

# 探討以生態指標應用於海岸油污染之 環境敏感度的設定

陳宜清<sup>1</sup> 林建任<sup>2</sup>

<sup>1</sup>大葉大學環境工程學系助理教授

<sup>2</sup>大葉大學環境工程學系碩士班研究生

## 摘要

油污對海岸之環境衝擊以對生態受污染而惡化為主要考量，對生態之影響則以相關之生物及其棲地被破壞為主。美國 NOAA 於 1976 年建立了「環境敏感指標」地圖，其中對生物資源衝擊的概念，乃是以「敏感度」來反應環境中之污染或災害對生態棲息環境之安全、存活及繁衍所造成嚴重衝擊與危害。生態指標之評估法通常可提供環境監測一個良好的基礎，而敏感度是相當主觀及相對性之感受，而指標可參考狀態為生態區域中受較少的人類活動干擾和代表區域中自然的生物群聚。本文主要是提出「生態健康」的概念，並以「海洋生物指標」來應用於海岸油污對生態資源衝擊及生物資源敏感度之評價，同時將指標量化分級，期能建立一個適用於台灣海岸的生物資源敏感度量化系統。

關鍵字：溢油、生態指標、環境敏感指標、生態健康、海洋生物指標

## Discussion of Ecological Indicators Applied to Environmental Sensitivity for Coastal Oil-Spills

Yi-Ching Chen\* Jian-Ren Lin

\*Assistant Professor, Department of Environmental Engineering, Dayeh University

## ABSTRACT

Deterioration of ecosystem by pollution is subjected to be a major consideration through the oil impact to coastal environment. Meanwhile, the damage to biota and its habitat is the most concerned. The NOAA built up an "environment sensitivity index (ESI)" map for oil-spills emergency response in 1976. Furthermore, the index to biological resources is weighted by "vulnerability" to respond the pollution or the disaster which endanger security, survival and reproduction for biota. The evaluation of ecosystem by specified index usually can provide a healthy sign for environmental monitoring. The sensitivity is actually rather subjective, however it can represent a relative perception from pollution in biota. In this text, the concept of "ecological health" is introduced. Also, a "marine biotic index" is proposed to evaluate the impact by oil. The proper rank of quantified index for biotic health is needed to be built, too. Building a framework of suitable evaluation system for biological resources in Taiwan is expected in near future.

Key words: oil-spills; ecological indicators; ESI; ecological health; AMBI

## 一、前言

台灣四面海域遼闊，海岸線長且極富變化，地

形景觀和地質構造不同外，且具有廣闊的沿岸水域，自然資源豐盛及氣候也適合海洋生物的繁衍，生態體系也頗為活絡，生物多樣性也很豐富。台灣海洋生物的種類之多，可高達全球物種的 1/10。目

前在中央研究院(2006)「台灣生物多樣性資訊網(TaiBIF)」上已整理出超過 4 萬 6300 多種的有效物種，其中海洋生物至少 1 萬 2000 餘種，此等資源甚為脆弱，易遭破壞（如油污染等）且需長久時間始能恢復，甚至永遠無法恢復。

台灣地處於重要的航運要道上，行經台灣近海的船隻頻繁難以計數，加上部分海域暗礁潛伏，極容易發生船隻擱淺或海難事件，由此延伸之海洋油污染問題也愈顯頻繁。如 2001 年擱淺於墾丁國家公園近海的希臘籍貨輪「阿瑪斯號」漏油事件，導致近約五百噸的燃油外洩，污染龍坑生態保護區，對自然景觀及生物資源造成重大損害，受到油污染生物物種陸續有某些不良的變化或甚至死亡。因此本文擬探討海岸油污對海洋生態環境敏感度的設定，探討油污過後對生物的影響，並期望設定一套量化系統，給予未來發生海岸油污染之損害評估時能使用。

## 二、文獻回顧

### 2.1 環境敏感指標

環境敏感度 (environmental sensitivity) 之定義為一生態系統 (人類或其他生物族群組成) 對環境的一種同理性感受，亦即環境之不良變化 (污染、災害及人為開發等) 對生態棲息環境之安全、存活及繁衍所造成嚴重衝擊與危害下之反應程度。敏感度是相當主觀之感受，相同之生態系統也可能因其組成個體之間的差異而有所不同的反應，均一化地評估敏感程度，可藉有選擇適當且主要之影響指標以及其所對應之量化指數來評價該生態系統的健康度 (healthy)。而 ITFM (1995) 對敏感度的定義為可及時反映各種不同干擾的表現程度；Gundlach & Hayes (1978) 定義所謂「脆弱度指標 (vulnerability indicators)」則所指的是沉積於岸線上之油污被波浪及底質等機制下之附著程度及存在期長，甚至衍生對生態之衝擊大小所定義下之量化表現。

環境敏感度指標 (environmental sensitivity index, ESI) 則是美國於 1976 年由 RPI 公司與美國海洋及大氣總署 (NOAA) 合作發展出來的，對於溢油污染警急應變及海岸管理均有其重要貢獻。該指標並結合地圖及地理資訊系統 (GIS)，應用於本土海岸線、阿拉斯加及五大湖等。而環境敏感度

指標大致分為三大類 (NOAA, 2002)：

1. 海岸分類 (shoreline classification)：根據油污接觸各類海岸後，經波浪沖刷後之滯留殘存情形及是否容易清除等考量下，來界定其敏感尺度並予以分類分級。
2. 生物資源 (biological resources)：對於容易受到油污損傷或稀有生物及其棲地，評估其豐富度及分佈來界定其敏感尺度並予以分類分級。
3. 人類利用資源 (human-use resources)：又稱人文社經資源，根據海岸土地使用型態 (如沙灘、公園、港口、碼頭、取水口、歷史古蹟等) 來界定其受油污影響下之敏感尺度並予以分類分級。

ESI 雖最早由美國發展出來，但後續已有許多國家如日本、加拿大、丹麥、泰國等依據其本國海岸特性加以修改並應用之 (陳、歐陽, 2005)。

### 2.2 海岸生物之油污敏感度

海岸生物種類是相當廣泛的，許多物種可能會在某時段內大量出現某些區域，其對油污之影響是相當脆弱的，而這些生物之棲地也可能受到油污的衝擊；特別是大批生物個體集中在一個小區域，或處於特別脆弱之生命階段或活動中，或是瀕臨絕種或稀有的物種等，其敏感性越高。通常油污對岩礁岸之衝擊包括直接使潮間帶固著性及行動遲緩，躲避不及的底棲生物死亡，包括藻類、蝦蟹貝類、棘皮動物及仔稚魚。由於岩礁岸為受浪濤沖刷能量較高之海岸，生態群聚應可在兩年左右恢復，但如果影響到生態關鍵種或生態系運作的機制 (如掠食、被掠、入添、消長) 則其產生的生物效應會相當長久，甚至達到 20 年以上。故如要全盤深入了解油污對海域生態之影響絕非只觀察災後 1~2 年群聚表面上之恢復，而必須至少 5 年以上群聚之變遷以及生態系運作方式的資料 (邵, 2001)。

另外，生活在潮間帶附近的生物則易受到堆積的油污波及，亦有可能受到海岸清洗工程危害，然而現場調查與實驗室試驗會發現藤壺、蚌蛤類及某些軟體動物在其攝食或呼吸器官如不受油污覆蓋的情況下其實仍可正常地生存。原油會堆積或覆蓋在海岸岩石上雖不易除去，但經風化作用後，其他岸邊動物仍可在某些地方以碎草或木屑散布於岩石積油上產卵並孵化，然而油污較易分解脫落，致使動物或其卵不能穩固附著於上，影響繁殖下其數量仍

會減少。在沙岸上的生物以穴居為主，通常潮線以下部份之沙灘上的油污經風化後易混雜其他雜物而成爲海底沈積物，可招致淺灘上穴居動物大量死亡。

依據美國國家科學院(National Academy of Sciences)於1985年之研究，其所訂定海岸生物受衝擊之敏感度大致可以三級區分(如表1)：

表1 海岸生物資源之敏感度區分

敏感度	顯現狀況
極強 (severity)	大量死亡或長久效應
中度 (intermediate)	有損傷但可能非致死 (sub-lethal)
極小或無 (comparatively little or no)	無明顯反應

### 2.3 生態系統健康

生態系統健康是在傳統自然科學、社會科學和健康科學相互交叉基礎上發展起來的一門全新科學，它以系統方法指導研究工作。系統分析指分析系統的結構、功能以及環境對系統的影響，它以整體爲研究對象，注重各部份之間關係和相互作用，並將各部份綜合，用低層次現象解釋高層次規律。生態系統中各成員相互作用，相互影響，且生態系統健康又與人類健康、經濟和公眾政策間存在高度交錯關係，故生態系統健康問題需用系統分析方法整體綜合考慮生態系統的結構與功能，系統分析影響生態系統健康的各關鍵變化因子，同時考慮生態系統健康的改變與人類健康、社會反應之間的關係。所以生態系統健康包含了生物學、社會經濟、人類健康、社會公共政策四個評價範疇(葉，2006)，而其中第一項範疇是本文探討方向。

Karr & Dudley(1981)曾言：「生態系統是人類所依賴之終極資源！」生態系方爲環境之主體，人類僅爲其中一環，因爲人類對生態系過度干擾甚至破壞，基於生態系之複雜互動特性，將使生態完整性無法維持。生態系統之健康評價包括：

1. 生物完整性(biotic integrity)，即生物群聚之結構及功能完整，結構部分主要爲歧異度評定，功能部分則爲能量之生產、轉移及使用效率等考量。
2. 棲地適合度(habitat suitability)，良好之棲地可孕育較佳之生物群聚，棲地乃爲支持及維護一個平衡、完整不可分割、適應良好生物群聚之基本需求。

又如 Madock(1999)曾以河川生態系爲例，說明其組成並非單一生物體，其與環境之關聯相當密切，如圖1所示之人體健康可由數樣指標(如呼吸、脈搏、體溫、血液等)即可判斷大概，但相對於河川生態系而言，大概需要生物狀況、水文狀況、棲地狀況、水質狀況、河床型態等指標來評估。



圖1 人體健康及河川健康診斷之要件比較

### 2.4 生態系統健康評價指標

一般而言，生態系統健康有八大評價指標(吳、張，2005)，分別如下所列：

1. 活力：是指生態系統的能量輸入和營養循環容量，具體指標爲生態系統的初級生產力和物質循環。
2. 恢復力：是指威脅消失時，系統克服壓力及反彈回復的容量。具體指標爲自然干擾的回復速度和生態系統對自然干擾的抵抗力。
3. 組織結構：是指系統的複雜性，這一特徵會隨生態系統的次生演替而發生變化和作用。具體指標爲生態系統中r對策種與對策種的比率、短命種與長命種的比率、外來種與原生種的比率、共生程度、原生種的死亡等。
4. 生態系統服務功能的維持：生態系統服務功能的維持是人類評價生態系統健康的一條重要標準。
5. 管理選擇：是指健康生態系統可用於收穫可更新資源、旅遊、保護水源等各種用途和管理。
6. 外部輸入的減少：是指所有被管理的生態系統依賴於外部輸入。
7. 對鄰近系統的破壞：是指健康的生態系統在運行過程中對鄰近的系統的破壞爲零，而不健康的系統會對相連的系統產生破壞作用。
8. 對人類健康的影響：生態系統的變化可通過多種途徑影響人類健康，人類的健康本身可作爲生態系統健康的反映。

這八個評價指標中最重要的是前三個，衡量某個生態系統是否健康可以以活力、恢復力和組織結構三個特徵考慮。例如 Costanza(1992)曾提出 V-O-R 之定性及定量化指標來評估生態系之健康度，其中 V(vigor 活力)表示生態系之生產力、製造力及繁衍能力；O(organization 組織)表示物種之多樣性、營養層之複雜度及族群間交互關係等；R(resilient 彈性或恢復力)表示生態系能在面對壓力或破壞下仍維持或有能力回復正常之結構及行為運作。簡言之，一個健康生態系應是具有活躍之生產力，可長期維持完整之生物組織及具備面對壓力或破壞之迅速回復能力。

### 三、海洋生物指標

#### 3.1 指標簡介

依生態學概念之海洋生物指標(a marine biotic index, AMBI)被使用作為在歐洲海岸建立港灣和沿海水域之健康評價，其主要的概念是透過水底生物群聚的沉積物來反應自然界和人類導致在環境上的干擾。AMBI 模型是 Hily (1984)根據 Glémarec and Hily (1981)所提出的理論，並且運用海底底棲生物加以修建及使用。其調查內容主要分為三種類型的生態小組：

1. *r* 類型：主要選擇種類為壽命短，快速成長，生長時早期性成熟；
2. *k* 類型：主要選擇種類為相對於其他種類長壽，緩慢的增長和有高的生物量；
3. *t* 類型：主要選擇的種類為強調容忍性強，對污染種類的改變沒影響。

海洋生物指標主要有包括五個生態群(ecological groups, EG)所組成的，生態群的分類可參考西班牙 AZTI-Tecnalia (2007)研究中心之網站裡查詢，目前包含 4,169 多種的各科種生物，並且持續的被更新。

#### 3.2 指標內涵

AMBI 的生態群的介紹如下(Borja et al, 2000)：

1. EGI 為干擾敏感類型 (disturbance-sensitive species)：種類為對有機物富集作用(enrichment)非常敏感，生存在未受汙染的情況(初始狀態下)。它們包括專門食肉動物和一些食用沈積物

的多毛蟲類之海蟲。

2. EGII 為干擾不敏感型 (disturbance-indifferent species)：種類為對有機物的富集作用不敏感，以時間來看對目前低密集度生物群沒有顯著的影響(從初始狀態，到輕微環境失衡)。這些包括食用懸浮物的動物和比較不挑食的食肉動物和食腐動物。
3. EGIII 為干擾容忍型 (disturbance-tolerant specie)：種類為可容忍過量的有機物富集作用。這個種類也許發生在正常情況下，但它們的數量受到有機物富集作用(輕微的環境失衡情況)的刺激。這些主要是生活在水面上食用沉積物的動物。
4. EGIV 為次處理的類型 (the second-order opportunistic species)：生存在輕微顯著的環境失衡情況。主要為小型的多毛蟲類。
5. EGV，優先處理的類型 (the first-order opportunistic species)：生存在顯著的環境失衡情況。這些都是食用沉積物的動物，這類的增加會使得沉積物的減少。

將所收集的資料與其對應參考數值，帶入下列式(1)中，最後加總所有分數為 AMBI 值，總和越低代表其生態環境越好。

$$AMBI = [ (0 \times \% EGI) + (1.5 \times \% EGII) + (3 \times \% EGIII) + (4.5 \times \% EGIV) + (6 \times \% EGV) ] / 100 \quad (1)$$

根據生物對有機物的敏感性分類表，AMBI 可分為八個等級(從 0 到 7)，其所代表健康狀態如表 2 所示，EG 和 AMBI 的相關性則可以從圖 2 上看出(Muxika et al.,2005)，當觀測到 EGI 種類數量多時，其 AMBI 值就會越小，相反地觀測到 EGV 種類數量多時，其 AMBI 值就會越大。

### 四、指標計算與案例討論

#### 4.1 程式及基本設定

本研究使用 AMBI 4.0 程式來計算 AMBI 值(其程式可至西班牙 AZTI-Tecnalia 研究中心網站免費下載)，而在使用 AMBI 系統時，有一些數據應該不被使用的，如下列描述 (Borja and Muxika., 2005)：

表2 AMBI值與相對結論

AMBI 值	敏感類型	水底生物群落健康	觀測站點干擾分類	生態狀況
0.0 < AMBI ≤ 0.2	I	正常	未受干擾 (UD)	高狀態
0.2 < AMBI ≤ 1.2		貧困		
1.2 < AMBI ≤ 3.3	III	失衡	輕微干擾 (SD)	好狀態
3.3 < AMBI ≤ 4.3	IV-V	輕微污染	中度干擾 (MD)	中等狀態
4.3 < AMBI ≤ 5.0		污染		
5.0 < AMBI ≤ 5.5	V	重污染	重度干擾 (HD)	差狀態
5.5 < AMBI ≤ 6.0		嚴重污染		
6.0 < AMBI ≤ 7.0	無生命	無生命	極端干擾 (ED)	壞狀態

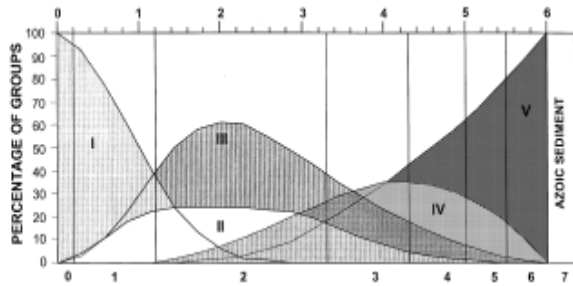


圖 2 生態群(EG)與 AMBI 相關圖

1. AMBI 軟體不能使用硬底質層(hard-bottom)生物群數據，因為它被設計只提供軟底質層(soft-bottom)生物群使用。
2. 從原始數據中去除全部非海底無脊椎動物的科種。
3. 去除所有淡水類的科種(例如：枝角目 Cladocera 甲殼動物)。
4. 在含鹽量 > 10ppt 時，去除昆蟲綱(Insecta)。
5. 當物種未被鑑定時，去除其幼苗數量。
6. 去除非軟底沈積層的科種(例如：裸鰓目 Nudibranchia)。
7. 去除居住於沉澱物的表面(Epifaunal)的科種(例如：苔蘚蟲門 Bryozoa)。
8. 去除浮游性的科種(例如：褐蝦科 Crangonidae)。
9. 某些科的生物應該被歸為同一類(例如：屬類 a-d)。
10. 絕不使用較高等級的分類(例如：雙殼綱 Bivalvia, 腹足綱 Gastropoda)；除了那些在物種目錄內被包括之外(例如：紐形動物門 Nemertea)。

#### 4.2 案例計算與討論

本研究主要參考墾丁國家公園管理處對阿瑪斯號貨輪重油污染事件調查海域生態之生物群聚變遷數據(方, 2002)；採樣點共有五點，其中三點為受

污染區，兩點為未污染區(龍坑油污染中心 L7、油污最北端點 L8、油污最南端點 L6、風吹沙 L10、香蕉灣 L4)，採樣時間為 2001 年 3 月、4 月、5 月、7 月、10 月以及 2002 年 1 月。本文主要參考數據以底棲動物為主，共有 27 科 68 種的生物。由於 AMBI 只要被使用在歐洲方面的海域，資料庫裡並無台灣特有物種的資料，因此在判別生態群(EG)時以資料庫內將暫時認定以同科的物種取代。

經過 AMBI 軟體計算過後，會出現該至站點生物群(EG)的比率及其 AMBI 值，如圖 3 所示；其中 AMBI 值於 L7 的為 0.15、於 L8 為 1.323、於 L6 為 0.008、於 L4 為 0.004 及於 L10 為 0.000。根據方(2002)的報告裡，提出了龍坑油污中心的 L7 測站以及油污最北端的 L8 測站於油污事件發生後生物數量都呈偏低的現象，油污最南端 L6 則有較高的高的生物數量。其結論與本文使用 AMBI 軟體計算後的結果頗為吻合，L7 跟 L8 的 AMBI 值大於 L6，表示 L7 跟 L8 被污染的程度高於 L6，而未受污染區的 L4 跟 L10 的 AMBI 值將近趨近於零，表示該區域未受到任何污染，因此假定海洋生物指標(AMBI)將可以適用於台灣海域。

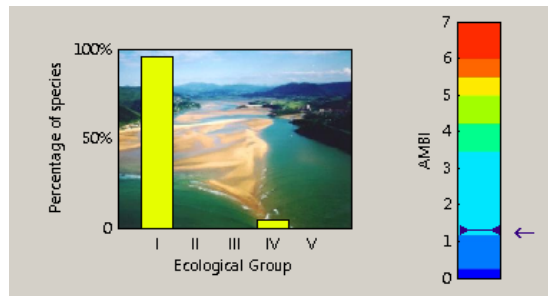


圖 3 AMBI 生物群(EG)比率圖

## 五、結語

由於生態是由許多生物種類所組成的，所以在設定環境敏感度時需綜合符合適用於當地環境生態的生態指標，並設定其詳細的量化標準，這樣才能較完整呈現出生態受到破壞的影響程度。本文提出「生態健康」的概念，並以「海洋生物指標」來應用於海岸油污對生態資源衝擊及生物資源敏感評價上的運用，期望未來能逐步建立一個適用於台灣海岸的生物資源敏感度量化系統。

## 參考文獻

1. 邵廣昭 (2001) 「海難洩油對海洋生態的衝擊及其調查研究」, 國政研究報告-永續(研)090-004 號, 國家政策研究基金會。
2. 方力行 (2002) 「阿瑪斯號貨輪重油污染事件調查-墾丁國家公園海域生態之生物群聚變遷分析」, (保)115 號報告, 墾丁國家公園管理處。
3. 吳春華, 張宏安 (2005) 「河流生態系統健康及評價指標體系」, 黃河報, 水利部黃河水利委員會, 鄭州, 中國。
4. 陳宜清, 歐陽良炯 (2005) 「環境敏感指標地圖在海岸溢油污染清理應用之架構建立」, 2005 年第三屆國際環境災害及緊急應變技術研討會, 雲林科技大學, 雲林。
5. 葉屬峰 (2006) 「評價指標體系及其初步評價」, 第四屆全國青年生態學工作者學術研討會, 長沙, 中國。
6. 中央研究院 (2006) 「台灣生物多樣性資訊入口網站」, 生物多樣性研究中心。網頁：<http://taibif.org.tw/xoops2/>
7. AZTI-Tecnalia (2007) *a Technological Centre specialised in Marine and Food Research*, Web site: <http://www.azti.es/default.asp>
8. Borja, Á., Franco, J., and Pérez, V. (2000) "A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and Coastal environments," *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40, No. 12, pp. 1100-1114.
9. Borja, Á. and Muxika, I. (2005) "Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality," *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 50, pp. 787-789.
10. Costanza, R. (1992) "Toward an operational definition of health," In: Costanza R., Norton B., Haskell B. ed., *Ecosystem Health: New Goods for Environmental Management*. Washington DC: Island Press.
11. Glémarec, M. and Hily, C. (1981) "Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires," *Acta Oecologica Oecologia Applicata*, Vol. 2, pp. 139-150.
12. Gundlach, E.R. and Hayes, M.O. (1978) "Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts," *Marine Tech. Soc. Journal*, Vol. 12, No. 4, pp. 18-27.
13. Hily, C. (1984) *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest*, These de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale. Vol. 1, 359 pp and Vol. 2, 337 pp.
14. Intergovernmental Task Force on Monitoring Water Quality (ITFM) (1995) *The strategy for improving water-quality monitoring in the United States: Final report of the Intergovernmental Task Force on Monitoring Water Quality*, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia.
15. Karr, J.R. and Dudley, D.R. (1981) "Ecological perspective on water quality goals," *Environ. Managment*, Vol. 5, No. 1, pp. 55-68.
16. Madock, I. (1999) "The importance of physical habitat assessment for evaluating river health," *Freshwater Biology*, Vol. 41, No. 2, pp. 373-392.
17. Muxika, I., Borja, Á., and Bonne, W. (2005) "The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts," *Ecological Indicators*, Vol. 5, pp. 19-31.
18. National Academy of Sciences (NAS) (1985) *Oil in the Sea: Inputs, fates and Effects*, National Academy Press, Washington, D.C.
19. NOAA (2002) *Environmental Sensitivity Index Guidelines*. NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 11, Seattle, WA.