。而多樣性指數顯示，土地使用之雜異化程度以 1994 年及 1996 年相對較高(分別為 1.09 及 0.96)，以 1993 年之指數值最低(0.67)；於均勻度指數中，亦是以 1994 及 1996 年之指數相對較高(分別為 0.68 及 0.59)，指數值最低者亦為 1993 年(0.42)，指數變化的趨勢與多樣性指數相似。於三峽子集水區中，各景觀指數無固定的變化趨勢，但由各指數中不難發現於 1994 及 1996 年中，嵌塊體數、邊緣、形狀、多樣性指等指數值均為增加情況，可能有較大之事件影響此集水區之景觀而反應於各指數上。

結果顯示，1994 年之嵌塊體數最多、嵌塊體最小、邊緣密度及長度最大、嵌塊體分佈最均勻、土地使用多樣性最高，表示此年受人為活動

表 7 橫溪子集水區景觀生態指數

	Patch		Edge		Shape		Nearest		Diversity	
	NP	MPS	TE	ED	AWMSI	AWMPFD	MNN	IJI	SDI	SEI
1990	1806	2.01	572240	157.74	13.46	1.29	56.80	62.74	0.85	0.53
1993	2312	1.62	725240	193.10	13.51	1.30	47.90	58.98	1.05	0.65
1994	3861	0.92	911140	255.74	11.42	1.29	39.60	71.18	1.11	0.69
1996	2386	1.57	581380	154.86	10.48	1.27	46.60	71.04	0.95	0.59
1997	2791	1.23	698920	203.31	7.95	1.25	44.90	75.27	1.06	0.66

註：NP：Number of Patch、MPS：Mean Patch Size、TE：Total Edge、ED：Edge Density、AWMSI：Area Weighted Mean Shape Index、AWMPFD：Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension、MNN：Mean Nearest Neighbor Distance、IJI：Interspersion and Juxtaposition Index、SDI：Shannon's Diversity Index、SEI：Shannon's Evenness Index。

影響程度最高。整體而言三峽子集水區之平均嵌塊體屬於較大且規整，但嵌塊體多平均分佈於集水區中，三峽仍屬於受人為影響較大之子集水區。

4.2.5 橫溪子集水區

橫溪子集水區之景觀生態指數如表 7 所列，此集水區以 1994 年之嵌塊體數最多(3861)，平均嵌塊體大小最小(為 0.92 公頃)，而於 1990 年之嵌塊體數最少(1806)，平均塊體大小最大(約 2 公頃)，表示於橫溪子集水區中，於 1990 年後之嵌塊體多較零碎之嵌塊體。於嵌塊體指數中，以 1994 年之總邊緣長度及邊緣密度最大(分別為 91140 公尺及 255.74)，1990 及 1996 年之指數值為相對較低的兩年，若以 1990 年~1994 年的指數變化，可發現有漸大的趨勢，表示此年間所受之干擾逐漸增加。形狀指數之面積權重形狀指數以 1990 及 1993 年值相對較高(分別為 13.46 及 13.51)，隨時間增加指數反而減少，表於橫溪子集水區中，嵌塊體形狀有愈來愈規整之趨勢；於面積權重平均碎形維度，1990、1993 及 1994 年之指數值為相對較高的三年(約 1.29)，而 1996 年 1997 兩年之指數值為相對較低的兩年(別分為 1.27 及 1.25)，表示於 96 及 97 年此集水區的土地利用型態並無往年複雜。於嵌塊體鄰近指數中，以 1994 年平均鄰近距離最小(約 40 公尺)，而 1990 及 1993 年之鄰近距離(分別約為 57 及 48 公尺)相對高於 1996 年及 1997 年之距離值(分別約為 47 及 45 公尺)；就分散性指數而言，1990 年及

1993 年(約為 63 及 59)之分散性指數值相較低於 1994、1996 及 1997 年(約為 71、71 及 75)，因此於此集水區中，同類型嵌塊體間之平均鄰近距離愈來愈短，且嵌塊體之分佈愈來愈平均。於多樣性指數中，以 1990 年之指值數最低(為 0.85)，以 1994 年之指數值最高(1.11)，就此集水區之景觀多樣性而言，於 1990 年後之土地利用雜異化程度較高，其中以 1994 年土地利用雜異化程度最高；均勻度指數亦是以 1994 年之指數值最高(0.69)，表示此年之土地利用雜異化程度最高，而歷年之變化趨勢與多樣性指數相似。

結果顯示，1990 及 1993 年嵌塊體及邊緣指標較小，嵌塊體分佈較集中且土地使用雜異化程度較低；相對於 1994、1997 及 1999 年而言，嵌塊體及邊緣指標較大，嵌塊體分佈較平均且土地使用雜異化程度較高，因此，橫溪子集水區 1994 年以前受人為活動影響程度較輕微(人為、自然交互影響之過渡型)；而 1994 年以後人為活動影響的程度則相對較嚴重。整體而言，橫溪子集水區之整體景觀之形狀指數屬較規整且穩定之嵌塊體，但整體景觀可能受人為土地利用型態不同而分佈屬於零碎且均勻。

4.3 因子分析

表 9 為應用因子分析求得各子集水區於不同年代各指數之因子負荷。第一因子解釋之整體變異量為 49.4%，於此因子邊緣密度、多樣性及均勻度指數有有較高的因子負荷(分別為 0.91、

表 9 因子負荷

景觀生態指數	因子 1	因子 2
NP	0.47	0.77
MPS	-0.90	0.26
TE	0.39	0.84
ED	0.91	0.04
AWMSI	-0.04	0.93
AWMPFD	-0.08	0.91
MNN	-0.91	-0.22
IJI	0.33	-0.52
SDI	0.95	0.07
SEI	0.95	0.07
解釋變異量(%)	49.40	32.04

Extraction Method: Principal Component Analysis.
Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

0.95 及 0.95)；第二因子解釋之整體變異量為 32.04%，具較高因子負荷之指數為嵌塊體數、總邊緣長度、面積權重形狀指數、面積權重碎形維度(分別為 0.77、0.84、0.93 及 0.91)。因此，第一因子及第二因子可命名為各子集水區時空整體景觀多樣性因子與形狀破碎因子。

圖 10 為歷年各子集水區整體景觀之變量結構圖，由圖中第一象限表示集水區整體景觀結構具多樣性及形狀破碎型態；而第二象限中集水區整體景觀為形狀破碎型態；第四象限之集水區整體景觀則為多樣性型態；而第三象限受到此二因子的影響性較低。以五堵子集水區而言，其分佈均落於第一象限中，表示五堵子集水區歷年之整體景觀變化屬於多樣性及形狀破碎型態，換言之，可能受自然及人為影響同時存在，且人為活動較強，除了 1993 年受多樣性因子影響程度較大外，五堵子集水區歷年之整體景觀變化屬形狀破碎型態較大於多樣性型態。於金瓜溪子集水區，1990 及 1993 年之整體景觀結構落於第三象限中，表示此二年之景觀不屬多樣性及形狀破碎型態，而 1998 年則落於第四象限，表示該年金瓜溪子集水區景觀變化屬多樣性型態景觀，此與景觀指數變遷之結果相印証，此集水區於 1998 年漸受干擾。寶橋子集水區於 1990、1993、及 1994 年之因子得點落於第一象限中，1996 年落

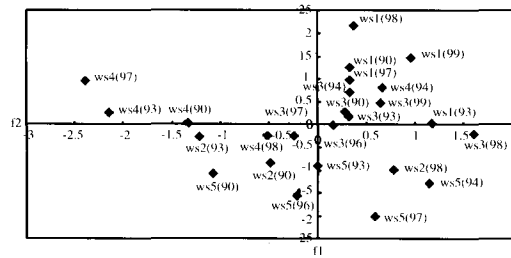


圖 12 變量結構圖

註：f1：多樣性因子；f2：形狀破碎因子；ws(年)

於第四象限、1997 年落於第三象限、1998 年落於第四象限，至 1999 年落回第一象限中，表示從 1996 年到 1999 年間之景觀型態較不穩定，但整體趨勢仍以多樣性及形狀破碎型態為主。而三峽子集水區之整體景觀變化仍為形狀破碎型態，其中 1994 年同時具此二型態之景觀，而 1995 年兩因子之影響性則相對較低。橫溪子集水區 1994 及 1997 年之整體景觀屬多樣性型態。

綜言之，五堵及寶橋子集水區歷年屬多樣性及形狀破碎型態之景觀，表示可能因人為活動而導致集水區景觀變化，因此，五堵及寶橋兩子集水區可能屬於人為干擾程度較大的集水區。歷年之三峽子集水則為形狀破碎之景觀型態，屬於漸趨人為化集水區之景觀。歷年橫溪子集水區之整體景觀則傾向於土地使用多樣性型態。而歷年金瓜溪整體景觀則未被歸類為此二型態之景觀，故相對於其它子集水區而言，金瓜溪及橫溪可能屬於人為活動影響較低之自然景觀。

四、結論與建議

本研究應用景觀生態指數結合地理資訊系統及衛星影像，評估淡水河流域上五堵、寶橋、金瓜溪、三峽及橫溪等五個子集水區之整體景觀之時空間型態，獲得之結果與建議歸納如下：

1. 嵌塊體指數(Patch metrics)結果顯示，五堵及寶橋子集水區之嵌塊體於歷年變化中呈現較明顯破碎化之趨勢。
2. 於邊緣指數(Edge metrics)中，邊緣密度以寶橋子集水區最高、其次為五堵集水區，表示此區之景觀嵌塊體易受外力影響而改變。

3. 於景觀形狀指數(Shape metrics)中，以五堵子集水區之形狀指數值最高，寶橋次之，此兩集水區之嵌塊體形狀較複雜。
4. 於嵌塊體之鄰近指數(Nearest metrics)中，五堵、金瓜溪及橫溪子集水區之嵌塊體相鄰的距離有逐年縮小，且於集水區景觀中之分佈漸趨均勻。
5. 多樣性指數得知五堵及寶橋兩集水區之土地利用之雜異化程度相對較高。
6. 時空維度因子分析結果指出，五堵及寶橋子集水區歷年屬多樣性及形狀破碎型態之景觀，表示可能因人為活動干擾較大而導致集水區景觀變遷。歷年之三峽子集水則為形狀破碎之景觀型態，屬於漸趨人為化集水區之景觀，而橫溪子集水區整體景觀較屬於多樣性型態。而歷年金瓜溪整體景觀未被歸類為此二型態之景觀，可能屬於人為活動影響較低之自然景觀。

整體而言，五堵及寶橋子集水區整體景觀具較明顯破碎化現象，整體景觀可能受到較大之干擾，於集水區中以人為化影響程度較大。金瓜溪子集水區整體景觀較為穩定，屬於人為活動影響程度較低之景觀。三峽子集水區於歷年景觀指數中發現受人為影響逐漸加深。橫溪子集水區之整體景觀分佈屬於零碎且均勻。

由結合景觀生態指數於集水區整體之研究，不僅可了解集水區內地表景觀之型態及變化，於未來更可將指數結合人口社經資料、更多之水文參數或其它資料作更進一步之探討。另外，於影像資料之取得及其精確度亦會影響分析結果，因此，未來於資料精確度之控制應加以注意。

五、參考文獻

1. 林裕彬、鄧東波、吳振發，2001，景觀生態計量方法於農業景觀生態系統之空間結構探討，農業工程學報，47 卷第 2 期，頁 74-91。
2. 林裕彬、林怡君，1999，以景觀生態觀點探討蘆竹鄉農田景觀結構，中國文化大學地理研究報告，第 12 期，頁 107-130。
3. 林裕彬、柳文成，1999，農田景觀生態結構與異質性探討—以桃園蘆竹鄉為例，環境規劃與管理研討會。
4. 林裕彬、鄧東波、鄭瑞鈞，2000，以嵌塊體形狀指數與統計方法於埤塘景觀變遷之研究，中國文化大學地理研究報告，第 13 期，pp.95-126。
5. 張健邦，1993，應用多變量分析，文富出版社。
6. Forman & Godron 著，張啟德等譯，1996，景觀生態學，田園城市文化事業有限公司，513 頁。
7. 曾國雄、鄧振源，1987，多變量分析(一)，松崗出版社。
8. Aspinall, R., and D. Pearson, 2000, "Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modeling and GIS," *Journal of Environmental Management*, 59, pp.299-319.
9. Atkinson, P. M. and P. Lewis (2000). "Geostatistics classification for remote sensing: an introduction", *Computers and Geosciences*, 26: 361-371.
10. Baker, W. L., 1992, "The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves", *Landscape Ecology*, vol.7, no.3, pp.181-194.
11. Collins, Rachel J. and Gary W. Barrett, 1997, "Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) Population dynamics in experiment landscape patches", *Landscape ecology*, vol.12, no.2, pp.63-76.
12. Dramstad, W.E., J.D. Olson and R.T.T. Forman, 1996, *Landscape Principles in Landscape Architecture and Land-use Planning*, Island Press.
13. Forman, R.T.T. and M. Godron, 1986, *Landscape Ecology*, New York: John Wiley & Sons.
14. Forman, R.T.T., 1995, *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press.
15. Freund, J. E., 1984, *Modern Elementary*

- Statistics, 6th edition, Prentice-Hall.
16. Gross, J. E., C. Zank, N. T. Hobbs and D. E. Spalinger, 1995, "Movement rules for herbivores in spatially heterogeneous environments: responses to small scale pattern", *Landscape Ecology* vol. 10 no. 4 pp. 209-217.
 17. Gustafson, E. J. and Parker, G. R., 1992, "Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern", *Landscape Ecology* vol.7 no.2 pp.102-103.
 18. Hainesyoung R. and M. Chopping, 1996, "Quantifying Landscape Structure- A Review of Landscape Indexes and Their Application to Forest Landscape", *Process in Physical Geography*, Vol. 20, Iss.4, p418-445.
 19. Heggem, D. T., A. C. Neal, C. Edmonds, L. Brice, and K. B. Jones, 1998, "Tensas River Basin – A landscape approach to community – based environmental protection, " EPA – Las Vegas Research Expo, Las Vegas.
 20. Hoehle, C and Li, B.L., 1996, "Statistical Properties of ecological and geologic fractals", *Ecological Modelling*, Vol. 85, Iss. 2-3, p271-284.
 21. Hokit, D.G., B.M. Stith and L.C. Branch, 1999, "Effect of Landscape Structure in Florida Scrub- A Population Perspective", *Ecological Application*, Vol. 9, Iss1, p124-134.
 22. Hulshoff, R. M., 1995, "Landscape indices describing a Dutch landscape ", *Landscape Ecology* vol. 10 no. 2 pp. 101-111.
 23. Kienast, F., 1993, "Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System – a methodological outline", *Landscape Ecology* vol.8 no.2 pp. 103-118.
 24. Leduc, Y. T. Prairie and Y. Bergeron, 1994, " Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: sources of variability ", *Landscape Ecology* vol. 9 no. 4 pp. 279-286.
 25. Li, B.L. and S. Archer, 1997, "Weighted Mean Patch Size- A Robust Index for Quantifying Landscape Structure ", *Ecological Modelling*, Vol. 102, Iss2-3, p353-361.
 26. Lillesand, T. M. and R. W. Kiefer (2000). *Remote Sensing and Image Interpretation*, John Wiley & Sons Press.
 27. Mandelbrot, B.B., 1982, *The fractal geometry of nature*. New York: W.H. Freeman and Co. 460 p.
 28. Obeysekera J. and K. Rutchey, 1997, "Selection of Scale for Everglades Landscape Models ", *Landscape Ecology*, vol. 12, no.1 , pp.7-18.
 29. Palmer, M. W., 1988, " Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities ", *Vegetation* 75, pp.91-102.
 30. Penhollow, M.E. and D.F. Strauffer, "Large-scale Habitat Relationships of Neotropical Migratory Birds in Virginia," *Journal of Wildlife Management*, Vol.64, No.2, pp.362-373, 2000.
 31. Reed, R.A., J. Johnsonbarnard and W.L. Baker, 1996, "Fragmentation of a Forested Rock-Mountain Landscape ", *Biological Conservation*, Vol. 75, Iss3, p267.
 32. Russell, R. W., G. L. Hunt, Jr., K. O. Coyle and R. T. Cooney, 1992, " Foraging in a fractal environment: Spatial patterns in a marine predator prey system ", *Landscape Ecology* vol. 7 no.3 pp. 195-209.
 33. Turner, M. G. and R. H. Gardner, 1991, *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer, New York.
 34. Villard, M.A. and M.A. Maurer, 1996, Geostatistics a tool for examining hypothesized declines in migratory songbirds, *Ecology*, Vol. 77, Iss1, p59-68.
 35. Vladimir I. Nikora, Charles P. Pearson and Ude Shankar, 1999, "Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience ", *Landscape Ecology* 14, vol. 14, pp.17-33.
 36. Wickham, J. D. and Norton, D. J., 1994, "Mapping and analyzing landscape patterns ", *Landscape Ecology*, vol. 9 no. 1 pp. 7-23.
 37. With, K. A., 1994, "Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure", *Landscape Ecology*, vol. 9 no. 1 pp. 25-36.

收稿日期：民國 91 年 1 月 7 日

接受日期：民國 91 年 2 月 27 日