

## 河川生態價值評估與生態補償之研究— 以零淨損失為中心

何彥陞\*

論文收件日期：104年09月10日

論文修訂日期：105年06月12日

論文接受日期：105年12月22日

### 摘 要

為了確認生態補償之核心價值，美國於1990年確立了零淨損失之理念，以作為水體開發與生態保育念的平衡工具。零淨損失也成為臺灣2013年濕地保育法的重要原則。惟如何落實零淨損失於生態補償制度，目前並沒有更具體的規定，實務操作之範例或模式付之闕如。此外，台灣雖然針對海岸、濕地、交通運輸開發已經以法律規定生態補償之規範，然而，與人類活動密不可分的「河川」，卻未見任何生態補償討論。本文嘗試呈現河川生態系統價值的適當樣貌，並以WRAP評分表換算法，就台中筏子溪進行生態補償之模擬。本文發現，生態系統價值與生態系統服務並不完全一致，故宜先界定台灣的「零淨損失」定義，從法制中予以落實。另外，台灣的河川生態價值並不具有高度的可測性，而生態補償後的恢復成果並無法確定。本文建議筏子河流域應維持原生態係數，提高彌補面積，但是必須有明確可執行的監測機制。若採取面積與生態係數皆提高之方案，則原保育基地的生態條件可能被換成其他的生態條件，以提升該地區的生態係數。如何具體落實，避免違規濫用之現象，恐怕需要法律明文規範始足當之。

關鍵詞：濕地快速評估程序、零淨損失、生態補償原則、筏子溪

---

\* 副教授，逢甲大學土地管理系，TEL：(04)24517250#4725，E-mail：jefferson.ho@gmail.com。

# Research on River Ecological Value Assessment and Ecological Compensation – Focus on no Net Loss

Yen-Sheng Ho\*

## ABSTRACT

In order to confirm the core value of ecological compensation, the United States established the principle of no-net-loss in 1990. The principle is used to balance water economic development and ecological conservation. No net loss is also provided in the Taiwan Wetland Conservation Act of 2013. However, there are no more specific provisions on how to implement it, and there are no examples or models of practical operation. Although the law in taiwan already provides the ecological compensation system on the coastal, wetlands, transportation. However, there is no discussion of ecological compensation in the “river and streams”, which is inseparable from human activities. It seems that the authorities' oversight of the ecological value of river streams seems to be too neglected. This paper attempted to find the appropriate way to evaluate the ecosystem value of the river, and calculated the ecological compensation of the Taichung Fa-Tzu River by WRAP. This paper finds that ecosystem values are not the same as ecosystem services. Therefore, the definition of “no net loss” should be defined first and implemented from the legal system. In addition, there is no high degree of testability ecological value of the rivers in Taiwan, and the restoration of ecological compensation can not be determined. In this paper, it is suggested that the original ecological coefficient should be maintained and the compensation area should be increased, but there must be a clear and enforceable monitoring mechanism. If the area and ecological factors are to be increased, the ecological conditions of the original conservation site may be replaced by other ecological conditions to enhance the ecological coefficient of the area. How to implement the ecological compensation to avoid the illegal use of river lands, there must be a clear legal norm.

**Key words:** Ecological Compensation Principle, Fazih River, no net loss, Wetland Rapid Assessment Procedure

---

\* Assistant Professor, Department of Land Management, Feng Chia University, TEL: +886-4-24517250#4725, E-mail: jefferson.ho@gmail.com.

## 一、前言

雖然生態系統服務與生物多樣性評估已受到關注，但是市場並未就生態系統服務與生物多樣性有所謂之市場價格，人們從自然資源或是生態系統獲取商品而獲利時，往往低估或忽略了自然資源本身的價值性，故在開發需求下，往往忽略自然環境的重要性，導致生態系統的退化，大量減少生態系統之服務，生物多樣性顯著下降（Wittmer, 2010）。人類獲利行為引發生物多樣性的流失、珍貴生態系統的消失，終將影響人類本身的生活環境與飲食安全（Jones-Walters, et al., 2009）。因此，對於生態價值予以評估，並對於開發所影響的環境給予生態補償，成為生態環境保護之重要議題。

生態補償以數值化的方式計算生態價值，並補償環境所遭受的損害，此與環境外部成本內部化（Internalization of Environment Cost）之社會影響和經濟價值評估之精神相似（Halliday, 2008）。生態價值評估是在群落與生態系統背景下，計算自然資源（Burger, 2008），並依據不同的環境特性，反應出該地區特定需求和背景（Antunes et al., 2001），因此生態價值評估並沒有標準程序（Geneletti, 2006a），而是針對不同棲地或是環境生態特性，發展出不同的生態價值評估方式（Pearce, 1994; Serageldin et al., 1994）。生態補償可以透過計算生態功能或價值受損情形，要求開發者提出替代的彌補方案來實施生態價值的「零淨損失（no net loss）」（Cuperus et al., 2001），降低生態環境可能面對的深遠威脅（Hayes and Morrison-Saunders, 2007; Kiesecker et al., 2009; McKenney, 2005），以達到永續性。

生態補償在台灣尚屬新的議題，在法制上卻趕上了國際的潮流。臺灣濕地保育法與海岸管理法分別於民國102年、104年通過，103年內政部公布之全國區域計畫等，都規定了類似生態補償之「文字」，但是對於損失基地與復育基地之生態價值如何換算？生態補償後針對因開發而損失之棲地多樣性與水質進行評估與監測之標準為何？海岸生態環境衝擊避免或減輕之有效措施如何評估生態之衝擊？農地生態如何計算與補償？並沒有具體之規定，實務操作付之闕如。

以內政部104訂定發布之「衝擊減輕及生態補償實施辦法」為例，該辦法是濕地保育法之子法，其第十一條規定：「主管機關辦理前條異地補償審查，應考量異地補償損失基地及復育基地之條件，訂定下列生態補償比率及復育基準：…二、依申請案自行評估提出之現況生態基準及生態調查資料，審酌訂定連續三年應達成之復育基準。」換言之，開發前的生態基準是申請開發者自行調查所提出，而要補償的復育基準則是主管機關審酌開發者之生態基準後訂定連續三年之標準。惟有問

題的是：若是沒有一個明確生態評估基準來評估損失基地與復育基地開發前的生態價值，將如何評估損失基地因開發所造成之損失？復育基地又要復育到什麼程度？若是沒有明確規範，如何達到「零淨損失」？淨損失的基準是什麼？由於「零淨損失」是建立在一個明確的生態評估基準之上（Robertson, 2000; Bendor, 2009; Gardner et al., 2013）。若是沒有明確的生態評估基準，「零淨損失」即無法驗證與完成，可能脫逸出母法立法核心之原則，而遠離濕地保育法第五條關於「零淨損失」之精神。

此外，濕地保育法關注的是「重要濕地」，海岸管理法著重的是「海岸」，全國區域計畫則規定「農地」與「海域」的生態補償。然而，與人們生活息息相關，與大自然密不可分的「河川」，卻沒有任何生態價值計算與補償之規定。經濟部103年04月16日發佈「流域綜合治理計畫（103-108年）」（核定本），亦僅僅規定主管機關推動相關治水工作時，應「重視生態補償之規劃」，惟具體執行方式並未說明。在台灣開發實務，工業區、飯店、遊樂設施，尤其是違規工廠，往往都緊挨著河川、溪流，生態破壞相關嚴重。主管機關對於河川溪流之生態價值與生物多樣性並非不重視，但是對於其生態補償似乎過於忽視。尤其，台灣大部分河川之中下游皆已污染嚴重，對於已經生態受到破壞的河川中下游，若是沒有掌握原有生態價值，如何進行生態復原？

基於上述，本文嘗試回歸水體開發「零淨損失」的精神，重新討論零淨損失下生態補償的真正樣貌，以河川作為生態價值評估與生態補償之執行模式，正視河川下游生態已經受到破壞之現況，提出生態補償模式，並提出生態補償可能會發生的問題，以降低日後生態補償制度建立對於整體社會的負面衝擊。

## 二、台灣對於生態補償之研究現況

台灣生態補償之研究起步較晚，初始是針對交通工程（如道路）造成生物棲地破碎的生態補償方法。嗣後延伸至開發與工程之生態補償。當濕地保育法著手立法工作時，相關研究則轉以濕地生態補償與相關法制化之研究。直到近年才有河川開發生態補償之討論，茲分述如下：

### （一）交通設施之生態補償

為解決交通工程造成動植物生存空間逐漸碎裂的問題，2005年有文獻分析荷蘭

生態補償之成功要素，設計實現補償計畫之重要因子，就環境價值之喪失提出生態補償（曾光霽，2005）。另一文獻以美國交通建設濕地補償為中心，探討美國與荷蘭補償，認為台灣道路建設造成棲地嚴重零碎化，國道建設將穿越生態敏感地，故建議以生態補償緩解生態保育與經濟發展之衝突，進而研擬交通建設生態補償架構（郭宇智，2006）。為具體評估生態補償可行性，有研究建立「生態補償評估表」，該評估主要針對建設對生態破壞嚴重性，藉由專家訪談建立個案選擇基準，於「環境影響評估」前，評估可行性之機制（楊華勳，2010）。

在生態工程方面，有文獻發現道路工程輔以生態池淺水池塘可供給兩棲類和魚類良好生態環境，水池周邊植栽原生植物種類多元且生長良好，綠覆率高且堆置枯木建造多孔隙空間（黃禮佑，2014）。嗣後，有研究透過地理資訊系統及MEPBAY海岸灘線預測模式，分析交通設施在整體天然海岸線、土地使用、土地覆蓋變遷，針對影響的面相提出適當的評估架構及因子（黃紋綺，2013）。

肇因於「淡北道路」環評結果遭到臺北高等行政法院撤銷，有文獻以淡北道路開發之生態補償策略，以專家問卷獲得生態補償策略之權重值與因果關係，進而提出「生態功能」與「景觀、遊憩及教育功能」、「政策補償」態補償之成效（陳靖瑜，2015）。此外，有研究提出環境友善道路建設之觀念（林鐵雄，2009），引入美國聯邦公路總署以及各州交通部推動之「環境敏感方法」，提出「全環境認知」、「利益關係人參與」與「彈性設計」，並強調「有效溝通」、「協調合作」與「跨領域團隊」。此研究除了生態之考量外，更以「人」的角度探討利益關係人與生態、交通設施開發之關連。

## （二）生態補償制度之討論

方偉達、趙淑德（2007）首先討論狹義生態補償（ecological compensation）及廣義生態補償（ecological mitigation），前者指生態功能補償，以外部性內部化之模式，使生態保護成果之受益者（或受損者）給付（或得到）相對應之費用。後者除了生態功能補償之外，還包含污染環境補償。

法制化研究部分，李培芬（2012）進行了棲地補償規範之研擬，其依據為開發行為環境影響評估作業準則第四十九條。該研究建議生態補償：「在依序採取優先迴避、減輕衝擊或替代方案後，開發行為對生物多樣性仍具顯著之負向衝擊，始採取措施。」其中，棲地補償英達成以下之目標：1.恢復因開發行為破壞的生態原本所具備結構和功能、2.維持強化生態系服務。在濕地保育法通過後，薛美莉、林幸助、任秀慧（2014）進行重要濕地開發迴避、衝擊減輕與生態補償研究，認為復



育基準依被破壞濕地本身，以及其受開發計畫影響的類型及程度而定，並建議訂定濕地生態補償復育基準時，應考量的五個濕地功能要項，包含：1.水資源、2.碳吸存、3.生物多樣性、4.生物棲地，5.社會文化經濟價值。

另外，林桓億（2013）探討生態補償或生態系統功能補償（Payments for Ecosystem Services, PES），提出評估濕地保育法濕地代金之參考選項，並列舉國外應用PES以維護生物多樣性，透過購買高價值棲地、以補償支付的方式購買特定物種或棲地的使用權、以補償支付的方式進行生物多樣性保育措施、法令管制標準下之交易權，以及支持生物多樣性保育企業。

是否現行法在執行上沒有疑義？陳詠霖與譚術魁（2015）認為「開發迴避、衝擊減輕及生態補償」規範沒有參考美國溼地緩解Mitigation Banking的可能性，故應從廣義的「生態補償」定義著手，緩解應明確化，以利未來實務上在「生態補償」措施的審查與實施，並建議「恢復、增強、創造和保存」等補償性方法明文於條文上，而非以抽象、未合於「行政明確性原則」之方式訂定。

### （三）河川開發與生態補償

歐姿君（2009）首先提出河川工程對生態環境有深遠影響，故藉由比較研究法，對工程項目採用生態等級評價方法，給予每個環境參項一個權重，再把案例環境參項分數加總得到總分，以得知案例之優劣，綜合比較並對台灣河川建設提出補償流程及方法之建議。

閻克勤（2010）認為河川的環境敏感龐雜，過度開發只會對河川造成無法回復之衝擊，故進行河川遊憩資源潛力評估指標之篩選共20個，並就河川遊憩資源指標進行歸類及整合歸納為七大類群代表性指標，並建構出河川遊憩資源的評估體系。各類群代表性指標分別為：地方發展、親水程度、氣象與氣候、歷史人文資源、水體形態、人工構造物、景觀美質等。

何彥陞（2013）提出生態補償機是通過對損害（或保護）資源環境的行為進行收費（或補償），結合歐盟「生態系暨生物多樣性經濟倡議」（The Economics of Ecosystems and Biodiversity），提出台中市河川作為生態補償的建議，惟該研究並未具體說明執行模式。何彥陞（2016）進一步提出，以國外計算模式運用於台灣時，會受限於生態基礎資料不足與評估模式欠缺的問題，故綜合快速棲地生態評估方法（Rapid Habitat Ecological Evaluation Protocol, RHEEP）與濕地快速評估程序（Wetland Rapid Assessment Procedure, WRAP），研擬出「快速河川生態補償評估系統（Rapid River Ecological Compensation Assessment system, RRECAS）」，以此

計算出開發地區生態價值，進而換算補償面積大小。該篇文獻提出台灣河川生態補償評估機制，對於執行河川生態補償確有其效益，惟該研究對於河川生態補償之可能問題並未進一步釐清，其所可能產生的問題為何亦未提出說明。

#### (四) 小結

從以上之文獻可知，交通設施生態補償之文獻係建立在環境影響評估，希望可以解決台灣環評僅包含迴避、減輕之措施而缺乏補償機制之問題。此外，前述之研究主要以個案方式提出道路工程之補償方式，較不及於具有生物多樣性環境下的生態補償模式。

而在生態補償制度之討論部分，主要與其受委託執行之目的有關，不論是環境影響評估下的生態補償抑或是濕地保育法下的濕地生態紓緩補償，都是為了落實其法規之內容，故其計算基準與補償程序，與國際間生態補償所關切的生態多樣性、生態價值與功能評估有部分之落差。

### 三、零淨損失與生態補償理論基礎的釐清

#### (一) 生態補償的定義與目的

生態補償 (Ecological Compensation) 又稱為生態彌補、生態效益補償、生態功能補償等，最早源自德國於1976年實施的「Eingriffsregelung」政策。美國1986年提出水體保護「零淨損失」(No-net-loss) 政策，發展出一套較為完整的生態補償原則與執行方式。文獻中對於「補償」一詞雖有不同定義，但不脫1996年Cuperus等之定義：即生態補償是一種於經濟發展過程中，造成生態被破壞時，改善被破壞區域的環境，或創造/產生/計畫一個新的並且是與被破壞地區擁有相似的生態功能和環境品質之區域的一種模式 (Cuperus et al., 1996)。另外，依據生態多樣性公約的規定 (Article 2 of the Convention on Biological Diversity)，生態補償 (offsets) 是用來補償 (compensate) 因開發項目所剩餘價值的保護活動，可避免因開發項目所造成的傷害。補償 (offset) 和緩解 (mitigation)，歐洲和北美有不一樣的涵義。歐洲的減輕 (mitigate) 指的是危害降到最輕，或使其較不嚴重，美國則指設計成補償 (compensate) 不可避免的環境損害的活動。通常意義是可以互換的 (Bull et al., 2013)。另外，補償 (compensate) 本身有更多元的意思，其可能意味著金融支付的損害，常與法律責任與賠償相關，或者係指活動目的在抵銷傷害。

不同之生態補償目的，將直接影響生態價值評估方法。早期的相關文獻中，生態補償主要係以「對於生態環境加害者」應付出相當之賠償為內容。藉由創造新的生態價值，而其生態價值等同或相似於損失的生態價值 (Kuiper, 1997)。晚近數年的文獻開始將生態補償關注於對生態環境的保護與平衡，要求建設或開發者應以財務對價方式的轉移進行自然環境的補償 (Hayes and Morrison-Saunders, 2007; Kiesecker et al., 2009)。部分學者 (Bruggeman et al., 2009) 認為，生態補償應擴及到生態功能和遺傳多樣性。故多樣性及功能測量成為目前重要的課題 (Cadotte et al., 2011)。

## (二) 零淨損失下的生態補償理論基礎與其實踐

開發行為對生物多樣性的影響嚴重程度，並沒有統一、明確之定義，亦無單一的指標。是以，補償的任何措施都只是一個替代方案 (Humphries et al., 1995)。然而，表面的損失與收益如何準確定量？目前多數模式採用「棲地面積」來代表生物多樣性的損失和收益。澳洲維多利亞州採用複合的度量方式—「棲息地面積」，以做為補償計劃之用。「棲息地面積」得分包括植被以及其空間環境的相對條件，此得分計算模式被認為在管理與計算上有其優勢 (McCarthy et al., 2004)，但該表無法包含其他生物多樣性的元素，如遺傳多樣性。若是使用複合之指標，對於生物多樣性的損失和收益可以有更全面的了解 (Kiesecker et al., 2009)。

「零淨損失」若以美國與我國濕地保育法第四條第八款之規定，指的是對生態資源在「資源面積 (resource acreage)」及「生態功能 (biologic function)」皆零淨損失，不會對整體生態環境造成不可回復之衝擊。因此在進行補償計畫時，對於在資源面積及生態功能應如何補償，才能維持原有的整體生態功能，便是補償措施實施時考量的重點。一般而言，評價僅僅是決定各個生態因子的相對數值 (Costanza, 2000)，而影響評估被定義為開發活動如開發計畫或工程項目，造成積極或消極的影響 (Baker, 2000)，因此評估是藉由比較各項目的結果，以確定淨效益，估計該結果所缺乏的項目 (Trochim, 1984)。

## (三) 美國生態補償評估架構與實行原則

美國任何開發工程將對環境生態價值 (ecological value) 造成負面影響時，應先迴避。若不能迴避，則必須進行相對措施，以減輕開發行之負面影響，此種措施稱為「舒緩」 (mitigation)。倘若仍將發生不可避免的損害時，則應提出「補償」 (Compensate)。此稱為補償三程序，補償 (Compensate) 是三程序的最後一個機



制 (DIRECTIVE, 1997; Ten Kate et al., 2004)，在迴避與減輕方法已全面實施後，對於開發不可避免的破壞時，運用補償方法來彌補剩餘的影響 (Burgin, 2008)。

美國聯邦生態補償於2008年有新版規範，州政府可視各州不同情況訂定更細部之規範。若要進行補償措施之申請，該開發計畫須遵照程序申請開發許可，同時該盡力舒緩對基地環境的負面影響，但仍舊對環境將造成不可避免的負面影響，主管機關會提出「補償措施」之要求，並依據「補償措施」之執行成效，「授權」該項開發計畫 (Dolan et al., 2006)。生態補償機制的重心在於申請開發之許可條件下，如何透過監測來管理環境，亦即是基於開發地周圍生態環境的預防，而不是僅是單單的進行補償計算。對於生態補償，國際上有愈來愈多的文獻指出 (Moilanen et al., 2009)，擬定適當的架構並做出嚴格的評估是生態補償的核心，並就生態補償提出生態保育之關鍵原則，以確實落實生態補償之精神。此原則可整理為六項，茲說明如下：

1. 原則一：應力求避免影響原本生態環境，如果確定要開發，生態補償應採取實際之行動，以最小損害為原則 (Ten Kate et al., 2004)。先設法避免影響原生態環境，若還是會發生不可避免的影響或危害，才可以再思考舒緩以及補償，並且找出影響或是損害最小的方式進行補償。
2. 原則二：保證所提出之補償方案，可以發生彌補之預期效果，且執行前應提出擔保 (Harper, 2005)。實務上，生態補償備受批評之處在於所執行之補償措施並未能達到其目標，或是補償措施並沒有發揮作用 (Matthews and Endress, 2008)。因此，主管機關於核准生態補償方案前，應審查該案具有可執行性，並有適當的擔保方式，以確保開發者會遵循相關規定，這些執行方式必須具體可監測，且考慮到時間延滯效果 (time-lags)，以確保可實現預期之補償效果。
3. 原則三：稀有性或瀕臨絕種的物種之生態系統或棲息地不適合運用生態補償機制。當一個生態系統或棲息地具有稀有性或瀕臨絕種的物種，或是該棲地或生態系統的破壞將產生「不可回復」的後果，其生態系統一點點的損失都是不能接受，或者棲息地的物種的損失將有可能導致物種消滅之情形。此時，必須直接「迴避」該地區之開發。
4. 原則四：當生態補償建立新的棲息地時，仍應注意既有棲息地的連結。雖然一個正確的生態補償應兼顧生物多樣性，並且提供一定程度的植被面積保育，但是，大部分的生態補償是創造一個新的棲息地 (Morris et al., 2006)，以新的濕地來補償既有濕地，可能會導致該現有濕地的生態發生變化，此時，應建立補償者注意義務的責任制概念 (Gibbons and Lindenmayer, 2007)，以避免產生棲地的淨

損失 (net loss)。政府應要求補償者提出有效損失改善方案，並多利用原生棲息地的強化方式 (Enhancement)，以進行補償。

5. 原則五：應有明確的生態價值量化標準，以衡量生物多樣性損失之價值，並且讓損失可以數值化，進而確保生態價值和受補償區域之間是否相等。
6. 原則六：生態補償應考慮復育基地生態不確定性與時間延滯之風險 (Hilderbrand et al., 2005)。所謂的生態不確定性，是指生態學家針對該案例無法準確地預測該棲地的真實整體現況以及該棲地的生態系統未來發展方向的所有因素，生態系統一部分損失可能帶來即大的影響，補償後的環境與現在棲息地以及未來棲地受損的機率導致不確定性增加 (Schrott et al., 2005)，故很難預測未來的情況，故當下的生態補償方法即難以掌握。目前研究發現，與預期目標出現落差的補償計畫，大多出現在提供水質與沉積物控制之補償方案，而非棲息地環境營造之補償 (Brown et al., 2001)。另外，有研究指出，在水體生態功能恢復的補償方案中，補償所要耗費的經濟成本與回復時間之間並沒有確實的數據可以參考，故很難就生態補償進行成本效益評估或是有效性評估 (Gardner et al., 2009)。

## 四、生態補償之操作模式與評估分析

### (一) 生態補償計算理論之探究

#### 1. 生態價值之評估方式

##### (1) 現行生態價值評估模式

生態補償之前提，是一個具體明確的生態價值。近年來，環境經濟學家、生態學家不斷研究非市場財貨量化工具和方法評估生物多樣性價值，並分為使用價值與非使用價值的評估 (吳珮瑛與蘇明達，2003)。1963年Davis首次提出條件估價法 (Contingent Valuation Method, CVM) 後，CVM被廣泛應用於景觀保護、休閒、河川生物多樣性等領域，並成為評估環境非使用價值的主要選擇。相關利益者決定生態補償標準之意願 (Carson, 2009) 可直接顯示人類的偏好，並且可避免大量的數據，所以常被運用於近期研究，但其於支付意願與接受意願間的極大差異具有高風險。更重要的是，持續完整的健康生態系統是一個複雜的過程，是多個物種之生存條件、功能所組成，生態系統物種之組合與棲息地之條件的隱藏附加價值並不容易觀察，故生態價值評估不易藉由人類偏好而完整評估。

## (2) 生態價值評估與生態補償之結合

生態價值的評估有各種方式，其關注的焦點並不相同，各有所長。從「生態補償」的角度出發，則會因為其所採取的是「零淨損失 (Not Net Loss)」部分或是「實質補償」而有不同 (Bull et al., 2013)。二者都是從「破壞者補償」出發，即要求損害資源環境者應就生態衝擊提出彌補，創造生態價值，該價值等同或高於損失的生態價值 (Kuiper, 1997)。「零淨損失」的生態補償強調既是「平衡」人類開發對於生態環境之負面影響，彌補因開發或工程建設導致「資源面積」及「生態功能」的損害，使得「整體」的生態品質沒有損失 (Robertson, 2000)，維持原本或是提高生態環境的狀態，因此只要行為人的生態補償可以達到「整體的生態價值」沒有損失，此即「零淨損失」(No Net Loss) 理念 (Norton, 2009)。後者則是強調，針對特定的「實質生態價值」，透過生態補償的方式，調解該個案開發所造成的生態受損情形，亦即彌補「當地個案」的「實質價值」，而不是透過「整體」的彌補。降低外部成本，使開發單位主動實施保護以及回復生態環境之行為 (Geneletti, 2006b)。

台灣河川已經遭受到一定程度的污染與生態破壞，若是要求每個個案都直接補償該地的「實質生態價值」，可能也是徒勞無功，因此本文採用「零淨損失」的生態補償。「生態補償」的生態價值評估，係「針對開發行為所影響的生態服務價值」進行計算，如此一來，是否可能大大的降低生態真正的價值？不無疑問。以美國為例，一個開發計畫要進行生態補償時，首要步驟便是評估該開發（損失）基地（意即生態影響區）在「開發前」與「開發後」將造成多少「生態價值」的「損失」，當評估完開發（損失）基地的生態價值損失之後，再由復育基地（意即「生態補償區」）之補償措施來創造、復育或彌補這些「經開發而損失」的「生態價值」。

## 2. 生態價值之計算流程

### (1) 計算基礎

由於開發（損失）基地與生態補償區各有其「生態價值」，因此在實務計算上，若只由開發（損失）基地的生態價值損失來「估算」要用多大的「土地面積」進行補償，實屬不合理的計算方式。因為，必須考量「復育基地」本身便有其「生態價值」。也就是說，在計算「復育基地需多大面積」時，並非單方面由開發（損失）基地的面積（意即生態影響區的面積）便可直接計算該用多大的「土地面積」進行補償。

在美國的實務操作上，衡量基地「生態價值」的方式，多半透過「生態價值評估模式」之計算，得到一個介於0~1之間的「生態係數 (Eco-coefficient)」，0代

表該環境遭受嚴重破壞，無法支持生物繁衍（動植物均涵蓋在內），1代表環境為適合生物生存繁衍的棲地，再將此生態係數乘以「基地土地面積」，如此一來，便可得到含有「生態價值」的「生態價值面積（Eco-value area）」。

計算出「生態價值面積（Eco-value area）」之後，便可用來比較兩個以上不同基地是否具有相同的「生態價值」，也可進行各項換算，基本公式如下：

$$\text{生態價值面積 (Eco-value area)} = \text{生態係數 (Eco-coefficient)} \times \text{土地面積 (area)}$$

要計算某基地的「生態價值」必先求得該基地的「生態係數」，才能轉化為可互相比較與計算的「生態價值面積」。故美國發展出了各種「生態價值評估模式」，希望透過模式的計算，以客觀、量化的方式來評估任一基地的「生態係數（Eco-coefficient）」，完成生態價值的估算。

## （2）計算步驟

以下是計算復育基地應用多大「面積」之土地來進行生態補償之流程：

步驟1：依據生態評估模式，計算生態係數。依據生態價值評估模式計算生態係數，分別計算「開發（損失）基地」與「復育基地」，在「開發前、預計開發後」以及「補償前及預計補償後」的生態係數。

步驟2：由生態係數以及評估年限，換算出「生態價值面積」每一年的生態價值面積由「生態係數×基地面積=每一年的生態價值面積」來計算。由於生態影響並僅僅單一年度的損害，因此必須計算20~50年不等的生態影響期程，計算出「開發計畫」未來20~50年將影響的生態價值；同時補償計畫也非單一年度可執行完畢，因此也必須計算未來20~50年「補償計畫」將可提供補償的生態價值面積。「評估年限」則依照生態受影響區的環境特性來決定。

步驟3：將「生態價值面積」乘以「額外補償比例」或「風險係數」，以確保補償計畫之成功。由於生態評估模式通常必須考慮評估時的便利性與一體適用性，為了確保特殊的開發（損失）基地不置於遭到輕易破壞，因此「開發（損失）基地」若具有特殊生態價值，通常會再乘以一個「額外補償比例」，例如或該基地發現了特殊的物種。

步驟4：比較「開發（損失）基地」與「復育基地」經評估後之「生態價值面積」是否相符。若相符則補償成功；若不相符，則可提高復育基地面積或是提高復育基地生態價值，或兩者皆提高。由最後的步驟亦可計算出最終補償比例（以面積計算）。



### (3) 評估方式

由於開發利用涉及開發地所在之環境與生態，為了補償開發使用對於生態環境損失，彌補措施執行時，彌補的數量必須足以一旦到達最大可能性，彌補受損害之開發地之生態功能。因此，在計算面積的考慮之下，利用計畫期間生態價值的淨獲益或淨損失來考量，亦即算出開發計畫期間二塊土地的生態價值面積之差，可能為淨獲益或淨損失。

生態價值評估與換算公式建立

計畫期間生態價值的淨獲益或淨損失

= (計畫期間因開發(損失)基地生態價值降低之程度) - (計畫期間復育基地提供生態價值之程度)

= (累積開發(損失)基地生態價值面積單位) - (累積復育基地生態價值面積單位)

此時，依據其結果是淨獲益或是淨損失而有不同的處理方式，若結果是淨獲益顯示該開發案可以獲得不錯的生態功能面積，則該案之執行不會造成生態價值的減損。此時，由於該案可以落實零淨損失的政策，故屬於可以執行的案件。若結果是淨損失，則需要提出具體的修正辦法來因應。例如提出更多的彌補面積，使該整體生態功能面積可以平衡；或是提出可以增加復育基地生態功能面積的方式，使該整體生態功能面積可以平衡；抑或一併提出彌補面積和增加復育基地生態功能面積，使該整體生態功能面積可以平衡。

## 五、生態補償評估案例模擬

### (一) 案例基礎資料說明

本文以台中水資源地區為生態補償之方向，經濟部曾於2005年針對臺中市都市區進行流域生態環境調查，其中筏子溪有詳細之調查成果。基於生態資料資料的完整性，本文以筏子溪作為生態補償之案例，生態環境調查說明如下：

### (二) 生態補償面積換算模式

本文生態補償面積換算模式參考美國「濕地快速評估程序(Wetland Rapid Assessment Procedure, WRAP)」模式，WRAP為美國濕地評價體系Level 2級(何彥陞，2016)，是美國南佛羅里達水體管理區(The South Florida Water Management District's)用來快速評估濕地的棲地價值的快速評估程序。模式的評估



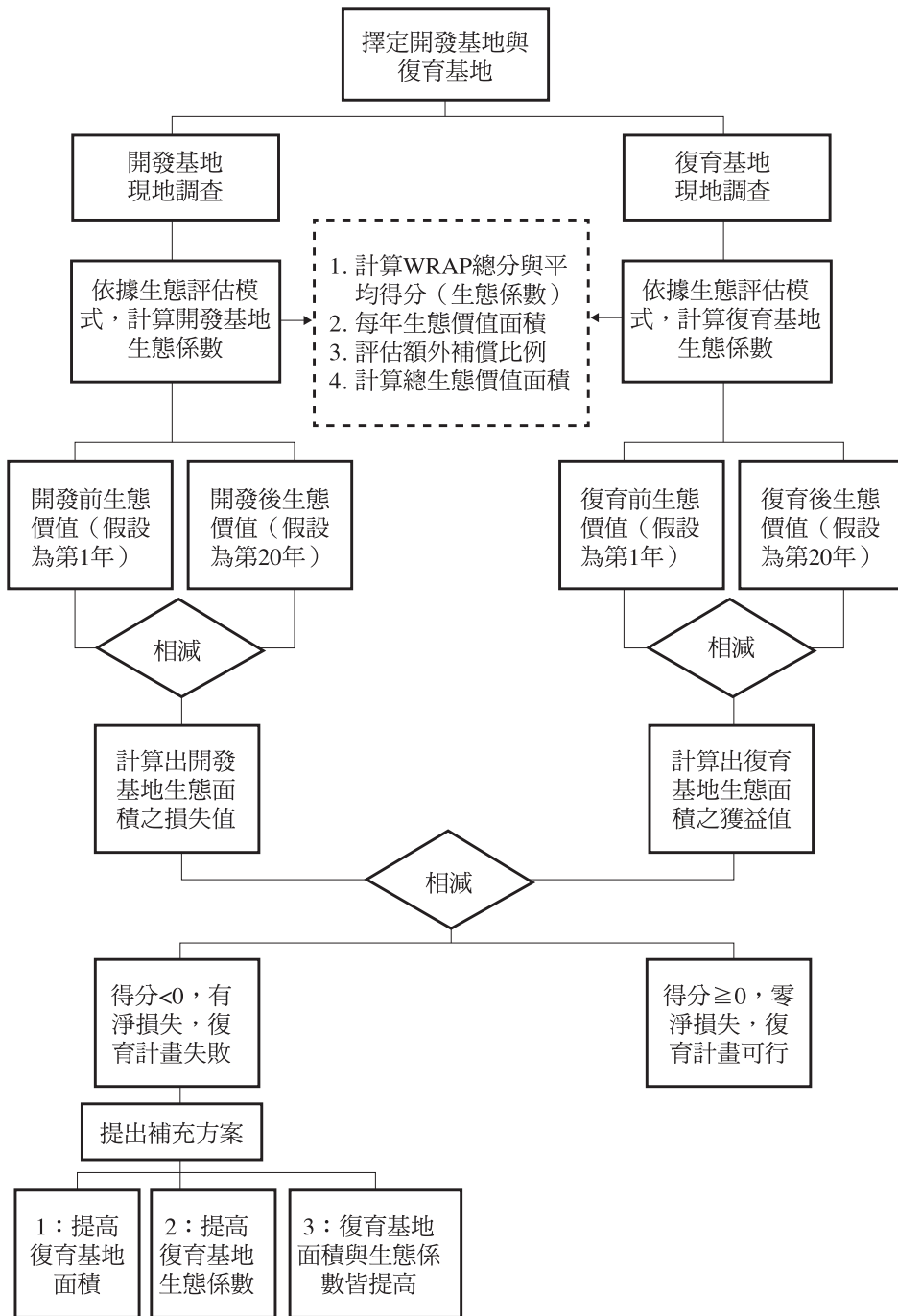


圖1 本研究河川生態價值評估與生態補償流程

表1 筏子溪生態環境調查說明

種類	生物數量	說 明
哺乳動物	3目3科9種	種數約占本島陸域哺乳動物種類11.25%。優勢種為東亞家蝠，田鼯鼠分布最廣
鳥類	26科53種	保育類鳥種僅有紅隼、紅尾伯勞2種。優勢種依序為麻雀、白頭翁、夜鷺、紅鳩、小白鷺。在調查到的53種鳥類中屬於溪流鳥類有20種
蝴蝶蜻 蜓類相	蝶類6科23種，蜻蛉 目3科5種	僅有1種台灣特有亞種—台灣紋白蝶
爬蟲類 相	2目8科11種	斯文豪氏攀蜥、蓬萊草蜥為台灣特有種；屬於珍貴稀有保育類野生動物者為蓬萊草蜥與雨傘節
兩棲爬 蟲	1目2科5種	盤古蟾蜍為台灣特有種；屬於珍貴稀有保育類野生動物者為虎皮蛙與貢德氏赤蛙
魚類	9科16種	台灣石魚賓、粗首鱖、明潭吻鰕虎及短吻紅斑吻鰕虎等台灣特有種；2003年捕獲保育類鱸鰻1隻次外，並無其他保育類魚種紀錄。外來魚種有4種，分別是琵琶鼠、大肚魚、尼羅口孵魚及吉利慈鯛
蝦蟹類	蝦類有2科2種	以粗糙沼蝦分布較廣，數量較多。無任何蟹類
底棲動 物	水棲昆蟲及環節動 物6目12科	以雙翅目之搖蚊科最多，蜉蝣目之四節蜉蝣科次之
	6科7種螺貝類	台灣椎實螺及囊螺數量較多，台灣椎實螺分布最廣
藻類	矽藻類、綠藻類、 裸藻類及藍綠藻類 等	全河段GI值大部分屬嚴重污染程度。有裸藻和隱藻等屬於有機污染藻種，顯示水質遭受嚴重污染
植物相	維管束植物14科32 屬34種	特有及原生共18種，以禾本科為最多，共計有8種，其次為豆科植物7種，菊科植物3種

資料來源：整理自經濟部水利署水利規劃試驗所（2005）

項目簡單，計算方式快速，是十分實用的生態價值評估方式（Miller and Gunsalus, 1997）。其優點為僅需中等程度的花費即可就中等尺度區域進行快速評估，而評估精準度還算適中（Reiss and Brown, 2007）。評估者於現地觀察時針對個別濕地進行簡單觀測，以現有資料快速估算局部地區之濕地環境與生態狀況（Lane, 2007）。WRAP所評估出的結果可以做為進行開發前的基本資料，使用WRAP方法

主要是需要實地調查與專業經驗的運用。若評估項目有外來種植物覆蓋率、相鄰的濕地或山地緩衝區，可藉由空中攝影與目測的方式評估其變化量（Carletti et al., 2004）。生態價值評估與換算之公式如下：

$$\begin{aligned} & \text{計畫期間生態價值的淨獲益或淨損失} \\ & = (\text{累積開發 (損失) 基地生態價值面積單位}) - (\text{累積復育基地生態價值面積單位}) \\ & = \text{累積【開發 (損失) 基地棲地面積} \times \text{WRAP平均得分】} - \text{累積【復育基地棲地面積} \times \text{WRAP平均得分】} \end{aligned}$$

WRAP的評估項目有六項，全名與使用簡稱如下表所示。依據現地調查狀況給予評估每格項目之得分，評估得分則介於0~3分之間。評鑑完六個項目之後，將所項目之評估得分加總後，除以該評估項目的最高積分之總和，便可得到一個介於0~1的數，稱為WRAP平均得分（WRAP Score）。

表2 WRAP的評估項目變數值

評估項目名稱		說明與評斷依據	得分
1 野生動物利用	1.1 無物活動跡象	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 環境遭受嚴重破壞；</li> <li>● 無證據顯示有野生動物利用此區域之跡象</li> </ul>	0
	1.2 野生動物活動跡象微弱	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 微弱的野生動物利用跡象；</li> <li>● 極少的鳥類、小型哺乳動物或爬蟲類活動跡象；</li> <li>● 鄰近地區有少量的食物來源</li> </ul>	1
	1.3 野生動物活動跡象中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 中型哺乳動物或爬蟲類活動跡象（獸徑、巢穴等）；</li> <li>● 大型無脊椎水生動物、兩棲類或魚類；</li> <li>● 鄰近地區有充足食物來源</li> </ul>	2
	1.4 野生動物活動跡象明顯	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 明顯野生動物利用跡象；</li> <li>● 大量大型無脊椎水生動物、兩棲類或魚類活動；</li> <li>● 充足的食物來源</li> </ul>	3
2 濕地喬木層與灌木層樹蔭	2.1 無適宜喬木相灌木相植物	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 無適宜喬木相與灌木相樹林存在；</li> <li>● 超過75%林相屬於不適合的植物種類</li> </ul>	0

表2 WRAP的評估項目變數值（續）

評估項目名稱		說明與評斷依據	得分
2 濕地喬木層與灌木層樹蔭	2.2 微弱的喬木相與灌木相植物	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 約50%林相屬於不適合的植物種類（例如外來種）；</li> <li>● 適合的植物林相未成熟，但具有生長潛力；</li> <li>● 環境遭受水文問題或正遭受其他侵害；</li> <li>● 現存林相正遭受疾病或蟲害</li> </ul>	1
	2.3 中等的喬木相與灌木相植物	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 少於25%的林相屬於不適合的種類（如外來種）；</li> <li>● 喬木相與灌木相植物能提供棲地條件（例如築巢、掩蔽、覓食等）；</li> <li>● 健康的樹冠層植物存在，無遭受疾病或蟲害</li> </ul>	2
	2.4 大量的喬木相與灌木相植物	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 無或少於10%外來種植物；</li> <li>● 優良喬木相與灌木相植物能提供棲地支持；</li> <li>● 存在健康樹冠層植物，無疾病或蟲害</li> </ul>	3
3 濕地植生地面覆蓋	3.1 無適宜的植生地面覆蓋存在	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 大量（約佔50%）覆蓋植物屬於不適合的植物種類；</li> <li>● 地面覆蓋植物密集地受到衝擊</li> </ul>	0
	3.2 微弱的植生地面覆蓋存在	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 大量（約佔50%）覆蓋植物屬於不適合的植物種類；</li> <li>● 低植生密度</li> </ul>	1
	3.3 中等的植生地面覆蓋存在	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 少於25%覆蓋植物屬於不適合的植物種類；</li> <li>● 地面覆蓋受人類活動輕微影響；</li> <li>● 地面覆蓋植物屬於合適的原生植物</li> </ul>	2
	3.4 大量的植生地面覆蓋存在	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 無或少於10%的外來種入侵植物；</li> <li>● 無或微弱的地面覆蓋的擾動</li> </ul>	3
4 鄰近高地支持與濕地緩衝區	4.1 無鄰近高地與緩衝區存在	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 緩衝區不存在</li> </ul>	0
	4.2 鄰近高地與緩衝區平均寬度過小	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 緩衝區平均寬度小於10公尺；</li> <li>● 緩衝區上植生大部分屬於適合的植物種類；</li> <li>● 與其他野生動物廊道無連接；</li> <li>● 緩衝區平均寬度雖然大於100公尺，大於75%屬於不適合且「具侵略性」之外來種植物種類</li> </ul>	1

表2 WRAP的評估項目變數值（續）

評估項目名稱		說明與評斷依據	得分	
4 鄰近高地支持與濕地緩衝區	4.3 鄰近高地與緩衝區平均寬度大於10公尺，<100公尺	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 緩衝區平均寬度大於10公尺，少於100公尺；</li> <li>● 緩衝區上植生屬於適合的植物種類；</li> <li>● 緩衝區部分地區與其他野生動物廊道連接；</li> <li>● 緩衝區平均寬度大於100公尺，但其上大部分植生屬於不適合且「不具侵略性」之植物種類</li> </ul>	2	
	4.4 鄰近高地與緩衝區平均寬度大於100公尺	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 緩衝區平均寬度大於100公尺；</li> <li>● 緩衝區植生屬於適合的植物種類且無外來種植物；</li> <li>● 緩衝區部分地區與其他野生動物廊道相連接，並足以支持大型野生動物或爬蟲類遷徙</li> </ul>	3	
5 濕地水利之野外指標	5.1 嚴重變異，有明顯跡象顯示將變成高地或開放水域植物群落	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 水文環境嚴重變異；</li> <li>● 水文週期不足以維持植物群落生長；</li> <li>● 跡象顯示高地植物入侵到原有水文環境中，造成水文周期的改變</li> </ul>	0	
	5.2 不足以維持適合的濕地系統	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 水文週期不足以維持植物群落生長；</li> <li>● 演替植物種類入侵到過渡帶或高地植物相中</li> </ul>	1	
	5.3 足以維持適合的濕地系統，但仍有變異可能	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 水文週期足以維持植物群落生長，但略受運河、溝渠等會產生負面影響之結構物影響；</li> <li>● 植生健康，但略受到水文環境變異之壓力</li> </ul>	2	
	5.4 水文環境足以維持適合的濕地系統	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 植生健康，且無受到水文環境變異之壓力；</li> <li>● 呈現自然的水文週期；</li> <li>● 鄰近無運河、溝渠等有負面影響之結構物</li> </ul>	3	
6 輸入水質與處理系統	6-1 鄰近土地使用	6-1.1	● 自然未經開發區	3
		6-1.2	● 未經改良之草地或牧地	2.5
		6-1.3	● 柑橘園、甘蔗園、低密度住宅、低密度商業區	2
		6-1.4	● 獨棟住宅區、高爾夫球場、休憩區、中密度商業區	1.5



表2 WRAP的評估項目變數值（續）

評估項目名稱		說明與評斷依據		得分
6 輸入水 質與處 理系統	6-1 鄰近土地 使用	6-1.5	● 高量體高速公路、商業區、礦區、集合式住宅區、經改良之草地	1
		6-1.6	● 高密度商業區	0.5
		6-1.7	● 牧場區或家畜飼育場	0
	6-2 現地前 處理	6-2.1	● 自然未經開發區	3
		6-2.2	● 沼澤濕式滯洪區、濕式滯洪區與乾式滯洪區合併	2.5
		6-2.3	● 草澤區與乾式滯洪區之混合區	2
		6-2.4	● 草澤區、乾式滯洪區	1
		6-2.5	● 無前處理	0

資料來源：修改自何彥陞（2013）

### （三）假設個案試算模擬

#### 1. 生態補償面積試算

開發（損失）基地係以筏子溪「車路巷橋」水質監測站為模擬地區。本文設定於該地區有一個開發案件土地100公畝，該基地維持較完整的自然生態，亦即屬於生態價值相對較高的地區；預計進行補償措施的復育基地預計為「東海橋」測站，其復育基地也是100公畝面積，但卻是一塊人為活動較多，擾動較頻繁的地區，亦即自然生態已受影響的區域。

以下將分為兩大步驟計算開發一塊具生態價值的地區，應如何計算補償面積？第一，需透過生態評估模式，計算生態係數，作為計算該區域生態價值的依據。第二，由開發（損失）基地的生態價值，計算復育基地之補償面積，或是藉由生態復育等措施，提高該復育基地生態價值（提高生態係數）。

#### 2. 專家學者訪談與分析

本文專家學者訪談主要參照WRAP模型之評估項目變數值，在經過修正後方得完成訪談採結構式訪談的設計，並在訪談一開始敘明此訪談之目的、用途及其評估標的範圍，並簡單的對WRAP模型作簡介，再對訪談填寫方式做說明。敘述性偏好方法的優點，如條件價值評估法（Contingent Valuation Method, CVM），它可以用經濟模式全方位的估算使用性和非使用性的生態效益。然而，其缺點是，該方法是利用問卷調查來進行。問卷施測時，不同專業背景的人在陳述上與理解上往往有不

同的想像，因此問卷調查於生態價值估算並非是良好的方法。此外，生態價值難以藉由問卷調查來使得一般公眾理解並配合進行生態系統服務的經濟價值。因為大多數的人們對於生態系統服務並不了解或不熟悉。

依據本文架構，訪談分了三個部分：第一部分為受訪者的基本資料；第二部分為筏子溪案例生態環境評估；第三部分為評估依據之附件。

第一部分：受訪者的基本資料：此部分為專家學者之姓名、性別及其專業項目之填寫。

第二部分：筏子溪二個測站案例生態環境評估：此部分依據問卷附件所附之表格做判斷，並行填寫。

第三部分：附件：筏子溪二個測站案例分兩個表格，第一為WRAP模型評估表，第二為筏子溪二個測站案例現況圖（照片）。本文係以「經濟部水利署水利規劃試驗所, 2005」所做的生態調查為基礎，並將二個測站的生物資料、河川資料、水質資料等進行整理，並進行實地現勘，拍照提供給委員觀看。

問卷填寫方式：編號1至5及6-2的部分以本文開發基地與復育基地為環境價值評估的判定範圍，並附上對照附件一「說明與評斷依據」及附件二核心區範圍的照片填寫問卷。如編號1野生動物利用，對照說明與評斷依據及圖片，若認定其野生動物活動跡象中等，其分數則為2，即在問卷評分處的「□」進行勾選。編號6-1的部分則是以劃定之區域為中心向外延伸1公里的範圍為鄰近地區，對照附件一及附件二填寫問卷並進行複選。

以下為10專家學者經由WRAP模式，分別評估開發（損失）基地與復育基地之平均生態係數。項目的評估得分皆是取自10位專家學者給予的分數之平均值。為了可以更明確的觀察WRAP模式，茲以下表表示受訪專家學者之平均分數：

上表WRAP平均得分，開發（損失）基地0.73，復育基地只有0.56。復育基地生態功能價值過低，無法彌補開發行為的生態價值損失。對此，需要提出一個有客觀且適當的補償比例（Gibbons and Lindenmayer, 2007）。申言之，由於生態評估模式必須考慮評估時的便利性與一體適用性，為了確保特殊的開發（損失）基地不至於遭到破壞，故開發（損失）基地若具有特殊生態價值，通常會再乘以一個「額外補償比例」。例如該地點發現了特殊的物種，則可提高額外補償比例「>1」以上。我國於衝擊減輕及生態補償實施辦法第11條規定，異地補償之生態補償比率及復育基準，若位於開發或利用行為地區500公尺範圍外同一水系或海域者。補償比例為1:1到1:1.5之間。補償量大多基於主觀判斷，適當的比例補償方案可以評估到不確定性（Moilanen et al., 2009）之影響。是以，本文假設額外補償比例為1.50以

表3 專家學者WRAP模式計算生態係數平均數

項目	WRAP變數	開發基地 (100公畝)	復育基地 (100公畝)
1	野生動物利用	2	1.5
2	濕地喬木層與灌木層樹蔭	1.5	1.5
3	濕地植生地面覆蓋	2	1.5
4	鄰近高地支持與濕地緩衝區	2.5	2
5	濕地水利之野外指標	2.5	2
6	水質輸入與處理系統	2.6	1.5
得分	WRAP總分	13.1	10
	量表滿分(共6項,每項最高分3分)	18	18
	WRAP平均得分(WRAP總分÷18)	0.73	0.56

及1.20。

#### (四) 換算復育基地的面積

下表是本文進行面積計算各程序，總生態價值面積開發(損失)基地是2190公畝、復育基地為1300公畝，亦即是發生淨損失6990公畝的情形。

表5 二種方式換算復育基地的面積

WRAP	開發(損失)基地	復育基地
WRAP總分	13.1	10
WRAP平均得分(生態係數)	0.73	0.56
面積(公畝)	100	100
生態價值面積(每年)	73 (0.73*100)	56 (0.56*100)
評估年數(假設20年)	1460 (73*20)	1120 (56*20)
額外補償比例	1.50	1.20
總生態價值面積	2190 (A) (1460*1.5)	1344 (B) (1120*1.2)
生態價值面積之差額 (A) - (B)	-	846

雖然在上表中可以看出開發(損失)基地與復育基地的生態功能價值不同，總生態價值面積開發(損失)基地是2190公畝、復育基地為1344公畝，亦即是發生淨

損失846公畝的情形。此時，應提出具體可行的補充方案，以減少上述的淨損失情形。在下表中，即為該補充方案計算方式：

表6 WRAP發生淨損失時應採行之評估方案

方案	方案1：提高復育基地面積	方案2：提高復育基地生態係數	方案3：復育基地面積與生態係數皆提高	
評估年數	20	20	20	
額外補償比例	開發（損失）基地1.50、復育基地1.20			
生態係數	開發（損失）基地0.73、復育基地0.56			
復育基地面積	162.95 ( $2190 \div 1.2 \div 20 \div 0.56 \doteq 162.95$ )	100	120	140
復育基地生態係數	0.56	0.91 ( $2190 \div 1.2 \div 20 \div 100 \doteq 0.91$ )	0.76 ( $2190 \div 1.2 \div 20 \div 120 \doteq 0.76$ )	0.65 ( $2190 \div 1.2 \div 20 \div 140 \doteq 0.65$ )
總生態面積	2190	2190	2190	2190
最終補償比例	1 : 1.6	1 : 1	1 : 1.2	1 : 1.4

方案1是提高彌補面積，維持原生態係數，計算復育基地面積。以本案而言，補償面積將達162.95公畝，就該筏子溪流域而言，應該可以找到適當的復育場地。方案2是提高生態係數，維持復育基地面積，計算生態係數。以本案例而言，必須將復育基地原本的生態係數0.40提升到0.91。此時，生態技術需要高度專業性，且需進行嚴格的後續管理與監督。以目前該復育基地的條件，很難做到生態係數0.91。最後，方案3為面積與生態係數皆提高，假設復育基地之生態係數，多半此為復育基地之補償措施預計達到之生態成效，計算所需補償面積。本案假設二種，第一種是假設面積120公畝，則其生態係數要到0.76。另一種假設是面積140公畝，其生態係數只要0.65即可，似乎在現代台灣生態技術可以處理的範圍內。因此，建議採取第一或第三個方案的第二個子提案。

## 六、議題討論

經由前述之計算後，以WRAP運用於河川生態補償，可能引發以下之議題：

### (一) WRAP 運用於筏子溪評估之問題

本文以筏子溪「車路巷橋」做為模擬開發基地，在現場調查時發現，經濟部於2005年的調查狀況與本文現場調查時，有極大的落差，除了高量體的高速公路干擾生態環境之外，該地區周遭已經蓋了不少鐵皮屋，其生態環境已經遭到大量之破壞，2005年與2015年的現況實際差異過大，棲地與食物來源皆有破壞之跡象，此是2005年報告書所沒有的問題。本文僅就該報告書之生態條件進行評估，並未就今年度之環境進行全面之調查。故建議後續可以針對全區生態條件進行調查後再予以生態評估。

另外，河川的生態環境重視水生動物的豐多度，其評分方法雖然不以單一物種的數量為主，但是其評估主要是聚焦於水生動物，例如爬蟲類、兩棲類、魚類、底棲大型無脊椎動物、水棲昆蟲等，故運用WRAP應更著重在水生動物的細項。而在實際觀察部份，水生動物之觀察必須進入水域環境翻起礫石堆或河床底質的卵石、枯木殘枝或落葉層，以確定其水棲動物的跡象。惟一般之WRAP則著重在「一目了然」的陸生動物觀察模式，故於現地勘查時，應有不同的處理方式。

在河岸的植物聚落部份，WRAP的觀察重點在於濕地喬木層與灌木層樹蔭，以及濕地植生地面覆蓋等項目，而在河川棲地生態系統的相關研究則聚焦在於濱岸植群的觀察，其評估因子則包含植物所覆蓋率、是否為人工次生林、草生植被與喬木或竹林等。

從河川水體之水質是否具有一定程度的化學因子，已經被證實與生物棲息的條件有關，故河川棲地是否有生化需氧量、氨氮、酸鹼值、重金屬、懸浮固體等。已經可以作為棲地生態條件之一。此為WRAP所沒有的調查項目。故建議後續研究可以強化各化學因子的調查。

於整體河川環境的觀察上，WRAP在鄰近高地支持與濕地緩衝區、濕地水利之野外指標以及輸入水質與處理系統等有所側重。而在河川棲地評估重點，除了河川的河寬、坡度、水深、流速以及底質等水域環境外，其底質多樣性、河岸穩定度、沖蝕或崩塌之情形、濱岸區域之水域棲地與陸域棲地之間的連接性等因素，皆是構成河川棲地的外在條件。惟該等條件如何修改於生態評估因子，其權重如何處理，仍有深入研究的必要。

在鄰近土地使用的評估項目中，WRAP以觀察地點周遭的開發情形為主，例如：自然未經開發區、未經改良之草地或牧地、柑橘園、甘蔗園、住宅、商業區、交通設施、高爾夫球場、休憩區等。但是在河川棲地的觀察，則包括二種，第一是



河道內直接影響棲地的水利工程設施，第二則是其他觀察地點之外，可能會大量輸入砂石，而對河川生態造成影響的工程行為。例如，集水區範圍內的崩場地，或以礫石等鋪設的施工行為等。因此，河道的土地使用情形較一般陸域生態的觀察範圍更為多樣。

## (二) 零淨損失之目的無法落實

生態補償應有具體明確的量化指標，用數值化的方式將生態損失和生態價值透明化來，以確定受補償之地區是否獲得相當的生態價值補償，確保開發和補償的相當性 (McCarthy et al., 2004) 確保補償量為高品質。部分文獻提出可以利用景觀尺度模式轉換為計算模式，衡量開發 (損失) 基地生物多樣性價值的現況，利用更廣泛的景觀尺度評估目標地點或其他地點，以確保零淨損失，甚至生物多樣性出現的淨效益 (Net Benefit) (Pressey et al., 2007)。

然而，究竟計算生態的價值是為了提供「生物多樣性 (如澳洲對於草原補償之規範)」、「生態系統功能 (例如，美國的濕地補償)」或是「生態系統服務 (如碳封存)」的補償？或者三個都要？不同的利益相關者所關切的零淨損失，並不相同。在我國，濕地保育法要如何「實現」零淨損失，其實並沒有明確的界定。而在定義上則採取了「生態系統功能」的概念，因此僅聚焦於「生態功能」與「生態面積」的計算，故並未考量「生物多樣性」以及「生態系統服務」的生態補償。如此一來，對於整體生態系統的回復並不會在濕地保育法的概念下獲得補償。故本文案例僅針對被破壞的河川生態，另找一塊復育基地給予「平衡」的補償，確保生態系統功能的零淨損失。然而，河川的生物多樣性以及生態系統服務的價值往往才是生態環境真正的價值所在 (Nelson et al., 2009)，生態系統功能較針對特定的區域進行特定的生態補償或是保護高價值的生物系統，此與生物多樣性與生態系統服務並不完全一致 (Naidoo et al., 2008)。因此，或許可以重新思考，究竟我們所追求的「零淨損失」究竟為何？並從法制中予以落實。

在執行本文之生態補償計算的另一個問題是，濕地面積及生態功能如何可以無損失？由於WRAP其隱含的假設是「框限」在開發基地在開發前的生物多樣性的「固定」基礎。然而，生態系統是動態的，故零淨損失應界定為隨著生態系統的變化之生物多樣性狀況。例如，一個生態系統因為物種入侵而惡化，其生態功能應防止進一步的惡化，並納入景觀基準正效益的趨勢預測 (Gordon et al., 2011)，故該生態系統之計算，應儘量保持目前該生態系統的改善可以持續於其他領域進行，以提供零淨損失。

### (三) 河川生態價值並不具有高度的可測性

補償最被挑戰的問題就是補償的「定義值」並不精準，且補償的可測性太低（Walker et al., 2009; Bekessy et al., 2010; Quétier and Lavorel, 2011）。不能精確的定義生物多樣性或生物系統將受到多少影響，計算補償收益的預估值往往過於樂觀，生態復育工作無法有效的針對該區域提出有效的評估（Bernhardt et al., 2005）。即便是已經有了一個精確的定義值而且是可用的，惟在實務上仍可能無法監測其恢復狀況。例如，歐盟水框架指令（Water Framework Directive, WFD）針對生態補償計畫的要求是「良好的生態狀態」，目前在歐盟河川生態質量評價上，必需確定補償是否可以改善河流狀態，成為「良好的生態狀態」，此定義似乎不足以評估補償計畫。事實上，所有的生態指標皆是簡化的（simplified）、可用的（operable）指標，然而指標都有嚴重的侷限性（Friberg et al., 2011）。

某些情況下，一個河川棲地的生物多樣性價值可能被精確的定義，或可以被量化，例如，在特定地點的兩棲類、魚類、蝦蟹種類與數量、灌木或喬木的數量、瀕危物種的個體數量等。然而，生態系統回復的補償目標更加複雜（例如，瀕危物種種群生存力）或補償目標的生態系統有多個變數（例如，鄰近有多種類的工廠或社區），其可測性變得更加困難。若將前述的問題，簡化為個別指標來做成補償，勢必過度「壓縮」生態系統的生物生存條件（Parkes et al., 2003; Gibbons et al., 2009）。

以本文為例，測站坐落於筏子溪的側岸，且周遭多數為農地，但是農地上卻有零星的違規工廠，其排水狀況並無任何資料可以蒐集與監測，河川主管機關測站調查資料僅有底質石大小分類、流量、輸砂量、地質與河床質、氫離子濃度指數（pH）、溶氧量（DO）（mg/L）、生化需氧量（BOD）（mg/L）、懸浮固體（SS）（mg/L）、大腸桿菌群（CFU/100mL）、氨氮（NH<sub>3</sub>-N）（mg/L）、總磷（TP）（mg/L）等。更重要的是，本文所能找的最近的生態調查資料是2005年的數據，經過了10年的時間，其生態環境已然不同，故生態環境的可測性將更為不確定。不論是開發基地的生態價值或是保育基地的生態價值，都無法精準評估，更遑論日後執行生態補償後的環境監測。是以，國內生態調查資料的缺乏將成為生態補償最嚴峻的問題之一。

### (四) 河川生態補償後的恢復成果並無法確定

本文基於WRAP計算後，建議可以此採取兩個方案，方案1是維持原生態係數，提高彌補面積，故補償面積162.95公畝，就該筏子河流域而言，應該可以找到

適當的復育場地。方案3為面積與生態係數皆提高，面積140公畝，生態係數0.65。就方案1而言，讓復育基地的生態係數維持0.56並不困難，只要讓該區域不要惡化即可，但是要至少維持20年的時間，必須有一套明確可執行的監測機制。而方案3需要提高生態係數為0.65，此時，就有一個生物補償最常見的批評，就是評估後的生態係數0.65於實務上將會發生「交換某些損失」的不確定收益。亦即原保育基地的生態條件可能被「移花接木」，換成其他的生態條件，以提升該地區的生態係數。此時，環境的恢復將具有不確定性。尤其是該補償取決於特定、顯著的生物時，許多的生態補償會直接培育該特定生物，而不一定會顧及該生物所需要的生態條件，故該特定生物「夭折」的機會大增，其結果的不確定性特別高（Hilderbrand et al., 2005）。另外就是補償會涉及移除棲地的威脅或惡化因素，如入侵物種的控制（Hilderbrand et al., 2005）。復育的生態工程往往無法在逐漸累積的時間下，達到預期的收益。

例如，在本案中可以提出：三年內監控或管理特定外來種（例如琵琶鼠、大肚魚）的數量。此可以透過捕抓來限制該物種的種群數量。但是在食物鏈的關連下，其他物種的平衡並不會是補償計畫需要去控制的，反倒會發生其他生態平衡的問題。此外，如果補償之目標是恢復退化的植物群落，其生態的結構與成分的參考點則較難以確定，其成效即無法展現（Wilkins et al., 2003）。另外，由於生態環境與氣候變化有交互效應，惟目前科學界所擁有的專業知識和恢復生物多樣性價值的技術能力，就氣候對於生態環境潛在損失的影響程度，仍待更進一步的提昇（Harris et al., 2006）。

生態補償後的恢復成果需要有一定的監測，並且隨著預期的時間進行「目標-成效」的監控。其中的關鍵因素是「時間」，在一段時間後需觀察和水生種群的動態，如生命週期和培育過程的複雜性（Henry et al., 2002）。惟種群數量的生態變化檢測其實也高度依賴整體生態調查資料（Vaudor et al., 2015）。水文形態與生態環境的反應皆需要長期監測，並頻繁的監看洪水事件發生的影響。尤其中南部荒溪型河川受到雨量、颱風等因素影響甚鉅，後續監督的成本勢必居高不下，如何具體落實，避免違規濫用之現象，恐怕需要法律明文規範始足當之。

## 七、結論與建議

生態補償制度是工程與生態取得平衡的一項重要制度且行之有年。若藉由生態

補償制度的導入，或許可以改善現有生態環境破壞的情況。一方面可以遏止生態品質持續惡化，達到「零淨損失」；另一方面，在積極的意義上，如能妥善應用生態補償制度，更可改善生態環境品質，達到生態品質的「淨增加」。

本文強調河川生態補償的難度，其中包含了生態補償之目標如何確立、零淨損失之目的為何、生態價值的計算基準如何評估、生態調查如何更完整、監測機制如何落實等。因此，在適用上要避免補償制度實施後，開發單位認為有補償制度作後盾，而大肆進行工程開發，主管機關應該確實審核開發單位所提出之補償計畫中是否已遵循補償程序三原則，確實遵守補償程序原則為核准開發之必要條件。由於生態補償具有高度的不確定性，故建議若是能「避免」者，應儘量避免影響生態的開發行為。生態補償應有「最後手段性」的特質。

採取WRAP評分表換算法，需要更重視專家學者的公正立場，並且建立一套合理的第三人檢驗機制，以避免該模式可能會有的缺漏或是遺漏。而更重要的是在後續工程施作後，如何辦理生態環境監測作業（如底棲生物、鳥類、蟹類等）、生態棲地模式之環境因子（如矽酸鹽、溶氧、氨態氮及化學需氧量），以確實掌握水體開發利用行為對自然環境生態環境之影響，並即時提出相關修補機制。關於計分方式之評估變數（項目），建議可依社會經濟與環境變化之情形，調整計算之變因與權重，強化計算基礎之正確性與可操作性。故每三年或五年通盤檢討評估變數。

生態價值的評估，建議生態恢復應由將當地社區的力量納入，並將該地區的生物物理效應公告展示於公眾，透過民眾參與、地方治理來讓生態補償更具有成效。生態專家或許無法經常性的觀察該復育基地的生態回復狀況，但是生態環境卻是當地的生活環境與社會價值的一部分，故建議宜鼓勵當地的社區參加補償計畫，生態補償必須在地方社區有更好地整合。

最後，生態補償制度可作為國土保育的一種機制，用以保障國土的永續利用，故建議中央主管機關未來可以在空間規劃法規中加入「零淨損失」之概念於條文中。如中央主管法律如國土計畫法、區域計畫法、都市計畫法修正，加入開發行為應進行生態補償，並且規定授權規範，使得地方主管機關有法規得以遵循。在直轄市、縣市政府而言，以台中市為例，建議台中市可以在台中市國土計畫、台中市都市計畫施行細則、台中市都市計畫、台中市都市審議等相關規範中，加入生態補償的規範。如此，相關法規將是具保育國土功能之作為。另外，我國已有環評制度，或有利於生態補償制度之導入。在導入的初始階段建議採用個案補償與單一使用者補償銀行並用之補償模式，並針對生態敏感地區遭受衝擊時進行補償。補償制度宜提早於可行性評估及規劃階段即以導入。



## 參考文獻

- 方偉達、趙淑德，2007，濕地公益信託及補償銀行機制之建立，土地問題研究季刊，第6卷，第4期，頁2-12。
- 李培芬，2012，棲地補償規範與基礎資料庫建置，行政院環境保護署委託計畫，頁30-32。
- 吳珮瑛、蘇明達，2003，生物多樣性資源價值之哲學觀與總價值之內涵：抽象的規範或行動的基石，經社法制論叢，第31期，頁209-242。
- 何彥陞，2013，生態補償法制化之先期研究政策及法令問題之研究，台中市政府都市發展局，頁64-72。
- 何彥陞，2006，快速河岸生態補償評估機制之研究，臺灣水利，第64卷，第1期，頁62-79。
- 林鐵雄，2009，環境友善道路建設模式探討，行政院國家科學委員會補助專題研究計畫成果報告，頁9。
- 林幸助、薛美莉、任秀慧，2014，重要濕地開發迴避、衝擊減輕與生態補償機制計畫期末報告書，內政部營建署城鄉發展分署，頁105。
- 林桓億，2013，濕地開發利用與保育之間的交換：生態系統功能補償，經濟前瞻，11月，頁36-38。
- 陳靖瑜，2015，淡北道路開發之生態補償策略研究—以淡水河紅樹林濕地為例，臺北市立大學地球環境暨生物資源學系環境教育與資源碩士論文，頁59-108。
- 陳詠霖、譚術魁，2015，台灣溼地法的明智使用原則，聯大學報，第12卷第2期，頁21-39。
- 郭宇智，2006，台灣道路建設導入生態補償制度之研究，義守大學土木與生態工程學系碩士論文，頁147-152。
- 黃禮佑，2014，生態補償應用於生態工程之評估架構研究，大葉大學環境工程學系碩士論文，頁50-68。
- 黃紋綺，2013，臺灣港埠建置導入生態補償之研究—以高雄港為例，國立中山大學海洋環境及工程學系研究所碩士論文，頁108-128。
- 曾光靄，2005，道路建設之生態補償研究：台灣實施案例經驗評析，國立臺灣大學園藝學研究所碩士論文，頁107-110。
- 楊華勳，2010，交通建設生態補償初期評估之研究，中華大學營建管理學系碩士論文，頁192-218。



- 經濟部水利署水利規劃試驗所，2005，烏溪河系河川情勢調查（1/2）。
- 歐姿君，2009，生態補償應用於台灣河川建設之研究，國立高雄應用科技大學土木工程與防災科技研究所碩士，頁 41-53。
- 閻克勤，2010，新竹水岸遊憩開發活動與生態環境競合關係之研究，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告，頁 5-15。
- Antunes, P., R. Santos, and L. Jordao, 2001, The application of geographical information systems to determine environmental impact significance. *Environmental Impact Assessment Review*, 21(6), pp. 511-535.
- Bekessy, S. A., B. A. Wintle, D. B. Lindenmayer, M. A. McCarthy, M. Colyvan, M. A. Burgman, and H. P. Possingham, 2010, The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3(3), pp. 151-158.
- Bendor, T., 2009, A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landscape and Urban Planning*, 89(1), pp. 17-27.
- Bernhardt, E. S., M. Palmer, J. D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S. Katz, G. M. Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano, B. Powell, and E. Sudduth, 2005, Synthesizing U. S. river restoration efforts. *Science (Washington)*, 308(5722), pp. 636-637.
- Brown, S. C., and P. L. Veneman, 2001, Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA. *Wetlands*, 21(4), pp. 508-518.
- Bruggeman, D. J., M. L. Jones, K. Scribner, and F. Lupi, 2009, Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape. *Landscape Ecology*, 24(6), pp. 775-790.
- Bull, J. W., K. B. Suttle, A. Gordon, N. J. Singh, and E. J. Milner-Gulland, 2013, Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(03), pp. 369-380.
- Burger, J., 2008, Environmental management: integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands. *Science of the Total Environment*, 400(1), pp. 6-19.
- Burgin, S., 2008, BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4), pp. 807-816.

- Cadotte, M. W., K. Carscadden, and N. Mirotchnick, 2011, Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), pp. 1079-1087.
- Carletti, A., G. A. D. Leo, and I. Ferrari, 2004, A critical review of representative wetland rapid assessment methods in North America. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), pp. S103-S113.
- Carson, R. T., 2000, Contingent valuation: a user's guide. *Environmental science and technology*, 34(8), pp. 1413-1418.
- Costanza, R., 2000, Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3(1), pp. 4-10.
- Cuperus, R., K. J. Canters, and A. A. Piepers, 1996, Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands). *Ecological Engineering*, 7(4), pp. 327-349.
- Cuperus, R., M. M. Bakermans, H. A. U. De Haes, and K. J. Canters, 2001, Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management*, 27(1), pp. 75-89.
- DIRECTIVE, H. A. T., 1997, Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 amending Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. *Official Journal L*, 73(14/03), pp. 0005-0015.
- Dolan, L. M., H. Bohemen, P. Whelan, K. F. Akbar, V. O'MALLEY, G. O'LEARY, and P. J. Keizer, 2006, Towards the sustainable development of modern road ecosystems. In *The ecology of transportation: managing mobility for the environment* (275-331). Springer Netherlands.
- Friberg, N., N. Bonada, D. C. Bradley, M. J. Dunbar, F. K. Edwards, J. Grey, R. B. Hayes, A. G. Hildrew, N. Lamouroux, M. Trimmer, and G. U. Y. Woodward, 2011, Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research*, 44, pp. 1-68.
- Gardner, T. A., A. HASE, S. Brownlie, J. M. Ekstrom, J. D. Pilgrim, C. E. Savy, R. T. Stephens, J. Treweek, G. T. Ussher, G. Ward, and K. Ten Kate, 2013, Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*, 27(6), pp. 1254-1264.

- Geneletti, D., 2006a, Ecological evaluation of land: some considerations on approaches and shortcomings. *Int J Sustain Dev Plan*, 1(5), pp. 419-428.
- Geneletti, D., 2006b, Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental impact assessment review*, 26(3), pp. 257-267.
- Gibbons, P., S. V. Briggs, D. Ayers, J. Seddon, S. Doyle, P. Cosier, C. McElhinny, V. Pelly and K. Roberts, 2009, An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators*, 9(1), pp. 26-40.
- Gibbons, P., and D. B. Lindenmayer, 2007, Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog?. *Ecological Management & Restoration*, 8(1), pp. 26-31.
- Gordon, A., W. T. Langford, J. A. Todd, M. D. White, D. W. Mullerworth, and S. A. Bekessy, 2011, Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), pp. 1481-1488.
- Halliday, S., 2008, Sustainable construction. Routledge.; Wood, C., (2003). *Environmental impact assessment: a comparative review*. Pearson Education.
- Harper, D. J., and J. T. Quigley, 2005, No net loss of fish habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada. *Environmental Management*, 36(3), pp. 343-355.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs, and J. Aronson, 2006, Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14(2), pp. 170-176.
- Hayes, N., and A. Morrison-Saunders, 2007, Effectiveness of environmental offsets in environmental impact assessment: practitioner perspectives from Western Australia. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 25(3), pp. 209-218.
- Henry, C. P., C. Amoros, and N. Roset, 2002, Restoration ecology of riverine wetlands: a 5-year post-operation survey on the Rhone River, France. *Ecological Engineering*, 18(5), pp. 543-554.
- Hilderbrand, R. H., A. C. Watts, and A. M. Randle, 2005, The myths of restoration ecology. *Ecology and Society*, 10(1), pp. 19.
- Humphries, C. J., Williams, P. H., and Vane-Wright, R. I., 1995, Measuring biodiversity value for conservation. *Annual review of ecology and systematics*, pp. 93-111.
- Ismail Serageldin, Andrew D. Steer, and Alicia Hetzner., 1994, Valuing the environment: proceedings of the first annual International Conference on Environmentally Sustainable Development held at the World Bank, Washington, DC, September

- 30-October 1, 1993, In Environmentally sustainable development proceedings series (USA). World bank.
- Jones-Walters, L., and I. Mulder, 2009, Valuing nature: The economics of biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 17(4), pp. 245-247.
- Judy L. Baker, 2000, Evaluating the impact of development projects on poverty: A handbook for practitioners. World Bank Publications.
- Kiesecker, J. M., H. Copeland, A. Pocewicz, N. Nibbelink, B. McKenney, J. Dahlke, M. Holloran, and D. Stroud, 2009, A framework for implementing biodiversity offsets: selecting sites and determining scale. *BioScience*, 59(1), pp. 77-84.
- Kuiper, G., 1997, Compensation of environmental degradation by highways: a Dutch case study. *European Environment*, 7(4), pp. 118-125.
- Lane, C. R., 2007, Assessment of isolated wetland condition in Florida using epiphytic diatoms at genus, species, and subspecies taxonomic resolution. *EcoHealth*, 4(2), pp. 219-230.
- Matthews, J. W., and A. G. Endress, 2008, Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*, 41(1), pp. 130-141.
- McCarthy, M. A., K. M. Parris, R. Van Der Ree, M. J. McDonnell, M. A. Burgman, N. S. Williams, N. McLean, M. J. Harper, R. Meyer, A. Hahs, and T. Coates, 2004, The habitat hectares approach to vegetation assessment: an evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration*, 5(1), pp. 24-27.
- McKenney, B., 2005, Environmental offset policies, principles, and methods: a review of selected legislative frameworks. *Biodiversity Neutral Initiative*, 85.
- Moilanen, A., A. J. Van Teeffelen, Y. Ben - Haim, and S. Ferrier, 2009, How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), pp. 470-478.
- Morris, R. K. A., I. Alonso, R. G. Jefferson, and K. J. Kirby, 2006, The creation of compensatory habitat—Can it secure sustainable development?. *Journal for Nature Conservation*, 14(2), pp. 106-116.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm, and T. H. Ricketts, 2008, Global mapping of ecosystem services and conservation

- priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), pp. 9495-9500.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts, and M. Shaw, 2009, Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp. 4-11.
- Norton, D. A., 2009, Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental management*, 43(4), pp. 698-706.
- Parkes, D., G. Newell, and D. Cheal, 2003, Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4(s1), pp. S29-S38.
- Pavan Sukhdev, Heidi Wittmer, Christoph Schröter-Schlaack, Carsten Nesshöver, Joshua Bishop, Patrick ten Brink, Haripriya Gundimeda, Pushpam Kumar and Ben Simmons., 2010, The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. TEEB.
- Pearce, D. W., 1994, Valuing the environment: past practice, future prospect. CSERGE.
- Pressey, R. L., M. Cabeza, M. E. Watts, R. M. Cowling, and K. A. Wilson, 2007, Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution*, 22(11), pp. 583-592.
- Quétier, F., and S. Lavorel, 2011, Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), pp. 2991-2999.
- Raymond E. Miller, and Boyd E. Gunsalus, 1997, Wetland rapid assessment procedure (WRAP). Natural Resource Management Division, Regulation Department, South Florida Water Management District.
- Reiss, K. C., and M. T. Brown, 2007, Evaluation of Florida palustrine wetlands: application of USEPA levels 1, 2, and 3 assessment methods. *EcoHealth*, 4(2), pp. 206-218.
- Robertson, M. M., 2000, No net loss: wetland restoration and the incomplete capitalization of nature. *Antipode*, 32(4), pp. 463-493.



- Royal C. Gardner, Joy Zedler, Ann Redmond, R. Eugene Turner, Carol A. Johnston, Victoria R. Alvarez, Charles A. Simenstad, Karen Prestegaard, and William J. Mitsch, 2009, Compensating for wetland losses under the Clean Water Act (redux): Evaluating the federal compensatory mitigation regulation. *Stetson Law Review*, 38(2). pp. 213-249.
- Schrott, G. R., K. A. With, and A. W. King, 2005, On the importance of landscape history for assessing extinction risk. *Ecological Applications*, 15(2), pp. 493-506.
- Ten Kate, K., Bishop, J., and Bayon, R., 2004, Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN--The World Conservation Union.
- Trochim, W. M., 1984, *Research design for program evaluation: The regression-discontinuity approach* (Vol. 6). Sage Publications, Inc.
- Walker, S., A. L. Brower, R. T. Stephens, and W. G. Lee, 2009, Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters*, 2(4), pp. 149-157.
- Wilkins, S., D. A. Keith, and P. Adam, 2003, Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology*, 11(4), pp. 489-503.
- Vaudor, L., N. Lamouroux, J. M. Olivier, and M. Forcellini, 2015, How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration. *Freshwater Biology*, 60(6), pp. 1192-1207.