

以生態觀點探討小型島嶼之最高道路密度--以金門為例

林世強^{1,2}

(收稿日期：2005年4月21日；接受日期：2005年10月28日)

摘 要

小型島嶼之建設對生態產生最重大影響者首推道路之開發，道路網絡造成生物棲息地之破碎與惡化，最終可能使得部份島上物種滅絕，因此探討與檢討小型島嶼之道路密度對島上之生態保育與開發至關重要。本文以生態之觀點探討金門可容忍之最高道路密度，主要以大型掠食性動物可存活繁殖之容許道路密度為主要依據，推算出如金門之小型島嶼相對應之道路密度，其結果可有三選項 1.大型掠食動物之容許道路密度為理想值，2.以模範島嶼（日本沖繩）之道路密度為標準配合等量之物種生存空間而推算之理想道路密度，3.以聯合國定義之最大的小型島嶼為虛擬模範島嶼，推算金門理想之道路密度。由本研究所得，模式二(第二選項)所得之道路密度最為保守，以生態保育的角度而言，應是較佳之選擇。

金門現有之道路密度已遠超過完整生態所能負荷，金門應檢討道路之開發模式及考慮封閉部份不當使用之道路，以復育多樣之生態環境。本文主要以小型島嶼之道路與動物互存關係為主要研究標的，雖僅對金門進行探討，但此研究方法相信亦可應用於其他小型島嶼及大陸型地區之棲地島嶼或生態獨立型區域之道路政策檢討上，其結果可作為該地區道路規劃之重要指標。

關鍵詞：生態，小型島嶼，道路密度，金門

一、前 言

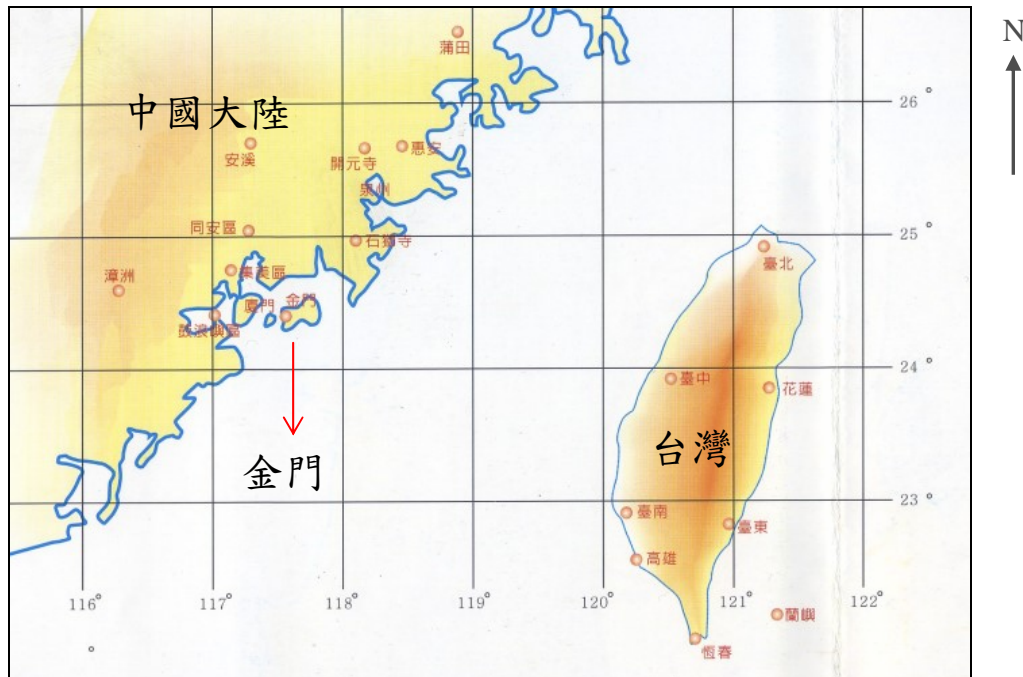
道路之建造與維護為影響生態保育之一大課題，Kuitunen 等人 (1998)在芬蘭中部地區之研究發現，陸鳥(land birds)之密度於高速公路旁因噪音而明顯降低；而 Reijnen 等人(1995)亦發現道路對鳥類之繁殖與密度最大之衝擊為汽車之噪音。小型哺乳動物也會受到道路建設之影響，Oxley 等人(1974)之研究發現，高交通流量造成大量小型哺乳動物車禍致死；雖然 Adams 和 Geis (1983)發現道路會吸引草居物種(Grassland species)之接近，但非草居物種(Habitat species)通常會

1. 國立金門技術學院營建工程系。
2. 通訊作者。E-mail: sclin@mail.kmit.edu.tw

遠離道路。針對兩棲動物而言，Fahrig 等人(1995)提出高交通量導致兩棲動物密度之降低；另一佐證為 Vos 和 Chardon(1998)發現距離蛙類(*Nana arvalis*)棲地 250m 內之道路對其族群數量有負面之效應，其主要原因在於蛙類經常遭車輛輾斃。而道路對中型哺乳動物亦產生相當大之衝擊，荷蘭每年有 113,000 至 340,000 隻豪豬(*Erinaceus europaeus*)因車禍致死(Huijser and Berger, 1998)，高道路密度地區之豪豬密度約為一般地區之 70% (Huijser and Berger, 2000)。同樣的，日本狸(*Nyctereutes procyonoides viverrinus*)於 1998 年間車禍死亡數量約 110,000 至 370,000 之間(Saeki and MacDonald, 2004)。動物車禍不僅導致動物死亡與降低族群數量，更影響行車安全、造成車輛損壞與人員傷亡(Forman et al., 2003)，引發安全與社會之課題。道路開發對當地生態系之大型掠食動物之影響最為嚴重，由不同的研究發現狼群(Forman and Alexander, 1998; Jensen, Fuller and Robinason, 1986; Mech, 1997, Thiel, 1985; Mech et al., 1988; Mech, 1987)與美洲獅(*Felis concolor*)(Forman and Alexander, 1998; van Dyke et al., 1986)維持存活所能忍受之最高道路密度為 0.6 km/km^2 ，而其他哺乳動物如麋鹿(*Alces*)、熊(*Ursus*)和某些物種也因道路密度之增加而減少其數量(Forman and Alexander, 1998; Bennett, 1988; Lyon, 1983)。

整體而言(Trombulak and Frissell, 2000)，道路對鄰近地區生態環境之衝擊包括：空氣污染、土壤流失、噪音振動、發生動物車禍、人類活動增加、引進外來種、造成動植物族群之改變(Reed, Johnson-Barnard and Baker, 1996)；而鄰近道路之棲地其微氣候也因道路而改變，如蒸發量增加、溫度升高、日照時間增長、土壤溼度減少等(Reed, Johnson-Barnard and Baker, 1996; Chen, Franklin and Spies, 1993)。當道路密度達到某種程度，則以上道路引起的各種現象將改變整個區域之氣候與生態，對小型島嶼尤其顯著。島嶼生態之脆弱性已廣為所知，因此在進行島嶼開發時應需特別精細，雖然島嶼生態特性已逐漸為人所研究與瞭解(MacArthur and Wilson, 1967; Gorman, 1979; Whittaker, 1998)，然而小型島嶼生態之破壞卻未見緩和，聯合國有鑑於此即鼓勵學者推動小型島嶼之永續發展與環境管理(Bass and Dahl-Clayton, 1995; Dahl, 1998)，以期能令各國島民合宜地開發島嶼並保育珍貴的島嶼生態資源。

大型掠食動物為生態系統之重要指標，本文即利用大型掠食動物維持存活所能忍受之最高道路密度來推論適合小型島嶼生態之最高道路密度，特別針對金門為例進行更深入之探討，所獲之結論與方法可應用於其他島嶼上或大型島嶼之局部區塊。金門總面積約為 150.5 平方公里，人口 61,215 人(中華民國行政院主計處, 2003)(如圖一)，若不計烈嶼鄉(小金門)和烏坵鄉，大金門面積約為 134.25 平方公里；台灣本島總面積約為 36,188 平方公里，人口約 2,261 萬人，比較二者，台灣面積為大金門之 272 倍，人口密度為 1.54 倍。金門與台灣雖皆屬島嶼，然而金門應歸屬於小型島嶼，所謂小型島嶼其定義為面積小於 1,000 平方公里而人口少於 100 萬人(Bass and Dalal-Clayton, 1995)，由此可見金門更是小型中之小型，因此在進行全金門島或其他小型島嶼之道路建設規劃時，更應比台灣或大陸型地區更精細。以金門之中央公路(或稱伯玉路)為例，全長 5.7 公里、寬度為 12 公尺，相當於在台灣建造相同路寬而長度為 1,545 公里之公路，即相當等於環繞台灣 2 圈，以此數據可知中央公路之建造對小型島嶼的生態衝擊遠大於較大型的島嶼。



圖一. 金門位置圖

二、方 法

針對島嶼而言，物種之數量與島嶼之面積、島嶼與大陸間之距離、以及島嶼之緯度有關，其中物種數量與島嶼面積之關係已有數學模式可依循。MacArthur 和 Wilson(1967)之島嶼生物地理學理論提出同類物種數量與島嶼面積之關係式為：

$$S = CA^Z, \quad (1)$$

其中 S 為同類物種數量， C 為一常數，隨著物種而改變， A 為島嶼之面積，而 Z 為一參數。經過不同島嶼之驗證發現，針對不同類之物種 Z 變動不大，介於 0.20 與 0.35 之間，此公式正可運用於島嶼間之比較，亦可將此公式應用於同一島嶼因建設開發而對生態造成之影響。

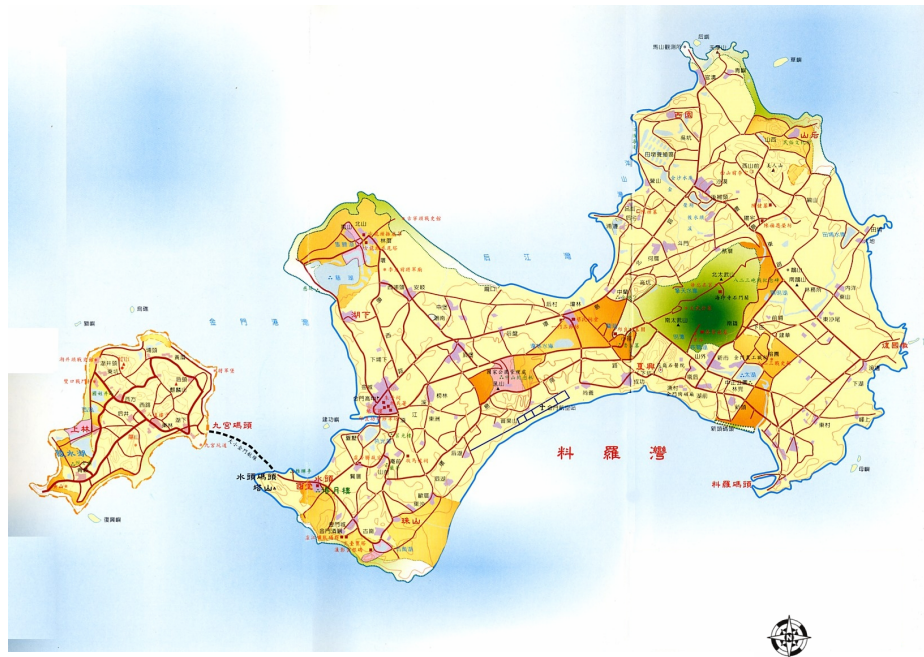
假設台灣與金門之生物地理 (Bio-geographical situations) 特性近似，近年金門觀測得之野鳥鳥種共 290 種，其中留鳥為 22 種(金門野鳥學會資料，1995)，而台灣之總鳥種共 347 種，留鳥為 137 種(台灣鳥類名錄，1995)，若將留鳥之鳥種數量套入物種-面積公式，則台灣與金門之 Z_{KM} 值為

$$Z_{KM} = \frac{\log\left(\frac{22}{137}\right)}{\log\left(\frac{150.5}{36,188}\right)} = 0.334, \quad (2)$$

顯然 Z_{KM} 仍在各島嶼之 Z 值範圍內。但若以台灣之留鳥數量與面積為金門之比對標的，且取 Z 值之平均值 $Z=0.275$ 為基準，則金門應有 29 種之留鳥種類，可發現相對台灣之物種數量與面積關係，金門之留鳥數量偏低，依據島嶼生物地理學之推測(Gorman, 1979)，面積在 140 km^2 左右之島嶼，生態經擾動後，約須 2,630 年方可回復平衡，1950 年代之國共戰爭使金門寸草不生，金門現在之生態可能仍處於回復期，因此金門之正常留鳥鳥種數量可能高於 29 種。

道路密度

一般而言，道路對周邊生態之影響可分為數個層面，道路之開通對動物而言將會有以下各項之威脅：1.車禍致死 (Road Kills)，2.車流干擾 (Disturbance)，3.動物迴避 (Avoidance)，4.阻攔效應 (Barrier Effects)，5.棲地破碎 (Habitat Fragmentation)，各種威脅皆依動物種而異。高密度之公路網對小型島嶼生態有極嚴重之破壞，因道路將封閉之島嶼切割成極小之生態孤島，又因島嶼之封閉性而無法如大陸地區般遷移或交流，許多動物無法在如此小之面積存活，最終將導致物種之滅絕，因此島嶼之道路密度應予以適度降低，或考慮封閉部份道路。以下針對金門推算道路密度並與台灣及其他國家進行比較，以此瞭解金門之開發程度。



圖二. 金門道路網圖

金門縣 (包含烈嶼鄉) 現有公路里程數如表一，金門道路網圖如圖二。

表一. 金門縣現有公路里程數(金門縣統計年報，2003) (單位：km)

水泥路	柏油路	泥土路	水泥轍道	總長度
129.9	214.4	18.2	7.3	369.8

表中水泥轍道為戰備道路，主要提供戰車行進之非主要幹道，路寬皆小且綠化率頗高，對生態之影響並不明顯，而水泥路與柏油路大多為車行幹道，對周遭環境與生態有較高之衝擊，因此，若去除泥土路與水泥轍道，金門之道路密度 ρ_{KM} 為

$$\rho_{KM} = \frac{129.5 + 214.4}{150.5} = 2.29 \text{ km/km}^2, \quad (3)$$

另一方面，台灣非都會地區（去除台北市、高雄市、基隆市、新竹市、台中市、嘉義市、台南市、澎湖縣等都會區及外島）之公路總長為 20,102 公里，而非都會區之土地面積為 34,818 平方公里（中華民國交通部公路總局資料，2002），因此，台灣非都會區之公路密度為

$$\rho_{TW} = \frac{20,102}{34,818} = 0.58 \text{ km/km}^2, \quad (4)$$

表二. 金門、台灣、沖繩、荷蘭、美國之主要道路狀況之比較

	人口 (千人)	面積 (km^2)	主要公路總長 (km)	車輛數 (千輛)	車輛數/道路總長 (輛/ km)	車輛數/人 (輛/人)	道路密度 (km/km^2)
金門	61	150.5	343.9	13.0	37.8	0.21	2.29
台灣 (非都會區)	22,610 (全區)	34,818	20,102	6,134 (全區)	160.6 (全區)	0.27 (全區)	0.58
台灣 (全區)		36,188	38,202				1.06
日本沖繩(1)	1,352	2,271	1,455	552	379.4	0.41	0.64
荷蘭(2)	16,193	33,920	114,427	7,894	69.0	0.49	3.37
美國(3)	292,936	9,372,614	6,297,966	230,428	36.6	0.79	0.67

(1)日本沖繩縣政府統計資料，2003；(2)Statistics Netherlands, 2000；(3)US Department of Transportation, 2000。

由表二亦可發現金門之道路密度極高，然而島嶼生態系可忍受之最高道路密度為何必須加以探討，道路密度必須低於忍受值，方有可能維持島嶼完整健全之生態系統。

台灣與金門最高之道路密度

在規劃小型島嶼之建設時應有具生態觀點之思考，任何道路之建造應盡力追求生態系統之完整性，而完整之生態應包含菌類、微生物、昆蟲等基盤生物，進而有食蟲，草食動物，最終則有掠食性動物，如鷹、狼等生態金字塔頂層之動物。如果一地能維持高階消費者之穩定族群，

則基本上此生態系統應屬完整，以狼群之穩定生存與最高道路密度之關係為例，最高之道路密度可考慮以狼可生存之空間為基礎。如前文所提大型掠食性動物如狼群與美洲獅可容忍之最大道路密度為 $\rho_{wolf} = 0.6 \text{ km/km}^2$ ，因此 ρ_{wolf} 應是重要之道路密度指標，然而此結論為大陸型區域研究之成果適用於大陸地區或大型島嶼，針對小型島嶼其相對道路密度為何，應進一步探討。

1. 台灣非都會區之道路密度 $\hat{\rho}_{TW}$

由於台灣並無類似研究，今假設狼群可容忍之最高道路密度亦是台灣島生態系可容忍之高道路密度，亦即台灣之最高道路密度 $\hat{\rho}_{TW} = \rho_{wolf} = 0.6 \text{ km/km}^2$ ，目前台灣非都會區道路密度為 0.58 km/km^2 已是在容許範圍邊徘徊，未來應避免在自然生態區(如中央山脈與東部)進行大規模之開發或林木砍伐，因其道路密度已接近完整生態所能忍受者，大規模之開發可能會造成無可挽回之生態災難。

2. 金門最高道路密度 $\hat{\rho}_{KM}$

近來金門由於開放觀光及小三通而使人口有回流增加的趨勢，也帶動市鎮的擴張及道路之開闢，如何兼顧道路開發與生態保育則需有一套客觀數值化之評估指標以界定道路之開發極限。針對小型島嶼本文提出三種道路密度之推論模式，以下即針對金門之道路密度分別進行探討。

模式一 採用大陸型之標準

仿上一段推算台灣非都會區之 $\hat{\rho}_{TW}$ ，直接採用大陸型之標準即是令金門具備大陸型地區之生態系統規格，即令 $\hat{\rho}_{KM} = 0.6 \text{ km/km}^2$ ，經計算金門主要道路理想總長度應為 90 公里，如此一來，金門為復育其自然生態應封閉 254.3 公里之主要道路。

對於大陸型地區或大型島嶼而言，道路密度 $\hat{\rho}_{KM} = 0.6 \text{ km/km}^2$ ，或許可保持生態之完整，然而對於小型島嶼而言，此密度未必合適。畢竟小型島嶼之幅地有限，物種向外遷徙或與外界交流受限，動物之活動空間遭壓縮而不利較大型動物之繁殖與棲息，因此，若能以與金門之生物地理及大小類似之島嶼為標準，其討論結果應可更適用。可惜，類似 ρ_{wolf} 之參數在類似的島嶼並不存在，因此我將利用不同參數，即物種密度，來討論以下二種模式。

模式二 以相似之理想島嶼為標準

由 MacArthur 和 Wilson 之物種-面積公式可知物種數量與島嶼面積呈指數關係，如公式(1)，亦即小型島嶼物種之密度較大型島嶼高，道路切割所造成之區塊面積若太小，會使區塊中物種密度過高或過於重疊，進而可能導致物種之滅絕(Burkey, 1995)，因此維持區塊內低物種密度是必要的，本模式假設遭道路包圍之區塊為一小型島嶼，並以一理想對比島嶼內被道路包圍區塊之物種密度為標準來推算金門可容忍之最高道路密度。

日本沖繩群島，其道路密度接近 $\rho_{wolf} = 0.6 \text{ km/km}^2$ (表二)，選擇沖繩群島作為金門之對比島嶼(或模範島嶼)其原因在於沖繩具備類似金門之島嶼特性(其面積與至大陸之距離較類似金門)，若以沖繩之物種密度為參考標準，以如下之推導可試算出金門之道路密度，令 S_{KM} 為金門同類物種數量， S_O 為沖繩之同類物種數量， n 為同類物種數量比 S_{KM}/S_O ， A_{KM} 為金門之總面

積而 A_o 為沖繩之總面積，令金門與沖繩具有相同之 C 與 Z 值，由公式(1)，可得：

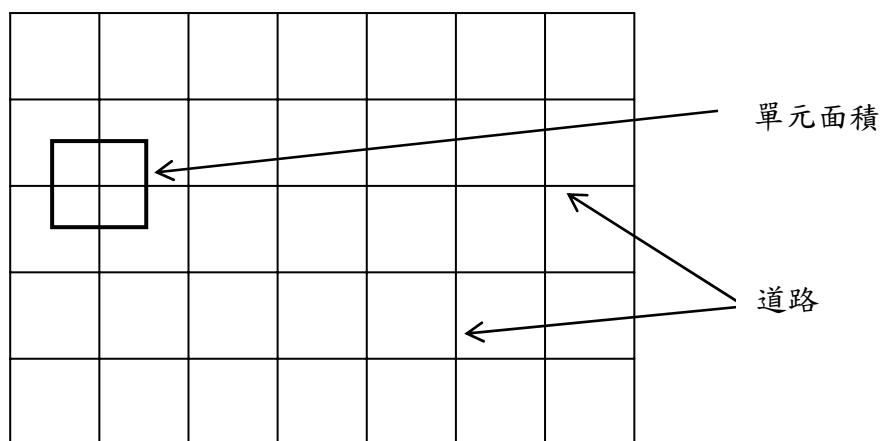
$$n = \frac{S_{KM}}{S_o} = \frac{CA_{KM}^{0.334}}{CA_o^{0.334}}, \quad (5)$$

將實際 $A_{KM} = 150.5 \text{ km}^2$ ， $A_o = 2,271 \text{ km}^2$ 代入上式得 $n = 0.40$ ，此表示金門有 40% 之沖繩同類物種數量（雖然金門只有沖繩面積之 6.6%），由此推估沖繩留鳥數量為 55 種 ($22/0.40=55$)，經文獻調查，發現沖繩實際留鳥數量為 53 種（排除稀少種）(McWhirte et al., 1996)，此表示台灣、金門與沖繩之整體性生態系統可能有其相似性。因此金門與沖繩同類物種之密度比 D 為：

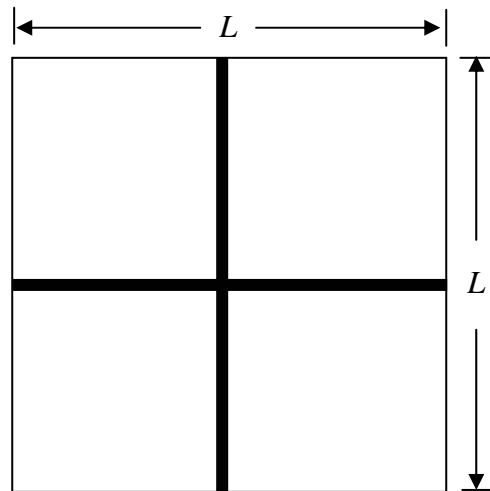
$$D = \frac{S_{KM}}{A_{KM}} = \frac{nS_o}{A_{KM}} = \frac{0.40S_o}{\frac{150.5}{2,271}A_o} = 6.04 \frac{S_o}{A_o}, \quad (6)$$

亦即金門同類物種之密度為沖繩之 6.04 倍。若將留鳥平均分佈於島內，相同區塊面積金門留鳥數量較沖繩多，若能降低金門道路密度、擴大區塊面積，降低物種密度至沖繩相同程度，則全島物種數量應可再增加。若假設道路為正方形之網狀如圖三，則道路密度可由單元面積（圖四）推算出

$$\rho = \frac{2L}{L^2} = \frac{2}{L} \text{ km/km}^2, \quad (7)$$



圖三. 網狀道路



圖四. 單元面積與道路分佈

以沖繩 $\rho_o = 0.64 \text{ km/km}^2$ (表二) 而言, $L_o = 3.125 \text{ km}$, 則沖繩之單元面積 $(A_o)_u$ 為, $(A_o)_u = L_o^2 = 9.766 \text{ km}^2$, 金門之單元面積須為 6.04 倍於沖繩之單元面積方可使同類物種密度相當, 因此, 金門之理想單元面積 $(A_{KM})_u = 6.04 \times 9.766 = 58.99 \text{ km}^2$ 。而金門之單位面積邊長 $L_{KM} = (A_{KM})_u^{1/2} = 7.68 \text{ km}$ 。因此, 由 (7) 可求得

$$\hat{\rho}_{KM} = \frac{2}{L_{KM}} = \frac{2}{7.68} = 0.26 \text{ km/km}^2, \quad (8)$$

依此計算方式求得之道路密度主要基於二項假設: (a) 以道路包圍之區塊內的物種密度為一個可信之生態指標; (b) 沖繩之道路密度及區塊內之物種密度為一理想值。計算所得比模式一所得之道路密度 0.6 km/km^2 更低, $\hat{\rho}_{KM} = 0.26 \text{ km/km}^2$ 此代表金門同類物種將具有與沖繩相同之存活面積。

以上之推導皆建立在道路之正方形網路模式上, 為驗證道路正方形網路模式之可信度, 可由公式(9)計算原始平均單元(cell)之面積 A_{cell} 為

$$A_{cell} = L^2 = \left(\frac{2}{\rho}\right)^2 = \frac{\bar{A}}{m}, \quad (9)$$

其中 \bar{A} 與 m 分別為島嶼總面積與島嶼被道路包圍之單元數, 而金門地區被道路包圍之單元平均面積 A_{cell} 為

$$A_{cell} = \left(\frac{2}{2.29}\right)^2 = 0.763 \text{ km}^2, \quad (10)$$

如此則金門全島被道路包圍之單元數為

$$m = \frac{\overline{A_{KM}}}{A_{cell}} = \frac{150.5}{0.763} = 197。 \quad (11)$$

經計算圖二中金門實際道路包圍之單元數為 203，極接近計算值 197，因此道路正方形網路模式應可用於金門。

模式三 最大之小型島嶼模式

依 Bass 與 Dalal-Clayton 對小型島嶼之定義，最大之小型島嶼面積為 $1,000 \text{ km}^2$ ，若令此島嶼之道路密度為 $\rho = 0.60 \text{ km/cm}^2$ ，並假設此虛擬島嶼為小型島嶼之典範，則利用模式二相同之推導可得

$$n = 0.53, \quad D = 3.52, \quad L_{KM} = 6.25 \text{ km}, \quad \rho_{KM} = 0.32 \text{ km/km}^2。$$

此道路密度介於模式一與模式二之間，可為另一選擇。綜合三模式之計算得表三：

表三. 金門道路密度之推導比較 (單位： km/km^2)

模 式	金門現有	模式 一	模式 二	模式 三
密 度	2.29	0.60	0.26	0.32

三個模式推導之道路密度差距極大，然而以何者為優則有待田野調查之確認。

三、結 論

本文以生態觀點探討小型島嶼可忍受之最高道路密度，並以金門為研究標的，針對小型島嶼建立了三種道路密度之計算方法：(1)直接將適合大陸型生態之道路密度 0.6 km/km^2 套用於小型島嶼中以推論島嶼道路密度之合適性。(2)以某一理想島嶼(本文以日本沖繩為理想島嶼)之生態為標準，利用物種密度與島嶼面積之關係推算金門道路密度為 0.26 km/km^2 ，此計算方法考慮物種之擁擠度，適當緩和物種之存活密度，在小型島嶼內提供大型完整之空間。(3)以最大之小型島嶼為標準，綜合模式一與模式二之參數： ρ 及物種密度，利用模式二之推導方式推算金門道路密度為 0.32 km/km^2 。

模式一以狼與美洲獅所能容忍之最高道路密度作為生態系統健全之依據，以計算小型島之最高道路密度，然而相對於大陸型生態，小型島嶼物種之密度較高，因道路切割而圍成之空間

雖與大陸型生態相同，但活動於其中之物種將相對擁擠，此計算方法是否適合小型島嶼生態或許需要作進一步之田野調查。而且生態系統之健全性依島嶼特性有所不同，其間亦有許多未知因素存在，本文尚無法全面納入考量，僅以最簡易之指標推導，最重要的是本文提供最高道路密度之計算模式，可供各島嶼交通規劃之參考。

模式二利用生物地理學中物種-面積關係式，以物種密度為參數，推導最高道路密度。結果可發現，島嶼面積越小則物種密度越高，而其理想之道路密度則將越低，由此可知島嶼越小則越應限制道路之開發，方能維持島嶼原有之生態。

模式三綜合模式一與模式二之參數，所得結果接近模式二，但所依據之『準大陸型之小型島嶼』面積之生物學上意義為何，並不明確。無論三個模式何者為優，金門或其他小型島嶼最高道路密度應取決於島嶼生態系之指標生物的穩定生存，小型島嶼生態系統無法與大陸型地區相提並論，亦無法提供廣大土地作為掠食性動物之生存繁殖範圍，因此小型島嶼應視其特性以決定最佳之道路密度。以金門為例，水獺為金門最大型之野生哺乳動物，為維持水獺之生存繁殖，除水域限制開發外，道路密度應是影響水獺生存繁殖之另一項因子，由英國研究發現在Shetland地區，非自然死亡之水獺中，42%是因車禍致死(Kruuk and Conroy, 1991)，而水獺車禍多發生於距離棲地 100 m 範圍內之道路，或道路與水獺棲息溪流之交叉處(Philcox et al., 1999)，由於水獺活動範圍可達 30 km，近年金門曾發生水獺遭汽車撞死之事件(李玲玲, 1997)，高道路密度必然對水獺產生一定程度之衝擊。因此金門真正最佳道路密度應以金門原生物種所需之棲息面積為基礎，反推道路密度，方是符合現況之最佳道路密度，此課題則需作進一步之研究。因此在決定金門之最佳道路密度前，應對金門之生態進行整體普查，以瞭解所欲保育或引進之物種，再行確定應有之道路密度。

本研究之推導模式雖皆針對島嶼，但此方法卻可應用於其他區域，尤其所謂之「棲地島嶼」(Habitat island)，如森林、河川、湖泊、溼地等。但除以上實質之棲地島嶼外，獨立性區域(如國家公園、山區、農區、自然保留區、草原等)之生態理想道路密度應可同樣地使用推導之結果。本文探討之道路密度主要以島嶼留鳥數量為參考依據，而獲得物種-面積公式之係數 Z ，然而不同物種與區域之對應 Z 值皆不同，如棲地島嶼之 Z 值介於 0.09 與 0.957 之間，大陸型地區之 Z 值介於 -0.276 與 0.925 之間(Williamson, 1998)，棲息於植物上之昆蟲其 Z 值則介於 0.14 與 0.90 之間，濕地之植物、兩棲類動物及鳥類之物種數量與濕地之面積關係中 Z 值介於 0.21 與 0.25 之間(Findley and Houlihan, 1997)，若針對其他動物(甚至植物)之生態完整性進行探討，則可利用相同之推導流程而以某類動物為指標，進行其理想之道路推算。

本文之計算是基於一般性之島嶼理論，但個別島嶼有其特殊性，因此評估小型島嶼之道路密度之前應先確定島嶼之生態現況，對島嶼之動植物進行普查，尤其生態敏感區更需作精細之調查，最佳之道路密度應依所在之生態特性而異，若該區域有原生之中大型動物，則道路密度應更降低。因此在評估道路密度之合適性時應首先瞭解該地區之生態特性，人類之活動性，以及島嶼有無中大型哺乳動物(小型哺乳動物之重量 < 700g (Oxley et al., 1974))為規劃要件，一般而言哺乳動物所需之棲息範圍較廣，不容許棲地破壞。

由本研究可提供小型島嶼進行道路規劃時應注意之事項：

1. 以最大型原生物種所能存活之最高道路密度為道路規劃之評估基準，並作為整體島嶼建設之依據。

2. 若現有道路密度過高時，應考慮關閉部份影響生態或使用率低之道路，並復育原有生態。
3. 城鄉與聚落之開發應以集約為原則，避免過於分散而導致增加道路之開闢。
4. 道路之開發應多考慮以高架或隧道方式建造，而在道路設計時，應將生物廊道適當加入。
5. 改變現有道路之路線或車流動線，以避免影響鄰近動物之活動與繁殖。
6. 若道路開發已不可避免，則應有其生態減緩措施(Ecological Mitigation)或補償措施(Ecological Compensation)，以維持生態面積總量之平衡。

道路建設對小型島嶼最容易造成生態衝擊，唯有以生態保育為設計中心理念之道路開發，才能使小型島嶼得以永續發展。

四、致 謝

二位審查委員之細心修正與寶貴意見，作者在此致謝，本文係行政院國家科學委員會專題計畫(編號：NSC 92-2211-E-151-010 與 NSC：93-2815-C-507-003-E)之部份研究成果。

五、參考文獻

- 日本沖繩縣政府統計資料，2003。
- 中華民國交通部公路總局資料，台灣省公路密度-縣市別，民國九十一年。
- 中華民國行政院主計處，民國九十二年。
- 中華民國野鳥學會(Wild Bird Federation Taiwan)，台灣鳥類名錄，1995。
- 李玲玲，1997。金門地區水獺之分佈與現況，台灣濕地，86年4月號第5期。
- 金門野鳥學會資料，1995。
- 金門縣統計年報，金門縣現有公路里程數，民國九十二年。
- Adams, L. W. and A. D. Geis. 1983. Effects of Roads on Small Mammals. *Journal of Applied Ecology* 20: 403-415.
- Bass, S. and B. Dalal-Clayton. 1995. *Small Island States and Sustainable Development: Strategic Issues and Experience*, Environmental Planning Issues, No. 8, September.
- Bennett A. F. 1988. Roadside vegetation: a habitat for mammals at Naringal, south-western Victoria. *Victorian Naturalist* 105:106-113.
- Bureau of Transportation Statistics, US Department of Transportation, 2000.
- Burkey, T. V. 1995. Extinction Rates in Archipelagoes: Implications for Populations in Fragmented Habitats. *Conservation Biology* 9(3):527-541.
- Chen, J., J. F. Franklin and T. A. Spies. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*. 63:219-237.
- Dahl, A. L. 1998. *Small Island Environmental Management, UNEP Earthwatch* (United

- Nations Environment Programs).
- Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor and J. E. Wegner. 1995. Effect of Road Traffic on Amphibian Density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Findley, C. S. and J. Houlahan. 1997. Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands, *Conservation Biology* 11(4):1000-1009.
- Forman, R. T. T. *Spatial Models as an Emerging Foundation of Road system Ecology and a Handle for Transportation Planning and Policy*.
- Forman, R. T. T. 2000. Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road system in the United States. *Conservation Biology* 14(1): 31-35.
- Forman, R. T. T. and L. E. Alexander. 1998, Roads and their major ecological effects, *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.
- Forman, R. T. T. and R. D. Deblinger. 2000. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway. *Conservation Biology* 14(1): 36-46.
- Forman, R.T.T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine and T. C. Winter. 2003. *Road Ecology, Science and Solutions*. Island Press, Washington, pp481.
- Gorman, M., 1979. *Island Ecology*, Chapman and Hall Ltd. London, UK.
- Huijser, M. P. and P. J. M. Berger. 1998. Platte egels tellen: resultaten van een VZZ actie, *Zoogdier* 9(2):20-25.
- Huijser, M. P. and P. J. M. Berger. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) population. *Biological Conservation* 95:111-116.
- Jensen, W. F., T. K. Fuller and W. L. Robinson. 1986. Wolf (*Canis lupus*) distribution on the Ontario-Michigan border near Sault Ste. Marie. *Canadian Field-Naturalist* 100:363-366.
- Kruuk, H and J. W. H. Conroy. 1991. Mortality of otter (*Lutra lutra*) in Shetland. *Journal of Applied Ecology* 28:83-94.
- Kuitunen, M., E. Rossi and A. Stenroos. 1998. Do Highway Influence Density of Land Birds? *Environmental Management* 22(2): 297-302.
- Lyon L. J. 1983. Road density models describing habitat effectiveness for elk. *Journal of Forestry* 81:592-595.
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- McWhirte, D. W., H. Ikenaga, H. Iozawa, M. Shoyama and K. Takehara. 1996. A check-list of the birds of Okinawa Prefecture, with notes on recent status including hypothetical records. *Bulletin of Okinawa Prefectural Museum* 22:33-152.
- Mech L. D. 1989. Wolf population survival in an area of high road density. *American Midland Naturalist* 121:387-389.
- Mech, L. D. 1997. Productivity, mortality, and population trend of wolves in northeastern Minnesota. *Journal of Mammals* 58:559-574.
- Mech D., S. H. Fritts, G. L. Radde and W. J. Paul. 1988. Wolf distribution and road density in

- Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16:85-87.
- Mladenoff, D.J., T. A. Sickle and A. P. Wydeven. 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: Logistic regression models vs. new field data. *Ecological Application* 9: 37-44.
- Noss, R., *The Ecological Effects of Roads* (or The Road to Destruction).
- Oxley, D. J., M. B. Fenton. and G. B. Carmody. 1974. The Effects of Roads on Populations of Small Mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: 51-59.
- Philcox, C. K., A. L. Grogan and D. W. MacDonald. 1999. Patterns of Otter *Lutra lutra* Road Mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36:748-762.
- Reed, R. A., J. Johnson-Barnard and W. L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains, *Conservation Biology* 10(4):1098-1106.
- Reijnen, R., R. Foppen. C. T. Break. and J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland, III.Reduction of density in relation to the premixing of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32:187-202.
- Saeki, M. and D. W. MacDonald. 2004. The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118:559-571.
- Seiler, A. 2001. Ecological Effects of Roads, *A review, Introductory Research Essay*, No.9, Department of Conservation Biology. SLU..
- Statistics Netherlands. 2000.
- Thiel, R. P. 1985. The relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist* 113:404-407.
- Trombulak, S. C. and C. A. Frissel. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- Van Dyke, F. B., R. H., Brocke, H. G. Shaw, B. B. Ackerman. T. P. Hemker and J. S. Lindzey. 1986. Reactions of Mountain Lions to Logging and Human Activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 95-102.
- Vos, C.C. and J. P. Chardon. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.
- Whittaker, R. J. 1998. *Island Biogeography*, Oxford University Press, Oxford.
- Williamson, M. H. 1998. Relationship of species number to area, distance and other variables, *Analytical Biogeography, an integrated approach to the study of animal and plant distributions*, Myers, A. A. and Giller, P. S.(ed.). pp. 91-115, Chapman & Hall, London.

A study of ecologically highest road density for small islands— A case of Kinmen

Shyh-Chyang Lin^{1, 2}

(Manuscript received 21 April 2005 ; accepted 28 October 2005)

ABSTRACT : Road construction is one of the most destructive developments on small islands. Road networks can lead to fragmentation of habitats, and subsequent local extinctions of native species, hence it is important to study the influence of road systems on a small island's ecosystem. Using the Kinmen Islands as an example, this research intends to obtain the acceptable road density for small islands, from an ecological point of view. Three methods of deriving the acceptable road densities for small islands are developed in this research. The first method incorporates the allowable density of roads for sustaining viable populations of wolves in continental areas. However, the allowable road density for wolves was obtained in continental areas and it is not clear that if it has valid, direct application, on small islands. The second method modifies the road density from model islands to fit the conditions of the desired islands. We take Okinawa (Japan) as the model island and derive a suitable density of roads for Kinmen. Finally, in the third method, we select the largest small island as the model island and apply the same derivation procedure of the second method to find another ideal road density for Kinmen. The results show that the current road density of Kinmen has exceeded the results obtained by the three models. Therefore, road construction policies must be rigorously reviewed for the sake of Kinmen's ecosystem. Although this research is focused on Kinmen, the same approaches can be applied to other small islands or habitat islands or ecologically independent area in large islands or continents for reviewing their road developing policies.

KEYWORDS : ecology, small islands, road density, Kinmen

1. National Kinmen Institute of Technology.
2. Corresponding author. E-mail: sclin@mail.kmit.edu.tw