

《生態篇》

開路衝擊 生態圈效應

■ 李培芬

臺灣大學生態學與演化生物學研究所 所長

■ 徐承天

臺灣大學生態學與演化生物學研究所 研究助理



• 經過妥善規劃，道路也可與珍貴的自然資源共存，玉山國家公園內的大鐵山神木，位於登山步道三叉路旁。

道路是經濟活動的基礎，有運輸、觀光與促進地方發展等功能，是人類社會中不可或缺的一環。隨著人類社會的演進，道路所扮演的角色益發重要。荷蘭主要道路密度為 1.5 km/km^2 ；澳洲人口僅 1800 萬，但公路總長度為 90 萬公里；美國共有 620 萬公里長的公共道路與 2 億輛各式交通工具，道路密度約為 1.2 km/km^2 ，其中

10% 的道路位於國家森林。有研究人員認為台灣的道路密度比人類的血管還要複雜，且不均勻的集中在低海拔地區。

道路對生態環境的影響難以確定，道路造成的環境改變大多被認為是負面的。一般而言，位於郊區，甚至經過國家公園、保護區與森林等生態系統的道路，對於生態環境的影響程度，又大

表一 道路對於生態環境的影響

	主要影響(Primary)	衍生影響(Secondary)
直接影響	<ul style="list-style-type: none"> ● 道路開發導致的棲地喪失 ● 道路使用造成的動物死亡 	<ul style="list-style-type: none"> ● 新興道路帶來更多的交通與開發導致更多棲地喪失與土地利用形式改變
間接影響	<ul style="list-style-type: none"> ● 棲地破碎化與邊緣效應 ● 引進外來或有害物種 ● 噪音干擾，尤其對鳴唱鳥類 ● 人造光源對生物的影響，尤其是鳥、蝙蝠、昆蟲等物種 ● 道路空氣污染對生物的影響 ● 道路逕流導致的水污染、土壤污染 ● 人為管理措施如施肥、除草等對生態系統的影響 ● 道路帶來的垃圾污染 ● 溢漏之油污對環境的污染 	<ul style="list-style-type: none"> ● 道路使用排放的氣體造成氣候變遷或酸雨

於位於市區的道路。本文擬就道路對生態的衝擊加以說明，以提醒國人重視道路對環境造成的影響。

直接衝擊 衍生傷害

道路對於生物圈造成不可恢復的影響(表一)。除了直接的衝擊外，道路對於生物圈的影響尚具有兩種特性：一、衍生效應(Secondary Effect)、二、協同效應(Synergistic Effect)，即道路對於生物圈的某一種作用可能演變產生後續問題，或因其他相關因子導致更大的傷害。

一、棲地喪失

棲地喪失是道路網路造成生物多樣性減少的主要原因，直接威脅到野生動植物活動與棲息的空間。道路施工與使用對環境造成很大的改變，導致道路範圍內移動緩慢或固著性的生物死亡、植被的伐除與動物的驅離。施工期間造成的環境污染，如揚塵、污水排放、噪音與振動等干擾，不僅傷害生物健康，也可能導致動物放棄哺育後代與棄巢等情形，影響物種存續。棲地喪失對於瀕臨絕種與對環境改變敏感的物種影響尤其顯著。棲地喪失尚會造成棲地破碎化(Habitat Fragmentation)、族

群孤立(Population Isolation)與邊緣效應(Edge Effects)等衍生問題。

二、棲地破碎化與邊緣效應

● 棲地破碎化

道路構成了生物移動的障礙，其影響嚴重程度則與道路寬窄、車流量與路面性質有關，路寬在2.5公尺以上時，就會開始對一些甲蟲及蜘蛛跨越道路的能力造成影響，寬約6-15公尺的道路會造成哺乳類動物跨越的障礙，一些兩棲類與烏龜有避免跨越道路的趨勢，道路表面的鹽類也會造成兩棲類通過的障礙。

因為道路有阻礙野生動



• 省道台 14 甲線切穿合歡山國家森林遊樂區，道路導致動植物棲地的切割與破碎化，棲地破碎化是人類對自然界造成最嚴重的衝擊。

物通過的特性，道路的開闢不僅造成生物的棲地喪失，更會將棲地分割成小而不連續的斑塊，導致棲地破碎化。許多研究者認為棲地破碎化是人類對自然界造成的所有影響中最為嚴重的衝擊。當棲地破碎化發生在森林時，會降低許多種類動物的多樣性，包括猴子、鳥

類、蜜蜂、糞金龜等。北美的研究指出，棲地破碎化是造成森林鳥種減少的主要原因。棲地破碎化也會影響小型哺乳類的社會結構與生存機率，進而改變掠食者的行為。

過度破碎化的棲地能提供給生物利用的資源不若原本的大塊棲地，因此動物往往需要消耗更多能量、移動

更長距離才能得到足夠的食物、伴侶或掩蔽等資源，棲地破碎化同時限制了動物在棲地與棲地間的移動，更加不利於動物生存。

棲地破碎化可用許多指標量測，包括棲地的消失速率、棲地的孤立程度、邊緣棲地的面積、棲地斑塊的數量、形狀與空間異質程度

等。棲地破碎化所造成的影響尚有邊緣效應、族群孤立、基因隔離等。

• 邊緣效應

邊緣效應是原始棲地與道路交界帶的物理環境因為道路開闢而改變，產生新的微氣候，生成邊緣棲地。由於物理環境與原始棲地不同，邊緣棲地雖然是原始棲地與道路接壤的前緣，卻會表現出與原始棲地不同的特性。以森林為例，因道路開闢使森林邊緣接受更強的太陽輻射與風吹，造成森林邊緣樹木的死亡率增加，樹冠層的生物量降低，森林底層的植生則相對增加。

物理環境的改變與新微氣候的生成可改變邊緣棲地的物種組成，使邊緣棲地更適合外來物種生存，增加入侵威脅。邊緣效應導致的微氣候改變可由道路邊緣深入林地達 50 公尺。在洛磯山脈進行的研究發現，因為開闢道路而產生的邊緣棲地遠比因為森林砍伐的情形高出許多。

• 族群孤立與基因隔離

道路與棲地破碎化使生活在同一棲地內的族群分化

成次族群(Metapopulation)，使子族群與子族群間更加孤立且規模縮小。小族群比大族群更容易受到滅絕的威脅，道路的阻隔作用又降低了其他個體由鄰近棲地移入的可能。島嶼生態學的理论認為，一個棲地可支持的生物族群量與該棲地的面積及孤立程度有關。針對蝴蝶的研究顯示，面積越小、孤立程度越高的棲地所能支持的族群個體數越小、族群密度越低，兩年間共觀察到5個蝴蝶族群滅絕，所有滅絕的族群皆來自小而孤立的棲地。

當道路阻隔存在長達數個世代時，子族群內的基因組成就會發生改變。德國的研究指出，道路阻礙改變蛙類族群的基因結構，降低了異型合子與多型性發生的機率。當棲地破碎化越趨嚴重，族群量越縮小時，基因漂移越容易降低族群內基因的多樣性。墨西哥針對稀有雲杉族群的研究證實，族群越小，表現出來的基因多樣性就越低。

三、道路使用所導致的動物死亡(Roadkills)



• 跨越的障礙，道路使用常導致野生動物傷亡。(圖為陽明山被車輛壓死的盤古蟾蜍)

道路的使用每年造成大量脊椎動物與昆蟲死亡，其數量超過獵捕者。據估計，荷蘭每年有近 16 萬隻哺乳動物與 65 萬隻鳥類死於道路；澳州的公路系統每年造成 500 萬隻青蛙與爬蟲類死亡；美國一天內就有 100 萬隻脊椎動物因為道路使用而死亡。

許多生物會被道路兩側的植物、道路上或鄰近區域散落的穀物、鹽分、生物死屍、具有趨光性的昆蟲等潛在食物，或道路表面日間吸收在夜間散出的熱量吸引而靠近，造成傷亡。中央或兩側有分隔島與護欄的道路較容易導致動物死亡。

除了某些稀有或瀕臨絕種的動物外，一般來說，道路使用造成的動物死亡不會對族群造成很大的影響，其效應大多可被族群成長或新個體移入抵銷。

道路型態與道路使用方式對不同種類的生物造成不同程度的影響。兩線道、車流量低至中等的道路容易造成兩棲爬蟲類死亡；兩線道、車行速度快的道路容易造成中大型哺乳動物死亡；寬闊、車行速度快的道路則容易造成小型哺乳類及鳥類死亡。

從道路兩旁地景的角度來看，濕地或開闊水域旁的道路容易造成兩棲類與龜鱉類的死亡；鹿等中大型哺乳動物容易在兩側都是森林的道路上死亡；位於動物遷移路徑途中的道路，也是動物死亡率高的地點。

陽明山國家公園管理處曾經對轄區內道路導致的生物死亡進行統計與研究，該研究在一年 77 次調查內拾獲動物屍體 1355 隻，總計 1996-2005 年間陽明山國家公園轄區內道路發現之動物屍體，

已逾 11,000 筆，其中以爬蟲類及兩棲類的動物屍體最多。

四、道路污染

道路使用對生物圈產生許多污染物，包括噪音、人造光源、沙粒、灰塵與其他微粒、重金屬與空氣污染。流經道路表面的逕流(Run-off)水中，也可偵測到不同種類的污染物，這些逕流水可能進一步影響鄰近的土壤與水生生態系。污染物造成動物對於道路的趨避，在生態上的影響大於 Roadkills 的數量。道路污染物對於生物圈的影響，以及生物圈對這些污染物的反應，無法簡單的歸類，不同的動植物可能對不同的污染物，產生不同的反應，同一物種在生活史(Life History)的不同階段，對不同污染物的反應也不同。

• 噪音

所有道路污染物中，噪音造成動物的趨避效應最顯著。噪音對於動物的傷害包括聽覺受損、壓力賀爾蒙增加、改變動物行為、干擾繁殖期個體間的互動、不利於食物供給等。研究顯示道路噪音造成鳴唱鳥類(Songbirds)

族群密度下降，當噪音分別超過 42 與 48 分貝時，可觀察到森林與草原的鳥類族群密度開始降低。噪音也會使繁殖鳥類無法吸引配偶或維持配對關係。

• 人造光源

生物皆仰賴季節變化的日照時間改變來調節生理時鐘，靠連續不間斷的黑暗時間長度，解讀日照長短所提供的環境資訊。道路所提供的人造光源，很可能引發動植物不正常的生理反應與活動。

植物依賴日照長短調控萌芽、開花、落葉與種子萌發等生命週期各階段的發生時機，道路照明會干擾植物的生命週期；道路光源增加哺乳動物被掠食者發現的機會，迫使它們放棄原本可供覓食的棲地，同時增加藉助光亮覓食的哺乳動物(鹿)活動；道路光源吸引昆蟲，分別提升與降低某些蝙蝠種類獵食的機會，改變蝙蝠種與種間的平衡。某些蝙蝠無法跨越道路兩旁連續呈線狀的光源，活動範圍受道路切割，或因道路照明延遲出洞時間與放棄某一個日間休息

的地點。

溫帶地區鳥類藉由夜晚長短調控求偶、交配、生殖循環、遷徙與換羽的時機，道路照明干擾鳥類的生命週期，並影響鳥類在夜間的遷移，其效應在新月時最為顯著。生存在受道路光源影響棲地中的鳥類，會出現延長覓食與活動時間等適應現象；魚類可能因道路照明而提前數個月生殖，產出高死亡率的幼體與虛弱的成體；昆蟲被道路光源吸引聚集，增加被交通工具傷害或被掠食者補食的機率。少部分蛾類會趨避放出特定波長的道路光源，導致棲地縮小與族群孤立。夜行性的昆蟲在光源干擾下會停止飛行或保持停棲，維持其在白天的狀態。

• 沙粒、灰塵與其他微粒

沙粒、灰塵與其他微粒可能影響植物光合作用、呼吸作用與植物體內物質的輸送，還可能阻塞氣孔與導致細胞破壞。一些微粒含有可供植物利用的微量元素，也有些微粒具有改變土壤與水生生態系酸鹼度的能力。

• 重金屬與其他化學污染

重金屬在道路周邊的土壤中含有較高。道路使用導致的重金屬污染可能使鄰近植物根的生長減緩，影響可及距離道路150公尺外的植物體。研究發現鉛會使道路附近節肢動物的物種豐度下降，生活在道路周邊的小型哺乳類體內也曾發現過量的鉛，車流量越高的道路，周邊哺乳動物體內的鉛含量也越高。這種重金屬污染可能由食物鏈頂較高階的消費者累積。

道路造成的化學污染還包括燃燒汽油生成的多環芳香烴類與殺草劑，殺草劑進入道路周邊植生後，往往對非目標植物造成影響。施肥與交通工具排放的氮氧化物，也會影響道路周邊植群，改變物種組成。載運有毒物質的車輛在道路上頻繁往來，光在美國，每天就有超過50萬車次載運有毒物質的車輛行駛於各主要幹道，可能造成毒性物質溢露等意外。

• 空氣污染

道路是空氣污染最主要

的來源，污染性氣體包括二氧化硫、一氧化碳、二氧化碳、氮氧化物與一些揮發性有機化合物(Volatile Organic Compounds, VOCs)。研究顯示快速道路兩側的植物因為空氣污染使其生長受阻礙，一些雲杉也會受到一氧化碳與氮氧化物的直接傷害。道路帶來的氮氧化物會促進某些種類的植物生長，進而改變物種的組成。道路使用時排放的污染性氣體更會造成氣候變遷與酸雨等後續問題。

五、動物行為改變

道路的存在會導致生物許多行為發生改變，造成負面衝擊，有時也有正面效益。改變可分為五種，包括：活動範圍、繁殖成功率、移動與散播模式、生理狀態與躲避行為。除了道路本身造成的生物行為改變外，道路結構中的橋梁、隧道、休息區、連續的電線、電桿、護欄、隔音牆與指標等，也能提供棲地等資源給特定生物族群。

• 活動範圍與繁殖成功率

道路周邊的棲地可能因為噪音、其他道路污染物的

干擾或被掠食者發現的危險增加而變得不適合生物利用。相對的，這些特殊的線形環境，也可能吸引特定的生物族群。整體而言，道路的存在改變了生物的活動範圍。

許多動物對於道路有趣避行為，包括節肢動物、小型哺乳類、森林與草原鳥類。許多大型哺乳動物在距離道路較近棲地內的族群密度較低，特定種類的鳥類也有類似反應。道路對於鳥類族群的影響程度除了距離道路的遠近外，也取決於道路的車流量及道路的使用頻率，每天 3000 車次以上的道路就會發生影響，影響的範圍有時可向棲地內深入 930 公尺，尤其對族群量小的鳥種。道路也會造成生物繁殖成功率與種豐度下降。

道路的存在創造了許多新的生態棲位(Niche)供生物利用，包括外來種生物。道路兩側的路緣地帶是環境很複雜的區域，以植物社會來說，路緣地帶的植物可能因為比較充足的陽光與道路排水而有較高的生長速率，也



• 道路開闢容易創造適合外來種生長的環境，路緣植物帶常是外來種入侵的根據地，圖為墾丁地區路旁的外來種植物銀合歡。

可能因為大量集中的人為管理措施(如除草、施肥、附近農業區與大氣中的氮氧化物及道路使用的干擾)而影響路緣地帶的植物組成。路緣地帶的植物大多以草本、對擾動容忍度高植物為主，原生的稀有種較少，但種的豐度較高，常見外來種。若路緣尚有池塘、溼地、溝渠等不同類型的棲地，或道路有寬窄、向陽背陽與不同坡面坡度等變化，則能夠更進一步提升植物的種豐度。雖然，在原生植群被開發為農牧用

地的區域，路緣植物帶可用來保存植物的生物多樣性，然道路的路緣植物帶仍缺乏了大片天然植群所能提供的生態益處。

道路與路緣植物帶也能提供許多動物可利用的資源，例如電桿電線提供鳥類停棲的地點、道路表面提供生物覓食的場所等。研究指出，有些物種對於道路兩側的棲地有更高的利用率，會將道路作為線性棲地的生物種類尚有鳥類、小型哺乳類、爬蟲類與蝴蝶等。

• 移動與散播模式

道路是否會改變植物的散播方式，一直是相當受到重視的課題，因為這直接關係到道路是否會增加一個生態系受到外來種或有害物種入侵的威脅，與加速它們的散播。研究結果顯示，道路的確會增加一個生態系被外來種入侵的機會。交通工具引發的氣流與合適的路緣生存環境加速部份植物的散播，但大部分外來種的入侵威脅則來自道路增加了車輛夾帶種子進入生態系的機會。

某些野生動物可利用道路做為移動的通道，道路的線形棲地也有助於族群散播，因此，道路有生物廊道的功能。證明道路有助於動物族群散播的文獻很少，生物利用道路的散播與周邊棲地品質、道路特性及生物本身的散播能力有關，寬的道路與連續叢聚的植生有利於族群的散播，相對的，散播能力低的物種，縱使生育率高，十年間也僅能沿著道路擴散一到二公里。

• 生理狀態

道路對周邊的動物族群

產生多樣化的壓力，導致動物的生理狀態改變，噪音與人工光源是影響最嚴重的壓力來源。噪音使動物的聽覺受損，體內壓力賀爾蒙增加。人工光源則影響夜行性動物的活動，擾亂動植物的生理時鐘與生殖週期。

六、對水文系統與水生生態系的影響

道路透過地表逕流(Run-off)與逕流水，將沉積物(Sediment)帶入水文系統影響水生生態系。道路加快地表水的流動與沉積物的運送，雖然土壤侵蝕、地層滑動與洪氾等災害發生位置散布在受道路影響的廣大區域內，負面的影響卻大多集中在溪流河川等水系。

地表水流過道路表面比流過一般自然環境快，容易導致土壤侵蝕與沖刷，改變水文系統的水流量，增加溪流河川水量，同時減少由地表入滲的地下水量。道路除了影響地表逕流外，也會影響地下水的流動，道路上方地層因道路阻礙而排水不良，植物根部因浸水影響生長或死亡，下方地層則因道

路阻礙，地下水補充不及，水位下降，土壤濕度改變，導致植物(尤其是水生植物)得不到足夠的水分。

流經道路的逕流會把細粒徑的沉積物帶入水生生態系，這些沉積物會增加水的濁度，濁度增加對水生植物、較大的無脊椎動物及魚類族群造成負面影響，也會造成水生生態系逐漸淤積，



• 每逢颱風豪雨，中部橫貫公路便發生土石坍方，不僅造成安全及交通上的問題，也影響立霧溪的水文系統與水生生態系。

降低棲地品質。粗粒徑的沉積物主要由地層崩塌與滑動等機制沖入水生生態系，造成深潭並增加水生生態系棲地的異質性，對水生生態系的影響不若細粒徑的沉積物嚴重。

逕流水注入水生生態系時，會發生小範圍暫時性的水質改變，這些改變包括水中重金屬濃度、鹽度、濁度與溶氧量。流經道路表面的逕流是水生生態系重金屬的主要來源，研究發現，許多水生生物的死亡率與重金屬濃度及周邊道路車流量有正相關。

七、引進外來或有害物種

道路會增加外來種與有害物種(如病原菌、真菌及雜草等)入侵的機會。道路開闢可能創造有利於外來或有害物種生存的微氣候與棲地，提供進一步入侵生態系的據點。依據美國印地安納州的研究證明，道路開闢增加非森林棲地與邊緣棲地等有利於外來種入侵的棲地類型，因而有助於外來種植物的入侵。人為管理措施(除草等)也會增加外來種入侵的可能



• 馬纓丹是常見的路旁植栽，雖屬於蜜緣植物，卻是外來種，會造成蝴蝶相的均質化。

性。

由美國、澳洲、紐西蘭等國家的研究顯示，減少道路開發有助防止外來種植物與雜草入侵，這些研究並建議將資源投資在偵測與移除入侵的外來種植物，而非防範它們經由道路散播。

道路開發會進一步導致人類對於自然環境利用方式的改變，如加速開發與旅遊活動等，都會使生態系面臨外來種入侵的威脅增加，更多的人、車進入新開發的區域則代表外來種隨之進入的機率也越大，這種現象對於自然保護區的影響尤甚。

八、其他衍生性影響

除了前述棲地破碎化、邊緣效應、族群孤立與基因

隔離外，道路的開闢常使地區的開發加速，尤其在一些環境較原始的區域，道路開闢使可及性變高，增加野生動物受到人類獵捕的壓力。道路改變人類對於土地或自然資源利用的方式，道路是人類對於土地利用方式改變程度很好的指標。道路也會帶來旅遊與增加越野車輛(Off-road Vehicles)對環境造成破壞的機會。

生態復育 降低影響

有關道路對台灣的生態衝擊，除了少數幾處在國家公園(墾丁與陽明山國家公園)內的觀察外，研究資料甚缺，這與過去公路單位並不重視此一議題有關。從上述

例子來看，道路造成的生態衝擊相當嚴重。期望道路設計者與後續維護者，針對相關的問題，在設計或維護上能加以修正，或進行適當的生態復育，以降低道路對生態環境的影響，維護臺灣的良好居住環境。

參考文獻

1. 黃光瀛。2001。公路對陽明山國家公園野生動物的影響及改進規劃。內政部營建署陽明山國家公園管理處。16 pp。
2. 林世強。2005。以生態觀點探討小型島嶼之最高道路密度—以金門為例。國家公園學報。15(2): 17-30。
3. Angold, P. G. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. *Journal of Applied Ecology* 34: 409-417.
4. Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor, & J. F. Wegner. 1995. Effects of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
5. Forman, R. T. T. & L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
6. Lugo, A. E. & H. Gucinski. 2000. Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management* 133: 249-262.
7. Reed, R. A., J. Johnson-Barnard, & W. L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
8. Reijnen, R., R. Foppen, & H. Meeuwssen. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.
9. Ross, S. M. 1986. Vegetation change on highway verges in south-east Scotland. *Journal of Biogeography* 13: 109-113.
10. Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
11. Tyser, R. W. & C. A. Worley. 1992. Alien flora in grassland adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (U. S. A.). *Conservation Biology* 6: 253-262.
12. Wilcox, B. A. & D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879-887.
13. Wilcox, D. A. 1989. Migration and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) along highway corridors. *Environmental Management* 13: 365-370.
14. Sherwood, B., D. Cutler, & J. Burton. 2002. *Wildlife and Roads - The Ecological Impact*. Imperial College Press, London. 299 pp.
15. Forman, R. T. T. et al. 2003. *Road Ecology - Science and Solutions*. Island Press, Washington, D. C. 481 pp.