

地景指標與溪流水中硝酸鹽濃度關係之探討－以水里溪上游 集水區為例

葉春國^[1] 廖學誠^{[1]*} 詹進發^[2] 黃正良^[3] 薛美莉^[4]

摘要 健康的集水區提供多樣的生態系統財貨與服務，調節水流與淨化自然界的水為最明顯及有價值的優點，然而，土地利用的轉變卻削弱了集水區實行其生態作用的能力。在台灣本島，水質惡化已漸被認為主要的環境議題之一，此情形與集水區土地利用有關，如何將集水區土地利用與溪流水質關連知識建立，為迫切需要的。本研究以地景指標量化水里溪上游五集水區，並將其與硝酸鹽濃度進行相關分析，結果顯示，建地邊緣長度越大，人為活動產生之廢棄物質流動容易，溪水中 NO_3^- 濃度越高；草地面積範圍越大及連接性越佳，溪水中 NO_3^- 濃度越低；檳榔區塊形狀越不規則，會造成越多 NO_3^- 流失，可能與檳榔園施肥及地表逕流沖刷肥料至溪流中有關；農用地面積比例越大，溪水中 NO_3^- 濃度越高，此亦與肥料施用有關。因此，地景指標似乎為一項有利的工具，可用來了解溪流水質的狀況。

關鍵詞：地景指標、硝酸鹽濃度、土地利用、水質。

Relationship Between Landscape Metrics and Nitrate Concentrations of Streamwater in the Upper Shui-Li Creek Watershed

Chun-Kuo Yeh^[1] Shyue-Cherng Liaw^{[1]*} Jihn-Fa Jan^[2] Jeen-Lian Hwong^[3]
Mei-Li Hsueh^[4]

ABSTRACT Healthy watersheds provide a variety of ecosystem goods and services to society, and their ability to regulate discharge and purify fresh water is one of the most tangible and valuable merits. Nevertheless, changes of land use have weakened their ability to perform ecological work. It is widely recognized that degradation of water quality has become a major environmental issue in Taiwan. Deterioration of water quality is closely related to the land use in the surrounding watershed. It is urgent to understand the relationship between land use and in-stream water quality. In this study, the landscape patterns of five watersheds in the upstream watershed of Shui-Li Creek were quantified by the way of landscape metrics. In addition, correlation analysis was performed to identify the relationship between landscape metrics and nitrate concentrations. The results of data analysis indicate that nitrate concentrations increase when the patch edge of built-up becomes longer. When the patch

[1] 國立臺灣師範大學地理學系

Department of Geography, National Taiwan Normal University, Taipei, Taiwan, R.O.C.

[2] 國立政治大學地政系

Department of Land Economics, National Chenchi University, Taipei, Taiwan, R.O.C.

[3] 臺灣林業試驗所蓮華池研究中心

Lien-Hua-Chih Research Center, Taiwan Forestry Research Institute, Nantou, Taiwan, R.O.C.

[4] 臺灣特有生物研究保育中心

Taiwan Endemic Species Research Institute, Nantou, Taiwan, R.O.C.

* Corresponding Author. E-mail : liaw@cc.ntnu.edu.tw

area of grassland is bigger and its connectivity is better, the nitrate concentration is lower. Nitrate concentrations also increase when the patch shape of betel palm plantations become more irregular. This may result from fertilization and washout of surface runoff. When the percentage of farmland is high, there are higher nitrate concentrations in the stream, which may also result from the use of fertilization. Therefore, it could be suggested that landscape metrics are useful in understanding in-stream water quality.

Key Words : Landscape metrics, nitrate concentration, land use, water quality.

一、前言

一個植被覆蓋良好的集水區，原本自然地提供社會許多有用的生態服務，其中調節水流與飲用水淨化供給此二項功能，即為最具體及有價值的服務之一 (Postel and Thompson, 2005)。但土地利用的轉變往往削弱了集水區發揮生態作用的能力，如土地從森林轉變為農田，或從農田轉變為都市/建地等，皆會對環境造成各種不同程度的影響，影響大小端視土地改變的質與量。因此，當人類不斷地改變土地利用，以設法符合人類生活、生存的需要時，這樣的改變雖然滿足了人類從土地利用中獲取自然資源的短期利益，但同時卻也改變了該地的微氣候、植被 (Stohlgren et al., 1998)、地形 (Mungai et al., 2004)、水文及生態 (Fu et al., 2005) 等。

在台灣水質惡化已漸被認定為主要的環境議題之一，如石門水庫集水區常因為連續豪雨而造成水庫溪水混濁，究其原因，應與水庫上游集水區土地不當開發及利用有關；又如德基水庫的水質優養化，一般認為應與集水區內的梨山、佳陽等地區的蔬菜及溫帶果樹種植有關 (許惠棕, 2001)，所以我們對集水區土地利用與溪流水質二者間關連的了解似乎尚不充分，致使決策管理者未能設計出適當的集水區土地管理機制。

傳統上探討集水區土地利用與溪流水質關係之研究，僅對水質變數作定量分析，並對取樣點附近之土地利用作定性的描述，如鍾旭和與顏江河 (1985) 以翡翠水庫集水區為例，以及黃景春等 (1995) 以仁義潭水庫上游獨座溪集水區為對象，探討集水區內不同土地利用類型對溪流水質之物理、化學及生物性面向之影響。此些研究雖調查出集水區水質狀況，但未能進一步將其與土地利用間關連作連接，以致二者間的相關性仍然不明確。然而，近年來由地景生態學所發展出量化地景型態的地景指標 (landscape metrics)，應用於了解人類活動對淡水生態系統的影響，提供了一更具

整合性及有效性的途徑 (Gergel et al., 2002; Griffith, 2002; O'Neill et al., 1997)。地景指標能描述集水區內由人類活動所造成的土地改變的數量與空間配置，提供一個直接衡量人為活動影響環境的方式，並且可與許多傳統上使用的溪流指標相聯繫，如水化學、水文及生物變數等 (Gergel et al., 2002)。

水里溪集水區位於南投縣水里鄉及魚池鄉交界處，集水區內有明湖及明潭水庫，二水庫為臺灣中部重要的水力發電廠及水源供應區，為確保其正常運作，水質監測對水庫集水區之經營管理甚為重要。集水區內土地早期大多為森林所覆蓋，部份土地開墾為農用地，以種植茶葉、香蕉、香菇及果樹為主，近期此處大量種植檳榔，檳榔成為農作的主體 (賴玉芳, 2004)。先前已有研究指出此區內溪流水中硝酸鹽濃度與農業土地利用面積比例呈正相關，尤其是濱水帶 50 m 內之檳榔園面積比例影響最大 (葉春國等, 2008)。溪流水中硝酸鹽濃度過高會造成陸地及海岸水體的優養化，對淡水中動物亦具有毒性，且可能對人類健康造成負面影響 (Lassaletta et al., 2009)。Heathcote (2009) 指出飲用水中如含有高濃度的硝酸鹽易使嬰幼兒及老年人患有正鐵血紅蛋白血症 (Methemoglobinemia)，對其健康造成嚴重危害。國際飲用水指導方針亦訂定硝酸鹽濃度 40-50 mg/l 為標準範圍，以預防人們患有正鐵血紅蛋白血症 (Lassaletta et al., 2009)。歐洲法院更裁定硝酸鹽法令 (Nitrates Directive)，使歐盟會員國負有義務標示出具有優養化水體的集水區為硝酸鹽易受危害區 (Nitrate Vulnerable Zones, NVZs)，而農業是硝酸鹽污染的重要來源 (Jordan and Smith, 2005)。因此，水里溪上游集水區原本為森林覆蓋良好的集水區，在農業活動及建地開發等影響下，集水區地景已變成各種人為導入區塊 (introduced patches) 鑲嵌其中，此種馬賽克般地景會對水庫集水區水質造成何種影響？有鑑於此，本研究即以水里溪上游集水區為研究對象，進行地景型態與溪流水中硝酸鹽濃度關係之探討，主要目的有三：(1) 利用地景指標分析研究區地景特性；(2)

進行地景指標相關分析；(3) 進行地景指標與硝酸鹽濃度相關分析。營養鹽污染的田野研究常常費時且耗費金錢，本研究期望能利用地景指標量化地景型態，了解地景指標與硝酸鹽濃度間之關係，未來提供一種快速了解及評估集水區土地利用型態對溪流水質衝擊的方法。

二、文獻回顧

土地利用與鄰近水體水質間的密切相關性已被廣泛確認 (Lee et al., 2009)，對於單一各種土地利用類型與溪流水質關係的探究至今已累積相當的研究成果 (陳鴻烈, 2000；陸象豫等, 1999；Beaulac and Reckhow, 1982；Young et al., 1996)，但此些研究往往是在小試驗區內實行，雖累積了各類土地利用對水質影響之各別結果，但如馬賽克般的鑲嵌地景，裡面包含了聚落、農田及森林等多樣的土地利用景觀，對於「水」與「土」間的互動關係，其實呈現了進一步的複雜性。因此，有需要就地景尺度下觀點，即較大面積集水區中，同時存在多種土地利用類型對溪流水質的綜合影響加以研究，而地景生態學的觀點適時提供了解決此問題的方法。

地景生態學強調各種時空間尺度下地景型態 (landscape pattern) 或地景結構 (landscape structure) 與生態過程 (ecological process) 間的交互作用，地景型態包括地景內不同生態系的面積、形狀、組成、數量及地理位置，而生態過程係指各地景要素間的相互作用，即不同生態系統間的能流、物質流及物種流 (金恆鏞等, 2002；薛怡珍等, 2002)。Lee et al. (2009) 也指出地景的空間型態對於水文過程、能量流動及營養循環等具有重大的影響性。地景生態學既然強調地景型態與生態過程間的交互作用，地景型態的描述與量化因而成為必需，再者，為了達成描述一地景隨時間的變遷，或同時比較數個地景彼此間差異性的目的，眾多學者遂發展出地景指標來量化地景特徵 (Turner et al., 2001)。地景指標可以區分成二大類，一大類為組成指標 (composition)，另一大類則為空間型態指標 (spatial configuration)，二大類中分別還包括許多指標 (McGarigal et al., 2002)。

表 1 整理了近二十年來部分國內外於地景尺度下以集水區為單元，運用地景特徵監測溪流水質特徵之研究。可以發現土地類型% (即各類型土地利用組成比例) 常被用來預測溪流水質狀況，如預測溪流中之魚群

特徵 (Roy et al., 2007；Wang, 2001)、水中棲地物理特徵 (Baker et al., 2005)、沉積物 (曾正輝, 2002；蔡志偉等, 2004；Amiri and Nakane, 2009；Jones et al., 2001)、綜合性指標 (Johnson et al., 2001；Snyder et al., 2005)、水化學 (史瓊雯, 2003；Hunsaker and Levine, 1995；Lee et al., 2009；Sliva and Williams, 2001；Uemaa et al., 2005)，其中又以水化學中的氮、磷營養鹽特別受到關注 (葉春國等, 2008；Basnyat et al., 2000；Johnson et al., 1997；Osborne and Wily, 1988；Ouyang et al., 2010)。上述某些研究之研究方法雖未強調運用地景生態或地景指標之相關概念，但計算的土地類型%亦可視為地景指標之組成指標大類中的各類型土地利用組成比例指標 (percentage of landscape, PLAND)，此項指標常呈現出與溪水中氮及磷的濃度具有高度相關性。Gergel (2005) 也認為使用地景指標來監測溪流水化學改變尤其有用，因為水質狀況常常緊密與集水區內營養來源相連繫，如農業及都市土地利用常為營養鹽的排放源，二者佔集水區內土地面積之比例常與溪流水中 N、P、NO₂⁻、NO₃⁻、鹼度及 TDS (總溶解固體) 等濃度值呈正向關係，而森林比例則與其濃度值呈負向關係。

於表 1 中也可以發現，各類型土地利用組成比例指標較為大家所廣為使用，可能因其計算較為容易，且對於某些水質變數 (N、P) 又具有不錯的解釋及預測能力所致。但近年來有許多環境科學研究者體認到，先前研究在探討地景指標與水質變數間關係時，多聚焦於各類型土地利用組成比例指標，較少研究使用到空間型態指標 (Amiri and Nakane, 2009；Kearns et al., 2005；Lee et al., 2009)。然而，就地景生態學觀點而言，地景的空間型態對於水文過程及營養循環等過程具有重要影響，地景中各區塊的邊緣長度與形狀，以及各區塊在空間上的配置及散佈皆有其生態意義，故有必要對集水區地景空間型態作更詳細的分析，以明確了解水-土間的互動關係。因此，近年有較多的研究嘗試以空間型態指標來探討地景特徵與溪流水質間的關係，如 Uemaa et al. (2005) 在愛沙尼亞 24 個具有多樣土地利用類型的集水區研究中發現，集水區整體地景有較高的 ED 值 (邊緣密度) 時，TN (總氮) 濃度則較低，顯示型態較複雜的地景具有較高攔蓄營養鹽的能力；而越孤立的區塊，亦即有較大的平均歐幾里德最近鄰體距離 (mean nearest euclidean neighbor distance) 的區塊，TN 濃度則較高。又如 Ouyang et al. (2010) 於中國黃河流域上游的研究中指出，草地區塊有較長的邊緣

長度可以減少非點源污染的負荷量，尤其是長條狀草地 (grassland strips) 似乎可以顯著減少 NO₃⁻和有機 P 的污染；越完整的森林區塊越能夠減少氮的流失量；而農地區塊的邊緣長度越長會造成較多的氮流失量。而 Amiri and Nakane (2009) 模式化日本西部中國地區 (chugoku district) 21 個流域河流水質與地景指標關係之研究中，多元線性迴歸模式顯示，於類型層級中 (class level) 空間型態指標能解釋 DO、pH、TP 的總變異量分別達 92%、74%及 62%。此模式有助於當地及區域的土地管理者了解地景指標與河流水質間的關係，且可運用於集水區經營的系統性計劃中。

三、研究方法

1. 研究區域

研究區位於南投縣魚池鄉西北部，範圍為水里溪上游的五城溪集水區及其所包含的四條支流，即蛟龍溪、火焙坑溪、旱溪及水社水尾溪等四個子集水區 (圖 1)，四條支流匯聚成五城溪，五城溪水往西注入水里溪，再流向明湖、明潭水庫。研究區總面積為 2,036 ha，

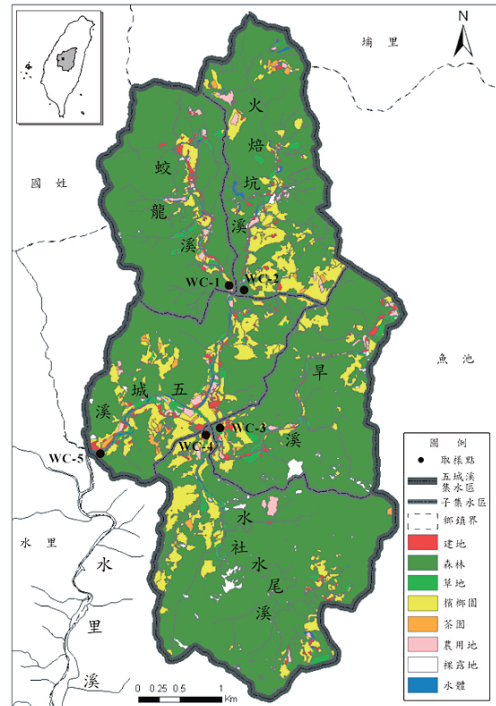


圖 1 研究區土地利用圖

Fig.1 The land use map of study area

表 1 地景特徵用於監測各溪流流水質特徵之研究

Table 1 The study using landscape characteristics for monitoring various streamwater parameters

地景特徵 (自變數)	溪流水質特徵 (依變數)	引用文獻
土地類型%、集水區面積	NO ₃ ⁻ 、P (soluble reactive phosphorous)	Osborne and Wily (1988)
土地類型%、空間型態指標 (landscape level)	TN、TP、Conductivity	Hunsaker and Levine (1995)
土地類型%、表層地質、集水區面積、平均集水區坡度、集水區高度	TN、NH ₃ -N、NO ₃ +NO ₂ -N、TP、PO ₄ -P、alkalinity、TDS、TSS	Johnson et al. (1997)
土地類型%	NO ₃ ⁻	Basnyat et al. (2000)
土地類型%、坡度、表層地質	DO、temperature、alkalinity、faecal coliform count、NH ₄ 、NO ₃ 、PO ₄ 、TS、Cu、Cl	Sliva and Williams (2001)
土地類型%、QHEI (Qualitative Habitat Evaluation Index)	IBI (Index of Biotic Integrity)、ICI (Invertebrate Community Index)	Wang (2001)
土地類型%、道路密度與溪流距離、潛在土壤流失量、坡度	N、P、SS	Jones et al. (2001)
土地類型%、空間型態指標 (landscape level)	TN、Pollution Potential Index	Johnson et al. (2001)
土地類型%、空間型態指標 (landscape level)	氨氮、溶氧、流量、輸砂、濁度	曾正輝 (2002)
土地類型%、空間型態指標 (landscape level)	氨氮、溶氧、pH、TP、水溫	史瓊雯 (2003)
土地類型%	COD、pH、電導度、溶氧、水溫、濁度	蔡志偉等 (2004)
土地類型%、空間型態指標 (landscape and class level)	Stream Health Ranking (為 pH、DO、temperature與IBI結合而成)	Snyder et al. (2005)
土地類型%、表層地質、集水區面積、平均集水區坡度、水化學	TN、TP、Conductivity、TSS、魚群、水中棲地物理特徵	Baker et al. (2005)
土地類型%、空間型態指標 (landscape level)	TN、TP、BOD、COD _{KMnO4}	Uuemaa et al. (2005)
土地類型%	fish assemblage	Roy et al. (2007)
土地類型%	NO ₃ ⁻	葉春國等 (2008)
土地類型%、空間型態指標 (landscape and class level)	TN、TP、BOD、pH、DO、SS	Amiri and Nakane (2009)
土地類型%、空間型態指標 (landscape and class level)	TN、TP、BOD、COD	Lee et al. (2009)
土地類型面積、空間型態指標 (class level)	organic N、NO ₃ ⁻ 、organic P、sediment P	Ouyang et al. (2010)

註：地景特徵欄位中括弧標示 landscape level 或 class level，代表該研究有計算該層級的地景指標。

位置及面積與魚池鄉內之五城村相當，海拔高度介於 475-1020m。根據位於研究區內的林業試驗所蓮華池分所氣象觀測站（海拔高 744m），測站於 1961-1996 年之資料顯示，年平均降雨量約為 2181.3mm，5-9 月降雨量較多，佔全年降雨量之 78.7%，可劃分為溼季，10 月至翌年 4 月降雨量較少，佔全年降雨量之 21.3%，可視為乾季，故年降雨量雖豐沛，但乾溼季分明；年均溫為 20.8°C，年平均蒸發散量為 1032.9mm，年平均相對濕度達 85.6%（林業試驗所，1997）。地形屬於埔里盆地群西側之小盆地群，以砂岩及頁岩互層（白冷層）或頁岩夾砂岩層（水長流層）而成，其中頁岩層對河蝕之抵抗力較砂岩層為弱，容易被切割，故頁岩層部分大致呈開闊之谷平地，而鄰接之砂岩部分大致為峽谷，所以形成小盆地之地形（林朝榮，1957）。土地利用類型以森林為主，佔整個集水區面積 79.0%，其次為檳榔園，佔 12.1%，檳榔園為研究區內最主要之農作物景觀，其餘尚有茶園、菜園及菇寮等零星分布。建地主要分布於溪谷兩側之平坦地，民生廢水大都直接排入溪流中。

2. 水質資料

於 2004 年 1 月至 2005 年 2 月間共 14 個月，每月月底於研究區五條溪流水口進行水質取樣，5 個取樣點分別編號為 WC-1（蛟龍溪）、WC-2（火焙坑溪）、WC-3（旱溪）、WC-4（水社水尾溪）、WC-5（五城溪），量測之水質資料如表 2 所示。本研究是以瓢掬法取水樣 500 ml 一瓶於高密度塑膠瓶中，水樣冷藏於 4°C 冰箱中，送至農委會特有生物研究保育中心實驗室分析硝酸鹽離子（NO₃⁻）而得。由於研究區中降雨情形集中於 5-9 月，具有乾溼季分明之現象，但受限於水質取樣之樣本數，故不將乾溼季分開比較探討，且取樣時偶有暴雨發生，易造成極端值，故不取平均值，僅以中值來代表本區之平均狀況。

3. 土地利用分析

以林務局農林航空測量所出版比例尺 1/5000 第五版像片基本圖（1999）進行數化而獲得集水區邊界範圍，並以 2003 年 6 月比例尺 1/5000 群立彩色正射影像圖的判釋及數化而得出集水區土地利用圖。數化以 ArcGIS 9 地理資訊系統軟體進行，輔以多次田野調查加以核對，得出 8 種土地利用類型，分別為建地、森林、草地、檳榔園、茶園、農用地（除檳榔園及茶園以外的農業用地）、裸露地及水體（圖 1）。

4. 指標計算及統計分析

本研究採取集塊模式途徑（lumped model）來探討地景指標與硝酸鹽濃度間之關係，原土地利用圖層資料為向量形式，為了進行地景分析，將其轉換成 1m × 1m 網格形式，土地利用網格圖層藉由 McGarigal et al. (2002) 所研發的 FRAGSTATS version 3.3 軟體計算地景指標。由於類型層級地景指標（class level-landscape metrics）可以用來了解土地利用與溪流水質間的關係，且有助於在土地利用規劃過程中實行最適宜土地利用類型的配置（Amiri and Nakane, 2009），因此本研究以類型層級地景指標進行集水區土地利用分析。計算的指標如表 3 所示，先前關於土地利用與水質關係的研究一般皆使用此些指標（Amiri and Nakane, 2009; Lee et al., 2009; Uemaa et al., 2005; Ouyang et al., 2010），故本研究挑選此些指標進行分析。以集水區土地類型為單位進行地景指標運算，除水體外，共計算出七種土地利用類型的地景指標。由於許多研究者發現眾多地景指標彼此間似乎存有相關性（Kearns et al., 2005; Uemaa et al., 2005），故本研究將地景指標進行皮爾森相關分析，以挑選彼此相關性較小的地景指標為主。再者，為了解地景指標與硝酸鹽濃度間之關係，本研究將地景指標與硝酸鹽濃度之中值（median）資料進行皮爾森相關分析。

四、結果與討論

1. 地景指標計算

各類型土地利用所計算出之地景指標值如表 4 所示，由地景比例值（PLAND）可得知，森林類型區塊總面積在各集水區中皆佔有相當大的比例（各集水區中至少佔 73%），表示森林仍為此五集水區之地景基

表 2 研究區溪流水中 NO₃⁻ 離子濃度調查結果

Table 2 Results of nitrate concentration in study area

測站	WC-1	WC-2	WC-3	WC-4	WC-5
最大值	161	217	168	110	189
最小值	28	58	18	8	40
平均值	72	124	60	38	93
中值	68	120	50	27	87
標準差	36	52	43	27	43
變異係數	0.50	0.42	0.71	0.71	0.46

單位：μeq L⁻¹

表 3 本研究計算的類型層級 (class level) 地景指標

Table 3 Class level-landscape metrics used in the present study

指標	縮寫	公式	描述	單位	範圍
地景比例 (Percentage of landscape)	PLAND	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	P_i = 類型 <i>i</i> 區塊所佔之地景比例。 a_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的面積 (m ²)。 A = 總地景面積 (m ²)。	%	0 < PLAND ≤ 100 同類型區塊在地景中佔的面積比例。
區塊數量 (Number of patches)	NP	$NP = n_i$	n_i = 地景中類型 <i>i</i> 區塊總數。	無	NP ≥ 1, 無上限 同類型區塊的區塊數。
區塊密度 (Patch density)	PD	$PD = \frac{n_i}{A} (10000)(100)$	n_i = 地景中類型 <i>i</i> 區塊總數。 A = 總地景面積 (m ²)。	N/100ha	PD > 0 每單位面積的區塊數。
邊緣密度 (Edge density)	ED	$ED = \frac{\sum_{k=1}^n e_{ik}}{A} (10000)$	e_{ik} = 類型 <i>i</i> 區塊總邊緣長度。 A = 總地景面積 (m ²)。	m/ha	ED ≥ 0, 無上限 地景由同類型區塊組成時, 值為0。
地景形狀指標 (Landscape shape index)	LSI	$LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$	e_i = 在一個給定的區塊數目下, 類型 <i>i</i> 區塊的總邊緣長度。 $\min e_i$ = 在一個給定區塊數下, 類型 <i>i</i> 區塊的最小總邊緣長度。	無	LSI ≥ 1, 無上限 地景由唯一一區塊組成或同類型區塊極度緊密時, 值為1; 當同類型區塊變得較分散, 值漸增。
最大區塊指標 (Largest patch index)	LPI	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的面積 (m ²)。 A = 總地景面積 (m ²)。	%	0 < LPI ≤ 100 同類型區塊中的最大區塊漸變小時, 值趨近0; 當地景由單一區塊組成時, 值等於100。
面積加權平均區塊面積 (Area-weighted mean patch area)	AREA_AM	$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$	a_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的面積 (m ²)。	ha	AREA > 0, 無上限
面積加權平均旋轉半徑 (Area-weighted mean radius of gyration)	GYRATE_AM	$GYRATE = \sum_{r=1}^z h_{jr}$	h_{jr} = 網格式 <i>jr</i> (位於區塊 <i>ij</i> 中) 與區塊 <i>ij</i> 重心的距離, 計算方式依據網格式中心至網格式中心距離。 z = 區塊 <i>ij</i> 的網格式數。	m	GYRATE ≥ 0, 無上限 衡量區塊範圍, 同類型區塊由單一網格式組成時, 值為0; 區塊範圍增加, 值漸增。
面積加權平均形狀指標 (Area-weighted mean shape index)	SHAPE_AM	$SHAPE = \frac{P_{ij}}{\min P_{ij}}$	P_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的周長 (m)。 $\min P_{ij}$ = 區塊 <i>ij</i> 最小周長 (m)。	無	SHAPE ≥ 1, 無上限 區塊形狀高度緊密時, 值等於1; 當區塊變得不規則時, 值漸增。
面積加權平均區塊碎形維度指標 (Area-weighted mean patch fractal dimension index)	FRAC_AM	$FRAC = \frac{2 \ln(0.25 P_{ij})}{\ln a_{ij}}$	P_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的周長 (m)。 a_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的面積 (m ²)。	無	1 ≤ FRAC ≤ 2 形狀為非常簡單的周長時, 如正方形, 值接近1; 當形狀高度扭曲時, 值接近2。
同類毗鄰比例 (Percentage of like adjacencies)	PLADJ	$PLADJ = \left[\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] (100)$	g_{ii} = <i>i</i> 類型區塊與同類區塊毗鄰的網格式數, 依據double-count方法。 g_{ik} = <i>i</i> 與 <i>k</i> 類型區塊毗鄰的網格式數, 依據double-count方法。	%	0 ≤ PLADJ ≤ 100 當同類型區塊最分散, 且無同類型區塊毗鄰時, 值等於0, 反之, 則等於100。
塊狀指標 (Clumpiness index)	CLUMPY	$Given Gi = \left[\frac{g_{ii}}{\left(\sum_{k=1}^m g_{ik} \right) - \min e_i} \right]$	g_{ii} = <i>i</i> 類型區塊與同類區塊毗鄰的網格式數, 依據double-count方法。 g_{ik} = <i>i</i> 與 <i>k</i> 類型區塊毗鄰的網格式數, 依據double-count方法。 $\min e_i$ = 在一個給定網格式數下, <i>i</i> 類型區塊呈最緊密狀態時的最小周長。 P_i = <i>i</i> 類型區塊在地景中佔有的面積比例。	無	-1 ≤ CLUMPY ≤ 1 當同類型區塊最分散時, 值為-1, 隨機散佈時, 值為0, 而最集中時, 值接近1。
聚集指標 (Aggregation index)	AI	$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$	g_{ii} = <i>i</i> 類型區塊與同類區塊毗鄰的網格式數, 依據single-count方法。 $\max \rightarrow g_{ii}$ = <i>i</i> 類型區塊的最大同類毗鄰網格式數, 依據single-count方法。	%	0 ≤ AI ≤ 100 當同類型區塊最分散時, 值為0; 當區塊聚集成一及緊密的區塊時, 值為100。
分割指標 (Splitting index)	SPLIT	$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$	a_{ij} = 區塊 <i>ij</i> 的面積 (m ²)。 A = 總地景面積 (m ²)。	無	1 ≤ SPLIT ≤ 地景中的網格式總數 地景由單一區塊組成時, 值為1; 當同類型區塊面積漸減少及被切割成較小區塊時, 值漸增。

註：各指標計算公式依據 FRAGSTATS version 3.3 (McGarigal et al., 2002)。

為各類型中最大者，且其面積加權平均形狀指標 (SHAPE_AM) 及面積加權平均碎形維度指標 (FRAC_AM) 二者之值皆為各類型中第二大者，顯示森林區塊形狀較為不規則、扭曲、複雜及具有較長的邊緣，此情形符合地景生態學中的概念，即一般而言，自然過程中造成的區塊（如自然生態系統）常表現出較不規則的複雜形狀（鄔建國，2003）。再者，最大區塊面積 (LPI)、面積加權平均區塊面積 (AREA_AM) 及面積加權平均旋轉半徑 (GYRAT_AM) 三者之值皆為各類型中最大者，以及分割指標值 (SPLIT) 為各類型中最小者，顯示森林類型區塊為各類型中面積範圍最大且連接性最佳者。此外，由同類毗鄰比例 (PLADJ) 及聚集指標 (AI) 二者之值來看，森林類型區塊為各類型中空間分布最集中者。因此，研究區中的森林類型區塊目前仍保有形狀較不規則、面積最大、連接性最佳及空間分布最聚集等特徵。

由地景比例值 (PLAND) 亦可以得知，檳榔園類型區塊總面積所佔各集水區面積之比例，為集水區中第二大類之土地利用類型，所佔比例從 4.4%~17.6% 不等。在檳榔園類型區塊中可以發現，區塊數量 (NP) 及區塊密度 (PD) 二者之值皆為各類型中最大者，且其面積加權平均區塊面積 (AREA_AM) 及面積加權平均旋轉半徑 (GYRAT_AM) 二者之值皆大於其於二類農業類型區塊（茶園及農用地）。再者，其塊狀指標值 (CLUMPY) 亦為各類型中最高者，顯示其區塊在空間分布上集中。因此，檳榔園為集水區中最主要之農作景觀，侵入及鑲入以森林為基質的地景中，具有區塊數量最多、密度最大、面積大、連接性佳及空間分布甚為集中之情形。

在建地類型區塊中可以發現，地景形狀指標 (LSI)、面積加權平均形狀指標 (SHAPE_AM) 及面積加權平均碎形維度指標 (FRAC_AM) 等三指標值皆為各類型中最大值者，顯示建地類型區塊形狀最為不規則、扭曲及複雜。而面積加權平均區塊面積 (AREA_AM) 及面積加權平均旋轉半徑 (GYRAT_AM) 二者之值皆為各類型中第二大者，表示建地區類型區塊面積範圍頗大及連接性甚佳。再者，由同類毗鄰比例 (PLADJ)、塊狀指標值 (CLUMPY) 及聚集指標 (AI) 三者之值來看，建地類型區塊皆為各類型中值最小者，代表建地區塊空間分布上較趨於分散，區塊散布於集水區中。因此，建地類型區塊在研究區中呈現形狀最不規則、面積頗大、連接性甚佳及空間分布較分散之特性。

草地、茶園、農用地及裸露地等四種類型區塊，由地景比例值 (PLAND) 可以得知，其區塊總面積比例在各集水區中所佔比例較小。再者，由面積加權平均區塊面積 (AREA_AM) 及面積加權平均旋轉半徑 (GYRAT_AM) 二者之值來看，相較於上述三種類型區塊（森林、檳榔園及建地），其值皆甚小，顯示此四種類型區塊面積範圍甚小及連接性甚低。此外，此四種類型區塊的其他地景指標值皆較無明顯大小差異，故無呈現較特別顯著之地景特徵。

2. 地景指標相關分析

將本研究所計算之地景指標進行相關分析，分析結果如下表 5 所示。本研究中所計算的地景指標主要是在衡量地景中各區塊的三個面向，即面積/密度/邊緣、形狀、聚集/散佈等。其中在面積/密度/邊緣此面向中，發現 PLAND、NP、PD、ED、LPI、LSI、AREA_AM、GYRAT_AM 等指標彼此間相關程度大，但 PLAND 可以用來了解地景的組成，PD 及 ED 則可以反映地景的破碎化 (Xiao and Ji, 2007)，以及區塊面積 (AREA) 為地景中最簡單及有用的資訊，但對某些生物及生態過程而言，區塊面積卻不比區塊的廣度範圍 (extent) 來得重要，而旋轉半徑 (GYRATE) 則提供了一種對地景連接性 (connectivity) 的衡量，代表了地景中的平均可移動性 (traversability) (McGarigal et al., 2002)。除 GYRATE 外，上述四種指標在先前相關研究中皆經常被使用 (Ouyang et al., 2010; Uuemaa et al., 2005; Xiao and Ji, 2007)，故雖然此四指標彼此間或與其他指標間具有相關性，亦將其納入分析，而 GYRATE 能衡量不同於 AREA 的地景連接性功能，故亦將其納入分析。使用面積加權目的在於，假設大面積的複雜圖形較小面積的複雜圖形對於整個地景複雜性程度更具影響力 (趙羿等，2003)。因此，在此面向中，本研究挑選 PLAND、PD、ED、AREA_AM 及 GYRAT_AM 等指標進一步與 NO₃ 濃度進行相關分析。

在形狀面向中，發現 SHAPE_AM 及 FRAC_AM 二指標彼此相關性頗大，二者雖皆為衡量區塊形狀的指標，但其主要差異在於，SHAPE 衡量某區塊形狀的複雜性，為依據與相同面積區塊的標準形狀（正方形或近正方形）的比較而得，而 FRAC 則依據區塊的碎形維度分析而得 (McGarigal et al., 2002)。在現有文獻中皆能發現二指標常被運用，如 Lee et al. (2009) 與 Uuemaa et al. (2005) 運用 SHAPE，Ouyang et al. (2010) 運用 FRAC，而 Amiri and Nakane (2009) 與 Johnson et

al. (2001) 則二者皆運用。因此，在此面向中，本研究挑選 SHAPE 及 FRAC 二指標進一步與 NO₃ 濃度進行相關分析。

在聚集/散佈面向中，PLADJ、CLUMPY 及 AI 三者彼此間呈現高度相關，而 SPLIT 則僅與 PD 一指標呈現負相關，CLUMPY、PLADJ、SPLIT、AI 等四指標雖皆為衡量區塊的聚集或散佈性面向，但四者間仍存有差異。CLUMPY 顯示各種不同類型區塊配對（包括同類型區塊的毗鄰）一起在地圖上出現的頻率；AI 只考慮某類型區塊的同類毗鄰，而不考慮與其他類型區塊的毗鄰，而 PLADJ 則二者都考慮；SPLIT 則為細

分 (subdivision) 的概念，細分明確地處理某類型區塊分解成個別獨立區塊的程度，故 SPLIT 定義為當分割總地景成為相同面積大小的同類型區塊時，可以切割成多少的區塊數。Lee et al. (2009) 研曾運用 AI 指標量化地景，探討土地利用與水庫水質的關係，且 PLADJ、CLUMPY 及 AI 三者彼此間相關性頗高，故僅挑選 AI 作為代表，而 SPLIT 與同類型指標間或其他指標間的相關性顯示為最小，顯示其在衡量地景型態的聚集/散佈面向上，有其獨特性，故亦挑選之。因此，在此面向中，本研究挑選 AI 及 SPLIT 二指標進一步與 NO₃ 濃度進行相關分析。

表 4 各類型土地利用所計算之地景指標值

Table 4 Landscape metrics in various land use type

類型	集水區	PLAND	NP	PD	ED	LPI	LSI	AREA_AM	GYRATE_AM	SHAPE_AM	FRAC_AM	PLADJ	CLUMPY	AI	SPLIT
建地	WC-1	2.8	11	3.2	80	2.5	22.4	7.6	481	19.65	1.51	92.7	0.93	93.0	1624
	WC-2	2.6	33	8.8	99	1.5	30.5	3.7	336	15.39	1.51	90.2	0.90	90.5	3968
	WC-3	2.6	22	6.1	66	2.3	19.9	7.4	864	15.77	1.48	93.4	0.94	93.8	1906
	WC-4	1.2	22	3.8	44	0.5	24.9	2.0	325	13.55	1.48	90.5	0.91	90.8	23783
	WC-5	2.4	101	5.0	74	1.9	54.3	30.4	1171	37.72	1.55	92.2	0.92	92.3	2780
森林	WC-1	87.5	45	13.2	147	65.5	8.7	175.2	630	5.18	1.23	99.5	0.96	99.6	2
	WC-2	73.3	55	14.6	212	44.2	13.3	109.0	434	6.14	1.26	99.2	0.97	99.3	5
	WC-3	81.9	38	10.5	144	24.7	8.9	73.8	413	3.84	1.20	99.5	0.97	99.5	6
	WC-4	82.5	31	5.4	159	75.8	11.8	400.9	816	8.90	1.29	99.5	0.97	99.5	2
	WC-5	79.0	184	9.1	163	26.0	22.1	297.7	730	7.03	1.26	99.4	0.97	99.5	9
草地	WC-1	2.5	36	10.5	38	0.5	11.2	0.7	45	2.36	1.19	96.1	0.96	96.5	18591
	WC-2	1.6	30	8.0	22	0.2	8.5	0.5	32	1.77	1.14	96.6	0.97	97.0	47764
	WC-3	3.2	38	10.5	40	0.5	10.8	0.8	48	2.19	1.17	96.8	0.97	97.1	13231
	WC-4	1.7	51	8.9	25	0.4	11.6	0.9	48	2.13	1.17	96.3	0.97	96.6	38762
	WC-5	2.4	193	9.6	34	0.1	24.5	0.7	45	2.21	1.17	96.5	0.97	96.6	113685
檳榔園	WC-1	4.4	38	11.1	47	1.0	10.5	1.4	54	2.28	1.18	97.3	0.97	97.5	5460
	WC-2	17.6	70	18.6	117	4.2	14.2	7.0	118	3.14	1.20	98.3	0.98	98.4	304
	WC-3	8.5	65	18.0	70	1.4	12.1	2.2	67	2.25	1.16	97.8	0.98	98.0	1897
	WC-4	10.9	85	14.8	72	2.0	13.9	4.1	86	2.27	1.16	98.2	0.98	98.4	1291
	WC-5	12.1	327	16.2	89	1.2	29.1	5.4	95	2.64	1.18	98.1	0.98	98.2	3078
茶園	WC-1	0.1	2	0.6	2	0.0	2.8	0.1	22	1.99	1.18	94.5	0.96	96.5	3462599
	WC-2	1.0	15	4.0	11	0.2	5.5	0.4	28	1.57	1.11	97.2	0.98	97.7	93342
	WC-3	0.3	4	1.1	4	0.1	3.6	0.3	26	1.91	1.15	96.5	0.97	97.4	427160
	WC-4	0.5	9	1.6	4	0.2	4.0	0.6	32	1.53	1.10	97.7	0.98	98.3	172550
	WC-5	0.7	47	2.3	8	0.1	10.4	0.5	32	1.66	1.12	97.3	0.98	97.5	533488
農用地	WC-1	1.4	33	9.7	19	0.2	7.6	0.3	26	1.55	1.11	96.5	0.97	97.0	73827
	WC-2	1.7	23	6.1	17	0.5	6.4	0.8	37	1.68	1.12	97.4	0.98	97.8	28354
	WC-3	0.9	16	4.4	11	0.1	5.6	0.3	27	1.56	1.11	96.9	0.97	97.5	120696
	WC-4	0.8	7	1.2	5	0.4	3.5	1.5	51	1.55	1.09	98.4	0.99	98.8	45794
	WC-5	1.3	101	5.0	14	0.1	13.8	0.7	37	1.67	1.11	97.3	0.98	97.5	204156
裸露地	WC-1	0.3	16	4.7	9	0.1	7.7	0.1	19	2.13	1.21	92.1	0.93	93.1	1084603
	WC-2	0.7	24	6.4	15	0.2	8.6	0.3	34	2.15	1.19	94.8	0.95	95.4	170621
	WC-3	1.8	33	9.1	23	0.9	8.1	1.9	55	2.11	1.15	96.8	0.97	97.2	10644
	WC-4	1.5	68	11.8	24	0.6	12.0	1.4	59	2.81	1.21	95.9	0.96	96.2	27718
	WC-5	1.0	157	7.8	17	0.2	18.9	1.3	49	2.36	1.18	95.8	0.96	96.0	159671

3. 地景指標與硝酸鹽濃度相關分析

以下即依照各土地利用類型來探討地景指標與溪流水中硝酸鹽濃度間的關係，以了解地景型態與營養鹽 (NO₃⁻) 間的關係 (表 6)：

(1) 建地

建地為人類活動最密集的土地利用方式，人為活動所排放的廢水中常含有氮，Basnyat et al. (2000) 和 Osborne and Wily (1988) 之研究中皆顯示住宅/都市/建地區為溪流中 NO₃⁻ 濃度的主要

來源之一。於表 6 中呈現，建地的 ED 值與溪流中 NO₃⁻ 濃度呈顯著正相關，當建地 ED 值越大時，代表地景中每單位面積建地區塊的邊緣長度越長，而溪流中 NO₃⁻ 濃度會越高。當地景中的建地區塊散佈或區塊形狀較扭曲及鬆散時，皆會造成邊緣長度增加，且邊緣長度越長，代表區塊與周圍基質或區塊間的互動作用較多 (鄔建國, 2003; Dramstad et al., 1996)，而 NO₃⁻ 本身具有易於流動的特性，易經由地表逕流帶入溪流中 (Cirno and McDonnell, 1997)，故建地區塊邊緣

表 5 地景指標相關係數分析表

Table 5 Correlation analysis between landscape metrics

指標	PLAND	NP	PD	ED	LPI	LSI	AREA_AM	GYRATE_AM	SHAPE_AM	FRAC_AM	PLADJ	CLUMPY	AI	SPLIT
PLAND				++	++		++	++			++		++	
NP			++			++								
PD		++		++							+			-
ED	++		++		++		++	++		+				
LPI	++			++			++	++			++		+	
LSI		++						++	++	++	--	--	--	
AREA_AM	++			++	++			++			+		+	
GYRATE_AM	++			++	++	++	++		++	++		--		
SHAPE_AM						++		++		++	--	--	--	
FRAC_AM				+		++		++	++		--	--	--	
PLADJ	++		+		++	--	+		--	--		++	++	
CLUMPY						--		--	--	--	++		++	
AI	++				+	--	+		--	--	++	++		
SPLIT			-											

註：1. (++) 為正相關，顯著性 (p < 0.01)；(+) 為正相關，顯著性 (p < 0.05)；(--) 為負相關，顯著性 (p < 0.01)；(-) 為負相關，顯著性 (p < 0.05)；空格代表無顯著相關。

2. 地景指標變數為縮寫，原變數請參照表 3。

表 6 各類型土地利用地景指標與 NO₃⁻ 離子濃度相關係數分析表

Table 6 Correlation analysis between landscape metrics and nitrate concentration in various land use type

水質變數	土地類型	地景指標												
		PLAND	PD	ED	AREA_AM	GYRATE_AM	SHAPE_AM	FRAC_AM	AI	SPLIT				
NO ₃ ⁻	建地			+										
NO ₃ ⁻	森林													
NO ₃ ⁻	草地				--	--								
NO ₃ ⁻	檳榔園							+	+					
NO ₃ ⁻	茶園													
NO ₃ ⁻	農用地	+												
NO ₃ ⁻	裸露地													

註：1. (+) 為正相關，顯著性 (p < 0.05)；(-) 為負相關，顯著性 (p < 0.05)；空格代表無顯著相關。

2. 地景指標變數為縮寫，原變數請參照表 3。

長度較長，建地區塊與周圍環境互動較強，使 NO_3^- 易於地景中區塊間流動，造成溪流中 NO_3^- 濃度升高。Lee et al. (2009) 曾以南韓境內 144 個水庫水體為樣本，利用地景指標對集水區土地利用型態與水質變數進行相關分析發現，都市土地利用 ED 值在春季時與總氮濃度呈正相關。因此，建地區塊有較長之邊緣長度，可能易導致溪流中 NO_3^- 濃度升高。

(2) 草地

在草地類型中發現 NO_3^- 濃度與 AREA_AM 值及 GYRATE_AM 值呈顯著負相關 (表 6)。當 AREA_AM 及 GYPATE_AM 二者值越大時，表示草地區塊面積範圍越大及連接性越佳，溪水中 NO_3^- 濃度則會越低。草地面積大小與 NO_3^- 流失量呈現負相關結果亦見於 Ouyang et al. (2010) 之研究中，且指出草地面積增加可以大大地降低集水區中總氮的流失量。草地與營養鹽的關係於 Anbumozhi et al. (2005) 之研究中亦可得知，其指出草地能減緩毗鄰農田所排放逕流水之流速，亦能過濾流經草地之營養鹽，顯示草地可有效攔阻營養鹽流入至溪水中，達到淨化水質之功效。

(3) 檳榔園、茶園、農用地、森林及裸露地

在檳榔園土地利用類型中 (表 6)，溪流水中 NO_3^- 濃度與 SHAPE_AM 值及 FRAC_AM 值呈顯著正相關。當 SHAPE_AM 及 FRAC_AM 二者值越大時，代表檳榔園區塊形狀變得較不規則、扭曲及複雜，而區塊邊緣長度應該也會相應增加。根據地景生態學形狀及功能的一般性原理而言，形狀鬆散型區塊 (如長寬比很大或邊緣多彎延曲折) 易於促進區塊內部與外圍環境的相互作用，尤其是能量、物質和生物方面的交換 (鄔建國, 2003; Dramstad et al., 1996)，故檳榔園區塊形狀越不規則可能會造成越多營養鹽 (NO_3^-) 的流失，且 NO_3^- 具有易於流動的特性，易經由地表逕流帶入溪水中 (Cirimo and McDonnell, 1997)。溪流水中 NO_3^- 濃度與檳榔園土地利用具有相關性，亦於葉春國等 (2008) 之研究中呈現相似結果，此種關係應與檳榔園施肥有關。種植檳榔通常會在幼齡期於周圍點狀或環狀施肥，農民對檳榔園的期待愈殷切，施肥就愈殷勤 (陳信雄與魏聰輝, 1999)，且陳榮明 (1989) 於檳榔栽

培法中之田間管理提到，施肥以有機肥為主，配合化肥，栽植後前三年，每年施肥 2~3 次，以後每年施肥兩次，缺肥的檳榔葉黃而短小、乾細。因此，檳榔園施肥後，暴雨產生之地表逕流沖刷肥料至溪流中，造成水中之 NO_3^- 濃度升高所致，如黃景春等 (1995) 於獨座溪集水區 (八掌溪支流) 的研究中發現，坡地檳榔園施肥使溪水中氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$) 濃度增加。

在農用地土地利用類型中 (表 6)，PLAND 值與溪流水中 NO_3^- 濃度呈顯著正相關。當 PLAND 值越大時，代表農用地面積佔集水區面積比例越大時，溪水中 NO_3^- 濃度會越高。此情況與農用地施用肥料有關，先前的研究已指出二者間的正向關係 (葉春國等, 2008)。

較特別的是，森林、茶園及裸露地等三種土地利用類型之地景指標，皆與 NO_3^- 濃度呈現無顯著之相關性 (表 6)。Holloway and Dahlgren (2001) 指出，溪流中 NO_3^- 濃度主要是受到土壤中的生物地質化學作用所影響，因為氮為植物及微生物吸收的生物活性元素，透過微生物將電子轉移而改變，不像其他鹽基陽離子主要受制於稀釋及陽離子交換， NO_3^- 強烈受制於養份循環，且由於底岩中的含量較低，其從底岩中釋放出的量較小。因此，裸露地表層無植被覆蓋，較無明顯的生物養分循環作用發生，土壤層中 NO_3^- 含量少，雨水沖刷 NO_3^- 至溪水中之濃度亦低，致使裸露地與 NO_3^- 濃度呈現無顯著相關性。就茶園而言，茶園在耕種時，如有氮肥之施放，大雨將肥料沖刷至溪水中亦會增高 NO_3^- 濃度，但本研究中茶園亦與 NO_3^- 濃度呈現無顯著相關性，或許是受到研究區中茶園面積比例最小，以致二者間的關係不明顯。就森林而言，Basnyat et al. (2000) 曾指出森林可視為 NO_3^- 的沉積處 (sink)，貢獻區 (contributing zone) 內森林面積比例的增加，在下游處 NO_3^- 濃度將減少，但 Castillo (2010) 於委內瑞拉一個熱帶集水區的研究中則呈現，坡度較陡的森林地區可視為重要的氮源 (source)，可能與其有較高的逕流量有關。本研究區中森林覆蓋處亦位於坡度較陡之上游處，逕流量亦高，然而，研究成果顯示森林之地景指標與 NO_3^- 濃度呈現無顯著相關性，或許需要進一步的研究考慮到流量條件變動之情形下，氮素的釋放過程。

五、結 論

本研究以地景指標量化水里溪上游五個集水區，以了解其土地利用之空間型態，並將地景指標與硝酸鹽濃度作相關分析，以了解地景型態對溪流水質之影響。結果顯示，建地區塊邊緣長度越長，人為活動產生之廢棄物質流動容易，溪水中 NO_3^- 濃度越高。草地區塊面積範圍越大及連接性越佳，溪水中 NO_3^- 濃度越低，草地似乎可有效攔阻營養鹽流入至溪水中。檳榔園區塊形狀越不規則及扭曲，會造成越多 NO_3^- 流失，此情形可能與檳榔園施肥及地表逕流沖刷肥料至溪流中有關。農用地面積比例越大，溪水中 NO_3^- 濃度越高，此亦與肥料施用有關。前人研究大多探討地景層級的地景指標 (landscape level metrics) 與水質變數間的關係，較少以類型指標 (class level metrics) 為對象。此研究成果呈現，在小尺度(大比例尺)下的集水區，其空間型態指標似乎較組成指標 (如 PLAND) 更能精確反映出集水區地景型對硝酸鹽濃度的影響。因此，在小尺度下的集水區，如要探討土地利用與溪流水中硝酸鹽濃度關係，建議用空間型態指標較能獲致良好的結果。研究中亦發現地景生態學發展的眾多指標，雖然演算法或著重之面向有差異，但眾多指標彼此間存有相關性，使用前可以先進行篩選，以簡省資料量的處理。

在現有文獻中，我們較難找到精確可比擬的資料來佐證本研究呈現的地景指標與硝酸鹽濃度關係，故只能就文獻中討探各種土地利用類型或地景指標與硝酸鹽濃度之相關研究成果，與地景生態學基礎理論及概念相結合，來解釋本研究之結果，期望能得出地景指標與硝酸鹽濃度間的關係，進而運用地景指標來預測水質狀況，這方面的實際研究尚很缺乏。本研究呈現地景指標似乎為一項有利的工具，可用來了解溪流水質的狀況。

參考文獻

1. 史瓊雯 (2003), 「應用景觀生態計量方法探討集水區河川沿岸土地利用變遷—以德基水庫集水區為例」, 中國文化大學地學研究所地理組碩士論文。(Shih, C.W. (2003). *Application of landscape ecological quantitative methods to assess land use change of watershed riparian zones—a case study of Tehchi Reservoir watershed*, Master thesis, Chinese Culture University, Taiwan, ROC. (in Chinese))
2. 林朝榮 (1957), 「台灣地形」, 臺灣省文獻委員會, 臺灣。(Lin, C.C. (1957). *Landform in Taiwan*, Historical Research Commission of Taiwan Province, Taiwan. (in Chinese))
3. 林業試驗所 (1997), 「林業試驗所蓮華池分所氣象資料 (1961-1996)」, 林業叢刊第 76 號。(Taiwan Forestry Research Institute. (1997). "The Meteorological Data of Taiwan Forestry Research Institute in Lien-Hua-Chih Research Center (1961-1996)." *Bulletin of Forestry* NO. 76. (in Chinese))
4. 金恆鏞等譯, Manuel C. Molles 著 (2002), 「生態學」, 臺北: 麥克羅希爾。(Chin, H.P. translate, and Manuel, C.M. (2002). *Ecology*, Taipei, McGraw Hill. (in Chinese))
5. 許惠悛 (2001), 「解析水庫集水區之保育與農業經濟發展之衝突—人類生態學之應用」, 臺灣土地金融季刊, 38(1), 171-193。(Hsu, H.T. (2001). "Analysis of the Conflict between Watershed Protection and Agricultural Development--Viewpoint from Human Ecology." *Journal of the Land Bank of Taiwan*, 38(1), 171-193. (in Chinese))
6. 陳信雄、魏聰輝 (1999), 「農作為對森林集水區水質的衝擊及因應對策」, 臺灣林業, 25(5), 4-7。(Chen, H.H., and Wei, T.H. (1999). "The effects of cultivation on the impacts of water quality in forested watershed and response strategies." *Taiwan Forestry Journal*, 25(5), 4-7. (in Chinese))
7. 陳榮明 (1989), 「檳榔、胡椒、椰子栽培法」, 臺北: 五洲出版社。(Chen, J.M. (1989). *The Methods of Cultivation on Betel palm, Pepper and Coconu*, Taipei, Wu-Chou Publisher. (in Chinese))
8. 陳鴻烈、王久泰、梁家柱、鄭慧玲 (2000), 「山葵種植對水資源環境的影響研究」, 水土保持學報, 32(2), 97-105。(Chen, H.L., Wang, C.T., Liang, C.C., and Cheng, H.L. (2000). "Effects of Wasabi Planting on Water Resources." *Journal of Soil and Water Conservation*, 32(2), 97-105. (in Chinese))
9. 陸象豫、黃良鑫、傅鶴翹 (1999), 「檳榔園水文特性之研究」, 台灣林業科學, 14(2), 211-221。(Lu, H.U., Huang, L.H., and Fu, H.C. (1999). "Studies on Hydrological Characteristics of an Areca Palm Plantations." *Taiwan Journal of Forest Science*, 14(2), 211-221. (in Chinese))
10. 曾正輝 (2002), 「景觀生態計量方法於集水區生態水文之研究—以淡水河流域為例」, 中國文化

- 大學地學研究所地理組碩士論文。(Tseng, C.H. (2002). *Quantitative Methods in Landscape Ecology Applying to Ecohydrological Study of Watersheds - A Case of the Tanshui River Basin*, Master thesis, Chinese Culture University, Taiwan, ROC. (in Chinese))
11. 黃景春、李茂田、周良勳 (1995), 「集水區土地利用方式對水質之影響」, 嘉義農專學報, 41, 107-122。(Huang, C.C., Li, M.T., and Chou, L.H. (1995). "Effects of Watershed Land Use on Water quality." *Journal of National Chia-Yi Institute of Agriculture*, 41, 107-122. (in Chinese))
 12. 葉春國、廖學誠、詹進發、黃正良、薛美莉 (2008), 「水里溪上游集水區土地利用與溪流水中硝酸鹽濃度關係之探討」, 中華水土保持學報, 39(2), 141-153。(Yeh, C.K., Liaw, S.C., Jan, J.F., Hwong, J.L., and Hsueh, M.L. (2008). "Relationship between Land Use and Nitrate Concentration of Streamwater in the Upper Shui-Li Creek Watershed." *Journal of Chinese Soil and Water Conservation*, 39(2), 141-153. (in Chinese))
 13. 鄔建國 (2003), 「景觀生態學：格局、過程、尺度與等級」, 臺北：五南圖書。(Wu, C.K. (2003). *Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Hierarchy*, Taipei, Wu-Nan Culture Enterprise. (in Chinese))
 14. 趙羿、賴明洲、薛怡珍 (2003), 「景觀生態學－理論與實務」, 臺北：地景企業股份有限公司。(Chao, I., Lai, M.C., and Hsueh, Y.C. (2003). *Landscape Ecology*, Taipei, Landscape Enterprises Co., Ltd. (in Chinese))
 15. 蔡志偉、林信輝、李明儒 (2004), 「集水區土地利用與水質關係之研究－以頭汴坑溪為例」, 水土保持學報, 36(2), 143-156。(Tsai, C.W., Lin, H.H., and Li, M.J. (2004). "Relationship between Land Use and Water Quality in Watershed--The Case Study of Tou-Bian-Keng Creek." *Journal of Soil and Water Conservation*, 36(2), 143-156. (in Chinese))
 16. 賴玉芳 (2004), 「溪流保育的在地發展－以南投縣五城村為例」, 國立臺灣師範大學地理學研究所碩士論文。(Lai, Y.F. (2004). *The Development of Local River Preservation--A Case Study of Wucheng area, Nantou County*, Master thesis, National Taiwan Normal University, Taiwan, ROC. (in Chinese))
 17. 鍾旭和、顏江河 (1985), 「翡翠水庫集水區之土地利用與溪流水質關係」, 林試所試驗報告第 436 號, 19 頁。(Chung, H.H., and Yen, C.H. (1985). "The Relationship Between Watershed Land Use and Streamwater Quality in Taipei Feitsui Reservoir." *Bulletin of the Taiwan Forestry Research Institute* No.436, 19. (in Chinese))
 18. 薛怡珍、蕭篤霖、李國忠 (2002), 「地景生態學的研究範疇與研究熱點」, 臺灣林業, 28(3), 25-29。(Hsueh, Y.C., Hsiao, T.L., and Li, K.C. (2002). "The Research Category and the Research Hotspot of Landscape Ecology." *Taiwan Forestry Journal*, 28(3), 25-29. (in Chinese))
 19. Amiri, B.J., and Nakane, K. (2009). "Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan." *Water Resource Management*, 23, 931-956.
 20. Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., and Yamaji, E. (2005). "Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations." *Ecological Engineering*, 24, 517-523.
 21. Baker, E.A., Wehrly, K.E., Seelbach, P.W., Wang, L., Wiley, M.J., and Simon, T. (2005). "A multimetric assessment of stream condition in the northern lakes and forests ecoregion using spatially explicit statistical modeling and regional normalization." *Transaction of the American Fisheries Society*, 134, 697-710.
 22. Basnyat, P., Teeter, L.D., Lockaby, B.G., and Flynn, K.M. (2000). "The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems." *Forest Ecology and Management*, 128, 65-73.
 23. Beaulac, M.C., and Reckhow, K.H. (1982). "An examination of land use-nutrient export relationships." *Water Resources Bulletin*, 18, 1013-1024.
 24. Castillo, M.M. (2010). "Land use and topography as predictors of nutrient levels in a tropical catchment." *Limnologica*, 40, 322-329.
 25. Chang, M. (2003). *Forestry Hydrology: An introduction to Water and Forests*, New York, CPC Press.
 26. Crimo, C.P., and McDonnell, J. J. (1997). "Linking the hydrological and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review." *Journal of Hydrology*, 199, 88-120.
 27. Dramstad, W.E., Olson, J.D. and Froman, R.T.T. (1996). *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-use Planning*, Washington, Island Press, 27-33.

28. Fu, B.J., Zhao, W.W., Chen, L.D., Liu, Z.F., and Lü, Y.H. (2005). "Eco-hydrological effects of landscape pattern change." *Landscape ecology engineering*, 1, 25-32.
29. Gergel, S.E. (2005). "Spatial and non-spatial factors: when do they affect landscape indicators of watershed loading." *Landscape Ecology*, 20, 177-189.
30. Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M., and Stanley, E.H. (2002). "Landscape indicators of human impacts to riverine systems." *Aquatic Sciences*, 64, 118-128.
31. Griffith, J.A. (2002). "Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies." *Water, Air and Soil Pollution*, 138, 181-197.
32. Heathcote, I.W. (2009). *Integrated watershed management: principles and practice*, 2nd ed, New Jersey, John Wiley & Sons.
33. Hunsaker, C.T., and Levine, D.A. (1995). "Hierarchical approach to the study of water quality in rivers." *BioScience*, 45, 193-203.
34. Jarvie, H.P., Oguchi, T., and Neal, C. (2002). "Exploring the linkages between river water chemistry and watershed characteristics using GIS-based catchment and locality analyses." *Regional Environmental Change*, 3, 36-50.
35. Johnson, G.D., Myers, W.L., and Patil, G.P. (2001). "Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements." *Journal of the American Water Resources Association*, 37(4), 821-835.
36. Johnson, L.B., Richards, C., Host, G., and Arthur, J.W. (1997). "Landscape influence on water chemistry in Midwestern stream ecosystems." *Freshwater Biology*, 37, 193-208.
37. Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H., and O'Neill, R.V. (2001). "Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region." *Landscape Ecology*, 16, 301-312.
38. Jordan, C., and Smith, R.V. (2005). "Methods to predict the agricultural contribution to catchment nitrate loads: designation of nitrate vulnerable zones in Northern Ireland." *Journal of Hydrology*, 304, 316-329.
39. Kearns, F.R., Kelly, N.M., Carter, J.L., and Resh, V.H. (2005). "A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management." *Landscape Ecology*, 20, 113-125.
40. Lassaletta, L., Hector, G.G., Benjamin, S.G., and José, V.R. (2009). "Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981-2005)." *Science of the Total Environment*, 407, 6034-6043.
41. Lee, S.W., Hwang, S.J., Lee, S.B., Hwang, H.S., and Sung, H.C. (2009). "Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics." *Landscape and Urban Planning*, 92, 80-89.
42. McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., and Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
43. Mungai, D.N., Ong, C.K., Kiteme, B., Elkaduwa, W., and Sakthivadivel, R. (2004). "Lessons from two long-term hydrological studies in Kenya and Sri Lanka." *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 135-143.
44. Ngoye, E., and Machiwa, J.F. (2004). "The influence of land-use patterns in the Ruvu River watershed on water quality in the river system." *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 1161-1166.
45. O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., and Baillargeon, W.S. (1997). "Monitoring environmental quality at the landscape scale." *BioScience*, 47, 513-520.
46. Osborne, L., and Wiley, M. (1988). "Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed." *Journal of Environmental Management*, 26, 9-27.
47. Ouyang, W., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., and Hao, F. (2010). "Long-term vegetation landscape pattern with non-point source nutrient pollution in upper stream of Yellow River basin." *Journal of Hydrology*, 389, 373-380.
48. Postel, S.L., and Thompson, Jr., B.H. (2005). "Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services." *Natural Resources Forum*, 29, 98-108.

49. Roy, A.H., Freeman, B.J., and Freeman, M.C. (2007). "Riparian influence on stream fish assemblage structure in urbanizing streams." *Landscape Ecology*, 22, 385-402.
50. Sliva, L., and Williams, D.D. (2001). "Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality." *Water Research*, 35(14), 3462-3472.
51. Stohlgren, T.J., Chase, T.N., Pielke, Sr, R.A., Kittel, T.G.F., and Baron, J.S. (1998). "Evidence that local land use practices influence regional climate, vegetation, and stream flow patterns in adjacent natural areas." *Global Change Biology*, 4, 495-504.
52. Snyder, M.N., Goetz, S.J., and Wright, R.K. (2005). "Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics." *Journal of the American Water Resources Association*, 41(3), 659-677.
53. Turner, M.G., Gardner, R.H., and O'Neill, R.V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice*, New York, Springer-Verlag.
54. Uuemaa, E., Roosaare, J., and Mander, U. (2005). "Scale dependence of landscape metrics and their indicative value for nutrient and organic matter losses from catchments." *Ecological Indicators*, 5, 350-369.
55. Wang, X. (2001). "Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context." *Journal of Environmental Management*, 61, 25-36.
56. Wayland, K.G., Long, D.T., Hyndman, D.W., Pijanowski, B.C., Woodhams, S.M., and Haack, S.K. (2003). "Identifying relationship between baseflow geochemistry and land use with synoptic sampling and R-mode factor analysis." *Journal of Environmental Quality*, 32, 180-190.
57. Xiao, H., and Ji, W. (2007). "Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques." *Journal of Environmental Management*, 82, 111-119.
58. Young, W.J., Marston, F.M., and Davis, J.R. (1996). "Nutrient exports and land use in Australian catchments." *Journal of Environmental Management*, 47, 165-183.

2011年06月26日 收稿

2011年08月22日 修正

2012年03月02日 接受

(本文開放討論至2012年12月31日)