

東 海 大 學
景 觀 學 系
碩 士 論 文

Thesis for the Degree of Master
Department of Landscape Architecture
Tunghai University

指導教授：王小璘 博士
Advisor : Dr.Hsiao-Lin Wang

以景觀生態學觀點探討棲地模擬模型

---以台中市大坑地區為例

A Study on The Habitat Simulation Model through
Landscape Ecological Approach
---A Case Study on Takeng Area in Taichung City

研究生：林沛毅
By : Pai-Yi Lin

中 華 民 國 九 十 一 年 六 月

June,2002

目錄

目錄	
圖目錄	
表目錄	
謝誌	1
摘要	2
Abstract	3
第一章 緒論	4
第一節 研究動機及目的	4
第二節 研究基礎與範圍	5
第三節 研究內容與流程	6
第二章 相關理論及文獻回顧	8
第一節 景觀生態學	8
第二節 模擬模型理論	11
第三節 滲透理論	22
第四節 土地類型合成方法論	23
第三章 研究方法	26
第一節 研究架構	26
第二節 研究工具	27
第三節 模擬模型建構	30
第四章 實證研究	35
第一節 實證生物	35
第二節 大坑地區景觀資料建構	37
第三節 滲透率疊合	44
第四節 生物棲地搜尋模擬	51
第五節 模擬模型執行結果與分析	56
第五章 結論與建議	77
第一節 研究檢討	77
第二節 結論	78
參考書目	81
附錄	87

圖目錄

圖 1	研究區位圖	6
圖 2	研究範圍圖	6
圖 3	研究流程圖	7
圖 4	嵌塊體切割圖	9
圖 5	大小嵌塊體圖	9
圖 6	模擬模型研究架構圖	18
圖 7	Trail Creek 流域植被類型圖	19
圖 8	灰熊移動路徑分析圖	19
圖 9	模型架構圖	20
圖 10	滲透理論群簇圖	22
圖 11	干擾佔領或然率圖	23
圖 12	實證研究架構圖	27
圖 13	模擬模型架構圖	30
圖 14	景觀元素疊合流程圖	31
圖 15	生物棲地搜尋流程圖	34
圖 16	大坑地區 1/25000 經建圖	38
圖 17	大坑地區 1/5000 山坡地土地利用型圖	39
圖 18	大坑地區潛在崩場地示意圖	40
圖 19	大坑地區網格單元座標圖	45
圖 20	大坑地區景觀元素圖	46
圖 21	領域圈模式路徑圖 A	53
圖 22	領域圈模式路徑圖 B	54
圖 23	領域圈模式路徑圖 C	55
圖 24	生物棲地模式模擬路徑圖 A	57
圖 25	生物棲地模式模擬路徑圖 B	58
圖 26	生物棲地模式模擬路徑圖 C	59
圖 27	生物棲地模式模擬路徑圖 D	60
圖 28	生物棲地模式模擬路徑圖 E	61
圖 29	模式 A 中北部路徑密度分析圖	63
圖 30	模式 B 山坡地西部路徑阻斷分析圖	63
圖 31	模式 C 山坡地西北部河流阻斷圖	64
圖 32	模式 D 中部河流阻斷圖	64
圖 33	模式 E 南部河流阻斷圖	64
圖 34	生物棲地模式模擬分級圖 A	68
圖 35	生物棲地模式模擬分級圖 B	69
圖 36	生物棲地模式模擬分級圖 C	70

圖 37	生物棲地模式模擬分級圖 D.....	71
圖 38	生物棲地模式模擬分級圖 E.....	72
圖 39	生物棲地模式 A 適宜區位	73
圖 40	生物棲地模式 B 適宜區位	73
圖 41	生物棲地模式 C 適宜區位	74
圖 42	生物棲地模式 D 適宜區位	74
圖 43	生物棲地模式 E 適宜區位	74
圖 44	生物棲地模式模擬綜合分級圖	75
圖 45	生物棲地模式模擬綜合適宜區位	76

表目錄

表 1	景觀生態學模型理論相關文獻比較表	13
表 2	評估適宜性方法優缺點比較表	25
表 3	赤腹松鼠基本資料表	36
表 4	大坑地區經建圖土地利用類型分類表	37
表 5	大坑地區山坡地土地利用類型分類表	38
表 6	土地利用類型定義表	41
表 7	大坑地區景觀元素表	43
表 8	17 類景觀元素滲透率表.....	47
表 9	景觀元素相對重要度分析表	48
表 10	生物棲地模式模擬路徑分析異同表	65
表 11	網格單元穿越次數極值表	66
表 12	棲地分級依據表	66
表 13	網格單元穿越次數統計表	67

謝誌

研究所生活，在這本論文完成後，即將劃下休止符。在這兩年之中，可謂是我生命中最充實的一段，從生活或是課業，乃至於交友上，都獲得了不同以往的啟發與成長。若說先前所受的教育是思考成熟的基石，那麼，研究所就是創造夢想的泉源。

首先要感謝指導教授王小璘老師，從大學部至今，您教導學生嚴謹的治學態度，並培養學生寬廣的人生視野，無論在研究上的學理觀念，或是實務上的規劃設計方法，學生都從您身上學到許多，也從一連串的學理及實務結合中獲得成功的自信以及成長之喜悅。另外，您對學生日常生活之關心與體諒，學生亦銘記於心，不敢斷言未來有何成就，但必定秉持所學服務人群社會。

感謝何友鋒老師在研究方法之提醒及平日對學生之關懷，使學生對研究所應有之精確性更加留心，感謝林政行老師在景觀生態學原理及滲透理論之熱心指導，使學生在論文發展上得以順利進行，感謝劉儒淵老師在實證物種選取及論文寫作格式之提醒，使論文內容更臻完善，感謝張俊彥老師在模擬模型方法之建議及模型架構之修正，使論文架構有其改進之空間。

感謝侯錦雄老師、章錦瑜老師、賴明洲老師以及鍾溫清老師在課業上的教導與解惑，感謝東海建築系黃業強老師及好友宏霖對 AutoLisp 程式語言撰寫之教導與協助，感謝東海生物系林良恭老師及研究生李仁凱於赤腹松鼠生活習性及行為模式之指導。

感謝怡璇及士嘉，不斷給予精神上及實質生活上之鼓勵與關懷，讓我度過論文寫作之關卡，獲得今日小小之成就。感謝若瑜學姊於 GIS 軟體之教學及於論文寫作之關懷，感謝工作伙伴覃慧、說真、孟音、小陸學長在工作及生活之照顧，感謝學習伙伴彥良、梅萍、育齊、家宏、俊璋、曉菊、怡凱、珮甄、國榮、筱雲之同甘共苦，感謝學弟妹享金、麗樺、慧儀、維哲、集豪、芳吟、冠潔之鼓勵，感謝好友真穎、如營、志鴻、裕民、家勳之陪伴，以及感謝未能一一列名而默默關心我的人。

最後，要感謝一直默默支持我的家人、親友及遠在天堂的舅舅，如果沒有你們作為我的後盾，我無法突破論文寫作最困頓時的難關。

謹以此論文獻給每一個我所愛的人

謹誌
2000, July

以景觀生態學觀點探討棲地模擬模型

---以台中市大坑地區為例

指導教授：王小璘

研究生：林沛毅

摘要

台中市擁有優於其他都市之公園綠地，具有生物生存及棲息之潛力。本研究之主要目的，在於建構生物棲地模擬模型，進行生物棲地搜尋分析。同時根據實證結果，探討景觀生態環境對生物造成之影響，進而探討台中市大坑地區生物棲地適宜之分佈情形。

本研究透過景觀生態學原理之應用，應用 AutoCad 與 GIS 軟體，建構模擬模型。而在實證研究模擬之部分可分為領域圈模式模擬以及生物棲地模式模擬兩種。由領域圈模式模擬可推論模擬模型之可行性，而由生物棲地模式模擬可觀察實證生物與景觀生態環境之間的關連。

由分析結果可發現，搜尋點之移動路徑普遍分佈於大面積之闊葉林區或滲透率較高之區域，而完全無移動路徑分佈之區域，不外乎為河流、道路以及小徑分佈之區域，此外，大面積之低滲透率區域，如竹林地或水稻田等景觀元素，亦對於搜尋點之移動造成阻礙。

由生物棲地適宜分佈區位選定之分析，可推論在本研究區中，對於赤腹松鼠具有較佳生存優勢之區域，包括：1. 研究區東南部闊葉林區。2. 山坡地中北部區域。3. 山坡地西南部邊緣闊葉林環境。4. 研究區北部闊葉林區。5. 研究區中部零星闊葉林及各類型作物區。6. 山坡地西部零星闊葉林及各類型作物區。

關鍵詞：景觀生態、模擬模型、滲透率、景觀元素、生物棲地

A Study on The Habitat Simulation Model through Landscape Ecological Approach

---A Case Study on Takeng Area in Taichung City

Supervisor: Hsiao-Lin Wang

Graduate: Pai-Yi Lin

Abstract

Taichung City has better parks and grasslands than the other in Taiwan. She also possesses for biological alive and rest. The purposes of this study are building up a simulation model of biological habitats, proceeding to search and analyse biological habitats. It also examines the influences of landscape environment to biology followed by the suitable distribution of biological habitats on Takeng Area in Taichung City as case study.

The simulation model is formulated through the landscape ecological principle with software of AutoCAD and GIS. While the case study is divided into two parts, including simulation models of territory and biological habitats. We can analogize the feasibility of the simulation model through the model of territory, while observes the concatenation between the biology and landscape ecological environments through the model of biological habitats.

It is realised that moving routes of searching points distributed in broad-leaved tree covers of large areas. Areas without any moving routes are located rivers, roads, and paths. Besides, relatively large areas with low permeability caused a barrier to moving routes of searching points, especially bamboo trees or paddy rice field.

From analysing the suitable distribution of biological habitats, we can conclude that the better alive areas for *Callosciurus erythraeus* in Takeng areas include: 1. broad-leaved tree areas in the south-east of study areas. 2. north-middle of hillside land. 3. broad-leaved tree areas in the south-west of hillside land. 4. broad-leaved tree areas in the north area of study areas. 5. fragmentary broad-leaved tree areas and other crop lands in the middle of study areas, and fragmentary broad-leaved tree areas in the west of hillside land.

Key words : landscape ecology, simulation model, permeability, landscape elements, biological habitats

第一章 緒論

第一節 研究動機及目的

台中市的綠地包括公園、兒童遊戲場、園道、道路綠地、河岸綠地、其他綠地、苗圃、體育場、森林公園、大坑風景區以及台中都會公園，總面積將近 3695 公頃，平均每人享受綠地面積高達 $38.55 \text{ m}^2/\text{人}$ （台中市政府，2000），居全省之冠。這些綠地在都市中不僅可以提供休閒遊憩之功能，更重要的是，這些綠地成為都市生物生存棲息的環境。在這些公園綠地中，大坑風景區之面積約佔 3300 公頃，其位於都市之中，但又擁有極為自然之環境，地位相當特殊，對於台中市之動物而言，是一相當重要之棲地。在洪得娟等人所譯的「都市和自然作用」提到，在都市環境中，生物的棲地包括鐵路、農地、墓地、校園、公園、森林、草地、水域及廢棄地等具有植群的環境，而大坑地區足以提供生物棲息所需之環境。如何藉由景觀環境、土地利用與生物之間相互影響的關係，找出台中市最為重要之生物棲地，並進一步針對重要棲地加以保護管理，將是一個重要之課題。

過去在進行土地利用規劃或是生態規劃時，往往透過土地合成方法，根據規劃之目標，藉由土地利用類型及景觀環境現況分析，尋求適宜之土地規劃方案，然而，卻忽略了許多景觀生態學中提及的規劃問題，例如，廊道或是破碎之棲地環境等對生物的影響，這些問題若僅透過土地適宜性分析法來解決，可能會忽略許多對於生物生存而言之潛在影響因子。因此，本研究希望針對此一問題，透過棲地模擬模型之應用，能夠更有效的規劃出環境中適宜生物生存之棲地。

目前國內之相關研究多著重於都市景觀評估層級與因子之建立（王、吳，2001；王、曾，2000；王、劉，2001）棲地規劃原則探討（凌、李，2001）及生態經濟系統模型（趙，1995）等方面，對於棲地模擬模型方面之研究較少。因此，根據上述之研究背景及動機，本研究將針對景觀環境與生物間之關連進行探討。

本研究有以下幾項研究目的：

- 一、根據景觀生態學相關文獻，建構棲地模擬模型。
- 二、研擬模擬模型中景觀元素之滲透率及因子。

- 三、研究台中市大坑地區現有陸生哺乳動物與景觀元素之關係。
- 四、透過上述架構、理論及實證，針對台中市大坑地區生物棲地適宜之分佈情形提出建議及後續研究之方向。

第二節 研究基礎與範圍

一、研究基礎

- (一) **文獻回顧法**：蒐集國內外相關之期刊論文、研究及書籍資料，加以分析整理。本研究之文獻回顧主要方向為「景觀生態學模擬模型建構」、「土地利用合成方法」及「生物棲地散佈之影響」等相關資料，於模擬模型建立、實證研究與結果分析時加以運用。
- (二) **歸納法**：本研究透過文獻之蒐集，期能歸納整理出「棲地模擬模型流程」與「景觀元素」等項目。
- (三) **景觀元素分析**：透過 GIS 相關系統將各類土地利用及景觀環境資料數位化並加以整合，而得到研究區之景觀元素，同時將數位化之地圖給定座標與方格定位，以利分析之進行。而根據文獻回顧及研究需求，指定各景觀元素滲透率及權重，以利生物棲地搜尋之進行。
- (四) **模擬模型 (simulation models)**：根據生物習性、生存條件以及景觀元素分析之結果，建立模擬模型，並透過程式語言之撰寫，進行生物棲地搜尋。
- (五) **程式語言**：根據實證研究之目標及需求，透過程式語言之撰寫，擴充現有軟體之不足。而透過程式語言之撰寫，可節省模擬所需耗費之人力及時間。
- (六) **實證研究**：挑選適宜之實驗生物，進行實證研究。

二、研究範圍

本研究主要在探討景觀生態學中棲地模擬模型，在學理上，研究內容包括景觀生態學原理、GIS 系統及土地利用合成等原則，以及完成本研究之相關研究方法理論，包括程式語言、棲地模擬模型建構、景觀元素分析以及模擬模型等技術之應用。

在實證方面，研究對象為台中市大坑地區（圖 1 研究區位圖）之景觀生態環境，研究範圍東起新社鄉，西至台中市北屯區鐵路，

南鄰太平市，而北以豐原市為界，包括大坑地區西部建成區以及東部的大坑風景區、森林公園。(圖 2 研究範圍圖)。

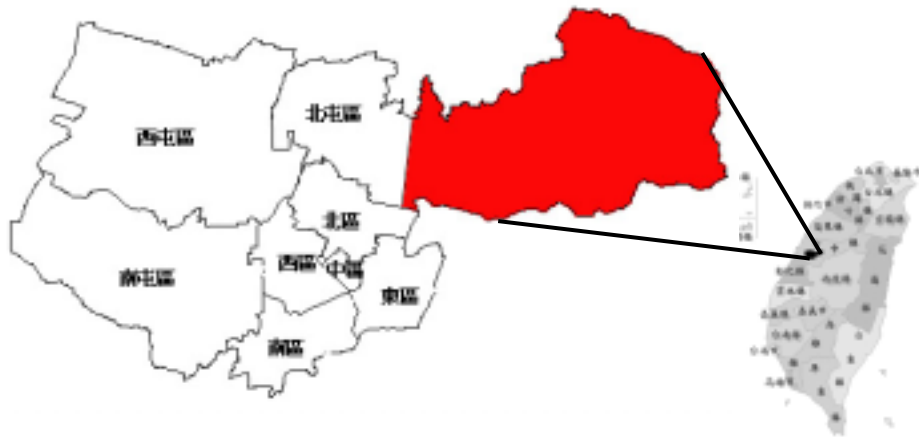


圖 1 研究區位圖

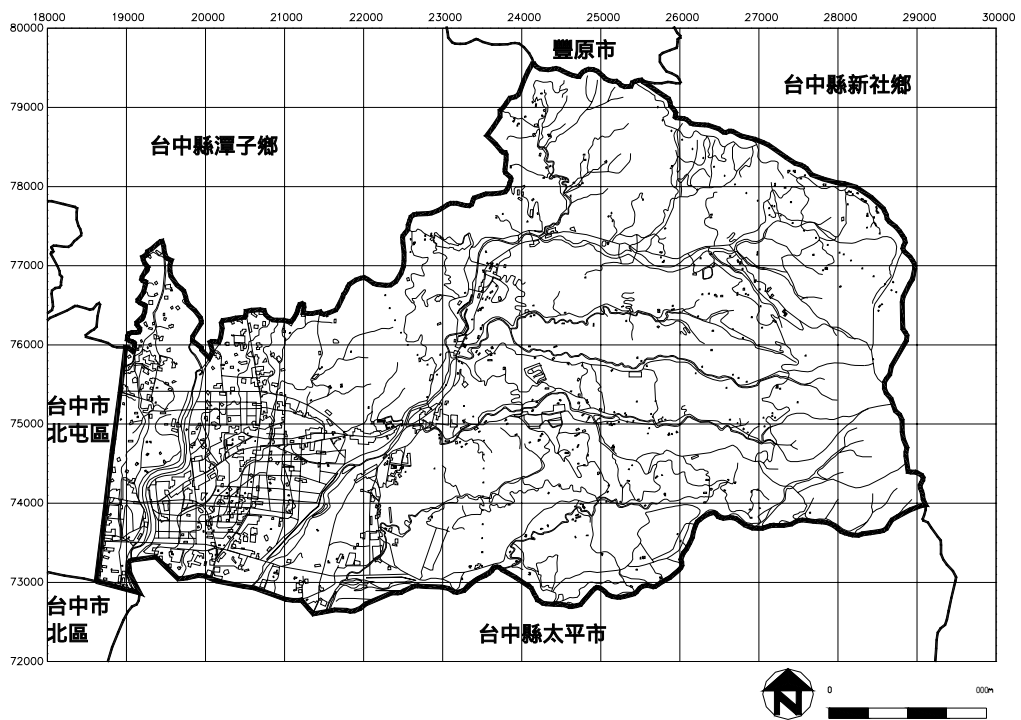


圖 2 研究範圍圖

第三節 研究內容與流程

一、研究內容

本研究首先就「景觀生態學」、「模擬模型理論」及「滲透理論」等相關文獻資料加以蒐集整理，瞭解景觀生態學中模擬模型之定義、應用及發展，及其與物種移動之關連性，並探討建構模擬模型

之方法及步驟。進而建構實證基地之模擬模型，並將假設物種投入實驗，進行滲透之運動分析，最後根據結果提出結論與建議。本研究主要有五個部分，分述如下（圖 3 研究流程圖）：

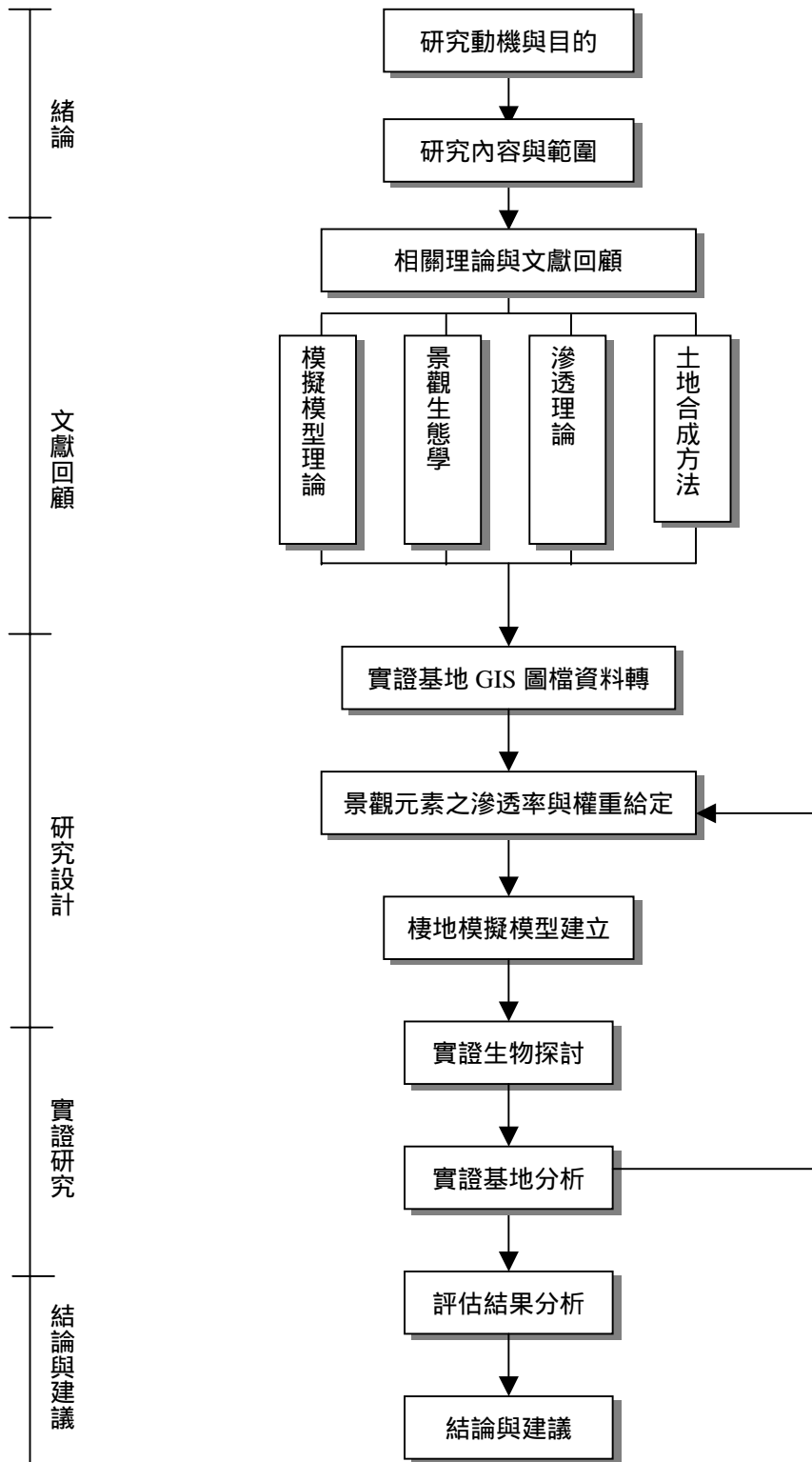


圖 3 研究流程圖

- (一) 緒論：包括本研究之動機、目的、研究內容及研究之範圍，重點在確立整體研究之方向。
- (二) 文獻回顧：包括景觀生態學中各景觀元素原理之探討以及模擬模型之定義及其於景觀生態學上之應用探討，並針對物種之移動、景觀生態學中性模型之滲透理論進行瞭解，最後針對土地合成方法進行回顧，以決定棲地模擬模型建構之工具及程序。
- (三) 研究設計：本階段主要在確立整個研究設計之架構，包括實證步驟、項目、流程、探討對象以及應用之工具及方法，最後確立整個棲地模擬模型之形式。
- (四) 實證研究：首先進行實驗生物之探討，瞭解其生存環境及習性，並據以完成實驗生物之棲地模擬模型。投入生物棲地搜尋點進行模擬，評估分析實證基地中最重要之棲地，最後進行檢討並提出建議。
- (五) 結論與建議：包括本研究之結論與建議後續之研究方向提出。

第二章 相關理論及文獻回顧

第一節 景觀生態學

一、景觀生態學原理

景觀生態學是地理學及生物學、景觀學與生態學間的交叉學科。其透過能量流、物質流、物種流及信息流在地球表層的交換，研究景觀的空間結構、內部功能、時間與空間的相互關係及時空模型的建立。Troll 在 1968 年將景觀生態學定義：對景觀某一地段上生物群落與環境間的主要的、綜合的、因果關係的研究，這些相互關係可以從明確的分布組合（景觀鑲嵌、景觀組合）和各種大小不同等級的自然區劃表現出來。而 Risser 等人認為，景觀生態學不是一門獨立的學科，也不是生態學的簡單分支。它是那些強調景觀空間-時間模型的許多有關學科的綜合交叉。

景觀生態學中 (Forman et al., 1986) 提到，景觀環境的三元素包括嵌塊體 (patch)、廊道 (corridor) 及基質 (matrix)。

二、嵌塊體

嵌塊體常扮演著生物棲地之角色，許多生物都仰賴著景觀環境

中之嵌塊體而生存。對本研究而言，嵌塊體之屬性及其類型對於生物移動而言甚為重要。

(一) **嵌塊體類型**：在本研究中，與生物生存息息相關之景觀變數就是景觀生態學中所謂的嵌塊體 (patch, 另譯為斑塊、地塊或塊區), 嵌塊體包含干擾嵌塊體、殘存嵌塊體、再生嵌塊體、環境資源嵌塊體及引進嵌塊體等部分。都市棲地大部分為都市計畫分區劃設, 大部分為引進嵌塊體, 而亦同時存在著少部分殘存及環境資源嵌塊體 (王、曾, 2000)。張俊彥於 1999 年針對公園綠地研究時, 透過景觀生態學角度, 視台中市的公園綠地為景觀中之嵌塊體, 若以景觀生態學對嵌塊體之定義來看, 除了公園綠地外, 亦可將上述生物棲地視為景觀環境中之嵌塊體。

(二) **嵌塊體大小及數量**：

1. **嵌塊體大小**：嵌塊體之大小往往和物種豐富度有所關連, 例如, 大島嶼的物種比小島嶼的物種多 (Forman et al., 1986) 而若將大型的嵌塊體分割成 2 個較小之嵌塊體後, 可能形成較長之邊緣, 及分散之內部物種, 可形成較豐富之生物分佈及邊境間之生物活動 (圖 4 嵌塊體切割圖)。在景觀環境中, 若擁有較大型之嵌塊體, 則可以維持大多內部物種之生活需求, 同時對於各式之干擾亦擁有較高之容忍度 (Dramstad, et al., 1996) (圖 5 大小嵌塊體圖)。

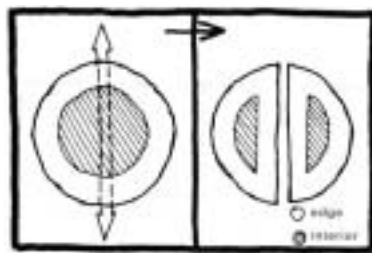


圖 4 嵌塊體切割圖

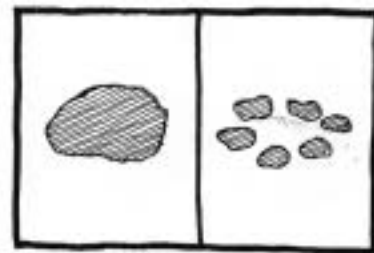


圖 5 大小嵌塊體圖

資料來源：Dramstad, et al., 1996

2. **嵌塊體數量**：嵌塊體之數目與景觀破碎度有直接之關連, 嵌塊體愈多, 對於干擾 (disturbance) 而言愈容易擴展, 而干擾愈擴展, 嵌塊體就愈少; 嵌塊體愈少, 干擾就愈不易擴展, 而由於干擾不易擴展, 嵌塊體就更加發展 (張, 1994)。一般而

言，兩個大型的自然嵌塊體是保護某一物種所必須的最低嵌塊體數目，而 4-5 個同類型的嵌塊體則對維護生物的長期健康與安全較為理想（俞，1998）。

三、廊道

廊道是景觀生態學架構中的一項重要元素，在本研究中，無論是河流廊道亦或是道路廊道，都將在整個模擬模型之建構中扮演重要之角色。廊道有多種功能，如：提供物種多樣性之保護、促進水資源之經營管理、線形狹帶（linear strips）能促進農林生產、提供休閒娛樂以及提供物種分散之機會。而廊道之寬度、連繫性以及其結構屬性都對生物移動造成影響。對廊道之寬度，目前尚無一定之標準，對一般動物的運動而言，1-2 公里寬是比較合適的。但對大型動物而言則需十到數十公里寬（俞，1998）。

- （一）**河流廊道**：河流廊道是指沿河流分佈不同於周圍基質之植被帶，其於控制水流及礦物質養分方面之作用較為人所熟知。可包括河道邊緣、河漫灘、堤壩和部分高地（張，1994），在河流廊道的各個部分中，都有適宜生存之生物存在，而將其作為導管（conduit）而河流廊道的寬度變化具有重要之意義。一些生物能順利沿河漫灘的濕土遷移，但許多生物卻不適應其定期洪泛及含水量高之環境。
- （二）**交通廊道**：交通廊道對於生物而言是相當危險的，大部分區域的交通廊道所佔的面積約在百分之一到百分之二，但對其周圍之生態衝擊範圍卻往往達到百分之十五到百分之二十（王，2001）。高速公路或高壓線路對於人類之生活而言是重要之運輸通道，然而對於生物而言，卻是危險之障礙。一般而言，不同尺寸之動物對於可穿越之道路廊道寬度亦有不同的穿越能力。

小結：嵌塊體及廊道對於生物之影響，並非是單一進行的，應為彼此互相交互作用，交通廊道及溪流廊道對於大多之陸生生物具有阻絕之作用，但大型的棲地嵌塊則能確保生物的穿越，此外，廊道之寬度對於生物之穿越具有相當之影響。因此，在談到生物分佈及移動時，應從景觀生態學的觀點加以廣泛考慮。

第二節 模擬模型理論

一、模型意涵

在 Lewis 等人 (1989) 所著的「Simulation Methodology for Statisticians, Operations Analysis, and Engineers」一書中對模型 (model) 之定義為：就數學方程式、流體圖示、電腦程式或演算法方面而言，模型是真實世界中物理的、社會的或其他系統的抽象呈現，而模擬 (simulation)：模擬基本上是一個被控制的統計樣本技術，和模型連結使用，以獲得對於複雜的、多樣的、可能問題的近似答案。此外，模型是一個系統的單純表現 (Neelamkavil, 1986)，而模擬是藉由系統模型的架構或實驗，在真實時間、壓縮時間及擴張時間中，模仿系統行為的重要觀點的歷程 (Pritsker, 1979; Gordon, 1978)。

Neelamkavil (1986) 於「Computer simulation and modelling」指出運用模擬之時機：

1. 真實系統不存在，而且它是昂貴、耗時、危險的，或無法以原型建立及實驗的。
2. 以真實系統實驗是昂貴的、危險的且可能造成嚴重分裂。
3. 需要在真實時間、壓縮時間及擴張時間中研究系統的過去、現在及未來之行為。
4. 系統的數學模型建構是可能的。
5. 數學模型沒有簡單或實際分析數字的解決。
6. 模擬模型的統計確認及結果是可能的。
7. 模擬結果的預期準確性和特別問題的需求一致。

二、模型在景觀生態學上之應用

在國外的景觀生態學研究中，許多研究利用各式各樣的模擬模型為工具，解決許多景觀生態上之問題，包括：

- (一) **geographic models (地理模型)**：可評估文化、社會、人口或族群及經濟之改變。可分為三種類，包括 demographic models、network models (網絡模型) 以及 geometric models (幾何學模型) 分別用於預測都市發展 (其改變於人類年齡結構、遷居位置及傳染病散佈)、解決交通運輸和人口流動問題，以及檢測距離及空間。

- (二) **models of fluid dynamics (動態流模型)**: 包括 hydrodynamic models(水文動態模型)以及 general atmospheric circulation models---GACMs (一般大氣循環模型)。
- (三) **biological and ecological models (生物及生態模型)**: 包括 growth and population models (成長及群落模型) 以及 ecosystem models (生態系模型)。
- (四) **landscape models (景觀模型)**: 可繪出能流及信息、標明源、槽及可接受區域、預測連續的 2 維、3 維空間。包括 stochastic landscape models 以及 process-based landscape models (基礎歷程景觀模型)。
- (五) **neutral models (中性模型)**: 中性模型的發展要素 (Gardner, 1990) 為：
1. 一個清楚陳述之課題。
 2. 單純模型的定義允許每個變數之重要性被測驗。
 3. 一個有預測可變資料及觀察的比較模型。
 4. 一個有適當結果的客觀測量。

例如，假定都市發展歷程影響全部地區及適當棲地的空間管理（對被危害的動物而言），更假定和都市發展有關聯之元素（噪音、污染）絕對影響這有機體的每日活動，那麼，要提出之問題有（步驟 1）適宜棲地的排列及數目如何影響獨立於其他都市效果的有機體豐富度？（步驟 2）模型不需要被其他與程式發展相關之變數影響，意即，模型對於不直接影響棲地格局之變數而言是中性的。（步驟 3）假使結果是令人滿意的，模型之結果通常和觀察到之物種格局比較。（步驟 4）豐富度可單從格局被預測。假使結果不盡理想，則必須在模型中增加變數以預測物種豐富度之改變。Gardner 等人(1987) 將景觀中性模型定義為「不包含地形變化、空間聚集性、歷史干擾和其他生態過程及其影響的模型」。McGuckin 等人(1995) 提出都市綠園道、暴雨及野生動物間之模擬模型，Boone 等人(1996) 提出土地使用對物種散佈影響之模擬模型，Ziv (1998) 提出異質景觀和物種多樣性間之模擬模型 SHALOM，Reyes (2000) 針對三角洲棲地變遷提出之預測模型。

以下為應用模擬模型模型理論的景觀生態相關研究（表 1 景觀

生態學模型理論相關文獻比較表)：

表 1 景觀生態學模型理論相關文獻比較表

模型應用領域	文獻題目	作者	年份	模型內容
都市發展	A landscape ecological model for wildlife enhancement of stormwater management practices in urban greenways. 景觀生態模型：針對都市綠帶施行的暴雨管理的野生動物促進	McGuckin and Brown	1995	建立空間分布模型，為N N A (最近鄰近分析)測量。
	Conservation and management of Forest pathes and corridors in suburban landscapes 在郊區景觀中的森林嵌塊體及廊道的保育及管理	Pirnat	2000	使用 GIS 系統分析，透過桌面地圖系統翻譯 4.0 (DMS) 程式，並使用 1：5000 的基本航照圖取得影像資料。
	The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains 在聖莫尼卡山脈中，未來都市發展對棲地破碎的影響。	Swenson and Franklin	2000	以 GIS 取得都市土地之資料 (土地所有權、植被類型、土壤、坡度、高程)，透過 3 種模擬情形的模擬模型，瞭解都市發展對棲地破碎之影響。
	以塊區形狀進行公園綠地評估之應用研究	張俊彥	1999	利用七種不同圖形，但相同面積之塊區進行變項數值間的關係與對照說明。以比例尺五千分之一之航照圖搭配現地調查及紀錄，作為數化及判圖的基礎資料。最後計算可能之數量關係。
	從景觀生態觀點探討都市綠地之棲地規劃	凌德麟、李伯賢	2000	透過 Forman 整理出的關於景觀生態的 55 個原則，結合生態啟示設計的理念，建立三個尺度的思考層次，並透過個案探討，將景觀生態模式應用於其中

生態經濟系統 模型	Towards to a system analytical and modelling approach for integration of ecological, hydrological, economical and social components of disturbed regions. 針對整合生態、水文、經濟及社會組成之干擾區域而生的系統分析及模型建構方法	Bellmann	2000	透過生態---經濟系統建立依據有多尺度的模型及複合分析系統。
	台北區都市發展雨水資源利用關係之研究---生態經濟系統模型與動態模擬方法之應用	趙婉玲	1995	應用 Odum 圖利索引含的數學方程式在 BASIC 程式語言下完成模型建立，並以動態模擬方法，依循開放系統觀念，以微分系統方程式表達系統間各組成分子之相互關係。
生物分散或遷 移	Using diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. 使用分散模型模擬土地使用對於散佈於洛磯山脈的灰熊的效果。	Boone and Hunter	1996	個體基礎模型，以符合分子代表棲地嵌塊體，每個嵌塊體中分子假定為一變數。
	Modelling bird distributions – a combined GIS and Bayesian rule-based approach. 建構模擬鳥類分布區域——一個結合 GIS 和 Bayesian 基本法則的方法	Tucker 等人	1997	透過 G I S 建構模擬系統，透過棲地選擇、棲地變數，預測物種之分散。
	The effect of habitat heterogeneity on species diversity patterns: a community-level approach using an object-oriented landscape simulation model(SHALOM). 棲地異質性在物種多樣性格局的效用：使用一個目標對正景觀模擬模型（SHALOM）的一個群落層級方法	Ziv	1998	透過目標修正設計，使用 C++SHALOM 模型（物種-棲地對正模型），將所有物種及生物組成分七級。

	Applying ecological knowledge in landscape planning: a simulation model as a tool to evaluate scenarios for the badger in the Netherlands. 應用生態知識在規劃上：以擬真模型為工具分析荷蘭的獾	Apeldoorn 等人	1998	使用馬可夫鏈。為一動態模型，描述族群的再生產力、死亡率及分散情形。透過 GIS 建構格點，參數有棲地品質、居住時間、死亡率。
	How should we measure landscape connectivity? 我們如何測量景觀連結度?	Tischendorf 等人	2000	景觀模型為 200x200 的格點，透過破碎變數 FRAG 的改變，呈現三類型：棲地、可居基質及不可居基質，同時透過死亡率、腳步長度、腳步角度、邊緣穿越、或然率代表四種分散情形。
	Can landscape indices predict ecological processes consistently? 景觀指標能始終不變地預測生態歷程嗎？	Tischendorf	2001	透過模擬模型之建立探討景觀指標及生態歷程之間的關係
	生物保護的景觀生態安全格局	俞孔堅	1998	以最小累積阻力模型 MCR 建立阻力面，根據阻力面來判別安全格局
景觀異質干擾	Forest harvest patterns and landscape disturbance processes 森林收穫模式及景觀干擾過程	Tang 等人	1997	利用數位高程模型 DEM，模擬人類在森林中的砍伐面積大小、形狀和自然營力(風、土石流)的交互作用。
	景觀異質性對干擾傳播的影響及其預測	郭林海	1993	景觀模型進行預測模擬中干擾的傳播是易受干擾棲地佔景觀比例(P)及干擾本身的頻率(f)和強度(I)的函數，佔主導地位的棲地也很容易被強度中等而頻率較低的干擾分得支離破碎
景觀生態格局	Landscape patterns simulation with a modified random clusters method 以一個修正隨機群集方法模擬景觀格局	Saura 等人	2000	修正隨機群集模擬方法(MRC)是一種中性景觀模型，在正方形框架中建立集合空間格局的格點基礎模型。

資料來源：本研究整理

綜合以上觀點，景觀生態模擬模型的類型相當多樣，同時其應用的領域相當廣泛。不過，其探討的層面多半包括以下部分：(1) 人類活動對於自然景觀格局之影響及對於物種生存及遷移之預測。(2) 自然環境隨時間變遷所產生的格局變化。(3) 不同類型之自然景觀元素影響物種運動、分散的情形。(4) 都市環境中各種能流、物流之情形。Ziv (1998) 使用 C++ 程式語言建立 SHALOM 模型，探討棲地及物種多樣性之關係，但此模型未能使用於都市地區。Saura 等人 (2000) 提出中性景觀模型，建立集合空間格局的格點基礎模型，但卻未透過實證研究加以證明。Bellmann (2000) 提出一個整合生態、水文、經濟及社會構成的模型，來探討都市受干擾區域的發展，但並未以景觀生態學的觀點針對都市棲地做出管理之建議。Pimat (2000) 提出交通動線對郊區景觀棲地之衝擊，並建立模型提出對策，但較未提到土地使用對於整個模型之影響。在觀念上，則另有其他相關研究可做參考，如 Naveh (2000) 提到，透過整合所有與景觀相關之領域知識，可以建立發展都市的模型，可對本研究提供概念性之參考。而 Swenson 等人 (2000) 透過 GIS 取得都市土地之資料，建立模擬模型，瞭解都市發展對棲地破碎之影響，其中的應用領域相當全面，包含都市經濟、社會、交通要素及空間與生態觀念之整合，亦可提供適切之參考。

三、模擬模型相關研究方法

藉由上述文獻回顧，可知無論是景觀變數之擬定、生物移動模式之確立到模擬模型之建構過程中，皆涉及諸多不同領域之模擬模型相關研究，本研究將針對景觀生態學中模擬模型之相關理論加以整合，以建立預測生物移動與棲地搜尋之模擬模型，探討都市自然地區中的棲地保護課題。

- (一) Tischendorf and Fahrig (2000) 之研究方法：測量景觀連結度的諸多方法，從未被比較或測試於對棲地破碎的反應。此研究透過一個寬廣範圍的景觀結構模擬移動，人類和邊界的交互作用，分析景觀連結度測量於棲地破碎的反應 (圖 6 模擬模型研究架構圖)。景觀連結度被測量作為散佈成就或搜尋時間，奠基

於景觀中，遷移入全部基地嵌塊體。測量指出，在較破碎的景觀中有較高的連結度，對於保育植栽可能之可疑推論。本研究介紹分子遷移作為景觀連結度的一個新測量方法。這針對測量連結度的方法在樣本尺寸是高度健全的（如包括在評估的棲地分子數），本研究亦測試遷移入單一嵌塊藉由和移入景觀分子相比較，作為連結度的標記。這是一個介於嵌塊尺度及景觀尺度的基本測量比較，而顯示在景觀尺度上預測景觀連結度某些嵌塊遷移是可能的。然而這關係依賴單一嵌塊的尺寸，物種散佈特徵及景觀內棲地之數目。最後推論在保育管理獲得結論前，應先瞭解連結度測量反應於棲地破碎之情形。

1. 實驗設計：

- (1) 建立中性景觀模型 (neutral landscape models) 以及取得實證基地航照影像。同時將其土地使用類型設定為三種類：棲地 (habitat)、可親近基質 (hospitable matrix) 以及不可親近基質 (inhospitable matrix)。
- (2) 設定三種假定物種穿越實證基地，其中有 3 個不同之變數：散佈成功 (dispersal success)、搜尋時間 (search time) 以及單元遷移 (cell immigration)。

2. 景觀模型：設定為 40000 單元的矩形。每個分子被定義為以下三種類型之一：棲地 (H)、可親近鑲嵌體 (HM) 及不可親近鑲嵌體 (IM)，接著先以一般的情形設計第一個模型，第二個景觀模型利用航照圖取得某地區之影像像素，轉換為上述三個景觀覆蓋類型。（森林及濕地屬於棲地、農業景觀屬於可親近基質，而都市土地使用屬於不可親近基質）。

- (1) 分散模型：將三個假定物種之影響參數定義，包括運動距離、運動角度以及邊緣穿越率等。界定物種位置並決定物種穿越之機率。
- (2) 模擬：設定物種個體數及移動步數，將其投入上述兩個景觀模型中，透過此一步驟可得相關之反應變數。
- (3) 景觀指標：包括獨立嵌塊體、景觀覆蓋以及全景觀。
- (4) 反應變數：包括分散成功率、搜尋時間以及單元遷移。分散成功率是進入棲地嵌塊體中的遷移事件之總數，搜尋時

間由個體在 2 個可親近嵌塊體中移動時間之平均數，單元遷移計算遷移進入可親近格點單元之事件數目。

- (5) 資料分析：根據各項反映變數實驗資料，分析物種之移動路徑以及其穿越棲地之型態，透過數理分析，可以模擬預測物種之遷移現象。

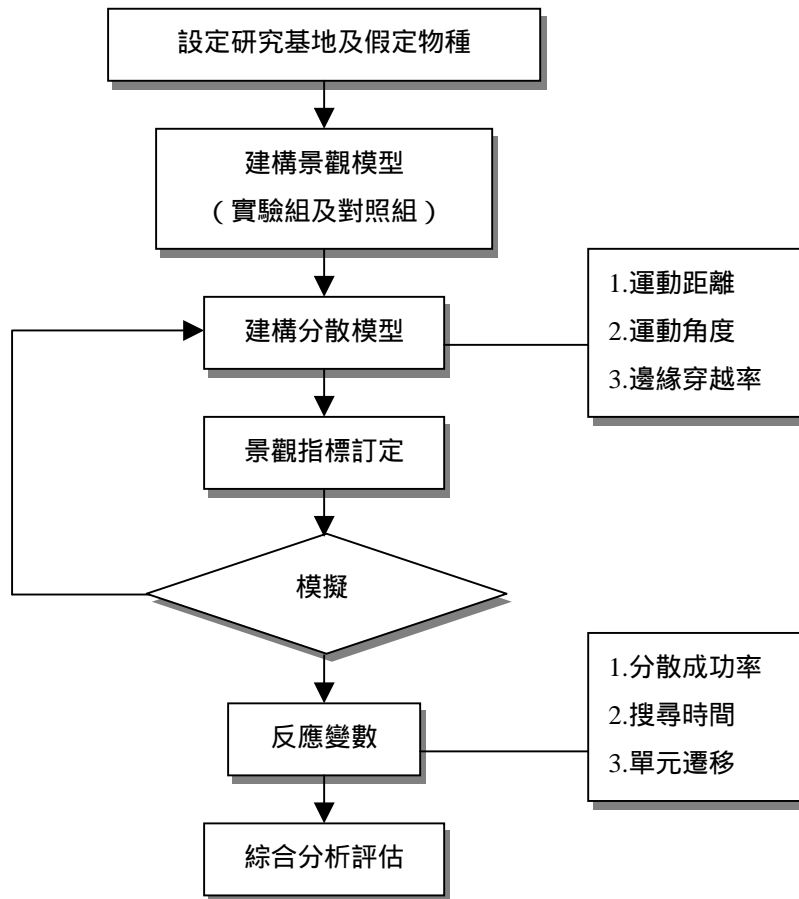


圖 6 模擬模型研究架構圖

- (二) Boone and Hunter(1996)之研究方法：此研究位於美國蒙塔那南部的 Trail Creek 流域，研究對象為灰熊 (grizzly bear)，在此區域，收成區及道路對於灰熊之遷移及生存具有影響力，而研究區內各種不同之植被對於其移動亦具備不同之滲透率。其使用一獨立建構模型模擬灰熊反應，包括：1. 藉主權模式表示區域級管理操作，以及 2. 流域層級在棲地效度改變導致建議收穫及道路建設。其將滲透性 (數值顯示灰熊如何能輕易穿越嵌塊體) 分成主權區域 (區域層級) 及棲地嵌塊體 (流域層級)，而後使

用一關聯隨機分散模型來模擬移動。而由結論可知，管理維護對本區灰熊之生存扮演著重要之角色。

1. 文獻回顧：透過此法取得研究區之相關資料，包括棲地類型(圖 7 Trail Creek 流域植被類型圖) 以及其對灰熊之滲透率、道路形式及收成區域等(圖 8 Trail Creek 流域緩衝區圖)，而在建立模型方面，採用 BASIC 7.0 系統加以運算。
2. 獨立基礎模型：取得研究區之資料後，給定滲透率參數(0-99)，隨後投入個體物種，令其隨機往八個基本方向(北、東北、東、東南、南、西南、西及西北)移動，物種移動與否決定於隨機參數(0且 <100)之選取比較，如果隨機數小於滲透率，則物種進入該分子單元，若大於則否，轉而由其他方向重複比較之流程。
3. 區域層級分析：透過 ARC/INFO 軟體整合區域資訊，並將研究區劃分成 440x440 個單元，每一單元為 1.02 平方公里。其次進行領土類型之分析，依據其自然程度加以劃分，例如，荒野地區之滲透率為 99%，而私有土地則 50%。同時，投入 10000 個物種加以模擬，並根據物種之移動距離加以評估其移動次數。
4. 分水嶺層級分析：根據文獻，本研究訂定灰熊距道路之距離為 200 公尺，同時模擬灰熊進入各收成區之機率。



圖 7 Trail Creek 流域植被類型圖

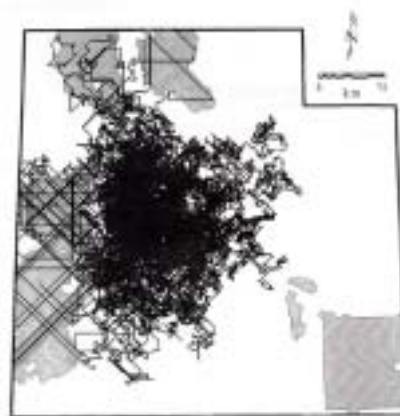


圖 8 灰熊移動路徑分析圖

資料來源：Boone and Hunter, 1996

(三) Swenson and Franklin(2000)之研究方法：本研究之範圍在美

國南美洲的聖莫尼卡山脈，為了計畫未來都市發展對自然棲地破碎可能的程度，本研究建立都市發展的基地模型，目的是要幫助聖莫尼卡山國家遊憩區獲得優先的土地並試驗都市發展將顯著影響植被層級的範圍。這模型包含環境限制（坡度）以及都市規劃相關要素（道路關聯性及現有發展、計畫發展及針對發展所做之土地分區），它包含統計之構成。在模型中有高度發展可能的計畫區域針對發展被隨機選取，同時以土地所有權作為發展的空間單位。其研究之模型架構如下：

1. 數位地圖數據：透過 NPS (National Park Service) 取得基本數位地圖數據，包括現有植被、土地權屬、高程、水文及道路。同時利用 GIS 軟體 Arc-Info6.0 將研究區劃分成 30x30 公尺的方格單元，最後將結果輸出到 FRAGSTATS 軟體進行景觀格局之分析。
2. 景觀模擬模型：透過地理規劃數據、土地所有權數據、發展限制及統計選擇歷程建構模擬模型（圖 9 模型架構圖）。而有 5 項變數應考慮在內，包括：

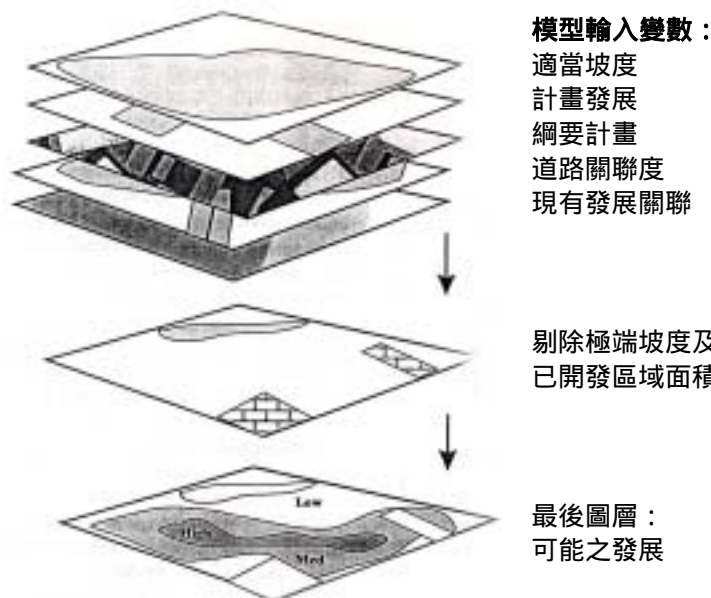


圖 9 模型架構圖

資料來源：Swenson and Franklin, 2000

- (1) 限定可發展之坡度 < 60 度。
- (2) 由於定義之困難，忽略已計畫的建成區域。
- (3) 在區域計畫中預定發展之區域較可能發展，因此可能具有較多之權重。

(4) 未來發展可能沿著現有道路或高速公路進行，因此道路兩側寬度之緩衝帶將依距離而有不同之權重。

(5) 新的發展將鄰近於現有之發展區。

3. 景觀格局分析：根據模型發展 3 種不同之發展趨勢模擬，同時比較其都市發展之破碎程度，以瞭解未來聖莫尼卡山脈地區之發展趨勢。

(四) Tucker 等人(1997)之研究方法：本研究描述在東北英格蘭的三種鳥類之生長區域的預測模型，模型的使用首先由文獻資料(以鳥類棲地及生活歷史特徵的鳥類學、衛星、地形資料)的收集著手，而這些資料與 Bayesian 基本法則有關，而模型預測的計算在景觀上使用網格式基礎、GIS 系統來計算。對數線性回歸(預測鳥類的景觀適當性，並紀錄其鳥巢之位置)對研究中之三種鳥而言，具有統計上的意義。模型的強化(在 Bayesian 預測上，是非獨立的棲地變異)是以一種干擾的方式(較不準確的預測)來研究。而此模擬方法所求得之值亦被用來建立為”自發生態數值”以預測鳥類的景觀分布。而模型建構之流程如下：

1. 從科學文獻蒐集目標物種可能的優先棲地。
2. 將這些優先棲地資料與 GIS 相連結
3. 選擇 GIS 中棲地變數的或然率，設定物種存在或不存在
4. 計算物種在景觀中各處的優先或然率，與棲地無關。
5. 選擇預測棲地變數的獨立範圍。
6. 假如預測變數是非獨立的，在可能範圍內擾亂和 GIS 棲地變數相關的條件或然率。計算發現物種的次要或然率。
7. 物種避免棲地區域中的緩衝區(例如：城市區域或森林)。
8. 輸出最後之 GIS 地圖預測物種散佈。

小結：在景觀生態學的領域中，模擬模型之應用是一趨勢，透過 GIS 資料分析、研究目標之導向以及電腦技術之應用，可進行以往無法實現之模擬，透過此方法，可呈現研究區中潛在的各種交互作用、景觀元素與生物間之關係以及人文對於自然環境之影響，進而預測未來可行之管理方案以及發展對策。而本研究主要採用 Boone and Hunter 所使用來預測個體生物移動之模擬模型架構。

第三節 滲透理論

一、滲透理論緣起

滲透 (percolation) 理論 (Stauffer, 1992) 最早是一種用於研究液體通過介質隨機傳播的方式，與液體中的不規則動力學運動相類似，而在物質的擴散過程中，介質中任何一種擴散的顆粒均可以移到所要連到的位置，形成以網格的一側延至另一側的滲透群簇 (clusters)。

物理學家用滲透理論來描述諸如玻璃類物質之物理特性，並逐漸成為研究流體在聚合物材料媒介中運動的理論基礎。例如，在不導電的媒介中加入多少金屬材料才能使其導電？而在景觀生態學的應用中，也有類似的現象，如森林大火的蔓延、病蟲害的爆發、外地物種大量侵入等，與景觀格局、生態交會帶 (ecotone) 破碎化之間，均表現出不同之特性，而以滲透理論來解釋有重要之指標意義。

在 80 年代後，滲透理論在中性模型 (neutral models) 中被廣泛應用，藉由比較真實景觀和物流隨機滲透系統的結構和行為特性，驗證景觀格局與過程之間的關係之假設 (鄔建國, 2000)。

在下面的圖中(圖 10 滲透理論群簇圖):(A)表示網格之部分;(B)某些方格被黑點佔領;(C)當群簇由單一方格組成，可預期互相鄰近的群簇將被圍塑為一團體 (Stauffer, 1992)，而稱 p 為基地被黑點佔領的可能性；意味如果有 N 個方格，而 N 是一個相當大的數字，且方格群中有 pN 個方格被佔領，那麼方格中依然有 $(1-p)N$ 個方格是空的。

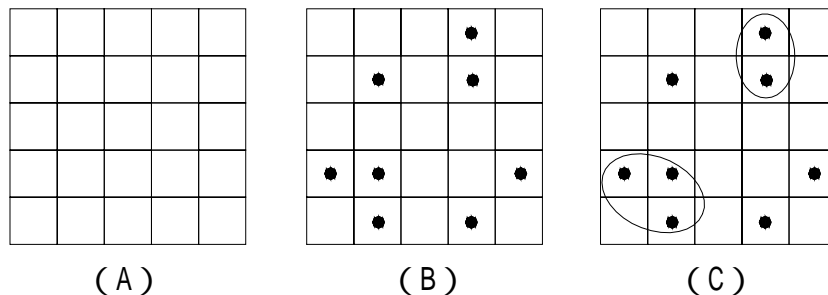


圖 10 滲透理論群簇圖

資料來源：Stauffer, 1992

二、從滲透理論發展之隨機地圖及其在生物上之應用

在隨機矩形網格中有兩類基本的滲透歷程可被模擬：1.結合（bond）滲透，定義 4 個介於最鄰近基地的可能結合之個別連結度。2.基地滲透：定義各基地享有共同邊緣時的連結度。對於結合或基地滲透而言，隨機聚合嵌塊體的數目、尺寸及形隨著 p 函數改變。當最大之群簇體正好完成從地圖一端至另一端之擴張時，嵌塊體的尺寸及形快速的改變而接近標準或然率 p_c （critical probability），在相當大的地圖上， p_c 之經驗值被訂為 0.5928（Stauffer, 1992）。滲透理論用來描述生物在景觀中的棲息、遷移極為適宜（趙、李，2001），如果一種生物欲生存在某種土地覆蓋類型（ i ）內，那該土地類型（ i ）至少隨機佔據所屬景觀面積之 59.28% 上，才能保證該生物能自由穿越景觀並獲得資源。可知在景觀嵌塊體中，應具備對生物有利之資源，才能提供其穿越之機會，換言之，資源愈多，生物穿越之機會愈大。

景觀結構藉由景觀中的棲地群簇數、尺寸、最大群簇之型及邊緣之數量來測量（Turner et al., 1989），敏感棲地若被佔領少於景觀環境的 50%，則其對於干擾頻率是敏感的，但對於干擾強度只表現一部份之反應。而若敏感棲地若被佔領大於景觀環境的 60%，則對於干擾強度是敏感的，但對於干擾頻度較不敏感（圖 11 干擾佔領或然率圖）。



圖 11 干擾佔領或然率圖

資料來源：Turner et al., 1989

第四節 土地類型合成方法論

在進行景觀元素之疊合及分析時，其合成之方法及過程將影響實驗之結果，而諸如疊圖（overlay）以及適宜性分析（suitability）這類生態規劃之觀念皆緣起於 McHarg 之分析方法。Hopkins（1977）則提出

各類方法之應用方式：

一、型態法 (gestalt method)：

此法先藉由研究區之航照圖研判或實地勘查結果，劃分為數個同質區，同質區間之界定根據可明顯使人感受之差異性，如地形、植被等特徵。其次，依所劃分之分區，研擬評估適宜性表格，定性描述每一區域針對各種活動使用所可能產生之問題及影響，以此做出其適宜性等級，最後，根據此評估表，繪製出各種土地使用圖層，以表示各同質區進行該土地使用之適宜性。此法主要之缺陷為：專業者需具備相當之專業知識及經驗以從事實地勘查及航照圖之分析，同時，此法於適宜性分析評估各土地分區對某種土地使用之適宜性時，缺乏一明顯之方法架構，易流於主觀判斷。

二、數學組合法 (mathematical combination method)：

(一) 序位法 (ordinal combination method)：此法指由 McHarg 發展出之透明膠片疊圖法 (overlay technique)，首先繪製各種相關景觀因素 (如土壤、地質、地表水文等) 之各種屬性在研究區之分佈圖，其次，針對各種景觀因素中各種屬性對於某種土地使用之適宜性分級，接著將各種因素以不同之色彩標示於透明膠片上。藉由套疊圖層色調之深淺，可判斷適宜之區位分佈。在早期電腦尚未廣泛應用之時期，此法在因素圖層之數量上常有相當之限制，而今，透過 GIS 或 AutoCad 系統以可以解決類似之問題。不過，若由統計學之觀點檢視，於數學相加運算時，因素間必須是獨立不具相依性的，但序位法常忽略此原則，而導致重複計算之後果。

(二) 線性組合法 (linear combination method)：針對序位法忽視因素間相依之問題，線性組合法提供較為完整之解決方式，即應用此法再評估各景觀因素屬性對某種土地使用之適宜性時，亦給予每一因素相對之權重，而屬性之給予採間距性度量，然而，本法亦有缺陷，權重之給定及給分之設定仍難免流於研究者之主觀意識。

(三) 非線性組合法 (nonlinear combination method)：非線性組合法能將線性組合法中的因素關係以非線性數學式表示清楚，取代原有之線性組合關係式，因此，此法能克服因素間相依之問題，

然而，有許多因素間往往無法以清楚之量化關係界定，此為此法操作上之限制。

三、同質區界定法 (identification of regions):

(一) 因素組合法 (factor combination): 因素組合法應用於界定同質區時，組成所有因素之各種類別屬性而得到一個同質性區域之綜合圖，而在評估其等級時，針對每一特殊類型組合 (同質性區域) 對每一種土地使用作適宜性分析，最後以疊圖之方式呈現結果。此法僅適用於含有少數因素時，如因素太多，則於適宜性分級時，將不易定出。此法很能明確的界定出同質區，然而在決定適宜等級時，與型態法一樣，缺乏明確之評估方法。

(二) 群落分析法 (cluster analysis): 同質區之劃分亦可透過多變量分析，計算、比較基地間之相似係數，再將具相似之組別集合為群落。Hopkins (1977) 提出此法可進一步利用統計方法計算各組內之多樣性，再以輔助適宜性之評級。

四、邏輯組合法 (logical combination):

(一) 規則組合法 (rules of combination): 此法以邏輯性口語，建立適宜性分析之準則，而非藉助於數字或運算式，因此，其應用不需要如因素組合法須明確界定同質區，亦不需如非線性組合法須建立一數學式。其次，較因素組合法更能處理因素間相依之問題。其可視為介於因素組合法與非線性組合法兩者間之方法 (Hopkins, 1977)。

(二) 階層性規則組合法 (hierarchical of combination): 此法可視為規則組合法的特例，其以分段式之評估準則方法，減少規則組合法中須同時考慮的因素組合數。

表 2 評估適宜性方法優缺點比較表 (: 肯定之意, : 否定之意)

比較項目 方法	能否解決 因素間相 依問題	劃分同質 區	能否明顯評 估適宜性等 級	優點	缺點
型態法				1.簡單 2.解決因素間相依問題	1.沒有明顯可依循的方法 2.依個人經驗判斷難令人信服
數學 組 合 法				1.簡單	1.不能克服因素間相依問題 2.以序位度量表不能做算數運算
線性組合法				1.可做算數運算	1.權數給分問題

	非線性組合法				1.可做算數運算 2.解決因素間相依問題	1.許多衝擊無法明確得， 關係式很難界定
同質區 界定法	因素組合法				1.有明顯劃分同質區之 方法 2.解決因素間相依問題	1.沒有明顯地評估適宜性 等級方法 2.因素若多則須處理龐大 的組合分級問題
	群落分析法				1.有明顯劃分同質區之 方法 2.解決因素間相依問題	1.沒有明顯的核定適宜性 等級方法
邏輯 組合法	規則組合法				1.沒有量化之問題 2.解決因素間相依問題 3.簡化了因素組合法須 考慮組合數目	1.如考慮之因素太多，則衡 量之規則不易訂定 2.規則之訂定需妥善才能 發揮克服因素間相依之 問題
	階層性規則組 合法				1.沒有量化之問題 2.解決因素間相依問題 3.簡化了規則組合法須 考慮的因素組合	-----

資料來源：Hopkins，1977

小結：本研究擬採數學組合法中之線性組合法進行研究，其可做算數運算，並且無因素間相依之問題，雖有權重給分易流於主觀之缺點，但本研究透過此法建構模型之架構，在數字上可隨時調整，因此可將此缺點帶來之影響降至最低。

第三章 研究方法

第一節 研究架構

一、實證研究架構

本研究針對物種及研究區之相關文獻、都市棲地景觀元素及生態歷程，建立模擬模型之影響因子，進一步建構模擬模型，以量化之結果呈現其對生物移動及棲地分佈之影響；更進一步改變模型參數，探討相異之參數是否能維持模擬模型之一致性，並進行檢討及分析，最後建立生物棲地分級圖。茲將實證研究架構說明如下圖（圖 12 實證研究架構圖）所示。

其中，在「實證研究生物評選」階段，透過原則之設定以及相關資料之蒐集，選擇本研究所需之實證生物。而在「研究區景觀元素分析」階段，利用景觀生態學原理，將研究區土地利用資料加以分類，除將其依嵌塊體或廊道區分，並依其對於生物之影響再區分

為正負因子，以利後續模擬之進行。

透過模擬模型之建構、研究區景觀及生物資訊導入，進行實證模擬，選定適宜之生物棲地。

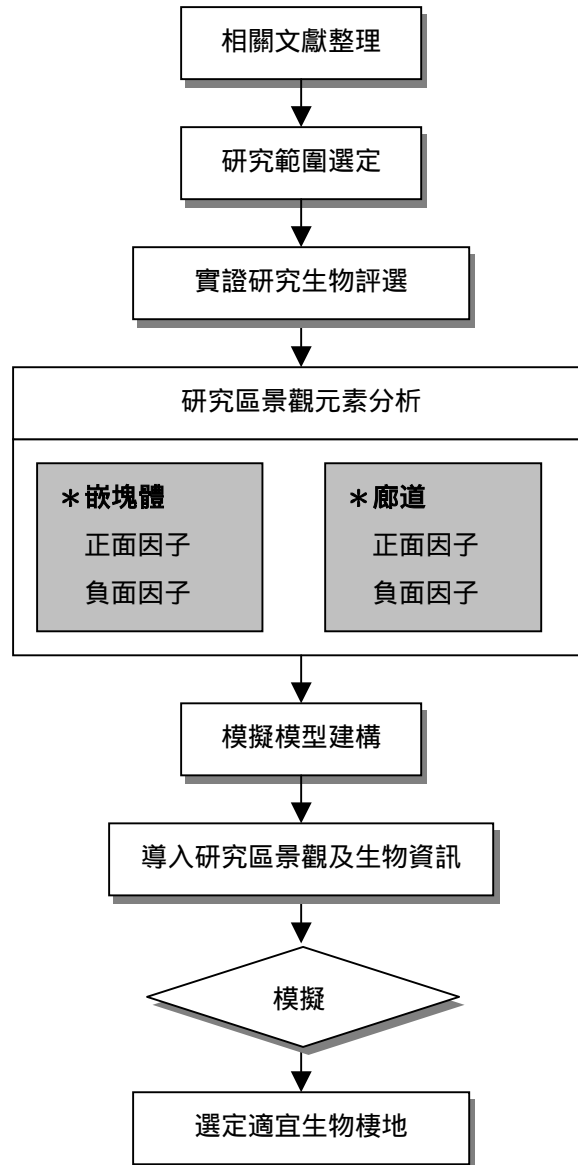


圖 12 實證研究架構圖

第二節 研究工具

本研究主要之工具為 GIS 軟體 ArcView3.1 及 AutoCAD2000 軟體，同時，透過 Auto Lisp 程式語言之撰寫，完成模擬之進行。

一、ArcView3.1

ArcView 為目前在台灣應用相當廣泛的一套 GIS 軟體，由美國

ESRI 公司所發展，主要功能在於能簡易地展示、查詢、分析空間資料並可方便地製作地圖及各種統計圖表，其具有易學易用的使用者介面以及優異的編輯功能，同時，藉由其 Shapefile 座標轉換精靈以及軟體本身強大的整合功能，可以將其他各種繪圖亦或是 GIS 軟體所建構之數值資料加以轉換，並在 ArcView 的環境下進行再製作。其支援多種資料格式輸入與輸出及多種資料庫存取功能並可與與所有支援之資料格式作地理上之連結功能(HOT LINK)。另外，ArcView 具有擴充式軟體架構，可輕易擴充額外所需之分析功能，透過擴充式軟體，可提供研究者或專業規劃者卓越的分析功能，包括地址對位功能、互動式資料即時更新以及強大的圖資展示。

由於 ArcView 具有強大之分析功能，可應用於相當多之領域，包括：

- (一) 環境污染監測防治
- (二) 自然資源保育及運輸規劃
- (三) 社會人文及統計分析
- (四) 都市計劃及土地管理
- (五) 公共設施管線管理
- (六) 社會人文及統計分析
- (七) 國防安全、軍事應用

本研究將透過 ArcView 進行 GIS 基本數值資料之整合以及轉換，以利後續階段模擬之進行。

二、AutoCAD2000 (資料來源：AutoCAD 說明，AutoCAD2000 軟體)

(一) AutoCAD2000：

AutoCAD2000 是美國 Autodesk 公司針對工程製圖、建築設計、工業設計以及各類電腦自動化繪圖應用所發展出的新一代繪圖軟體，其可在多重文件環境中，於單一 AutoCAD 階段作業內處理多重圖面，並在它們之間複製、移動及彩繪物件，加入關聯式資料。同時其友善之操作介面極強大之繪圖功能，更使這套軟體成為機械製圖之主流。同時，AutoCAD 2000 的介面更加以設計為中心，並減少以指令為中心，使軟體的設計過程中更清楚，更可透過網路存取檔案，以更快速、更直覺的網際網路存取、使用

網路存取及儲存 AutoCAD 資料。而透過 Auto Lisp 程式語言之擴充，可以增加 AutoCAD 2000 的繪圖能力以及自動化之效率。

(二) Auto Lisp :

是一種針對擴充及自訂 AutoCAD 函數機能而設計的程式設計語言。它的基礎是 Lisp 程式設計語言，該語言的原創日期為 1950 代末期。Lisp 原始設計是用於「人工智慧 (AI)」應用程式，目前仍為很多 AI 應用程式的基礎。AutoCAD 在 1980 代中期第 2.1 版中推出 Auto Lisp 做為應用程式程式設計介面 (API)。Lisp 被選為初始的 AutoCAD API，因為它特別適用於未結構化的 AutoCAD 專案設計處理，其中涉及重複嘗試不同解決方案來設計問題。透過 Auto Lisp 程式語言，可使 AutoCAD 的繪圖能力大幅提昇，並且可依使用者之需求創建適宜知會圖作業環境。

Visual Lisp (VLisp) 是一種軟體工具，其設計的目的在加速 Auto Lisp 程式開發。VLisp 整合開發環境 (IDE) 提供一些功能，協助簡化原始碼建立與修正、程式測試及除錯等作業。此外，VLisp 還提供一種驅動工具，用來遞送以 Auto Lisp 撰寫之獨立式應用程式。在過去，開發 AutoCAD 的 Auto Lisp 程式就表示，以文字編輯器撰寫程式碼，然後將程式碼載入 AutoCAD 並加以執行。程式除錯表示，在程式內的策略點上加入陳述式列印變數的內容。使用者必須找出要在程式的哪個位置執行這項作業，以及需檢視哪些變數。如果使用者發現仍然沒有足夠的資訊來判定錯誤，則必須回頭加入更多除錯點，重新變更程式碼。若要用 VLisp 開發 Auto Lisp 程式，必須執行下列步驟：

1. 考量程式要完成什麼作業，以及如何進行那些作業。
2. 設計程式。
3. 撰寫程式碼。
4. 格式化程式碼以增進可讀性。
5. 檢查程式內的錯誤。
6. 測試及除錯程式。

第三節 模擬模型建構

一、模擬模型架構

根據模擬模型之文獻回顧，建構本研究之模擬模型，其架構如下（圖 13 模擬模型架構圖）：

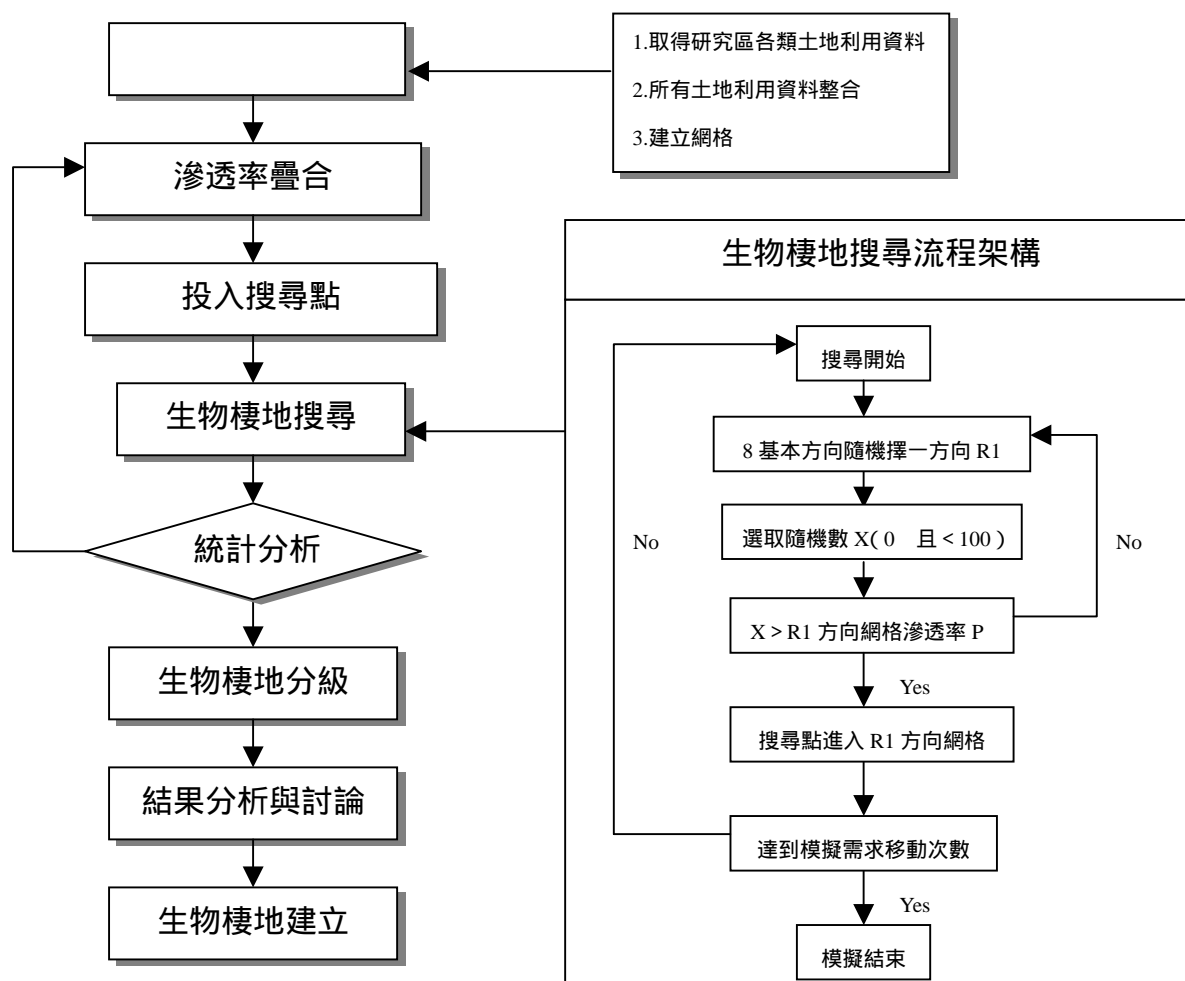


圖 13 模擬模型架構圖

(一) 研究區景觀元素疊圖：根據之前針對疊圖分析方法之探討，可知線性組合法可以解決序位法所無法克服之因素相依問題，同時可以明顯劃分同質區及評估適宜性等級，是一項操作簡便之方法，因此，本節探討之疊圖法將應用數學組合法中之線性組合法架構，以為景觀元素各項資料套疊之依據（圖 14 景觀元素疊合流程圖）。

1. 取得研究區各類土地利用資料：藉由 AutoCAD 及 ArcView 等繪

圖軟圖，將 1/25000 經建圖影像資料數化成為景觀地圖，數位化之土地利用類型包括：道路、建築區、獨立房屋、河流、堤防、水田、綠地、樹林、小徑、果園、農場以及潛在崩場地等因子，另外，依據林務局建立之台灣地區山坡地土地利用資料，取得各類農、牧以及林業用地資訊。本階段之目的在於將研究區之各項土地利用資料轉化為可供生物移動模擬之數位資料。

2. 所有土地利用資料整合：透過各類土地利用類型之定義、分類，進而將其整合，得到較為明確且有秩序之景觀元素分類。透過此一步驟，可將紊亂之土地利用類型資料轉化為可供模擬之景觀元素資訊，而整合過後得到之景觀元素，可應用於後續之滲透率疊合與計算之工作。
3. 建立網格：本階段工作在建立模型之過程中相當重要，網格單元將連續之二維空間分隔成為相等尺寸及形狀之單元，藉以控制生物移動之方向、座標，並與現有景觀元素資料產生相對應之依據。此外，網格提供運動模型清晰之排列與固定之景觀結構。其次，網格大小決定本實驗之精確度，網格愈小，解析度愈高，網格愈大，解析度愈小。然而，研究之精確度與解析度之大小不必然為正相關，需根據研究區景觀現況、研究生物類型以及研究之目標而定。而網格之劃分可依研究區現有之經緯線、橫麥卡脫投影座標系統或 TWD97 系統為方格劃設之依據，以便於取得研究區現況資料。

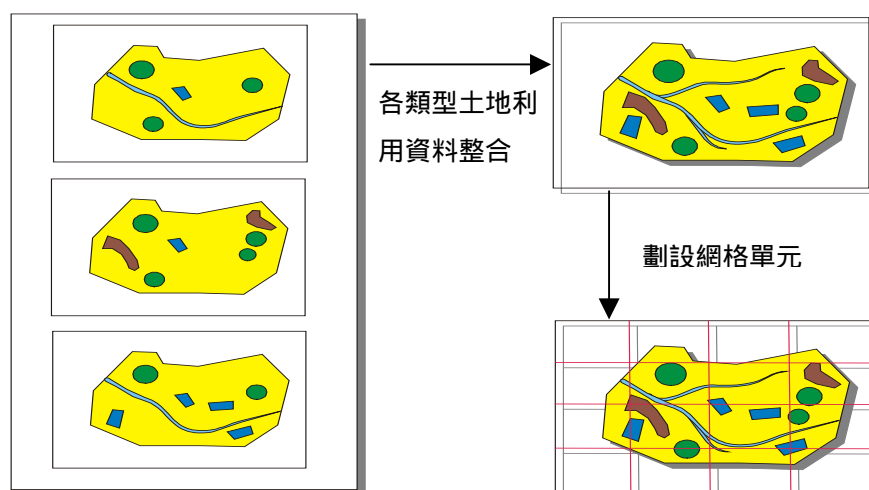


圖 14 景觀元素疊合流程圖

(二) 滲透率疊合

1. 景觀元素滲透率給定：景觀滲透率之給定需依據文獻回顧，評估研究區中景觀元素對於生物個體移動散佈或生存之影響程度，正面影響程度大者，對於生物移動而言將具有較高之滲透率，而正面影響程度較小者，對其具有較低之滲透率。

(1) 嵌塊體：對於無法飛行之生物而言，樹林、綠地及果園等較自然之景觀環境，對生物生存具有正面之影響，可歸類為正面之因子，而建築區、建物等人工物，則屬於負面之因子。根據嵌塊體之屬性（如棲地類型或土地所有者），給予對等之滲透率，其範圍從 0 到 99%，數字愈大，滲透機率愈高。假使某網格單元被給予之滲透率為 80%，則物種進入之機率為 80%。

(2) 線性廊道：對於生物移動而言，道路、河流等線性空間對其造成之阻絕和建築區、綠地等面狀嵌塊體對其造成之影響有所差異，河流及道路對於多數陸生生物而言，是相當難以穿越之障礙，此外，道路之影響更遽，某些動物甚至無法接近道路兩側之緩衝空間。例如，McLellan 等學者針對灰熊（Grizzly bear）所作之研究發現，牠們對於道路之緩衝帶最少有 100 公尺，面狀之嵌塊體網格給予滲透率參數，而線狀之景觀元素則依其對生物之衝擊大小訂定緩衝帶寬度，而在此緩衝寬度內之網格單元應給定極低之滲透率。

2. 網格滲透率疊合：為了獲得模擬模型實驗所需之最終景觀地圖，本階段最重要之工作即為景觀元素之滲透率疊合，以得到每一網格單元中之綜合滲透率。總和滲透率之疊合根據先前之景觀元素滲透率之給定而決定。疊合之步驟依序為：

(1) 判別網格單元中景觀元素及其滲透率，如某一網格單元中含有森林、綠地、建築區及道路等景觀元素，則能判定其所代表之滲透率分別為 90%、60%、20% 以及 10% 之綜合。

(2) 根據文獻回顧，對於生物生存及移動最重要之景觀元素給予較高之權重。例如，森林環境對於生物生存之重要性具

有絕對之優勢，則可令森林具有最高之權重。相對的，道路對於生物移動而言相當不利，則可給定其相對較低之權重。而權重之給定需依據成偶比對法 (Pair-wise Comparison) 加以評估，其運用比較判斷法則 (Laws of Comparative Judgement) 之變異尺度技術 (Variability Scaling Technique)，將所有 n 項因子組成 $1/2(n-1)$ 對，然後予以成對加以比較。每次僅取 2 項因子加以對比，認為較重要者給予 1 的評值，較不重要者給予 0 的評值，而若認為 2 項因子之重要性難分軒輊時，則分別給予 0.5 的評值，而其因子之重要性依景觀元素對在網格單元中移動之生物所造成之攔阻而定。攔阻愈大，重要性愈低。如此依序成對比較後，再經代數運算即可決定所有景觀元素間之相對重要性。為避免其中任何因子之相對重要性產生零值，需增設一項「虛擬因子」(Dummy Variable)，其他各項因子與之相比時評值皆為 1，而虛擬因子皆為 0。

(3) 得到網格單元中個別之景觀元素滲透率及其權重，則可經由統計分析得出各個網格單元所代表之綜合滲透率。

(三) **投入搜尋點**：在本階段，根據研究之目的隨機於研究區中之景觀環境投入一定數量之搜尋點，投入之數量依據研究之需求自訂之。

(四) **生物棲地搜尋**：在模擬中，將搜尋點放置於網格單元中，設定其可隨機往 8 個基本方向 (北、東北、東、東南、南、西南、西及西北) 移動，並且，需考量生物進入鄰近網格中嵌塊體之滲透率，因此，隨機由 0-99 隨機選出一數，若此隨機數小於鄰近嵌塊體之滲透率，則此搜尋點可以順利移動至其中，假使嵌塊體之滲透率為 50，那麼搜尋點移動進入之機會為 50%。若隨機數大於鄰近嵌塊體之滲透率，則此搜尋點無法移動至鄰近嵌塊體之中，而必須重新選擇方向，重複上述之移動流程。而若搜尋點順利移動進入鄰近之網格單元，則視為一次成功之移動，並重複重新選擇方向之程序，繼續進行移動之模擬，直到達成模擬前設定之移動次數。搜尋點移動之次數應依研究之目的及需求而定。根據上述論述，研擬出之生物棲地搜尋流程如下 (圖 15 生物棲地

搜尋流程圖)：

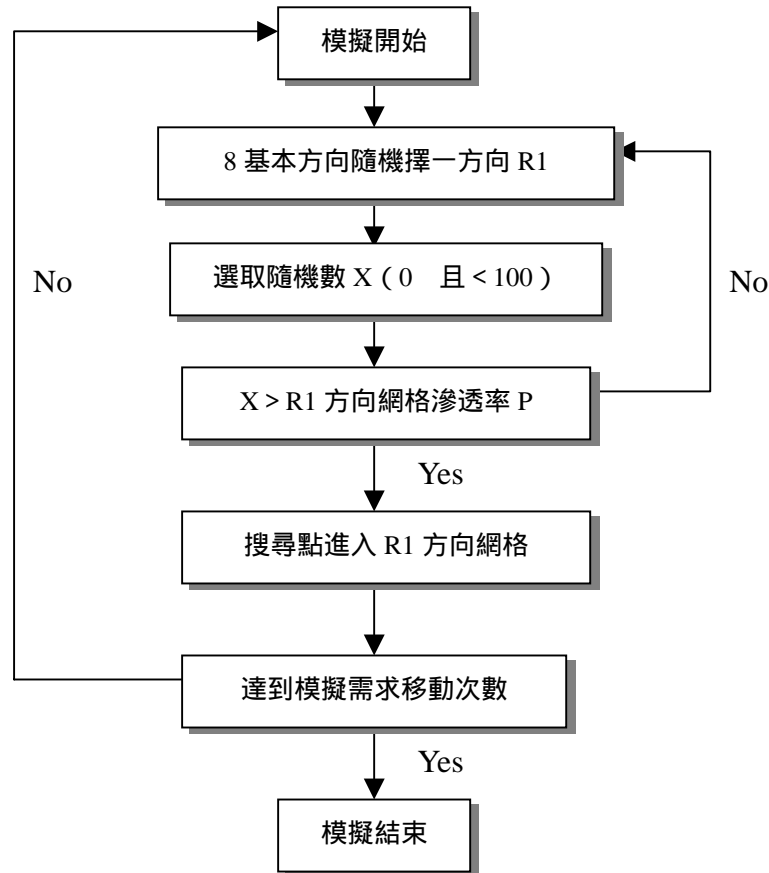


圖 15 生物棲地搜尋流程圖

- (五) 統計分析：經過上一階段搜尋點移動模擬之工作，可以得到所有搜尋點穿越網格單元之次數，網格單元被穿越之次數愈多，代表其為生物滲透之機會愈高，可知其對生物生存而言應為較重要之棲息環境。本階段之工作在於統計分析所有研究區網格單元經搜尋點移動模擬後所被穿越之次數，同時加以標記。
- (六) 生物棲地分級：經過統計分析後可得所有網格單元被搜尋點穿越之次數，在本階段加以分級，例如，穿越次數 200 150 次的網格單元為第一級棲地環境。穿越次數 150 100 次為第二級棲地環境，依此類推，可得到研究區分級之生物棲地。
- (七) 結果分析與討論：本階段針對前述之步驟及結果加以討論及分析，探討搜尋點之數量及投入位置造成之影響，同時，對模擬建立的適宜生物棲地加以分析，針對其成因及嵌塊體單元加以探討，並提出修正之建議。

第四章 實證研究

第一節 實證生物

一、實證生物評選原則

根據行政院農業委員會特有生物研究保育中心之調查(鄭, 1997), 台中市現有 10 種哺乳動物, 包括大赤鼯鼠、台灣灰鼯鼠、台灣鼯鼠、台灣獼猴、田鼠、赤腹松鼠、東亞家蝠、臭鼯、高頭蝠以及鬼鼠。本研究擬由現有之物種中選定適宜之實證生物, 而根據前述之研究動機、目標及範圍, 訂定實證生物之評選原則如下:

- (一) 相關文獻較豐富者: 為了瞭解生物之習性及生活環境, 需有足夠之資料佐證, 因此文獻之豐富程度將對本研究造成影響。
- (二) 非為群居生活物種: 本研究所建構之模擬模型牽涉之生物移動部分屬於個體基礎模型(Boone et al., 1996)之應用, 其對象主要為個體生物。

依據第一項原則, 於中華民國期刊論文索引影像全文系統檢索上述 10 種哺乳動物之資料, 發現台灣獼猴及赤腹松鼠有最多之相關研究文獻, 分別有 51 筆及 27 筆資料, 而根據第二項原則, 赤腹松鼠除交配期與育幼期之外, 一般為單獨活動, 和台灣獼猴大多時間多為群居行動有很大之差異, 故本研究選定赤腹松鼠作為研究之實證生物。

二、實證生物領域性及其相關文獻探討

- (一) 本研究所選定之生物為赤腹松鼠(表 3 赤腹松鼠基本資料表), 其為台灣最常見的一種松鼠。在早期關於赤腹松鼠之研究中, 多與松鼠剝皮危害樹林(黃, 1979) 族群動態(尤, 1979) 行為(李, 1982、周, 1983) 等有關, 由於過去松鼠被視為有害動物(pest animal), 林務局積極進行毒殺防治, 同時國科會與農委會亦大力補助研究計畫, 而隨著保育觀念抬頭及林業之目標轉向, 松鼠之研究已從防治轉為與生態系共存為主。
- (二) 其棲息地本為天然林, 而在台灣則為常綠闊葉林(郭, 2000) 其分佈廣泛, 毛色變異大, 從平地果園至 3000 公尺之高山都有其蹤跡(尤, 1981)。赤腹松鼠為樹棲動物, 主要在晨昏活動, 除交配期與育幼期之外, 一般為單獨活動, 而其活動範圍大小受

食物、水的供應及隱蔽場所而定。

表 3 赤腹松鼠基本資料表

物種名稱	赤腹松鼠
學名	<i>Callosciurus erythraeus</i>
屬名	Callosciurus
屬名(中文)	麗松鼠屬
科名	Sciuridae
科名(中文)	松鼠科
目名	Rodentia
目名(中文)	嚙齒目
綱名	哺乳綱

資料來源：行政院農委會特有生物研究保育中心



資料來源：www.cpami.gov.tw/taroko/trail/guidetra.htm

www.wow.org.tw/show/f-aml2.htm

(三) 赤腹松鼠領域圈的大小有季節性的變化，松鼠族群夏季領域圈的平均值比其他季節為小。大多數成熟雌鼠的領域圈較為穩定，而成熟雄鼠及未成熟的雌雄亞成鼠領域圈的變動較成熟雌鼠之變動頻繁。雄鼠領域圈的變動與季節性食物供應量的變化有關，而亞成鼠在冬天斷乳後，其領域的變動則是為了減少與母鼠競爭食物。領域圈重疊的鼠數與赤腹松鼠的族群數有顯著關係。就調節領域圈大小而言，食物的分佈與數量是較松鼠的族群密度更為重要的因素（尤，1992）。在本研究中，並不考慮雄雌鼠領域圈之差異。

(四) 根據尤少彬等人 1992 年之研究顯示，赤腹松鼠之領域圈以

Distance^{*1} 模式計算，平均值為 148 公尺，以 Circular^{*2} 模式計算，平均為 4.61 公頃，以 Elliptical^{*3} 模式計算，平均為 2.7 公頃，而以 Nonparametric^{*4} 模式計算，則為 0.7 公頃。此外，植被覆蓋度高的環境對於松鼠而言是有利之生存環境（陳，1988），較密之覆蓋度可提供其避走管道及延長松鼠至地表之活動時間。

第二節 大坑地區景觀資料建構

一、研究區景觀元素疊圖

(一)取得研究區景觀資料:根據 89 年大坑地區之 1/25000 經建圖(圖 16)、73 年「大坑地區山坡地土地利用型圖」(圖 17)以及大坑地區潛在崩場地示意圖(圖 18)(顏, 2001), 透過 ArcView3.1 以及 AutoCAD2000 軟體數位化後, 可得到各類土地利用類型之數位化資料, 包括經建圖中大坑地區現有之建築區、獨立房屋、水田、綠地、樹林、果園、農場以及潛在崩場地等 12 項土地利用資料(表 4 大坑地區經建圖土地利用類型分類表)以及 29 類農林牧土地利用類型資料(表 5 大坑地區山坡地土地利用類型分類表), 在大坑地區之西部主要為建築區或水田, 而東部多樹林、農場及果園, 偶而出現零星獨立房屋, 環境較為自然。不過亦由於東部山坡地較多, 坡度起伏變化大, 潛在崩場地因此多分佈於東部地區。而河流、道路以及小徑, 在西部地區, 除河流之外, 道路及小徑依建築區之分佈型態配置, 而在東部, 道路及小徑則順應河流及地形分佈。

表 4 大坑地區經建圖土地利用類型分類表

土地利用類型					
線性元素		面狀元素			
河流	小徑	樹林	綠地	潛在崩場地	建築區
道路	堤防	農場、果園	水田	水池	獨立房屋

資料來源：本研究整理

*1 以直線計算領域之模式

*2 以圓形計算領域之模式

*3 以橢圓形計算領域之模式

*4 以一種不包含估計參數之統計函數計算領域之模式



圖 16 大坑地區 1/25000 經建圖

資料來源：內政部，2000

表 5 大坑地區山坡地土地利用類型分類表

土地利用型	土地利用類型分類			
	宜農地	宜牧地	宜林地	不分級地
牧草	農牧草	-----	林牧草	級外草
草生地	農草地	牧草地	林草地	
竹類	農竹	牧竹	林竹	級外竹
闊葉樹林	農闊林	牧闊林	林闊林	-----
針葉樹林	-----	-----	-----	
混淆林	農混林	-----	-----	
灌木林	農灌木	牧灌木	林灌木	
水面	-----	-----	-----	水面
崩塌地	-----	-----	-----	崩
荒地	-----	-----	-----	荒
公園、球場地	-----	-----	-----	公園
一般建地	-----	-----	-----	建
墓地	-----	-----	-----	墓
軍用地	-----	-----	-----	軍
河川地	-----	-----	-----	河
範圍外陸地	-----	-----	-----	區外地
海洋	-----	-----	-----	-----
水稻田	農稻	牧稻	林雜作	-----
雜作	農雜作	牧雜作		
木薯	-----	-----	-----	
甘蔗	農蔗	牧蔗	-----	

茶	-----	-----	-----	
瓊麻	-----	-----	-----	
桑	-----	-----	-----	
其他作物	農他作	牧他作	林他作	
香蕉	農 蕉	牧 蕉	林 蕉	-----
鳳梨	-----	-----	-----	
柑桔類	農 柑	牧 柑	林 柑	
荔枝、龍眼	農 荔	牧 荔	林 荔	
檬果	農 芒	牧 芒	林 芒	
梨、蘋果	農 梨	牧 梨	林 梨	
桃、李、梅	農 桃	牧 桃	林 桃	
葡萄	農 葡	牧 葡	林 葡	
枇杷	農 杷	牧 杷	林 杷	
百香果	-----	-----	-----	
檳榔、椰子	農 檳	牧 檳	林 檳	
其他果樹	農他果	牧他果	林他果	

資料來源：本研究整理

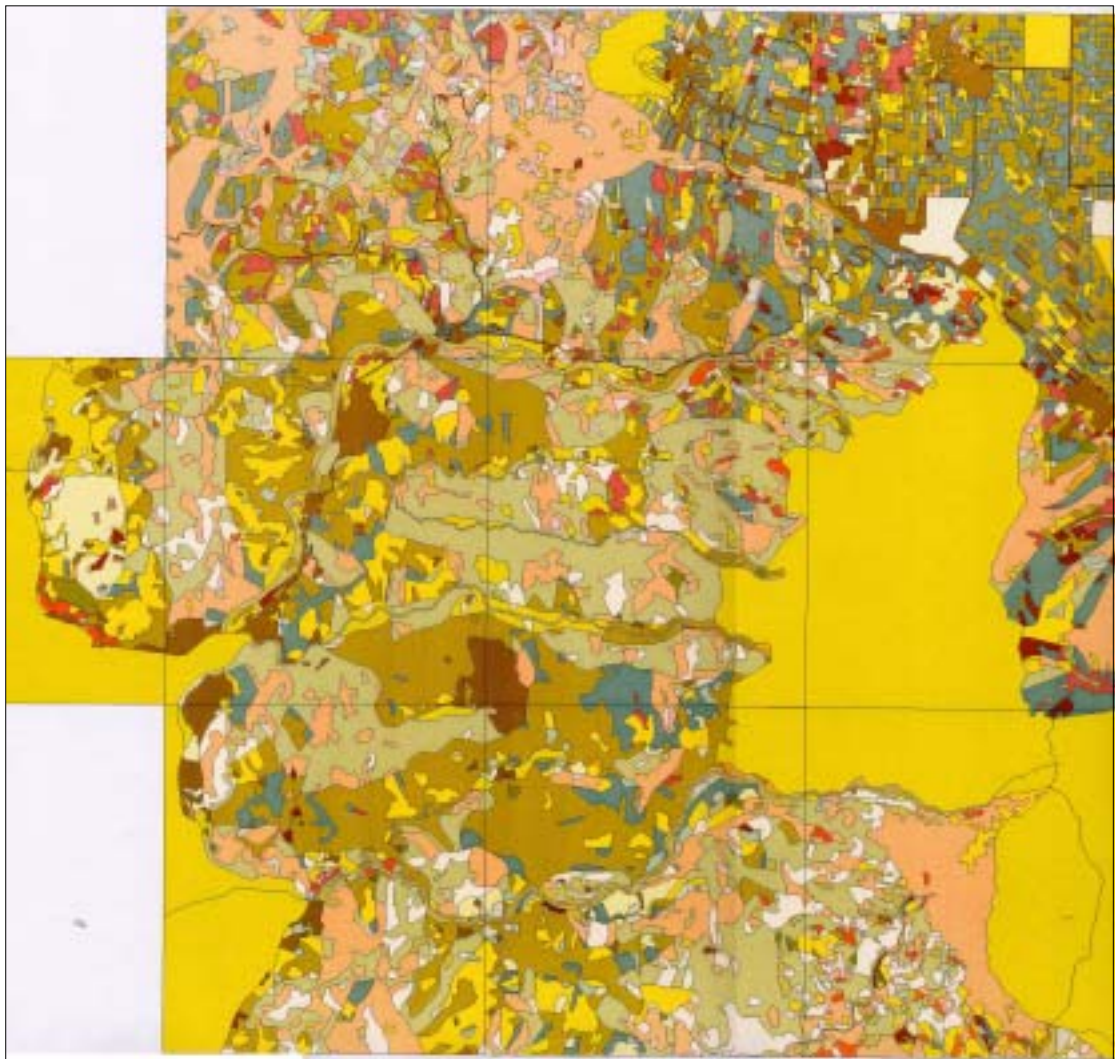


圖 17 大坑地區 1/5000 山坡地土地利用型圖

資料來源：行政院農委會林務局，1984

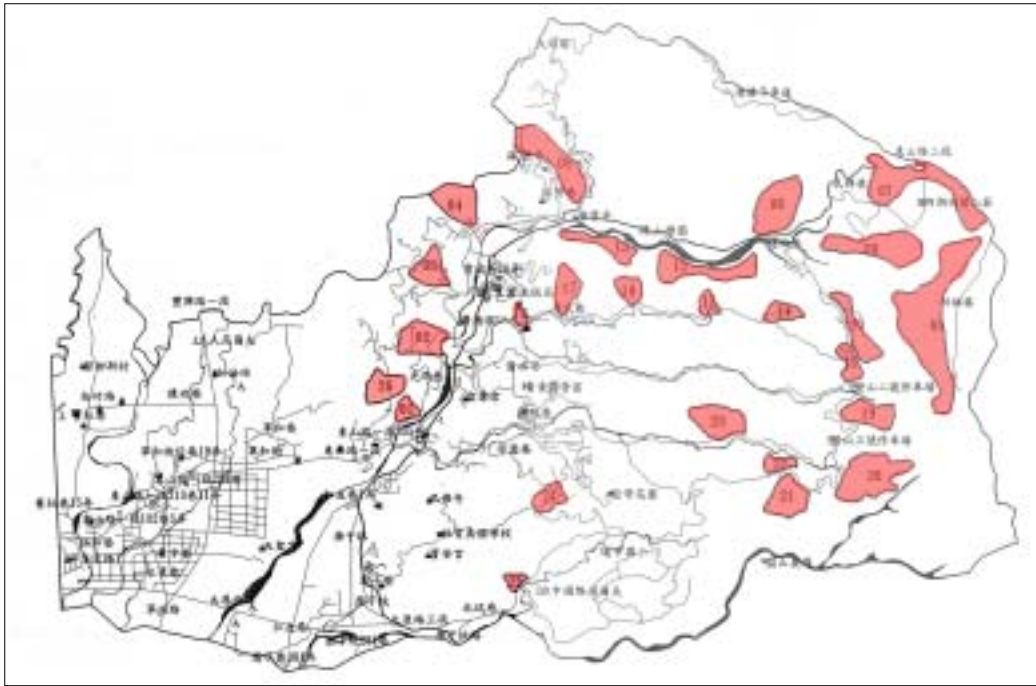


圖 18 大坑地區潛在崩塌地示意圖

資料來源：顏正平等，2001，本研究整理

(二) 土地利用類型整合：在取得上述資料以及土地利用數位化資料後，接著需進行大坑地區 1/25000 經建圖、大坑地區山坡地土地利用型圖以及大坑地區潛在崩塌地示意圖資料整合之工作。首先，大坑地區西部地區屬於平地，並無大坑地區山坡地土地利用類型圖資料，因此，由大坑地區 1/25000 經建圖及大坑地區潛在崩塌地示意圖數化而來的 12 項資料直接應用於此區。其次，在大坑東部地區，包含大坑地區 1/25000 經建圖、大坑地區山坡地土地利用型圖以及大坑地區潛在崩塌地示意圖之資料，然而，諸如「河川」、「崩塌地」、「建成區」等類型，為經建圖及山坡地土地利用類型圖所共有，為避免疊圖資訊重複，本研究在此 3 類之土地利用類型採大坑地區 1/25000 經建圖所提供之最新資料加以數化，而「道路」、「小徑」、「堤防」等資訊在大坑地區山坡地土地利用型圖亦未提供，因此，以經建圖所提供之資訊為基準。不過，在植被方面，經建圖之資訊過於粗略，因此，所有在大坑地區 1/25000 經建圖上具植被環境皆由大坑地區山坡地土地利用型圖之植被資訊所取代。

再者，大坑地區山坡地土地利用型圖針對植被之分類雖然詳盡，但對於研究之實證生物---赤腹松鼠而言，卻顯過於瑣碎。原因在於，目前並無詳盡之研究資料說明其各類土地利用類型對

於赤腹松鼠所能造成之影響，因此，須將各類山坡地土地利用類型加以整合，依其對赤腹松鼠所具有之影響力再加以分類，以使後續階段之模擬部分能有效的進行，茲先針對各土地利用類型加以定義說明：

表 6 土地利用類型定義表

編號	土地利用類型	定義
1	河流	落在或湧出地表的水，由於重力的關係沿著窪溝斜坡向下逐漸匯集而成的流動水體。
2	小徑	提供行人通行之道路
3	道路	提供車輛、行人通行之道路
4	公園綠地	包含草地、樹林的開放空間，可作為休閒及娛樂之場所
5	水稻田	禾本科植物
6	農場	針對農業目的之土地使用
7	建成區	包括開放空間、獨立房屋及交通節點之集合區域
8	獨立房屋	提供居住及其他人類活動之建築物
9	堤防	人工設置以控制水量或界定水域範圍之堤岸
10	水池	比湖泊小的水體
11	潛在崩塌地	可能發生岩石、土壤向下運動的坡地
12	牧草	針對放牧使用的草地
13	草生地	植被以草生植物為主之土地類型
14	墓地	埋葬的土地，周圍多為自然環境
15	荒地	不適於人類居住或耕種之土地
16	闊葉樹林	由闊葉植物組成之
17	灌木林	由灌叢植物組成之
18	竹林地	禾本科木本植物，有中空莖幹，嫩芽可供食用
19	柑桔類	芸香科，包括柳丁、柚子、橘子、檸檬、金橘、椪柑、葡萄柚
20	芒果	漆樹科多年生常綠大喬木植物
21	桃、李、梅	薔薇科多年生落葉小喬木
22	葡萄	葡萄科多年生落葉蔓性植物
23	枇杷	薔薇科枇杷屬多年生落葉小喬木
24	梨、蘋果	薔薇科多年生落葉小喬木
25	荔枝	無患子科常綠喬木
26	甘蔗	禾本科植物
27	香蕉	芭蕉科大型草本植物
28	檳榔、椰子	棕櫚科植物

29	其他作物	上述作物以外之作物
30	其他果樹	上述果樹以外之果樹
31	雜作	混合之作物使用

資料來源：網路韋氏辭典 (Merriam-Webster OnLine), 本研究整理

(三) 大坑地區景觀元素分類：

根據上述之各項土地利用類型之定義，考慮赤腹松鼠與環境之關聯性，訂定整合之原則如下：

1. 依植被型態分類：如「牧草」及「草生地」主要皆由草本植物組成，故歸類為「**草地**」。
2. 土地利用類型相同者：如「建成區」及「獨立房屋」多為人工建物及其他鄰近設施，因此將其整合為「**建築區**」。
3. 依赤腹松鼠對作物之喜好程度而分類：根據與東海生物系副教授林良恭與研究生李仁凱之訪談，並按作物之型態，可將各種果園中之作物分類，其中，「柑桔類」、「芒果」為其最常出沒之果園，並為闊葉喬木，因此將其整合為「**A 類型作物**」，而「桃、李、梅」、「枇杷」、「梨、蘋果」以及「荔枝、龍眼」次之，同時皆為闊葉喬木，因此整合為「**B 類型作物**」，而「甘蔗」、「葡萄」、「香蕉」、「檳榔、椰子」等土地利用不具闊葉林環境，並且非為赤腹松鼠所喜好之作物，因此整合為「**C 類型作物**」。
4. 其他具有耕種行為之土地，並且可能具有闊葉林環境者：將「其他作物」、「其他果樹」、「雜作」整合為「**其他作物**」。
5. 不具闊葉林環境之土地使用：將「墓地」、「荒地」、「公園綠地」以及「農場」整合為「**其他用地**」。
6. 土地類型特殊或具有獨立性，不宜與其他土地使用整合者：如「河流」、「道路」、「小徑」、「堤防」、「水池」、「崩塌地」、「竹林地」、「闊葉樹林」、「灌木林」以及「水稻田」。

根據上述之歸納，最後將所有土地利用類型整合為為 17 類景觀元素如下表 (表 7 大坑地區景觀元素表)：

表 7 大坑地區景觀元素表

編號	土地利用綜合類別	原土地利用類別	資料來源
1	闊葉樹林	闊葉樹林	台灣地區山坡地土地利用圖
2	A 類型作物	柑桔類	
		芒果	
3	B 類型作物	桃、李、梅	
		枇杷	
		梨、蘋果	
		荔枝、龍眼	
4	C 類型作物	甘蔗	
		葡萄	
		香蕉	
		檳榔、椰子	
5	其他作物	其他作物	
		其他果樹	
		雜作	
6	其他用地	墓地	
		荒地	
		公園綠地	
		農場	
7	竹林地	竹林地	台灣地區山坡地土地利用圖
8	灌木林	灌木林	
9	草地	牧草	
		草生地	
10	小徑	小徑	89 年 1/25000 經建圖
11	道路	道路	
12	崩塌地	崩塌地	大坑地區潛在崩塌地示意圖
13	建築區	建成區	89 年 1/25000 經建圖
		獨立房屋	
14	水稻田	水稻田	
15	堤防	堤防	
16	河流	河流	
17	水池	水池	

資料來源：本研究整理

(四) 定義研究區正負面嵌塊體因子：在本研究中，實證生物為赤腹松鼠，根據文獻可知，其棲息地本為天然林，而在台灣則為常綠闊葉林，而從平地果園至 3000 公尺之高山都有其蹤跡，可見其存在最重要之因素為闊葉林之存在與否。因此，諸如水田及建築區等大面積之人工環境應視為負面之嵌塊體因子。其次，潛在崩塌地對於生物之生存亦具有危險性，亦應將其歸類為負面嵌塊體因子。

(五) 定義研究區廊道因子：在本研究中，對於實證生物移動造成影響之廊道分別為河流、道路以及小徑，而根據前述之文獻回顧，

得知即便有車輛穿越之道路，都可能有赤腹松鼠穿越其間，因此道路及小徑應歸類為可穿越之廊道，只是其滲透率應相對低於其他景觀元素。至於河流，為赤腹松鼠所無法穿越之廊道。

(六) **建立網格**：根據文獻回顧可知，網格大小與研究之精確度有關，同時，應針對赤腹松鼠的體型、活動範圍等因素加以考量。根據 Distance 模式可知其領域約為 150 公尺，由於模擬結果應具有顯著性，因此網格單元之寬度應小於其領域距離，而為使模擬操作較為簡便，可令網格單元之寬度為其領域之倍數。根據上述原則，本研究區所劃分之網格大小為 50m×50m，並依據現有之橫麥卡脫投影座標系統劃設網格，總共可得 38,400 個網格單元，並以橫麥卡脫投影座標系統之點 (18000m, 72000m) 訂為本研究區之原點 (0, 0)。為了縮短模擬之時間並提高其效率，在實際模擬操作時縮小研究區之範圍，儘量排除多餘或不相關之網格單元，而改以點 (18550m, 72550m) 為模擬之原點，同時，以點 (29150m, 79600m) 為範圍之邊界 (圖 19 大坑地區網格單元座標圖)。總共可得 29,892 個網格單元。

(七) **景觀元素圖建構**：根據上述各階段工作，最後可得大坑地區景觀元素圖 (圖 20)。

第三節 滲透率疊合

一、景觀元素滲透率給定

- (一) **大坑區內滲透率**：將大坑地區之景觀元素加以分類後，接著將設定各類景觀元素之滲透率，而滲透率之給定根據以下原則：
1. 闊葉林分佈之多寡：因闊葉林為赤腹松鼠最喜好之棲地環境，若土地類型中可能含有多量之闊葉林時，則其滲透率較高。
 2. 赤腹松鼠喜好之覓食環境：果園為赤腹松鼠可能出現之覓食環境之一，而若其為松鼠較喜好之環境，則給予較高之滲透率。
 3. 赤腹松鼠穿越之可能：部分廊道造成赤腹松鼠穿越之困難，穿越成功率愈低，滲透率愈低。
 4. 人工環境之多寡：對於松鼠而言，自然之環境較有利於其生

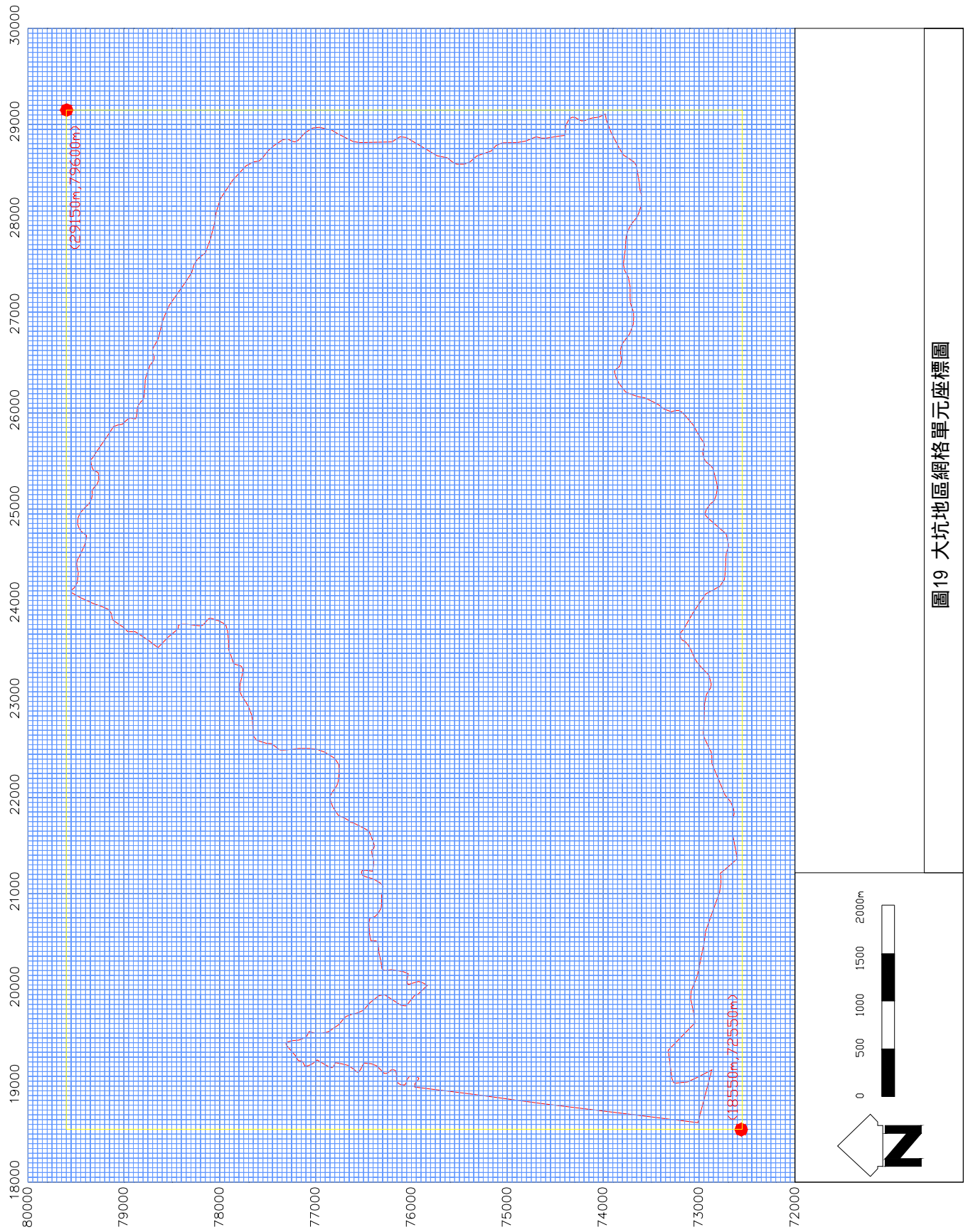


圖 19 大坑地區網格單元座標圖

圖 19 大坑地區網格單元座標圖

存，因此人工之環境愈多，滲透率愈低。

根據上述之原則，本研究將 17 類景觀元素之滲透率加以分級。依其高低分為 5 個等級，闊葉林及 A 類型作物符合上述 4 原則，因此屬於第一級。B 類型作物、C 類型作物以及其他作物較缺乏闊葉林，因此歸為第二級。其他用地、竹林地以及灌木林缺乏闊葉林，同時亦非實證生物喜好之覓食環境，因此歸類為第三級。草地、小徑及道路尚可提供實證生物穿越，因此歸為第四級，而崩場地、建築區、河流、堤防、水池以及水稻田都不符合上述 4 原則，因此歸類為第五級。

而在滲透率給定之部分，給分由 0 100 計算，每一等級之區間為 20%，在第一級方面，闊葉林區具有較 A 類型作物優勢之闊葉林環境，在第二級方面，B 類型作物為優於 C 類型作物之覓食環境，而其他作物區類型不明，因此屬於此等級滲透率最低之景觀元素。在第三級方面，滲透率之給定依其擁有闊葉林之多寡而定。在第四級方面，則比較其易於穿越之程度。而在第五級方面，亦以穿越程度作為考量。

表 8 17 類景觀元素滲透率表

等級	一		二			三		四			五						
景觀元素	闊葉林	A 類型作物	B 類型作物	C 類型作物	其他作物	其他用地	竹林地	灌木林	草地	小徑	道路	崩場地	建築區	河流	堤防	水池	水稻田
滲透率 (%)	95	85	75	70	65	55	50	45	35	30	25	15	15	5	5	5	5

資料來源：本研究整理

- (二) **大坑區外滲透率**：在赤腹松鼠搜尋點模擬之過程中，將區外所有網格單元之滲透率定為 0，除將赤腹松鼠之移動視為一動態平衡之機制外，更為排除其移動至研究區外之可能性。
- (三) **景觀元素權重**：權重之相對重要度依景觀元素中闊葉林存在多寡對於生物移動時所造成之阻絕程度以及赤腹松鼠之喜好程度而定，而本研究根據成偶比對法 (pair-wise comparison)，經過對比及計算，可得下列之景觀元數相對重要度分析表(表 9)，由結果可知，權重最高為 17，為闊葉林，最低為水池及河流，為 1.5，而此結果可作為後續模擬之參考。

表 9 景觀元素相對重要度分析表

	1.	A 類型 作物	3. B 類型 作物	4. C 類型 作物	5. 其他 作物	6. 其他 用地	7. 竹林 地	8. 灌 木 林	9. 地	10. 小 徑	11. 崩 塌 地	12. 道 路	13. 建 築 區	14. 水 稻 田	15. 堤 防	16. 河 流	17. 水 池	18. 虛 擬 因 子
1-2	1	0																
1-3	1		0															
1-4	1			0														
1-5	1				0													
1-6	1					0												
1-7	1						0											
1-8	1							0										
1-9	1								0									
1-10	1									0								
1-11	1										0							
1-12	1											0						
1-13	1												0					
1-14	1													0				
1-15	1														0			
1-16	1															0		
1-17	1																0	
1-18	1																	0
2-3		1	0															
2-4		1		0														
2-5		1			0													
2-6		1				0												
2-7		1					0											
2-8		1						0										
2-9		1							0									
2-10		1								0								
2-11		1									0							
2-12		1										0						
2-13		1											0					
2-14		1												0				
2-15		1													0			
2-16		1														0		
2-17		1															0	
2-18		1																0
3-4			1	0														
3-5			1		0													
3-6			1			0												
3-7			1				0											
3-8			1					0										
3-9			1						0									
3-10			1							0								
3-11			1								0							
3-12			1									0						
3-13			1										0					
3-14			1											0				
3-15			1												0			
3-16			1													0		
3-17			1														0	
3-18			1															0

4-5				0.5	0.5												
4-6				0.5		0.5											
4-7				0.5			0.5										
4-8				1				0									
4-9				1					0								
4-10				1						0							
4-11				1							0						
4-12				1								0					
4-13				1									0				
4-14				1										0			
4-15				1											0		
4-16				1												0	
4-17				1													0
4-18				1													0
5-6					0.5	0.5											
5-7					0.5		0.5										
5-8					1			0									
5-9					1				0								
5-10					1					0							
5-11					1						0						
5-12					1							0					
5-13					1								0				
5-14					1									0			
5-15					1										0		
5-16					1											0	
5-17					1												0
5-18					1												0
6-7						0.5	0.5										
6-8						1		0									
6-9						1			0								
6-10						1				0							
6-11						1					0						
6-12						1						0					
6-13						1							0				
6-14						1								0			
6-15						1									0		
6-16						1										0	
6-17						1											0
6-18						1											0
7-8							1	0									
7-9							1		0								
7-10							1			0							
7-11							1				0						
7-12							1					0					
7-13							1						0				
7-14							1							0			
7-15							1								0		
7-16							1									0	
7-17							1										0
7-18							1										0
8-9								0.5	0.5								
8-10								1		0							
8-11								1			0						
8-12								1				0					
8-13								1					0				

二、網格滲透率疊合

取得大坑地區景觀元素之滲透率及其個別之權重之後，則需進行各網格單元之滲透率疊合工作。本研究根據數學組合法中之線性組合法 (Hopkins, 1977)，結合模擬模型中偵測圖層屬性之功能，研擬出網格單元滲透率之計算公式，其計算方式如下：

$$SP_{(x,y)} = \frac{K_1 V_1 P_1 + K_2 V_2 P_2 + K_3 V_3 P_3 + \dots + K_n V_n P_n}{(K_1 V_1 + K_2 V_2 + K_3 V_3 + \dots + K_n V_n)}$$

其中， $SP_{(x,y)}$ 代表座標 (x,y) 網格單元中之綜合滲透率， K_1 K_n 表示 (x,y) 網格單元中第一個景觀元素至第 n 個景觀元素之權重， V_1 V_n 表示 (x,y) 網格單元中第一個景觀元素至第 n 個景觀元素是否存在， P_1 P_n 表示 (x,y) 網格單元中第一個景觀元素至第 n 個景觀元素之滲透率，而 SP 之計算及景觀元素之滲透率、權重，則透過 AutoCAD2000 軟體程式語言 Auto Lisp 撰寫程式計算分析，而根據上述之公式，可得到各網格單元之計算結果如下：

$$SP = \frac{(17 * V_{01} * 0.95 + 16 * V_{02} * 0.85 + 15 * V_{03} * 0.75 + 12.5 * V_{04} * 0.7 + 12 * V_{05} * 0.65 + 11.5 * V_{06} * 0.55 + 11 * V_{07} * 0.5 + 9.5 * V_{08} * 0.45 + 9.5 * V_{09} * 0.35 + 7 * V_{10} * 0.3 + 6 * V_{11} * 0.25 + 5.5 * V_{12} * 0.15 + 5 * V_{13} * 0.15 + 5 * V_{14} * 0.05 + 4.5 * V_{15} * 0.05 + 1.5 * V_{16} * 0.05 + 1.5 * V_{17} * 0.05)}{(17 * V_{01} + 16 * V_{02} + 15 * V_{03} + 12.5 * V_{04} + 12 * V_{05} + 11.5 * V_{06} + 11 * V_{07} + 9.5 * V_{08} + 9.5 * V_{09} + 7 * V_{10} + 6 * V_{11} + 5.5 * V_{12} + 5 * V_{13} + 5 * V_{14} + 4.5 * V_{15} + 1.5 * V_{16} + 1.5 * V_{17})}$$

根據上述之計算結果，再加以偵測，可得 V 的數值大小。而最後可得網格單元之 SP 數值。在計算出所有 SP 數值之後，即可進行最後之生物棲地搜尋模擬。

第四節 生物棲地搜尋模擬

根據上述之資料整合及網格單元滲透率、權重之給定，本節仍使用 AutoCAD2000 軟體程式語言 Auto Lisp 撰寫程式，進行生物棲地搜尋之模擬。本階段需設定投入之生物棲地搜尋點數量及位置。

一、投入點位置：

在投入搜尋點方面，設定於赤腹松鼠最常出現之闊葉林環境中，而採取隨機選取之方式。因此，本研究將隨機選取位於闊葉林

區中之網格單元並投入搜尋點。

二、搜尋點數量及移動次數：

由於現有文獻並無明確之赤腹松鼠數量資料，因此在本研究中需自行假設應投入之搜尋點數量，而投入之搜尋點數量及移動次數，除需考慮現有之可能狀況外，應以能使模擬結果顯著為依據。根據 AutoCAD 之初步實驗測試，可評估本研究之搜尋點數量及移動次數。

(一) 領域圈模式模擬：

根據前述文獻回顧，赤腹松鼠之生活圈以 Circular 模式計算平均為 4.61 公頃，亦即其移動半徑約為 170m，當投入搜尋點之數量達到 200 時，且移動次數達到 10 次時，可呈現出與現實狀況相符且顯著之模擬結果，同時，搜尋點移動 10 次之距離在 500 公尺以內，相當接近實際之領域圈範圍，因此，本研究於領域圈模式進行模擬時時，搜尋點之移動次數設定為 10 次，而搜尋點數目則由 200 開始向上遞增。在本階段，分別取 200、500 及 800 個搜尋點，隨機投入闊葉林網格單元進行模擬，可得三個不同之模擬結果(圖 21 領域圈模式路徑圖 A，圖 22 領域圈模式路徑圖 B，圖 23 領域圈模式路徑圖 C)。

(二) 生物棲地模式模擬：

為了比較研究區各網格單元之相對重要程度，進行尋找本研究區中較為重要之生物棲地，在本階段假定赤腹松鼠進行遷移，並據此設定極大之移動次數，使模擬進行後可得到密集之網格單元穿越數據，以顯著之模擬結果，出研究區中各網格單元之相對重要程度。當搜尋點數量為 1，而搜尋點之移動次數達到 1000 時，搜尋點之移動路徑遍佈研究區中滲透率較高之區域，模擬之結果已可初步提供相對重要棲地之比對。為提高模擬之精確度，本階段需投入更多之搜尋點，並進行多次之模擬，以確保本階段模擬成果之可信度。

另外，當投入研究區之搜尋點達到一定數目時，模擬將呈現穩定之結果，再投入更多之搜尋點實無太大之影響，為避免徒然增耗研究所需之時間，或受電腦硬體設備之限制，因此需設定一合理之搜尋點數目。根據模擬試測，當投入之搜尋點數目到達 75

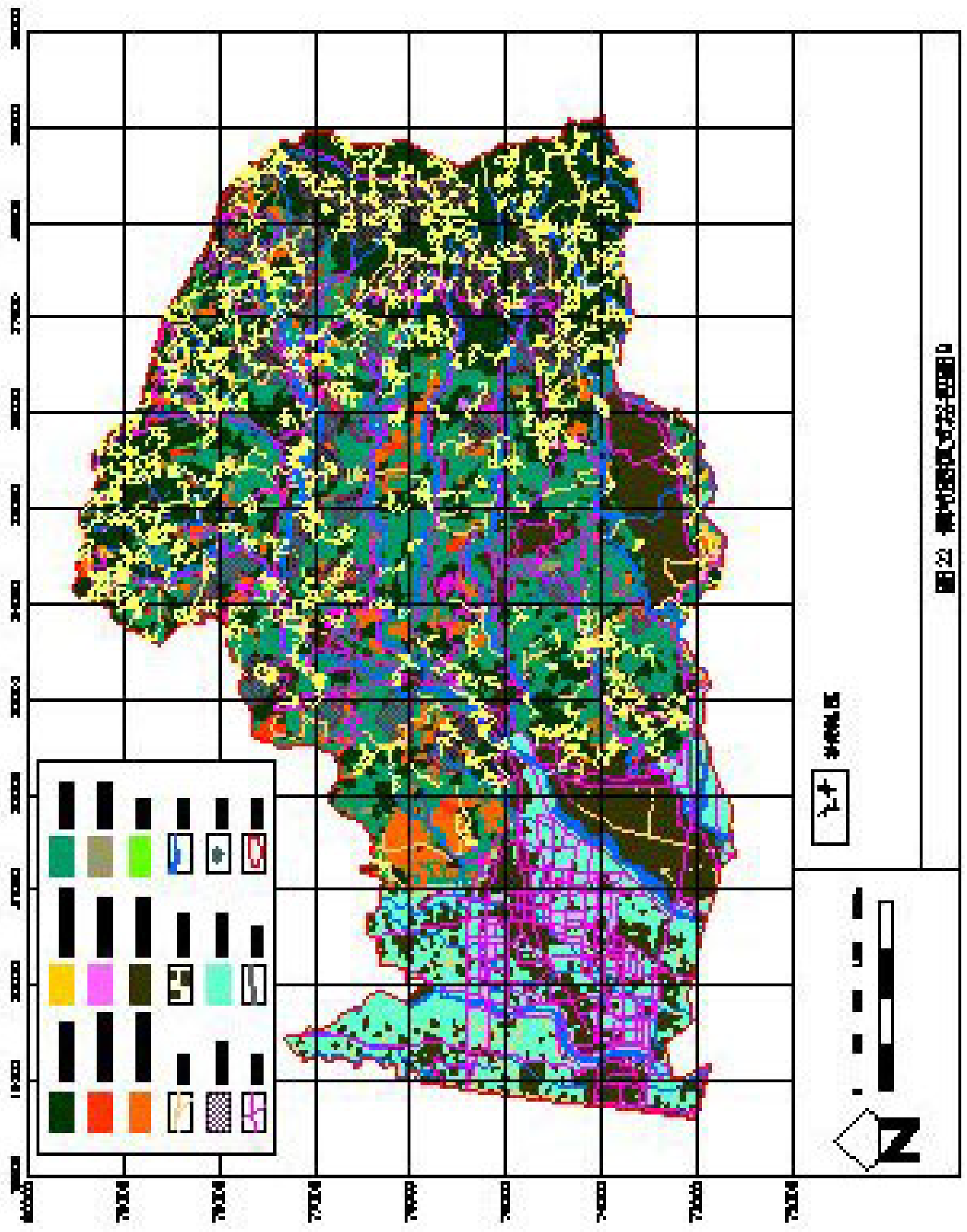


圖 2 鄉村區農地利用圖

點以上、移動次數達到 1000 時，將大幅增加模擬所需之時間。因此，設定生物棲地模式模擬應投入 75 個搜尋點，並進行 1000 次移動模擬。

而在本研究中，設定模擬次數為 5 次之原因有二：當模擬進行五次時，其結果均呈現一定之趨勢，因此可以此作為模擬次數之上限，另外，透過多次之模擬，可整合結果之相同處，進而歸納出適宜之生物棲地分佈。(圖 24 生物棲地模式模擬路徑圖 A，圖 25 生物棲地模式模擬路徑圖 B，圖 26 生物棲地模式模擬路徑圖 C，圖 27 生物棲地模式模擬路徑圖 D，圖 28 生物棲地模式模擬路徑圖 E)。

第五節 模擬模型執行結果與分析

一、領域圈模式模擬

在此模式下進行之模擬，由於受到領域圈之限制，因此，赤腹松鼠由其「源」發散後，移動之領域亦大多限制在闊葉林區之周圍，在此模擬模型之架構下，增加赤腹松鼠之數量，將增加其分散之廣度，而其分散之密度以研究區東部的闊葉林區最為密集，而由於西部大多並無闊葉林之分佈，同時其距闊葉林區亦有相當之距離，因此西部的建成區與水稻田區並無赤腹松鼠之分佈。

(一) 領域圈模式路徑 A(圖 21)：

本模式為隨機於闊葉林網格單元投入 200 個搜尋點之模擬，由領域圈模式路徑圖 A 可知，搜尋點大致均勻分佈於各闊葉林環境中，並且以其為起點向周圍之棲地推進，在此模式下，道路及河流等滲透率低、相對權重低之景觀元素扮演了阻絕之角色。

(二) 領域圈模式路徑 B(圖 22)：

本模式為隨機於闊葉林網格單元投入 500 個搜尋點之模擬，由領域圈模式路徑圖 B 可知，搜尋點多分佈於大面積之闊葉林環境中，而其他闊葉林環境亦有零星搜尋點分散。在此模式下，由於投入較多之搜尋點，因此較能觀察其隨機分佈之趨勢。而其移動模式與領域圈模式路徑 A 相似，皆以闊葉林環境為起源向周圍發散。

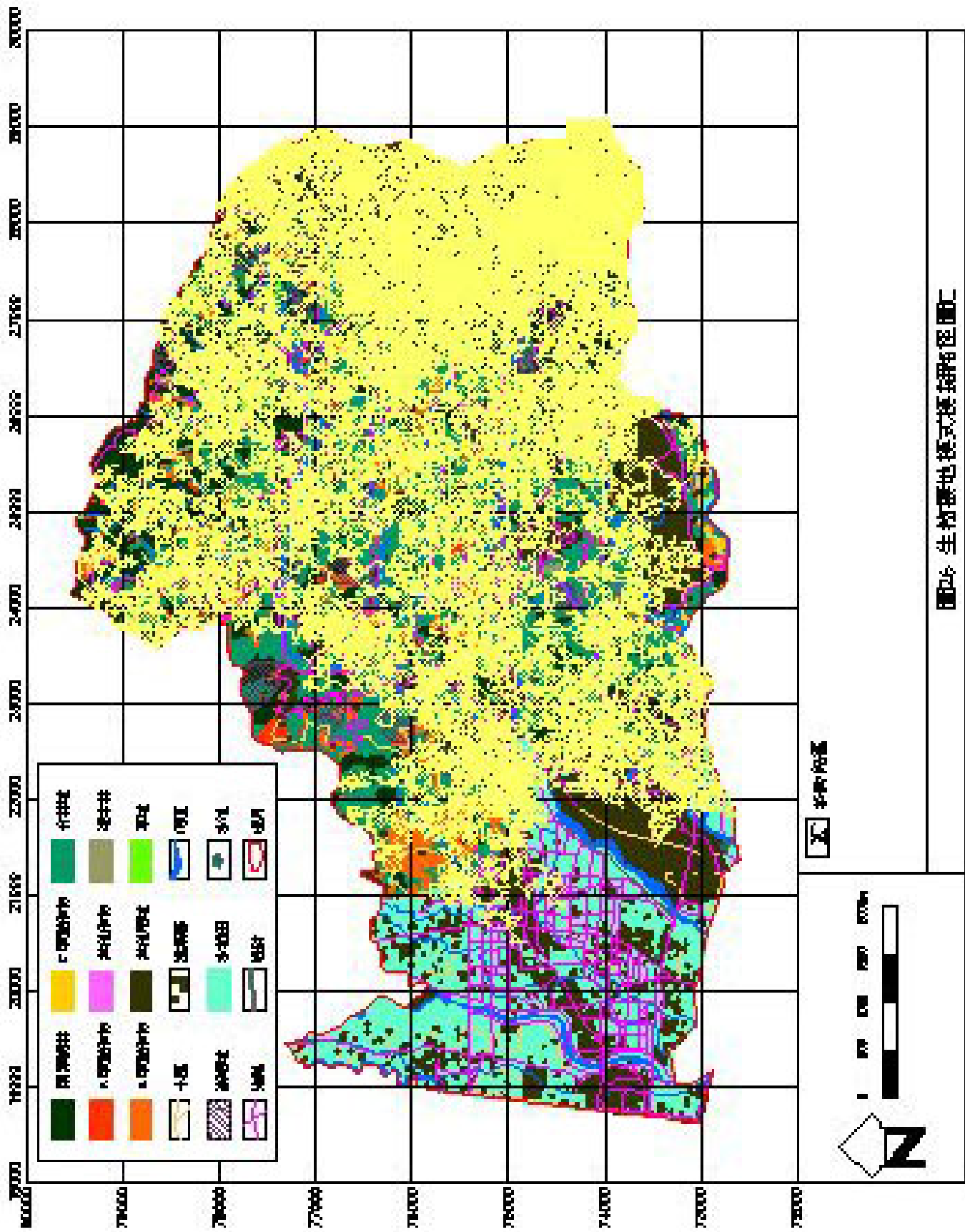


图24 生物圈地模式模拟结果图

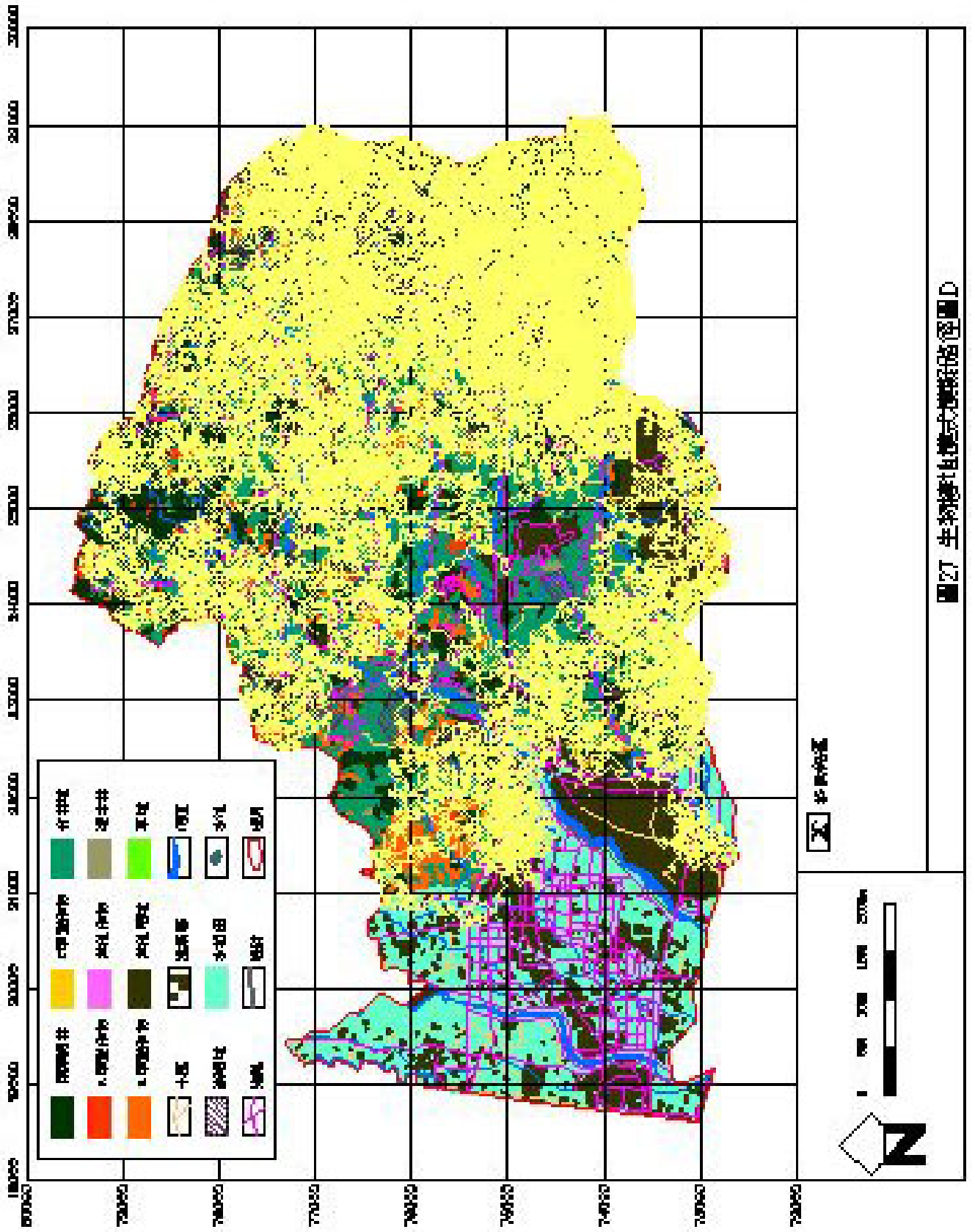


圖 27 生物棲息地模式變遷預測圖 D

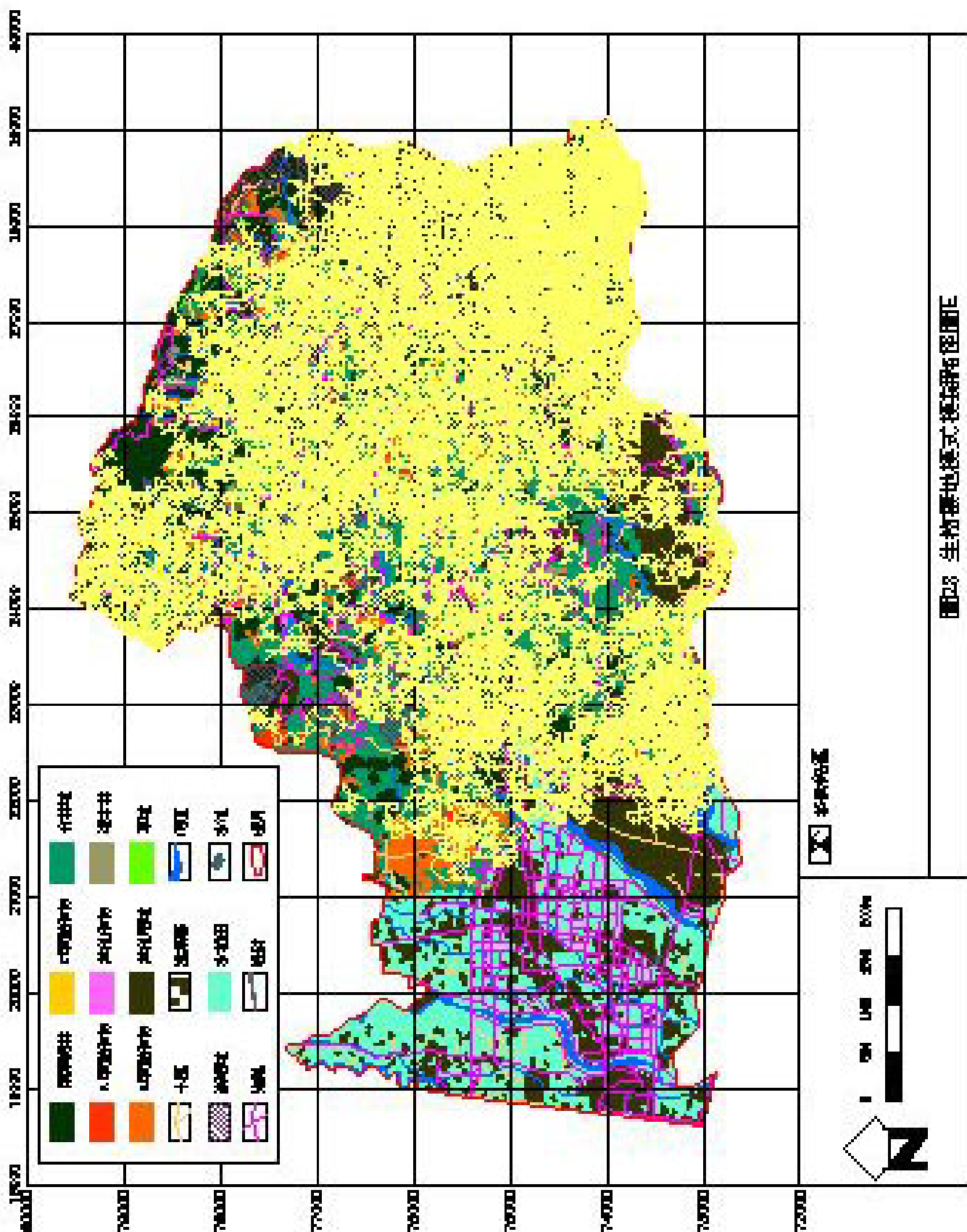


圖23 生竹畝地樣式標識符圖例

(三) 領域圈模式路徑 C (圖 23):

本模式隨機於闊葉林網格單元投入 800 個搜尋點進行模擬，由領域圈模式路徑圖 C 可知，搜尋點之分佈仍集中於較大面積之闊葉林環境中，而由於搜尋點最多，可較清楚看出其移動路徑以河流及道路等線性景觀元素為界。

模擬結果顯示，無論是投入 200、500 或 800 個搜尋點，都獲得相當一致性之結果：搜尋點隨機由闊葉林區向外發散，同時其移動距離控制在半徑 500 公尺之範圍內，其移動由網格單元之八個方向進行。許多移動路徑並未進入滲透率低之網格單元中，而大多集中於滲透率較高之區域。同時滲透率極低之網格單元扮演著阻絕之功能。透過上述模擬之結果，可以證明本研究先前設計之模擬模型架構具有相當之一致性，經過投入 3 種不同數目之搜尋點之模擬依然可以獲得理想之結果，因此後續可根據此一模擬模型架構繼續進行生物棲地模式之模擬。

二、生物棲地模式模擬

本階段進行了五次生物棲地模式之模擬，每次投入的搜尋點為 75 點，移動次數 1000 次，共計進行 375 個搜尋點之模擬。而本階段模擬之目的在於觀察模擬模型架構之穩定性以及作為下一階段重要棲地分佈分析之依據。本階段模擬仍以隨機選取之闊葉林網格單元作為搜尋點移動起始之「源」，隨後令其進行 1000 次之移動。

(一) 移動路徑分析：

1. 生物棲地模式模擬路徑 A (圖 24): 移動路徑主要分佈於研究區東部及東北部之闊葉林區，而在研究區山坡地西南部邊緣處亦有較頻繁之分佈，而在研究區中部地區則分佈較少，因此區有較多建成區分佈，而河流之阻隔造成中北部之移動路徑稀少 (圖 29 模式 A 中北部路徑密度分析圖)。
2. 生物棲地模式模擬路徑 B (圖 25): 移動路徑主要分佈於研究區東部及東北部之闊葉林區，而在研究區山坡地西部邊緣處闊葉林區亦有較頻繁之分佈，中部地區之分佈亦相當頻繁，而中北部之移動路徑仍舊稀少，在此移動路徑下，搜尋點之移動路徑較少通過「其他用地」及部分「崩塌地」周邊之景觀元素。

移動路徑之分佈在研究區西部止於「B 類型作物」及「其他用地」(圖 30 模式 B 山坡地西部路徑阻斷分析圖), 原因在於河流、道路之阻斷以及其西側「水稻田」之阻擋。

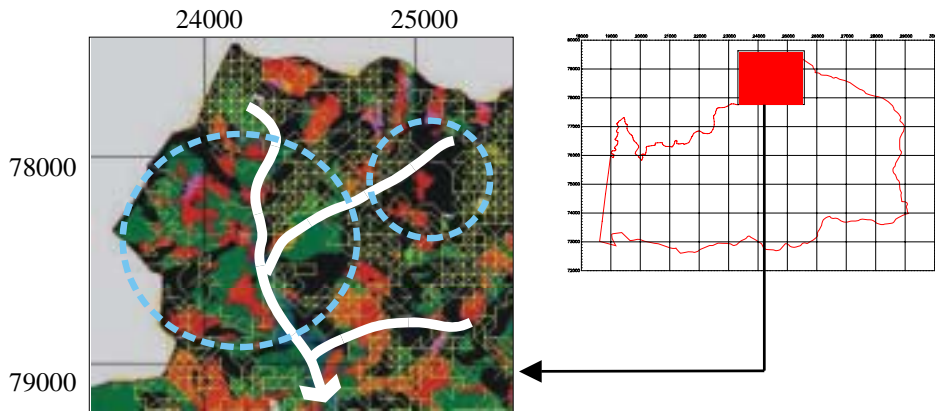


圖 29 模式 A 中北部路徑密度分析圖

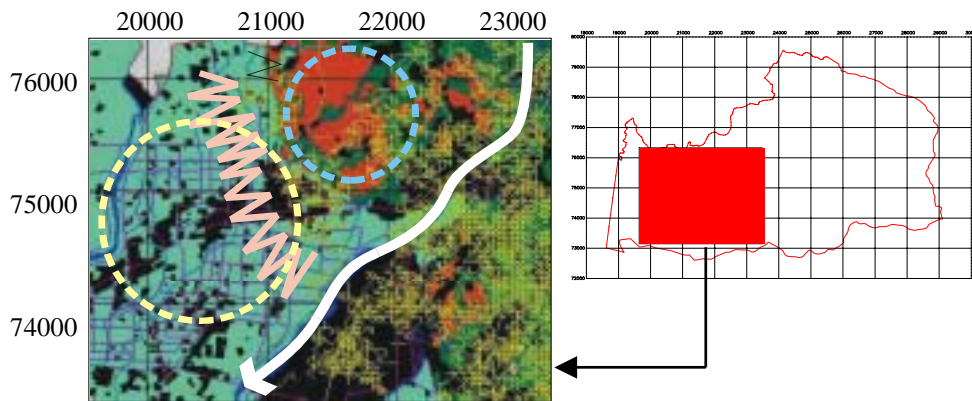


圖 30 模式 B 山坡地西部路徑阻斷分析圖

3. 生物棲地模式模擬路徑 C (圖 26): 移動路徑主要分佈於研究區東部及東北部之闊葉林區, 在研究區山坡地西部邊緣處闊葉林區亦有較頻繁之分佈, 而在研究區中部及西北部分佈之移動路徑稀少(圖 31 模式 C 山坡地西北部河流阻斷圖), 除受河流之阻隔, 建成區亦影響搜尋點之移動分佈。研究區北部雖有大片之闊葉林, 不過在本物模擬中之移動路徑則較為稀少, 可能原因為河流阻斷之影響。移動路徑之分佈在研究區西部仍止於「B 類型作物」及「其他用地」。
4. 生物棲地模式模擬路徑 D (圖 27): 移動路徑主要分佈於研究區東部之闊葉林區, 在中部則無密集之路徑分佈(圖 32 模式 D 中部河流阻斷圖), 主因在於此區河流及道路遍佈, 影響搜尋點移動。而在本次模擬中。移動路徑之分佈在研究區西部止於「B 類型作物」及「其他用地」。

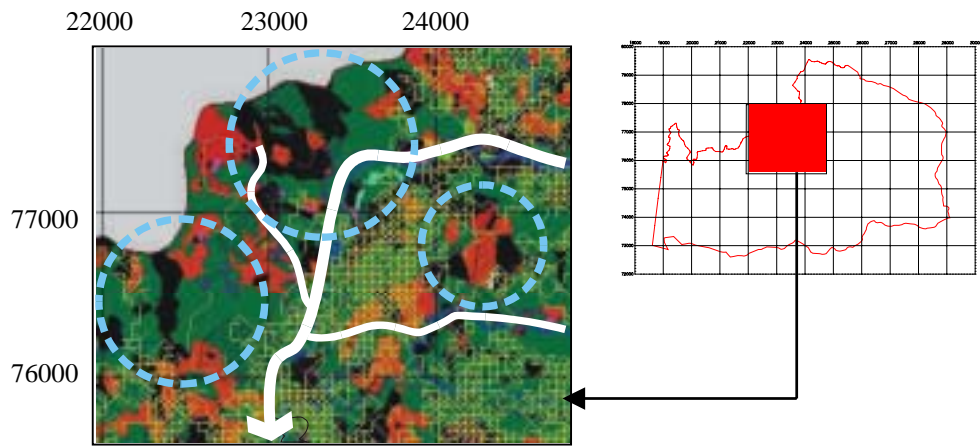


圖 31 模式 C 山坡地西北部河流阻斷圖

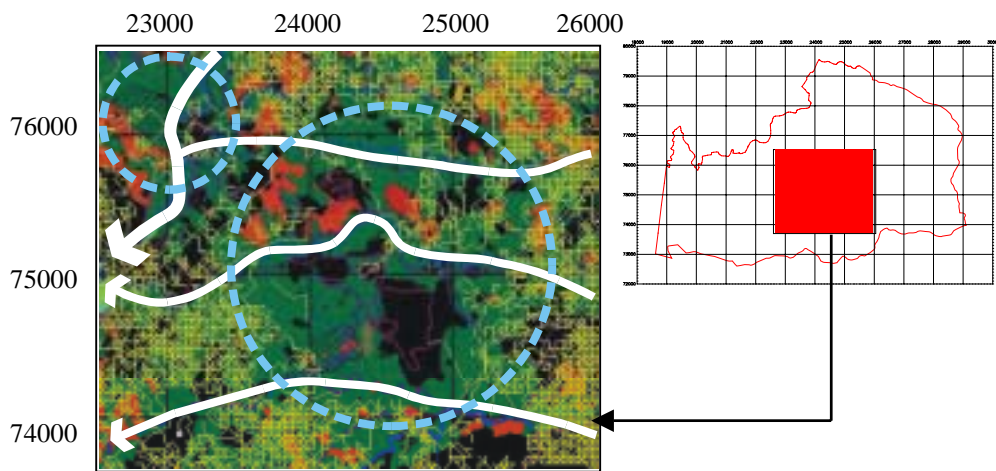


圖 32 模式 D 中部河流阻斷圖

5. 生物棲地模式模擬路徑 E (圖 28): 本次模擬除了西部地區移動路徑分佈稀少, 大部分之區域都有一定密度之路徑分佈。不過, 東北部「崩場地」區域及南部之大面積「其他用地」區域 (圖 33 模式 E 南部河流阻斷圖) 則較少路徑分佈。而部分「C 類型作物」區域之路徑分佈亦相當稀少, 主因為河流之阻隔。

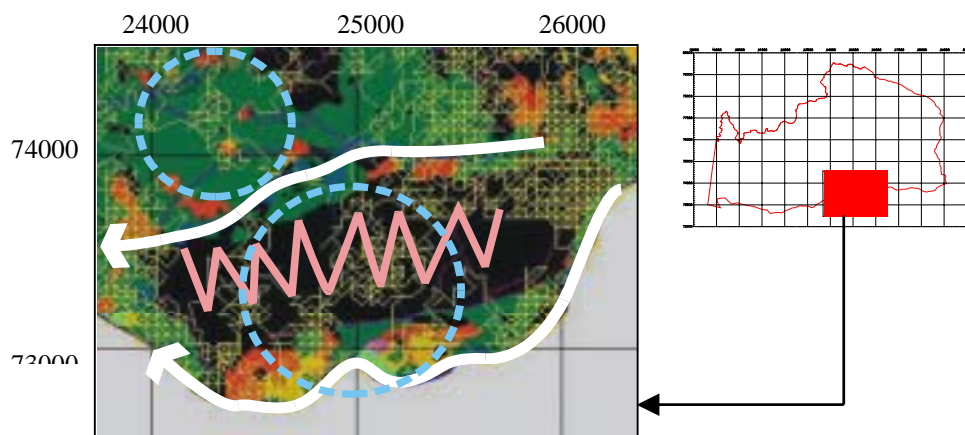


圖 33 模式 E 南部河流阻斷圖

根據上述之分析，以下針對五次模擬之異同處提出比較及說明：(表 10 生物棲地模式模擬路徑分析異同表)

表 10 生物棲地模式模擬路徑分析異同表

模擬項目	分析結果相異處	分析結果相同處
生物棲地模式 模擬路徑 A	山坡地西南部邊緣「其他用地」具有較頻繁之移動路徑。 移動路徑進入山坡地與都市區域交會之建成區及水稻田區中。 中部區域偏北處之闊葉林區移動路徑分佈稀疏。	研究區東部及山坡地西南部有最密集之移動路徑分佈。 山坡地西北部邊緣之移動路徑相當稀疏。 河流穿越之區域之移動路徑分佈密度較鄰近區域低。
生物棲地模式 模擬路徑 B	中部區域南端無移動路徑分佈。	研究區西部之區域絕大多數無移動路徑之分佈。
生物棲地模式 模擬路徑 C	移動路徑於中部區域之分佈極為稀少。 移東路徑出現於山坡地西北部邊緣與都市區域邊緣之建成區域中。	若干「竹林地」、「崩塌地」及「其他用地」周邊區域之移動路徑分佈密度較稀疏。 研究區域中部地區之移動路徑分佈較為稀疏。
生物棲地模式 模擬路徑 D	移動路徑於研究區域東北部之分佈相當稀疏。 移動路徑於中部區域南端之分佈較為稀少。 分佈於研究區東北部「崩塌地」及「闊葉林」區域中之移動路徑相當稀少。	
生物棲地模式 模擬路徑 E	山坡地西北部邊緣區域移動路徑分佈稀少。 大多區域移動路徑分佈密集。	

資料來源：本研究整理

由上表中分析結果之相同處可發現，搜尋點之移動路徑普遍分佈於大面積之闊葉林區或滲透率較高之區域，並且以其為向外發散之據點，而在圖中許多完全無移動路徑分佈之區域，不外乎為河流、道路以及小徑分佈之區域，尤其，河川之流域分佈愈廣，可能造成之阻絕愈大。而這些線性景觀元素的分佈愈密集，則將造成更大之阻隔性。此外，大面積之低滲透率區域，如竹林地、其他用地或水稻田等景觀元素，亦對於搜尋點之移動造成阻礙。由此可推測，嵌塊體之面積大小對於搜尋點之移動而言具有相當之影響力，而廊道之寬度及分佈之密度亦對其移動造成強烈之影響。

三、重要生物棲地區位搜尋：

根據上述 375 個搜尋點，進行移動 1000 次之模擬結果，可以發現其路徑分佈之趨勢。在本階段，為了進一步探討重要生物棲地之區位及其相對之重要程度，利用 Auto Lisp 工具，偵測所有網格單元被搜尋點穿越之次數，同時加以統計，並依經過次數繪出層級圖，以分析棲地之重要程度。

(一) AutoLisp 設計：

根據 Auto Lisp 之分析統計，可知五次模擬中，在第五次生物棲地模式模擬路徑 E 中，出現網格單元被穿越次數之極大值 57，最小值為 0，而 5 次模擬中，網格單元被穿越次數之極大極小數值如下(表 11 網格單元穿越次數極值表)，所有模擬之極大值大於 39 以上，網格單元之滲透率由 0.76 至 0.95，皆屬於高滲透率之區域。

表 11 網格單元穿越次數極值表

模擬項目	穿越次數極大值			穿越次數極小值
	極大值	網格編號	網格單元滲透率	
生物棲地模式模擬 A	39	6343	0.95	0
生物棲地模式模擬 B	43	4860	0.88	0
生物棲地模式模擬 C	50	4647	0.88	0
生物棲地模式模擬 D	44	5264	0.76	0
生物棲地模式模擬 E	57	5501	0.95	0

資料來源：本研究整理

根據上表，本研究將進行生物棲地分級之工作。將 0 57 依等距劃分，由於各個生物棲地模擬模式之穿越次數極大值有所差異，若分級之間距過大，等級過少，將無法比較各模擬模式間彼此之異同，同時，為使結果更為顯著，需透過間距較小之等級劃分展現，因此，將間距訂為 6，可得到下列分級依據(表 12 棲地分級依據表)：

表 12 棲地分級依據表

穿越次數	0	5	6	11	12	17	18	23	24	29	30	35	36	41	42	47	48	53	54	59
棲地等級	10		9		8		7		6		5		4		3		2		1	

資料來源：本研究整理

以下，即針對上表之分級，透過 Auto Lisp 輔助而繪製出各生物棲地模式之模擬分級圖(圖 34 生物棲地模式模擬分級圖 A、圖 35 生物棲地模式模擬分級圖 B、圖 36 生物棲地模式模擬分級圖 C、圖 37 生物棲地模式模擬分級圖 D、圖 38 生物棲地模式模擬分級圖 E)，並依據其結果，進行討論與分析，以作為進行最終評估生物棲地重要性之依據。

(二) 生物棲地分級與分析：

經過 Auto Lisp 之繪製記錄，並利用 EXCEL 統計軟體計算分析，可得到下表(表 13 網格單元穿越次數統計表)：

表 13 網格單元穿越次數統計表

項目	模擬 A		模擬 B		模擬 C		模擬 D		模擬 E	
	穿越數目	佔所有網格比例(%)	穿越數目	佔所有網格比例(%)	穿越數目	佔所有網格比例(%)	穿越數目	佔所有網格比例(%)	穿越數目	佔所有網格比例(%)
棲地等級 1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.003
棲地等級 2	0	0	0	0	1	0.003	0	0	1	0.003
棲地等級 3	0	0	1	0.003	2	0.006	1	0.003	4	0.013
棲地等級 4	4	0.013	9	0.030	14	0.047	2	0.006	11	0.037
棲地等級 5	30	0.100	26	0.087	54	0.181	12	0.041	20	0.067
棲地等級 6	121	0.406	87	0.291	174	0.582	63	0.211	76	0.254
棲地等級 7	334	1.117	366	1.224	357	1.194	401	1.341	268	0.897
棲地等級 8	1092	3.653	1160	3.881	975	3.262	1280	4.283	1111	3.717
棲地等級 9	3659	12.241	3682	12.318	3342	11.181	3441	11.511	3919	13.111
棲地等級 10	24652	82.470	24561	82.166	24973	83.544	24692	82.604	24481	81.898
總計	29892	100	29892	100	29892	100	29892	100	29892	100

資料來源：本研究整理

由上表之比較可知，五種模擬之棲地等級中，各穿越次數比例之相對比重大致相似，可推測在本研究區中，無論是最佳、次佳或是最差之棲地類型間應具有一定之比重，另外，從上表可看出，等級 1 至 8 之棲地類型都相當之稀少，總計約佔全研究區 5% 以內，而等級 9 之棲地類型稍多，總計約佔全研究區 12% 左右，棲地等級 10 之棲地類型最多，約佔全研究區之 83%。以下，將針對各種模擬分級之情形提出說明與分析：

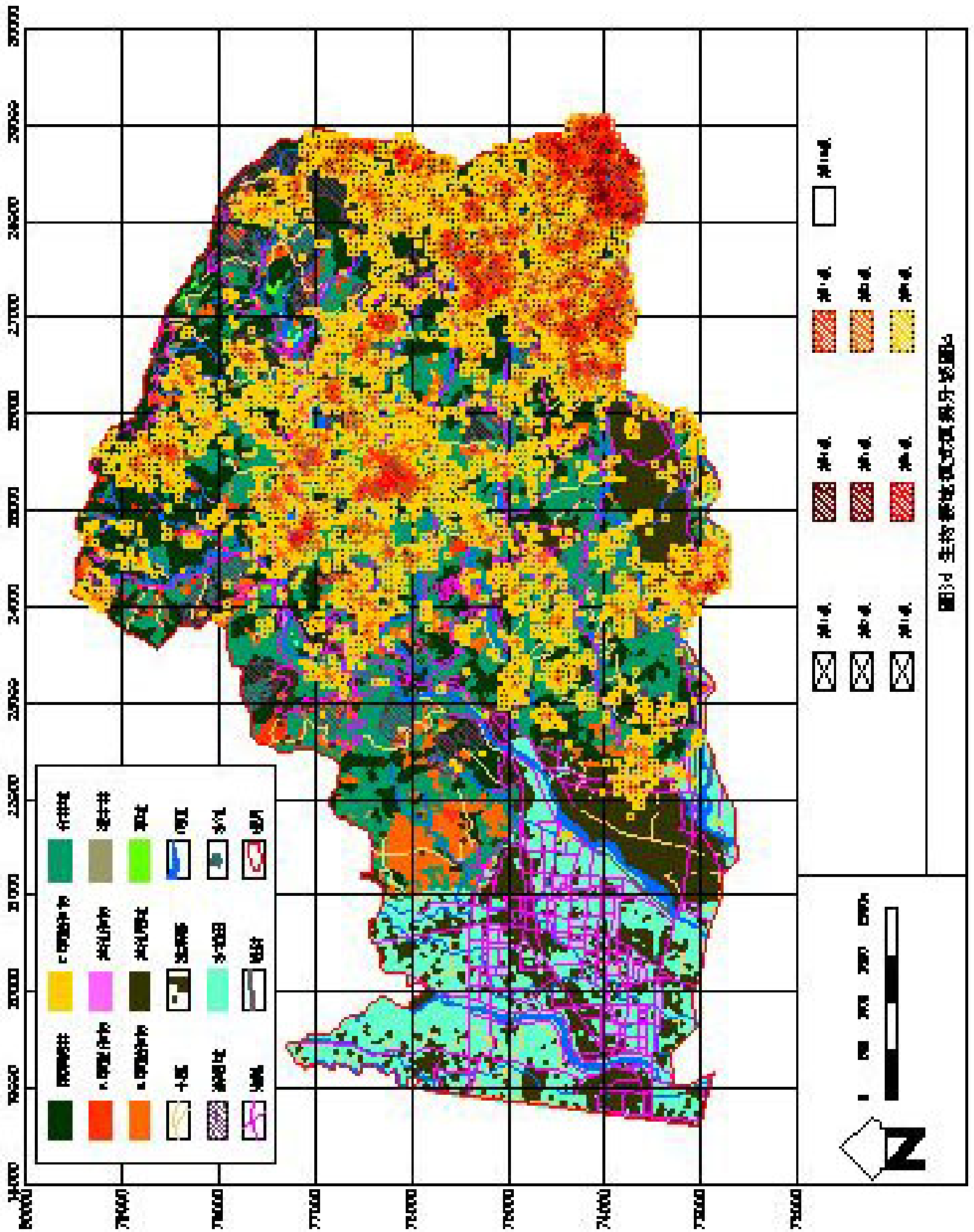


图3d 生物景观模式识别分图

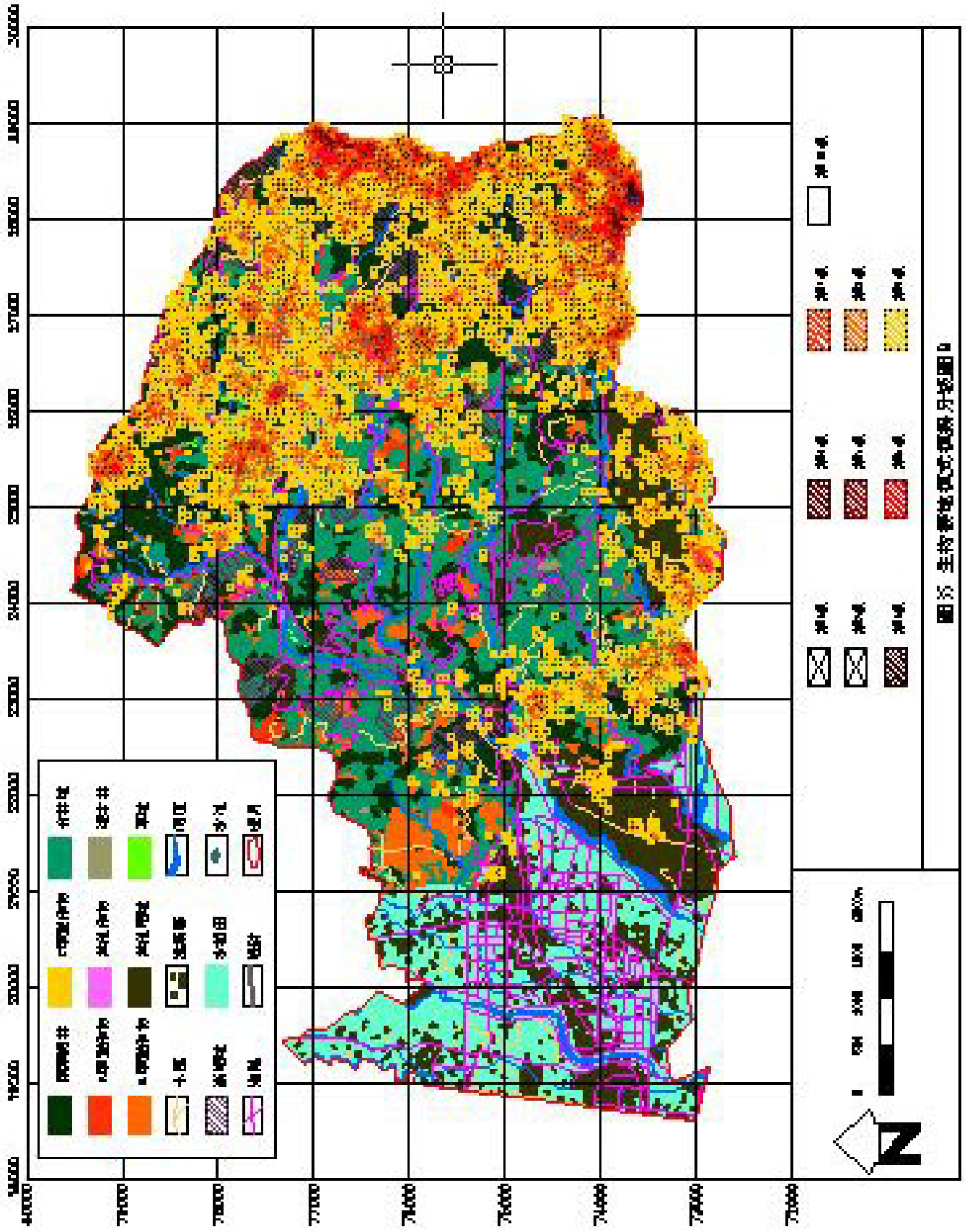


图 5 生物资源现状图

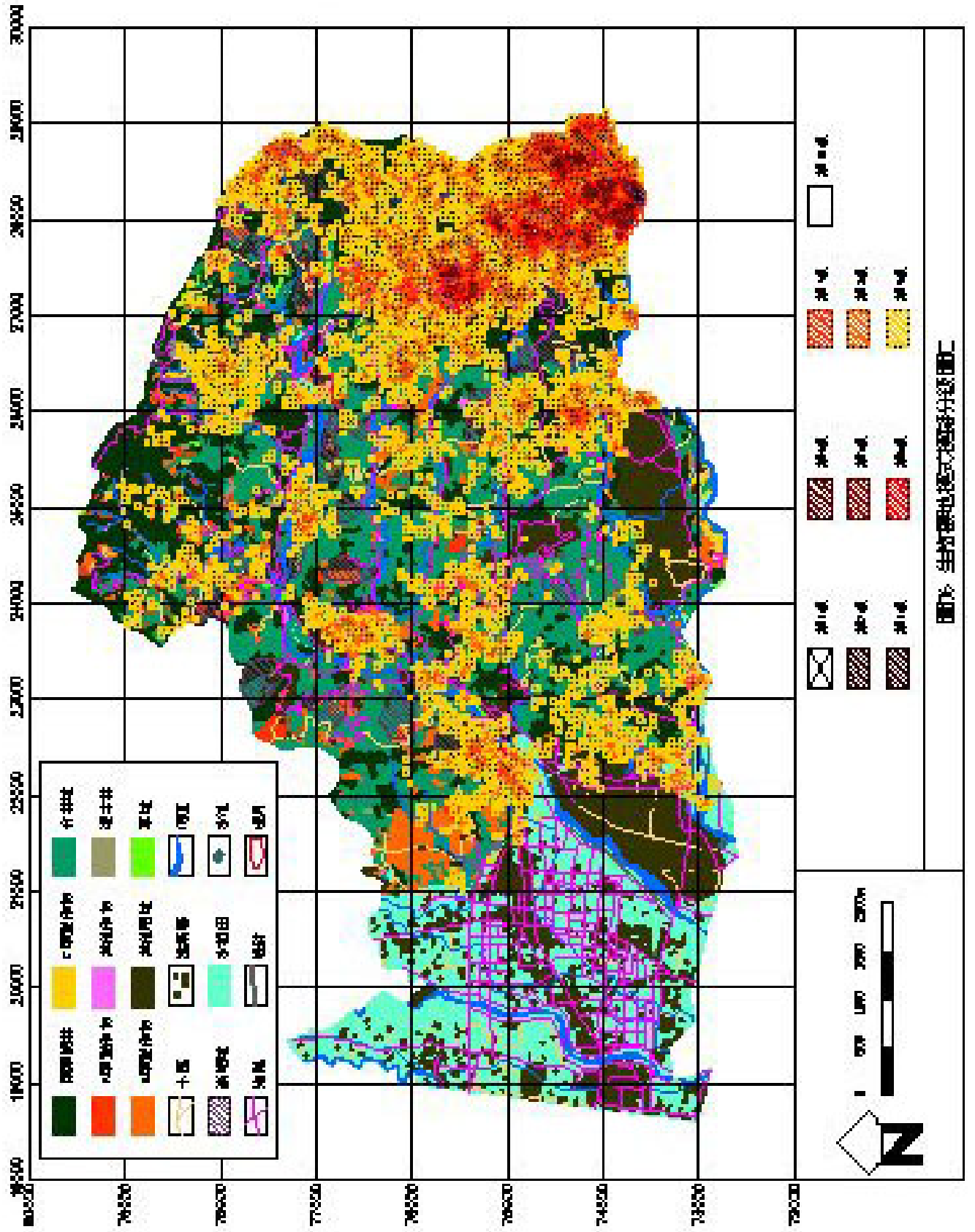


图7-6 生物圈地覆式地覆分类图二

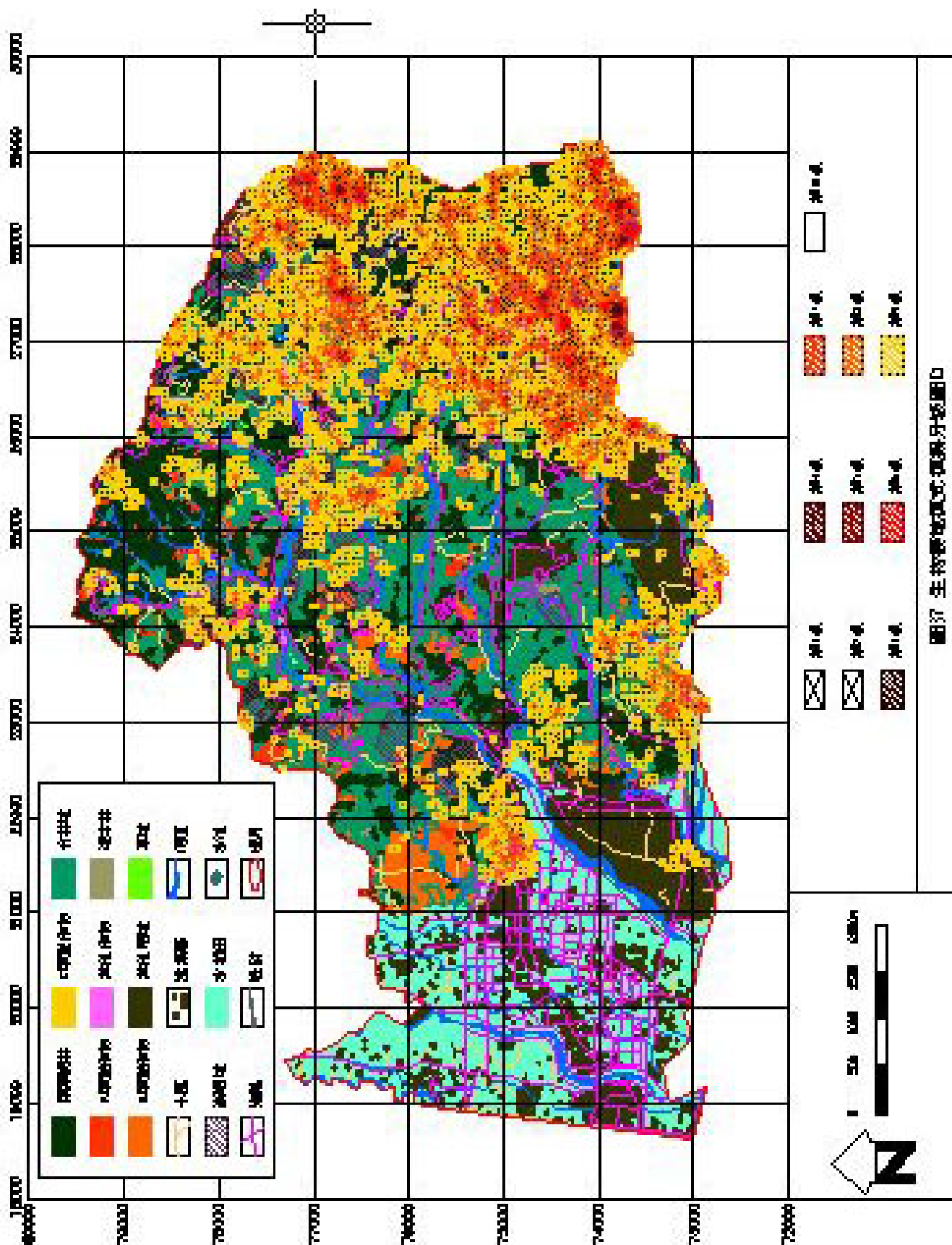


图 3 生物景观模式-禹梁河流域图

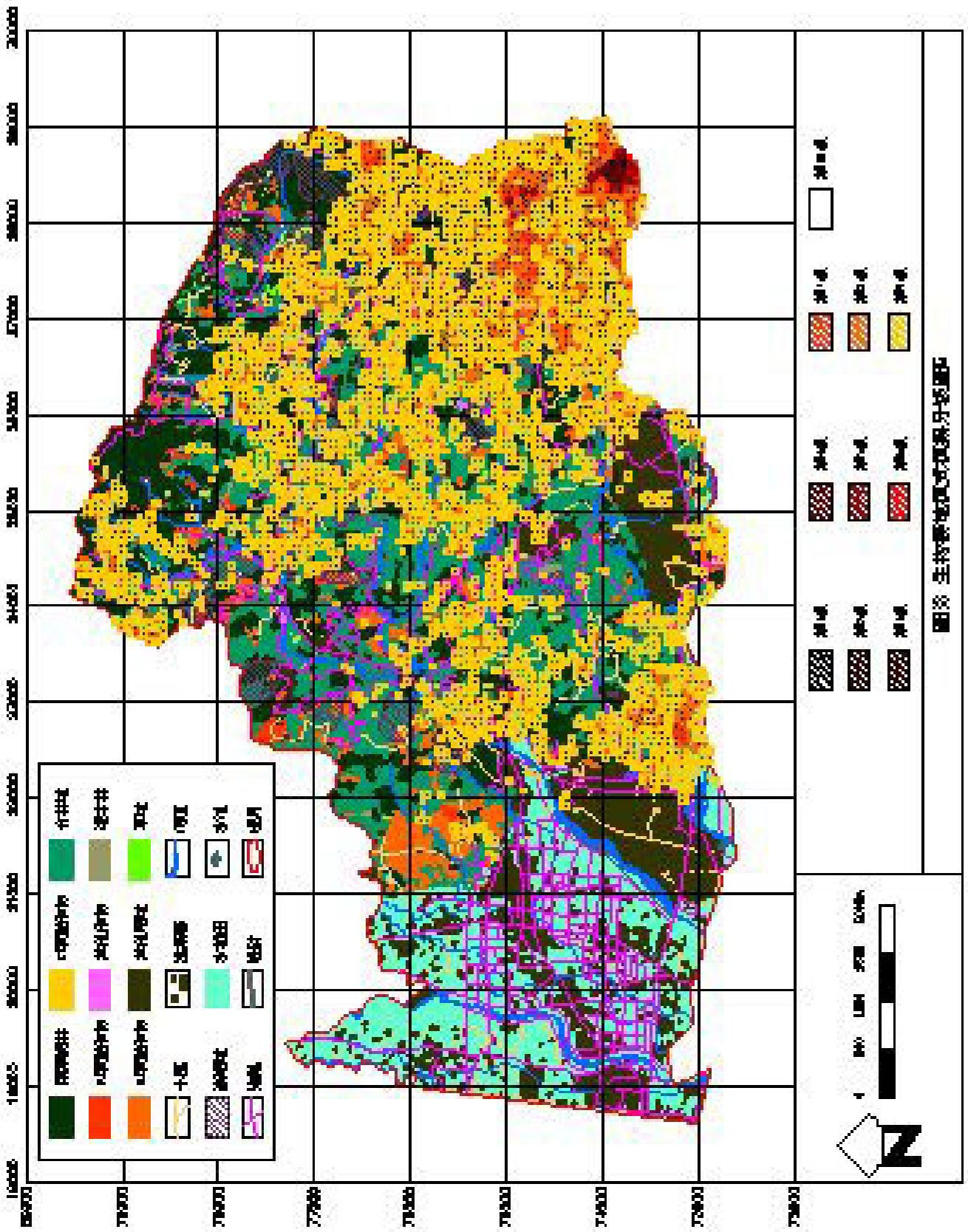
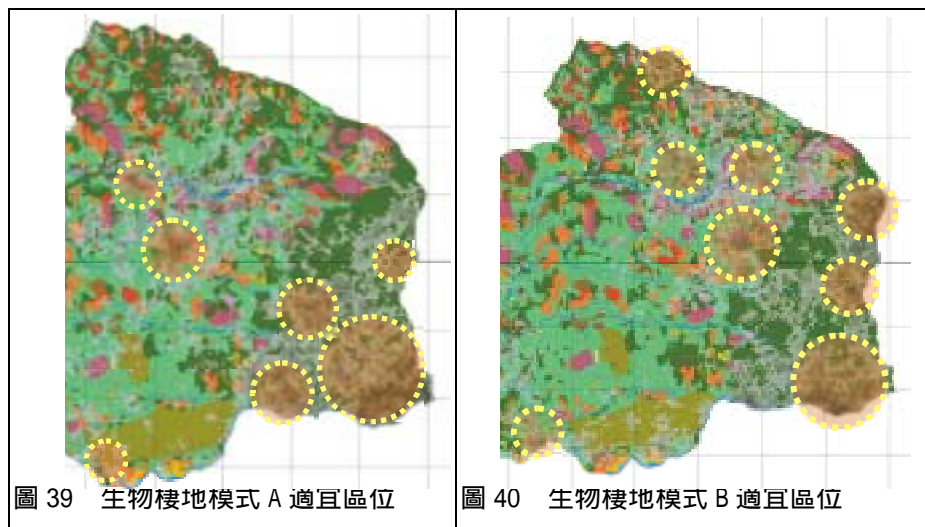


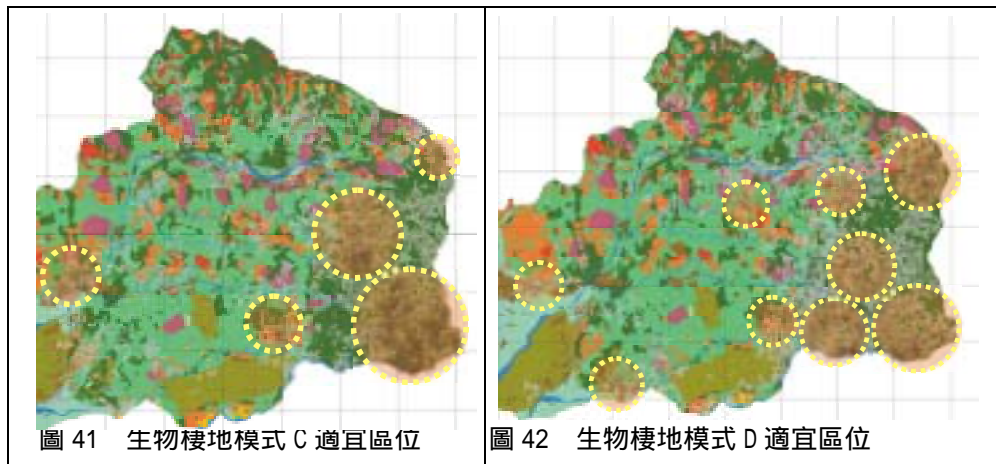
圖 3 生態環境地理要素分類圖

1. 生物棲地模式模擬分級 A (圖 34): 最高級之生物棲地集中於研究區最東南之角落, 此區域為小徑及研究區南方之河流所圍塑, 景觀元素之組成全為闊葉林之環境。少數分佈於中北部區域, 其景觀組成為闊葉林及各類型作物, 且此區南北均有河流穿越。而山坡地西南部、北部大多為次級之生物棲地, 呈現零星分佈。由圖上可發現, 較佳之棲地多集中大面積之景觀嵌塊體中 (圖 39)。
2. 生物棲地模式模擬分級 B (圖 35): 最高級之生物棲地集中於研究區東南方以及東部之邊緣地帶, 尤其是 5 級以上之生物棲地, 沿著東南部邊緣分佈。這些區域為道路及河流所圍塑, 景觀組成多為大面積之闊葉林區。而在東北部之闊葉林區以及各類型作物區間亦有較佳之棲地分佈, 而中部地區及山坡地西北部幾乎無高級生物棲地存在。另有少數較佳棲地分佈於山坡地西南部邊緣之闊葉林區中。由圖上可發現, 較佳之棲地多集中於河流及道路間之完整景觀元素中 (圖 40)。



3. 生物棲地模式模擬分級 C (圖 36): 最高級之生物棲地分佈於研究區東南部之闊葉林區, 為道路及河流所切割。除此之外, 其他較佳之生物棲地零星分佈於山坡地西南部及北部 (圖 41), 其景觀元素多由闊葉林、各類型作物以及其他用地所組成。由圖上可見, 較佳之棲地除分佈於大面積之闊葉林嵌塊體中, 在山坡地中西部亦沿著河流兩旁之闊葉林區分佈。
4. 生物棲地模式模擬分級 D (圖 37): 最高級之生物棲地分佈於研究區東南部邊緣及東部, 除了部分區域因道路及河流阻斷,

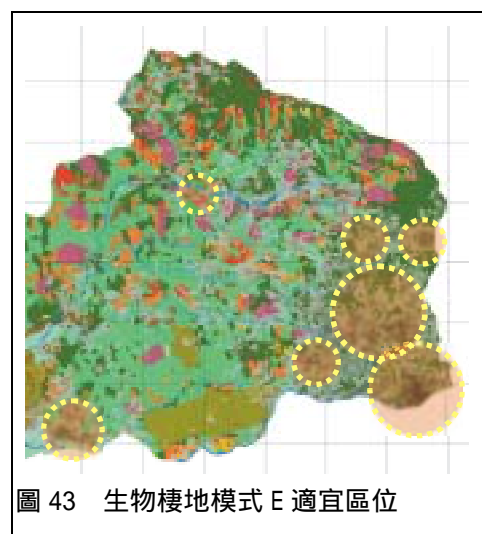
並無較佳之棲地分佈，整個東部之闊葉林區幾乎都有優良生物棲地存在，而在山坡地東北部及山坡地西部、西南部邊緣有較佳生物棲地之分佈（圖 42），其景觀元素多由闊葉林、各類型作物組成。山坡地中部地區及西北部則無較適宜之生物棲地存在。而從圖上可知，優良之生物棲地分佈止於研究區西部之河流、水道以及建成區。



5. 生物棲地模式模擬分級 E（圖 38）：最高級之生物棲地分佈於研究區東南方角落、東部、北部地區以及山坡地西南方角落，其景觀元素多為闊葉林、各類型作物以及其他用地。而在山坡地西部以及北部亦有較佳之生物棲地零星分佈（圖 43），其多集中於較大面積之闊葉林區域或各類型作物區中。在圖 39 中，較無法看出河流或道路對生物棲地分佈之影響。

（三）生物棲地適宜分佈：

綜合上述五種棲地模擬分級之分析與說明，可知較佳之生物棲地分佈多位於相似之區域，如研究區東部、東南部、山坡地西南部以及山坡地中北部地區。為了整合出生物棲地適宜之分佈位置，本研究透過 Auto Lisp 計算統計，將五個生物棲地模式模擬分級資料加總平均，以取得本模擬經過隨機計算之後的常態分佈情形，最後得到生物棲地模式模擬綜合分級圖（圖 44）。



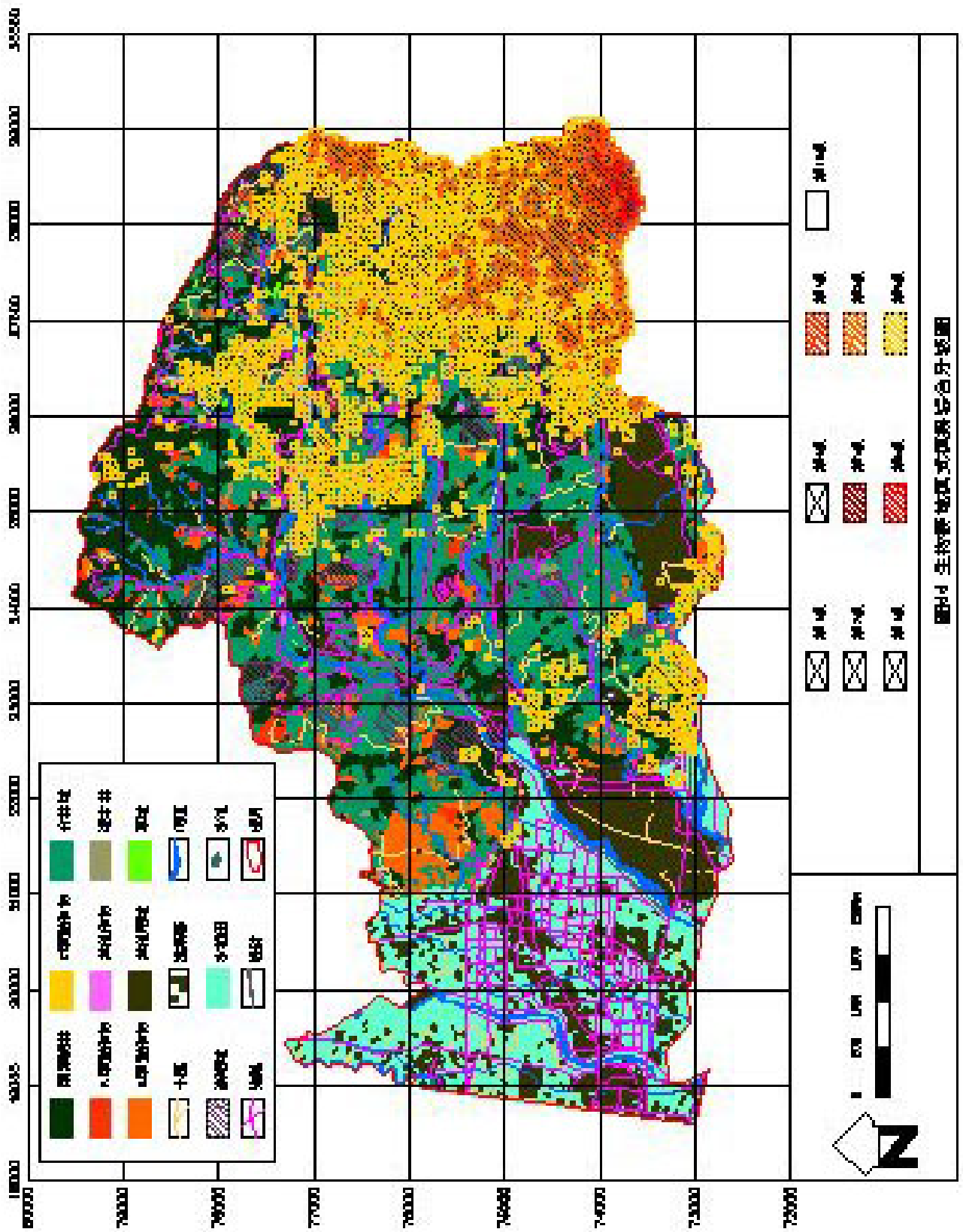


图14 生物资源调查成果图

由生物棲地模式模擬綜合分級圖可明顯看出最高級之生物棲地集中於研究區東南方角落之闊葉林區，此區域由小徑及河流所包圍，其闊葉林區相對於研究區其他區域而言，不僅具有完整之大面積嵌塊環境，小徑、河流分枝所造成之衝擊亦小，因此，此區域具有最優勢之生存棲地。由此區向西之闊葉林區，亦為較佳之棲地，然而由於道路之增加，以及滲透率較低之竹林地環境逐漸增多，造成優勢棲地逐漸減少。在山坡地西南方之闊葉林區，較少為廊道所切割，同時其環境組成多屬於高滲透率之景觀元素，因此亦為較佳之生物棲地。惟其西側具有大面積之河流以及低滲透率區域，因此優良之生物棲地於山坡地西側即不存在。山坡地西北及北部原具有大面積之闊葉林區域，中部亦有闊葉林區之零碎分佈，理應具有較佳之生物棲地，然綜合觀之，其均為密集之河流切割，或為較高密度之道路網所影響，而山坡地中部及西北部更受零碎建成區之影響，相對於東南部之區域而言，此區域之棲地不具優勢(圖 45 生物棲地模式模擬綜合適宜區位)。

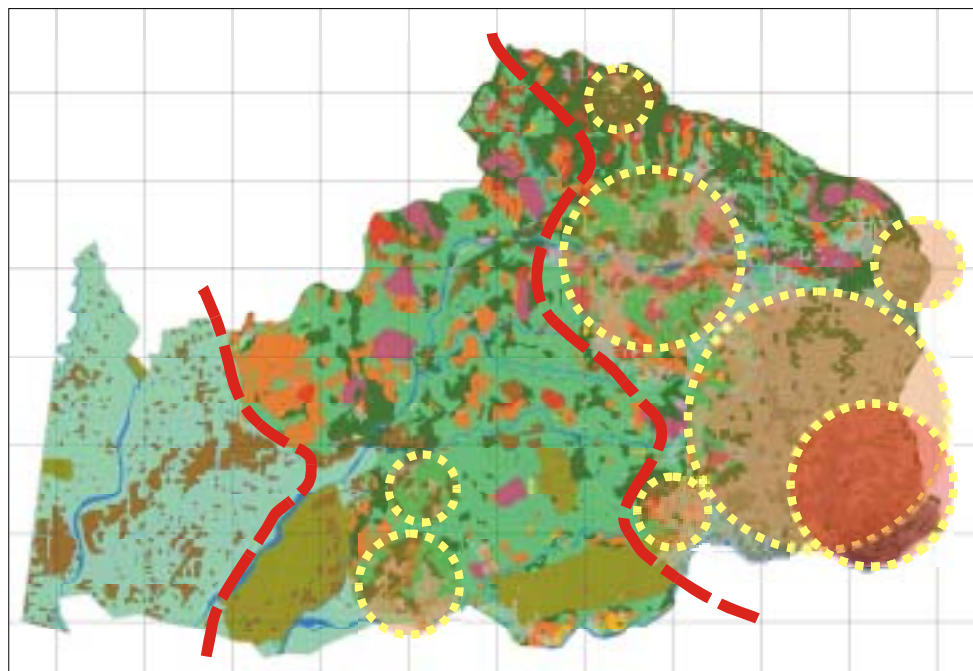


圖 45 生物棲地模式模擬綜合適宜區位

綜合上述分析及討論，可推論在本研究區中，對於赤腹松鼠而言具有較佳生存優勢之區域，包括：

1. 研究區東南部之闊葉林區。
2. 山坡地中北部之區域，包括各類型之景觀元素。

3. 山坡地西南部邊緣之闊葉林環境。
4. 研究區北部之闊葉林區。
5. 研究區中部之零星闊葉林、各類型作物區。
6. 山坡地西部之零星闊葉林、各類型作物區。

第五章 結論與建議

第一節 研究檢討

- (一) **實證生物調查資料**：本研究之主要目的在建立生物移動之模擬模型，藉此發掘台中市大坑地區適宜赤腹松鼠生存之棲地，因此，重點在於模型架構之建立，而針對研究中赤腹松鼠生育環境相關文獻不足、各景觀元素無精確之滲透率之部分，牽涉到目前在相關領域研究成果之豐富程度，在台中市大坑地區，關於生物以及環境資源之調查仍相當有限，因此在本研究之實證研究部分，各個生物或環境參數之給定無法根據現有之精確數據進行之。然其並不影響模型之建構，若日後取得更精確之生物環境資料或景觀變數滲透率之相關研究資料，可將其應用於已建構之模擬模型，在模型之部分，僅需針對不同之研究目標或實證生物進行參數之修正及權重之調整，換言之，此模擬模型可根據不同之生物資訊而反應出相對應之模擬結果，其具有使用之普遍性。
- (二) **研究工具**：在研究工具之操作上，GIS 之相關工具系統具有強大之資料屬性查詢及分析能力，然其程式語言模組 Avenue 之學習較為困難，且目前在操作上需要較高之技術，因此，本研究僅在山坡地土地利用類型資料之轉換時應用到 GIS，在進行生物移動模組之實驗時，則主要使用 AutoCAD 之程式語言工具 Auto Lisp 將其架構建立完成，除因其具有強大之繪圖能力，同時在 Auto Lisp 之環境下可快速完成研究所需之模型架構。
- (三) **景觀元素權重**：在景觀元素之權重給定上，採用數學組合法之線性組合法，雖然可以解決景觀元素之間的相依問題，但是在權重之給定上可能因主觀判斷造成若干之影響，因此，本研究所建構之模型應該再加以檢討的部分為權重參數之擬定部分，未來若有更詳細之生物與景觀元素間之量化數據，將可使研究之部分更

加完善。

- (四) **土地利用類型圖**：在景觀元素之資料建構方面，由於國內相關單位建構之數位化資料不足，同時各單位間之資料並無完善之整合流通，因此，本研究在取得三種大坑地區景觀元素資料後，再透過人工繪製將所有堪用資料整合。由於取得之資料已為二手資訊，再經由人工數化後，資料可能出現若干誤差。
- (五) **隨機點**：在模擬中，由於大坑地區現有生物調查資料之不足，所以搜尋點之投入採取隨機之方式，在研究區現有之闊葉林區投入。隨機投入之區域或許具備極佳之生存條件，但其於現實環境中或許並無赤腹松鼠之存在，可能造成研究之若干誤差。
- (六) **棲地分級**：本研究在棲地分級時採取 10 級之分類，優點在於可凸顯最佳及最劣之棲地環境，清楚觀察優劣棲地之分散狀態，缺點在於棲地之分級過多，造成判讀之困難。

第二節 結論

依據景觀生態學中各類景觀元素對生物之影響，以及其原理之應用，結合新穎之電腦科技，並配合實證生物之習性、生活資料，可建構出模擬實證生物移動、分散之模擬模型，並據此推測研究區中對於實證生物而言最重要之生物棲地。本節包括研究結果之說明及後續研究之建議

一、研究成果

- (一) **模擬模型建構**：在模擬模型的建構上，本研究根據模擬模型之相關文獻回顧、景觀生態學原理以及土地使用規劃方法，建構出模擬赤腹松鼠在景觀環境中移動、分散之模擬模型，並配合 GIS 以及 AutoCAD 軟體之程式語言 Auto Lisp 進行模擬以及實證，得到赤腹松鼠之適宜生物棲地分佈。
- (二) **高解析網格單元劃分**：本研究在研究區網格單元之建構方面，採取了一個高解析的劃分單元。透過 50 公尺x50 公尺之網格單元劃分，可以使得研究之誤差縮小，並使研究區中景觀元素之特徵更加顯著。藉由上述設定，可確保本研究有更精準之模擬歷程與結果。

- (三) **電腦程式輔助應用**：由於研究區之尺度較大，網格單元數目眾多，模擬所需之時間及人力皆無法估計，透過 AutoCAD 軟體之程式語言 Auto Lisp，將模擬模型建構於電腦環境中，並進行電腦計算，除可大幅度縮短模擬所需之時間，同時提高實證研究之精確度。
- (四) **景觀生態學原理呼應**：由各模擬結果觀之，可與景觀生態學中之各類原理相印證，包括：
 1. 面積較大之嵌塊體，其內部適合生物之棲息。
 2. 密集之道路或河流廊道造成生物穿越之困難。
 3. 完整之嵌塊體適合生物之生存棲息，而破碎之嵌塊體不利棲息，卻可成為生物移動之跳板。

二、後續研究建議

- (一) **建構不同類型模擬模型**：本研究之模擬建構部分，實證生物選定為赤腹松鼠，其為陸生哺乳動物，且其非為群居性生物，因此本模擬模型在往後之應用時，仍應以個體生活之陸生動物為主。若以鳥類或群居生物進行相關研究，應針對其生活習性以及景觀環境與其關聯性，對模擬模型加以修正，以進行後續之實證工作。
- (二) **修正模擬參數或次數**：本研究礙於時間及設備，因此實證結果以五次之模擬進行分析，今後若從事相關研究，可藉此已建構模擬模型，透過更多次數之模擬，取得更為精確之結果。
- (三) **縮小研究範圍**：建議未來若從事相關研究，可將研究範圍縮小，以取得更詳細之研究區景觀元素分類及其屬性資料，藉此使模擬結果更為精確。
- (四) **訂定更合理之棲地分級**：棲地之分級多，可凸顯研究成果，卻過於瑣碎。分級少，可使結果清晰易讀，但無法明確判讀最佳或最劣棲地之位置。應依研究之需求及限制，訂定合理之層級。
- (五) **研究景觀元素滲透率**：未來進行相關研究，可朝向生物與景觀元素滲透率之相關性發展，透過精確之研究結果，使本模擬模型架構更為完整。
- (六) **給定更精確之權重**：景觀元素對於實證生物之影響，未來可透過德爾菲法 (delphi method) 取得相關領域專家學者之意見，

以取得更具可信度之景觀元素之權重。

- (七) 加入影響行為因子：人類之活動與松鼠之行為可能相互影響，造成模擬結果之不同，未來可訂定將其彼此間之影響因子，使模擬模型之架構更加完整。

參考書目

1. 王秀琴、賴世剛，1999，山坡地等環境資源量化基準與規劃評估之研究—以台北縣為例，行政院環保署 88 年度研究報告；EPA—88—E102—03—004
2. 王小璘、吳慧儀，2001，都市廊道景觀生態功能評估架構之研究-----以台中市東光園道為例，造園學報 7 (2): 99-119
3. 王小璘、曾詠宜，2000，由景觀生態觀點評估都市公園綠地區位之研究---以台中市東峰公園與豐樂公園為例，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集：381-395
4. 王小璘、劉若瑜，2001，由生態設計觀點評估都市基質之研究---以台中市東區及南屯區為例，設計學報 6 (2): 1-10
5. 王小璘、詹立光，1996，大坑坡地住宅開發景觀生態環境影響因子及開發評價之研究，第一屆造園景觀與環境規劃設計研究成果研討會論文集：323-334
6. 王小璘、何欣怡，2000，以景觀生態觀點探討都市綠園道評估因子之研究---以台中市經國園道為例，第十二屆建築研究成果發表會論文集：881-884
7. 尤少彬，1979，溪頭地區赤腹松鼠之族群，國立台灣大學動物學研究所碩士論文
8. 尤少彬，1981，臺灣赤腹松鼠的生態與防治--兼論不平衡自然體系下之野生動物問題，科學月刊 12 (6): 9-11
9. 尤少彬、林曜松、霍華德，1992，溪頭赤腹松鼠生活圈之動態，中央研究院動物研究所集刊 31 (3): 199-211
10. 李玲玲，1982，赤腹松鼠之行為研究，國立台灣大學動物學研究所碩士論文
11. 吳柏緯，1996，從景觀生態學觀點探討都市景觀環境規劃與準則之建立，國立成功大學建築研究所碩士論文
12. 肖篤寧，1993，景觀空間結構的指標體系和研究方法，景觀生態學理論、方法與應用，地景出版社
12. 周蓮香，1983，台北植物園赤腹松鼠之行為研究，國立臺灣大學動物學研究所碩士論文
13. 洪得娟、顏家芝、李麗雪譯，1998，都市和自然作用，田園城市文化出版社
14. 俞孔堅，1993，物保護的景觀生態安全格局，景觀生態學理論、方法與應用，地景出版社
15. 黃松根，1979，六龜試驗林松鼠為害之調查及防治研究，臺灣省林業試驗所試驗

報告 318:1-17

16. 黃書禮, 1987, 應用生態規劃方法於土地使用規劃之研究, 中興大學都市計畫研究所
17. 黃秀婉, 1998, 山坡地開發與地理資訊系統之應用, 國立中興大學都市計畫研究所碩士論文
18. 郭林海, 1993, 景觀異質性對干擾傳播的影響及其預測, 景觀生態學理論、方法與應用, 地景出版社
19. 郭寶章, 2000, 松鼠研究在臺灣: 回顧與影響, 野生動物保育彙報及通訊
20. 凌德麟、李伯賢, 2001, 從景觀生態觀點探討都市綠地之棲地規劃, 第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集:254-274
21. 張小飛, 1991, 以生態規劃法探討惠蓀林場土地利用, 東海大學景觀學系碩士論文
22. 張學文, 1999, 生物族群與群落, 台灣書局
23. 張俊彥, 1999, 以塊區形狀進行公園綠地評估之應用研究, 造園學報 6 (1/2): 117-131
24. 張俊彥、張高雯, 2001, 景觀生態結構與鳥類多樣性之相關研究, 第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集:275-292
25. 張俊彥、洪佳君、曾心嫻譯, 2001, , 景觀建築及土地使用計畫之景觀生態原則, 地景企業股份有限公司
26. 張啟德譯, 1974, 景觀生態學, 田園城市文化事業有限公司
27. 陳玉峰, 1997, 展讀大坑天書, 台灣地球日出版社
28. 陳永森, 1995, , 台灣海岸地區土地利用管理之研究—以景觀生態學應用於鹿港地區為例, 國立中興大學法商學院都市計畫研究所碩士論文
29. 陳恩倫, 1988, 溪頭、杉林溪松鼠分佈差異與生育地因子之關係, 國立台灣大學森林學研究所碩士論文
30. 遊登良, 1989, 太魯閣國家公園野生哺乳動物資源與經營, 內政部營建署太魯閣國家公園管理處
31. 趙婉玲, 1995, 台北區都會發展與水資源利用關係之研究---生態經濟系統模型與動態模擬方法之應用, 國立中興大學都市計畫研究所碩士論文
32. 趙羿、李月輝, 2001, 實用景觀生態學, 科學出版社
33. 詹世煌, 1984, 機率過程, 小園出版社
34. 顏正平、林致遠, 2001, 台中市山坡地 (大坑地區) 潛在崩場地勘定及防制對策

(含監測系統設置規劃)研究(二), 台中市政府

35. 蘇文貴, 1993, 景觀生態研究與地理信息系統, 景觀生態學理論、方法與應用, 地景出版社
36. 鄭錫奇等, 1997, 台中縣市的野生動物, 台灣省特有生物研究保育中心、台灣省政府農林廳
37. Apeldoorn, R. C. V., J. P. Knaapen, P. Schippers, J. Verboom, H. V. Engen, and H. Meeuwsen. 1998. Applying ecological knowledge in landscape planning: a simulation model as a tool to evaluate scenarios for the badger in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 41:57-69.
38. Bellmann, K. 2000. Towards to a system analytical and modelling approach for integration of ecological, hydrological, economical and social components of disturbed regions. *Landscape and Urban Planning* 51:75-87.
39. Blackwell, P. G. 1997. Random diffusion models for animal movement. *Ecological modeling* 100:87-102.
40. Boone, R. B., and M. L. Hunter. 1996. Using diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. *Landscape Ecology* 11:51-64.
41. Boose, R. B., and W. B. Krohn. 2000. Predicting broad-scale occurrences of vertebrates in patchy landscapes. *Landscape Ecology* 15:63-74.
42. Dramstad, W. E., J. D. Olson, and R. T. T. Forman. 1996. Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning. Harvard University Graduate School of Design.
43. Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons Inc.
44. Fortin, M. J., R. J. Olson, S. Ferson, L. Iverson, C. Hunsaker, G. Edwards, D. Levine, K. Butera, and V. Klemas. 2000. Issues Related to the Detection of Boundaries. *Landscape Ecology* 15:453-466.
45. Gardner, R. H., B. T. Milne, and R. V. O'Neill. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:19-28.
46. Gardner, R. H., and R. V. O'Neill. 1990. Pattern, Process, and Predictability: The Use of Neutral Models for Landscape Analysis. in M. G. T. a. R. H, editor. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Gardner.

47. Gordon, G. 1978. System simulation. Prentice-Hall.
48. Haydon, D. T., J. K. Friar, and E. R. Pianka. 2000. Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia. A spatial and temporal landscape model. *Landscape Ecology* 15:407-423.
49. Hopkins, L. D. 1977. Methods for Generating Land Suitability Maps: A Comparative Evaluation. *American Institute of Planners* 43:386-400.
50. Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.
51. Lang, P., A. Muller, R. Lenz, T. Selige, and E. M. Forster. 1997. Landscape modeling and GIS applications in the Munich Research Association for Agricultural Ecosystems (FAM). *Landscape and Urban Planning* 37:11-18.
52. Leffelaar, P. A. 1993. On Systems Analysis and Simulation of Ecological Processes with Examples in CSMP and FORTARN. Kluwer Academic publishers, dordrecht, boston, london.
53. Lewis, P. A. W. 1989. Simulation methodology for statisticians, operations analysts, and engineers. E.J. Orav.
54. Li, Q. J., and H. Zheng. 1996. A dynamic landscape simulation model for the alkaline grasslands Songnen Plain in northeast China. *Landscape Ecology* 11:339-349.
55. Liu, J., and P. S. Ashton. 1998. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulation forest dynamics in landscape mosaics. *Ecological Modelling* 106:177-200.
56. McGuckin, C. P., and R. D. Brown. 1995. A landscape ecological model for wildlife enhancement of stormwater management practices in urban greenways. *Landscape and Urban Planning* 33:227-246.
57. Naveh, Z. 2000. What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* 50:7-26.
58. Neelamkavil, F. 1986. Computer simulation and modelling. Wiley.
59. Pirnat, J. 2000. Conservation and management of forest paths and corridors in suburban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 52:135-143.

60. Pritsker, A. A. B. 1979. Introduction to simulation and SLAM. Wiley : distributed by Halsted Press.
61. Reyes, E., M. L., J. F. Martin, G. P. Kemp, J. W. Day, and V. Aravamuthan. 2000. Landscape modelling of coastal habitat in the Mississippi Delta. *Ecology* 81(8):2331-2349.
62. Roy, P. S., and S. Tomar. 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. *Biological Conservation* 95:95-109.
63. Saura, S., and J. M. Millan. 2000. Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology* 15:661-678.
64. Sklar, F. H., and R. Costanza. 1990. The Development of Dynamic Spatial Models for Landscape Ecology : A Review and Prognosis. in M. G. T. a. R. H, editor. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Gardner.
65. Stauffer, D., and A. Aharony. 1992. Introduction to Percolation Theory. Taylor and Francis.
66. Swenson, J. J., and J. Franklin. 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. *Landscape Ecology* 15:713-730.
67. Tang, S. M., J. F. Franklin, and D. R. Montgomery. 1997. Forest harvest patterns and landscape disturbance processes. *Landscape Ecology* 12:349-363.
68. Tischendorf, L. 1997. Modelling individual movements in heterogeneous landscapes: potentials of a new approach. *Ecological Modelling* 103:33-42.
69. Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes. *Landscape Ecology* 16:235-254.
70. Tischendorf, L., and L. Fahrig. 2000. How Should Measure Landscape Connectivity. *Landscape Ecology* 15:633-641.
71. Tischendorf, L., U. Irmeler, and R. Hingst. 1998. A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecological Modelling* 106:107-118.
72. Tucker, K., S. P. Rushton, R. A. Sanderson, D. B. Martin, and J. Blaiklock.

1997. Modelling bird distributions-a combined GIS and Bayesian rule-based approach. *Landscape Ecology* 12:77-93.
73. Turner, M. G., R. H. Gardner, V. H. Dale, and R. V. O'Neill. 1989. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. *Oikos* 55:121-129.
74. With, K. A., and T. O. Crist. 1996. Translating across scales: Simulation species distributions as the aggregate response of individuals to heterogeneity. *Ecological Modelling* 93:125-137.
75. Wu, H. I., B. L. Li, T. A. Springer, and W. H. Neill. 2000. Modelling animal movement as a persistent random walk in two dimensions: expected magnitude of net displacement. *Ecological modelling* 132:115-124.
76. Yo, H. P., Y. S. Lin, and W. E. Howard. 1992. Home range dynamics of red-bellied tree squirrels (*callosciurus erythraeus*) in CHITOU, Bull. Inst. Zool. Academic Sinica 31 (3) :199-211.
77. Ziff, R. M. 1985. Test of scaling exponents for Percolation -Cluster perimeters. *physical review letters* 56:545-548.
78. Ziv, Y. 1998. The effect of habitat heterogeneity on species diversity patterns: a community-level approach using an object-oriented landscape simulation model (SHALOM). *Ecological modelling* 111:135-170.

附錄

模擬模型實證研究程式

程式語言 Auto Lisp 設計撰寫：東海大學建築系 許宏霖

```
(defun main ()  
  (setq ct 1)  
  (repeat 2  
    (move 3 50)  
    (setq da-loc (ui-da11 data 4))  
  
    (setq name-pa (itoa ct))  
    (setq name-pa (strcat "da-pa-10050-" name-pa))  
  
    (setq name-loc (itoa ct))  
    (setq name-loc (strcat "da-loc-10050-" name-loc))  
  
    (setq name-la (itoa ct))  
    (setq name-la (strcat "10050-" name-la))  
  
    (da-tx da-pa name-pa)  
    (da-tx da-loc name-loc)  
    (move-path da-pa name-la)  
  
    (if (= ct 1)  
      (setq da-locF da-loc)  
    )  
    (if (>= ct 2)  
      (setq da-locF (sum-li da-locF da-loc))  
    )  
    (setq ct (1+ ct))  
    (re-pa data)  
    (setq da-pa nil)  
    (setq da-loc nil)  
  )  
)
```

模擬移動

```
(defun move (nu-ani nu-step / co-ani step k kk n m m-t m-ra mda-pa)  
  ;; (setq da-pa-lo (set-da-0 nu-loc))  
  (setq da-pa nil)  
  (setq m ar-x)  
  (setq co-ani 1)  
  (while (<= co-ani nu-ani)  
    (setq k (random nu-loc 1))  
    ;;(setq da-pa (append da-pa (list k)))  
  
    (if (= 2 (lis-var data k))  
      (progn  
        (if (<= 1 (lis-var data k))  
          (progn  
            (setq data (lis-mo11+ data k 4 1))  
            ;; (setq da-pa-lo (lis-mo11+ data k 4 1))  
            (setq mda-pa (append mda-pa (list k)))  
            (setq step 2)  
            ;;(setq kk k)  
  
            (while (<= step nu-step) ;第 2 步.....  
              (if (and (/= 0 (rem k m))  
                      (/= 1 (rem k m))  
                      (> k m)  
                      (< k (- nu-loc m)))  
                )  
              )  
            (progn  
              (setq n (random 8 1))  
              (setq da-n (append da-n (list n)))  
              (if (= n 1)  
                (setq kk (- k m 1))  
              )  
            )  
          )  
    )  
  )
```

```

)
  (if (= n 2)
    (setq kk (- k m))
  )
  (if (= n 3)
    (setq kk (- k (- m 1)))
  )
  (if (= n 4)
    (setq kk (- k 1))
  )
  (if (= n 5)
    (setq kk (+ k 1))
  )
  (if (= n 6)
    (setq kk (+ k (- m 1)))
  )
  (if (= n 7)
    (if (= n 7)
      (setq kk (+ k m))
    )
  )
  (if (= n 8)
    (setq kk (+ k m 1))
  )
)
)
)

```

```

(if (and (/= k m)
  (= 0 (rem k m))
  (/= k nu-loc)
)
  (progn
    (setq n (random 5 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))

    (if (= n 1)
      (setq kk (- k m 1))
    )
    (if (= n 2)
      (setq kk (- k m))
    )
    (if (= n 3)
      (setq kk (- k 1))
    )
    (if (= n 4)
      (setq kk (+ k (- m 1)))
    )

    (if (= n 5)
      (setq kk (+ k m))
    )
  )
)
)
)

```

```

(if (and (/= k 1)
  (= 1 (rem k m))
  (/= k (- nu-loc m -1))
)
  (progn
    (setq n (random 5 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))

    (if (= n 1)
      (setq kk (- k m))
    )
    (if (= n 2)
      (setq kk (- k (- m 1)))
    )
  )
)
)

```

```

    (if (= n 3)
        (setq kk (+ k 1))
    )
    (if (= n 4)
        (setq kk (+ k m))
    )
    (if (= n 5)
        (setq kk (+ k m 1))
    )
    )
)

```

```

(if (and (> k 1)
        (< k m))
    )
(progn
    (setq n (random 5 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))
    (if (= n 1)
        (setq kk (- k 1))
    )
    (if (= n 2)
        (setq kk (+ k 1))
    )
    (if (= n 3)
        (setq kk (+ k (- m 1)))
    )
    (if (= n 4)
        (setq kk (+ k m))
    )
    (if (= n 5)
        (setq kk (+ k m 1))
    )
)
)

```

```

(if (and (> k (- nu-loc m -1))
        (< k nu-loc))
    )
(progn
    (setq n (random 5 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))
    (if (= n 1)
        (if (= n 1)
            (setq kk (- k m 1))
        )
    )
    (if (= n 2)
        (setq kk (- k m))
    )
    (if (= n 3)
        (setq kk (- k (- m 1)))
    )
    (if (= n 4)
        (setq kk (- k 1))
    )
    (if (= n 5)
        (setq kk (+ k 1))
    )
)
)

```

```

(if (= k 1)
  (if (= k 1)
    (progn
      (setq n (random 3 1))
      (setq da-n (append da-n (list n)))

      (if (= n 1)
        (setq kk (+ k 1))
      )

      (if (= n 2)
        (setq kk (+ k m))
      )
      (if (= n 3)
        (setq kk (+ k m 1))
      )
    )
  )
)

(if (= k m)
  (progn
    (setq n (random 3 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))

    (if (= n 1)
      (setq kk (- k 1))
    )
    (if (= n 2)
      (setq kk (+ k (- m 1)))
    )
    (if (= n 3)
      (setq kk (+ k m))
    )
  )
)

)

(if (= k (- nu-loc m -1))

  (progn
    (setq n (random 3 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))

    (if (= n 1)
      (setq kk (- k m))
    )
    (if (= n 2)
      (setq kk (- k (- m 1)))
    )
    (if (= n 3)
      (setq kk (+ k 1))
    )
  )
)

)

(if (= k nu-loc)
  (progn
    (setq n (random 3 1))
    (setq da-n (append da-n (list n)))

    (if (= n 1)
      (setq kk (- k m 1))
    )
    (if (= n 2)
      (setq kk (- k m))
    )
    (if (= n 3)
      (setq kk (- k 1))
    )
  )
)
)

```

```

                                ;(setq kk (fix kk))

    (if (<= 1 (lis-var data kk))
        (progn
            (setq m-t (lis-get11 data k 3))
            (setq m-ra (random 100 1))

            (if (> m-t (* 0.01 m-ra))
                (progn
                    (setq k kk)
                    (setq data (lis-mo11+ data k 4 1))
                    (setq mda-pa (append mda-pa (list k)))

                                (setq step (1+ step))
                                )
                            )
                )
            )
        )
    )
    (setq da-pa (append da-pa (list mda-pa)))
    (setq mda-pa nil)
    (setq co-ani (1+ co-ani))
    )
    )
    )
    (princ)
    )

```