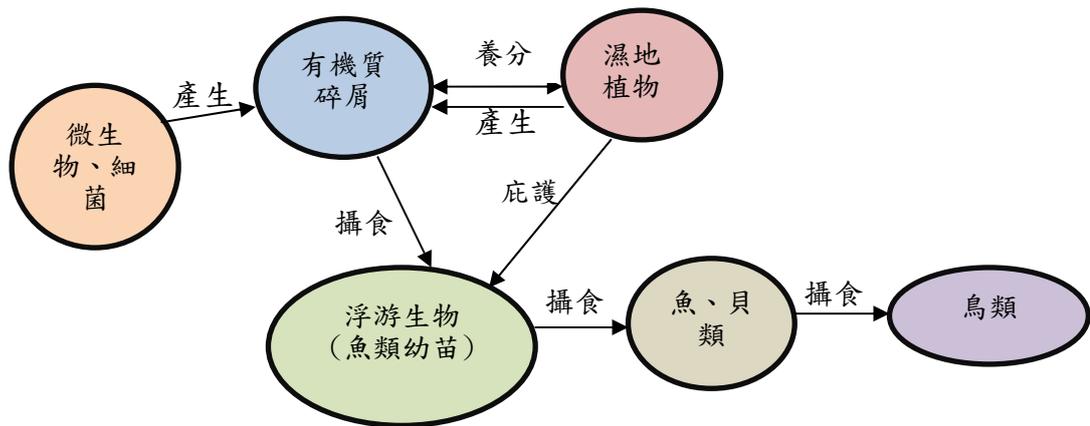


## 第五章 彰化海岸濕地之漁業效益

濕地經由沖積與過濾作用，保留了水中的營養物質及過濾掉水中的沈澱物質與污染物質，因此提供魚類生存所需的潔淨水源及多元而豐富的食物，也吸引許多動物棲息於此，進而形成濕地的食物鏈（參見圖 5-0-1）——在濕地上生長的許多植物與有機物質提供了小型魚類、昆蟲以及貝類的食物來源，而這些小型魚類與昆蟲進而成為大型魚類、爬蟲類、鳥類以及哺乳類動物的食物。除了食物供給外，濕地也提供魚類安全的生存環境，讓魚類可以進行繁衍與躲避掠食天敵，且在遭受重大氣候變化或是人為環境影響時，成為良好的庇護場所(NOAA, 2001)。



資料來源：王立志等（2002）及本研究繪製。

圖 5-0-1 紅樹林濕地之食物鏈

## 第一節 濕地對於魚類提供的功能

魚類的基本生存需求與人類相似，不外乎就是食物、棲息地以及健康的生活環境，而濕地生態系統提供了諸多可以讓魚類生存的功能，使得許多魚種幼體在濕地環境中能夠安全的成長，強化了濕地生態系統的食物鏈，也帶來具有經濟價值的漁業生產。以下分述濕地對魚類所提供的重要生存功能，其中包含了提供潔淨水源、食物來源、生育繁衍環境、以及庇護場所，以下分述之(NOAA, 2001)。

### 一、提供潔淨水源

潔淨水源對於魚類的重要性猶如乾淨空氣對於人類，濕地生態系統具備了過濾水中有害污染物質的功能—部分污染物會被土中微生物淨化，或被濕地植被所攔阻並儲存在沈澱物的底層，其他污染物質則可能被濕地植物或微生物轉化為低危害的物質。濕地植物的根莖葉會減少水流的速度，因而減低海岸或河岸的侵蝕作用，同時也可減緩因特殊氣候變化而導致的水源改變。

### 二、提供食物來源

濕地中豐富的營養物質是吸引生物在此棲息的重要因素。除上述濕地生態系所形成之食物鏈外，有些魚種也會食用濕地上的植物、植物上的小型昆蟲或甲殼類動物、或者植物被分解的物質(如富含有機物質的碎屑)。Twilley *et al.* (1996) 觀察在紅樹林河口濕地的魚類在覓食上具有 5 個特性：(1) 由於魚類經常攝食其能夠找到的食物來源，因此其覓食棲地隨時間與空間而彈性變化；(2) 濕地含有最豐富的食物來源；(3) 魚類可以攝食自濕地食物網的不同階層；(4) 魚類覓食會隨其成長、食物多樣性、以及地域不同而變化；(5) 多數魚類可同時覓食遠洋與水底的營養物質。因此，紅樹林濕地魚類的食物不但來源種類多元且數量豐富，使得魚產量相當豐富。

### 三、生育繁衍的環境

除了食物與潔淨水源之外，魚類還需要可以進行繁殖且庇護幼體成長的環境。在不同種類的濕地中，以紅樹林濕地提供的庇護功能效果較好，含有紅樹林的河口濕地，因其獨特的生態環境，使動物或魚類幼體在紅樹林河口濕地得到足夠庇護，進而提升其存活率，因而吸引更多魚類與鳥類前來覓食與繁殖，並使多數的魚類幼體在此可以順利成長到具有經濟價值的重量（Barbier, 2003；Shervette *et al.*, 2007）。部分成魚(如鮭魚)與幼魚所需的生存環境不同，其成魚也會因濕地的生存優勢而選擇在濕地產卵（NOAA, 2001）。在過去的研究也發現，在紅樹林濕地可找到較高比例之重要經濟魚類的幼體（參見表 5-1-1）。一般而言，當幼魚的數量愈多，表示有更多機會長至成魚，藉此可提供較多的漁業捕獲量。

表 5-1-1 紅樹林濕地漁業效益

濕地種類/地點	重要經濟魚類幼體佔比	文獻來源
澳洲 Tin Can Bay 紅樹林濕地	76%	Halliday & Young, 1996
新南威爾斯 Botany 溫帶紅樹林河川(Creek)濕地	38%	Bell <i>et al.</i> , 1984
亞熱帶紅樹林濕地	76%	Morton, 1990
肯亞海岸紅樹林濕地	46%	Little <i>et al.</i> , 1988
	55%	Stoner, 1986
	46%	Yáñez-Arancibia <i>et al.</i> , 1980

資料來源：本研究整理自 Shervette *et al.* (2007)。

### 四、庇護場所

無論是成魚或幼魚都須面對掠食者的威脅。在濕地中位於低淺位置的茂密植物，可以提供魚類躲避被大型掠食者的空間，也可以混淆掠食者的視覺。濕地植物的樹根可以承受水流的衝擊並減緩水勢，因而產生一個讓魚類合宜棲息的環境；另外，因天候劇烈變化而導致水流量過大時，濕地也可提供魚類臨時的避難空間。

## 第二節、影響魚類在濕地生存的因素

濕地富有許多的魚種在此棲息，Shervette *et al.*, (2007) 指出魚群數量在不同季節、濕地面積、生態環境密閉性程度（影響水體流動）等因素條件下會受到影響：

### 1. 季節：

濕地的水溫與食物種類皆會隨著季節而有變化，進而影響魚類的新陳代謝、生長速度、繁殖情況、以及對於疾病的抵抗力等（UNFAO, 2008）。

### 2. 濕地面積：

濕地面積大小會影響濕地的承載量，一般而言，面積愈大其可容忍的承載量也愈大。

### 3. 生態環境密閉性程度：

濕地中水體的流動程度，一方面可補充濕地上的營養物質，在有漲退潮的海岸濕地因海水中含有磷、氮等物質，經由每日的漲退潮補充不足的营养物質（Price *et al.*, 2006；Gruber, 2008）；也可稀釋水中污染物並淨化水質；另一方面，河川逕流的入流量及地下水的滲出量皆會影響海岸濕地的鹽度，魚類則會受到鹽度的變化而引起生理上不同的反應（UNFAO, 2008；NOAA, 2001）。

海岸濕地與內陸濕地的組成環境不同，考量台灣的濕地類型並非僅本計畫研究之海岸濕地，且了解不同類型濕地的差異也有助於增進對生態學的認識，故整理 Sheldon *et al.* (2005) 研究美國華盛頓特區內陸濕地環境因子對魚類影響時所彙整的 8 項影響因子（參見表 5-2-1），表中最後一項因子—鹽度，顯示出內陸濕地與前述海岸濕地魚類對鹽度的反應差異。

表 5-2-1 美國華盛頓特區之內陸濕地因子改變對魚類的影響

濕地因子改變項目	內容
物理結構 (植被改變)	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 水溫增加導致部分魚類無法生存</li> <li>● 覆蓋度降低增加被掠食的機率</li> <li>● 原本可獲取的食物來源遭受改變</li> </ul>
水量 (水量減少)	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 濕地魚類間原本可使用的資源重疊，被掠食機率增加。</li> <li>● 增加在冬季可能被凍死，而夏季被熱死的危機。</li> </ul>
水位	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 無文獻證實對華盛頓特區之濕地魚類正負面的影響</li> </ul>
沉積物	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 無實證研究證實濕地上沉積物改變對於魚類的影響，大部份的研究著重在溪流河床的沉積物改變對於魚類的影響上。</li> </ul>
優養化	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 目前尚無文獻研究華盛頓特區之濕地棲息地優氧化對於魚類的直接影響，但水中的含氧量下降會對魚類造成間接的影響，因為魚類會察覺水中含氧的差異而改變繁殖地點。</li> <li>● 不同魚類對水中含氧量的忍受程度不同，故濕地水中含氧條件改變可能會吸引不同的魚類棲息。</li> </ul>
有毒物質	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 相同有毒物質對於不同魚種會產生不同程度的影響，通常較小型的魚種會最先產生反應。</li> <li>● 有毒物質不一定會對魚體直接造成死亡，卻會經由食物鏈的累積，造成毒性放大效果。</li> </ul>
酸度	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 水中酸度的改變可能會對魚類產生直接的毒害，主要是酸度增加會導致鈣質減少而影響魚卵的生長、可能導致毒性金屬的增加、以及改變濕地物種的遷徙與改變。</li> </ul>
鹽度	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 在文獻中並未發現內陸濕地魚類對鹽分有偏好</li> </ul>

資料來源:本研究整理自 Sheldon *et al.* (2005)。

### 第三節 彰化海岸濕地漁業效益

彰化海岸濕地涵蓋了福興鄉、芳苑鄉、大城鄉及麥寮鄉等四鄉鎮，本研究利用市場價值評估法，以該四鄉鎮淺海養殖與鹹水魚塭等較直接使用濕地的漁業生產產值推估彰化濕地的漁業效益（陳吉仲，2011）。

根據民國 96-100 年行政院農業委員會漁業署提供之彰化海岸濕地沿海四鄉鎮之漁業產值資料，將其中牡蠣、文蛤、蜆、西施貝、吳郭魚、鱸魚、虱目魚、黑鯛、烏魚、蝦類、蟳蟹類等屬於淺海養殖及鹹水魚塭所生產之漁獲與各年總產值整理成表 5-3-1。四鄉鎮之牡蠣皆主要以淺海養殖，文蛤、蜆、西施貝等三項則在內陸以鹹水魚塭養殖。各年之牡蠣與西施貝產值皆以福興鄉最高；文蛤則是在 96、100 年以芳苑鄉的產值最高，97-99 年為麥寮鄉最高；蜆的各年的最高產值皆落在芳苑鄉；其他種的魚類、蝦類等 96-100 年產值也皆以芳苑鄉最高。

漁業產值仍須扣除養殖作業成本後才是漁業效益，故本研究參考漁業署 2008 年的沿近海與養殖漁家經濟調查報告，將調查到 6 種漁業種類（牡蠣、文蛤、吳郭魚、虱目魚、鱸魚、白蝦）的淨損益除以產值得到利潤率，再將利潤率乘上四鄉鎮的生產值以獲得彰化海岸濕地的漁業效益。因彰化海岸濕地沿海四鄉鎮的淺海養殖與鹹水魚塭共涵蓋 13 種漁業種類，本研究以牡蠣與文蛤之平均利潤率估算其他貝類的利潤率；並以吳郭魚、虱目魚、鱸魚之平均利潤率估算其他魚類的利潤率；白蝦之利潤率則通用於蝦蟹類。

彰化海岸濕地沿海四鄉鎮 96-100 年的漁獲產值整理成表 5-3-2，各鄉鎮年平均產值以麥寮鄉為最高，而四鄉鎮年平均產值則為 99 年最高。從各鄉鎮的年平均產值加總可得出，彰化濕地每年漁業效益約為新台幣 8,849 萬元。

表 5-3-1 民國 96-100 年彰化濕地沿岸四鄉鎮之漁業產值

(單位:千元)

		96 年													
鄉鎮別	漁業分類	產值總計	牡蠣	文蛤	蚶	西施貝	吳郭魚	鱸魚	虱目魚	黑鯛	烏魚	其他魚類	草蝦	其他蝦類	螃蟹類
福興鄉	淺海養殖	161,158.2	143,094.6	15,795.0	1,533.6	735.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	鹹水魚塭	58,865.0	-	45,522.0	-	-	2,200.0	-	582.0	775.0	6,260.0	-	3,456.0	-	-
	總計	220,023.2	143,094.6	61,317.0	1,533.6	735.0	2,200.0	0.0	582.0	775.0	6,260.0	0.0	3,456.0	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	52,746.9	22,465.9	26,734.2	454.7	217.9	356.4	0.0	94.3	131.4	1,061.7	0.0	1,230.3	0.0	0.0
芳苑鄉	淺海養殖	57,148.0	43,632.6	7,974.0	4,946.0	595.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	鹹水魚塭	292,498.6	-	254,772.0	1,072.8	-	2,768.0	9,743.0	2,923.2	5,100.0	7,860.0	2,240.0	1,674.0	3,600.0	660.0
	總計	349,646.6	43,632.6	262,746.0	6,018.8	595.0	2,768.0	9,743.0	2,923.2	5,100.0	7,860.0	2,240.0	1,674.0	3,600.0	660.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	130,851.6	6,850.3	114,557.3	1,784.6	176.4	448.4	1,870.7	473.6	865.0	1,333.1	379.9	595.9	1,281.6	235.0
大城鄉	淺海養殖	2,501.1	72.6	1,714.5	504.0	210.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	鹹水魚塭	2,408.5	-	1,534.5	-	-	108	103.2	184.8	75.0	100.0	-	108.0	-	195.0
	總計	4,909.6	72.6	3,249.0	504.0	210.0	108.0	103.2	184.8	75.0	100.0	0.0	108.0	0.0	195.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	1,844.5	11.4	1,416.6	149.4	62.3	17.5	19.8	29.9	12.7	17.0	0.0	38.4	0.0	69.4
麥寮鄉	鹹水魚塭	213,886.5	-	201,392.8	-	-	5,678.1	1,344.8	54.1	-	-	-	4,496	920.6	-
	總計	213,886.5	0.0	201,392.8	0.0	0.0	5,678.1	1,344.8	54.1	0.0	0.0	0.0	4,496.0	920.6	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	90,922.4	0.0	87,807.3	0.0	0.0	919.9	258.2	8.8	0.0	0.0	0.0	1,600.6	327.7	0.0

註:利潤率分別為牡蠣 15.7%、文蛤 43.6%、蚶及西施貝 29.7%(為牡蠣與文蛤平均值)、吳郭魚 16.2%、鱸魚 19.2%、虱目魚 15.5%、黑鯛及烏魚 17%(吳郭魚、鱸魚及虱目魚之平均值)、蝦類及螃蟹類 35.6%(統一使用草蝦利潤率)。

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

表 5-3-1 民國 96-100 年彰化濕地沿岸五鄉鎮之漁業產值(續一) (單位:千元)

		97 年													
鄉鎮別	漁業分類	產值	牡蠣	文蛤	蚶	西施貝	吳郭魚	鱸魚	虱目魚	黑鯛	烏魚	其他魚類	草蝦	其他蝦類	蟳蟹類
福興鄉	淺海養殖	156,603.0	139,825.0	14,762.0	1,407.0	609.0									
	鹹水魚塭	57,767.4	-	44,774.0	-	-	2856.7		772.5	1.37	5400		2850		
	總計	214,370.4	139,825.0	59,536.0	1,407.0	609.0	2,856.7	0.0	772.5	1.4	5,400.0	0.0	2,850.0	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	51,026.6	21,952.5	25,957.7	417.2	180.6	462.8	0.0	125.1	0.2	915.8	0.0	1,014.6	0.0	0.0
芳苑鄉	淺海養殖	73,169.0	60,667.0	7,546.0	4,417.0	539.0									
	鹹水魚塭	286,543.5	-	246,840.0	1,050.0	-	3,439.7	10,400.0	5,176.0	6,290.0	7,290.0	2,143.0	1,425.0	1,900.0	500.0
	總計	359,712.5	60,667.0	254,386.0	5,467.0	539.0	3,439.7	10,400.0	5,176.0	6,290.0	7,290.0	2,143.0	1,425.0	1,900.0	500.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	129,638.7	9,524.7	110,912.3	1,621.0	159.8	557.2	1,996.8	838.5	1,066.8	1,236.4	363.5	507.3	676.4	178.0
大城鄉	淺海養殖	2,274.2	99.0	1,531.2	434.0	210.0									
	鹹水魚塭	2,390.7	-	1,412.4	-	-	148.4	128.8	200.1	119.0	108.0		100.0		174.0
	總計	4,664.9	99.0	2,943.6	434.0	210.0	148.4	128.8	200.1	119.0	108.0	0.0	100.0	0.0	174.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	1,707.1	15.5	1,283.4	128.7	62.3	24.0	24.7	32.4	20.2	18.3	0.0	35.6	0.0	61.9
麥寮鄉	鹹水魚塭	425,424.6	-	415,867.2	-	-	3214.7	4011.7	1,354.2				976.8		
	總計	425,424.6	0.0	415,867.2	0.0	0.0	3,214.7	4,011.7	1,354.2	0.0	0.0	0.0	976.8	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	183,176.2	0.0	181,318.1	0.0	0.0	520.8	770.2	219.4	0.0	0.0	0.0	347.7	0.0	0.0

註:利潤率分別為牡蠣 15.7%、文蛤 43.6%、蚶及西施貝 29.7%(為牡蠣與文蛤平均值)、吳郭魚 16.2%、鱸魚 19.2%、虱目魚 15.5%、黑鯛及烏魚 17%(吳郭魚、鱸魚及虱目魚之平均值)、蝦類及蟳蟹類 35.6%(統一使用草蝦利潤率)。

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

表 5-3-1 民國 96-100 年彰化濕地沿岸五鄉鎮之漁業產值(續二) (單位:千元)

		98 年													
鄉鎮別	漁業分類	產值	牡蠣	文蛤	蚶	西施貝	吳郭魚	鱸魚	虱目魚	黑鯛	烏魚	其他魚類	草蝦	其他蝦類	蟳蟹類
福興鄉	淺海養殖	162,859.0	148,504.0	12,430.0	1,344.0	581.0									
	鹹水魚塭	54,789.7	-	41,522.0	-	-	2,745.6		714	1,291.5	5,840	2,272	1,219	2,535	513
	總計	217,648.7	148,504.0	53,952.0	1,344.0	581.0	2,745.6	0.0	714.0	1,291.5	5,840.0	2,272.0	1,219.0	2,535.0	513.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	51,083.3	23,315.1	23,523.1	398.5	172.3	444.8	0.0	115.7	219.0	990.5	385.3	434.0	902.5	182.6
芳苑鄉	淺海養殖	60,710.0	49,464.0	6,437.0	4,270.0	539.0									
	鹹水魚塭	282,345.1	-	241,398.0	1,064.0	-	2,901.6	9,982.7	3,948.0	8,077.0	7,800.0	2,272.0	1,219.0	2,535.0	513.0
	總計	343,055.1	49,464.0	247,835.0	5,334.0	539.0	2,901.6	9,982.7	3,948.0	8,077.0	7,800.0	2,272.0	1,219.0	2,535.0	513.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	125,186.7	7,765.8	108,056.1	1,581.5	159.8	470.1	1,916.7	639.6	1,369.9	1,322.9	385.3	434.0	902.5	182.6
大城鄉	淺海養殖	2,004.0	88.0	1,293.0	413.0	210.0									
	鹹水魚塭	2,268.6	-	1,276.0	-	-	166.4	109.2	224.0	123.0	123.0		92.0		158.0
	總計	4,272.6	88.0	2,569.0	413.0	210.0	166.4	109.2	224.0	123.0	123.0	0.0	92.0	0.0	158.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	1,533.6	13.8	1,120.1	122.5	62.3	27.0	21.0	36.3	20.9	20.9	0.0	32.8	0.0	56.2
麥寮鄉	鹹水魚塭	484,650.0	-	484,650.0	-	-									
	總計	484,650.0	0.0	484,650.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	211,307.4	0.0	211,307.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註:利潤率分別為牡蠣 15.7%、文蛤 43.6%、蚶及西施貝 29.7%(為牡蠣與文蛤平均值)、吳郭魚 16.2%、鱸魚 19.2%、虱目魚 15.5%、黑鯛及烏魚 17%(吳郭魚、鱸魚及虱目魚之平均值)、蝦類及蟳蟹類 35.6%(統一使用草蝦利潤率)。

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

表 5-3-1 民國 96-100 年彰化濕地沿岸五鄉鎮之漁業產值(續三) (單位:千元)

		99 年													
鄉鎮別	漁業分類	產值	牡蠣	文蛤	蚶	西施貝	吳郭魚	鱸魚	虱目魚	黑鯛	烏魚	其他魚類	草蝦	其他蝦類	螃蟹類
福興鄉	淺海養殖	227,715.0	209,990.0	15,195.1	1,652.4	877.5									
	鹹水魚塭	58,688.6	-	46,271.0	-	-	2,053.5	192	782.8	1,024.8	5,760.0		1,826.0	658.0	
	總計	286,403.6	209,990.0	61,466.1	1,652.4	877.5	2,053.5	192.0	782.8	1,024.8	5,760.0	0.0	1,826.0	658.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	63,049.1	32,968.4	26,799.2	489.9	260.2	332.7	36.9	126.8	173.8	976.9	0.0	650.1	234.2	0.0
芳苑鄉	淺海養殖	80,317.1	67,848.0	7,802.0	4,059.6	607.5									
	鹹水魚塭	311,430.2	-	262,885.1	979.2	-	2,701.0	17,212.8	5,487.2	5,426.4	9,440.0	2,288.0	1,276.0	3,382.0	220.0
	總計	391,747.3	67,848.0	270,687.1	5,038.8	607.5	2,701.0	17,212.8	5,487.2	5,426.4	9,440.0	2,288.0	1,276.0	3,382.0	220.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	139,623.1	10,652.1	118,019.6	1,494.0	180.1	437.6	3,304.9	888.9	920.3	1,601.0	388.0	454.3	1,204.0	78.3
大城鄉	淺海養殖	2,387.1	110.0	1,663.8	380.8	232.5									
	鹹水魚塭	2,681.3	-	1,842.0	-	-	122.1	28.8	471.2	16.8	140.0	40.0		20.0	
	總計	5,068.4	110.0	3,505.8	380.8	232.5	122.1	28.8	471.2	16.8	140.0	40.0	0.0	20.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	1,869.8	17.3	1,528.5	112.9	68.9	19.8	5.5	76.3	2.8	23.7	6.8	0.0	7.1	0.0
麥寮鄉	鹹水魚塭	490,895.6	-	490,895.6	-	-									
	總計	490,895.6	0.0	490,895.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	214,030.5	0.0	214,030.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註:利潤率分別為牡蠣 15.7%、文蛤 43.6%、蚶及西施貝 29.7%(為牡蠣與文蛤平均值)、吳郭魚 16.2%、鱸魚 19.2%、虱目魚 15.5%、黑鯛及烏魚 17%(吳郭魚、鱸魚及虱目魚之平均值)、蝦類及螃蟹類 35.6%(統一使用草蝦利潤率)。

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

表 5-3-1 民國 96-100 年彰化濕地沿岸五鄉鎮之漁業產值(續四) (單位:千元)

		100 年													
鄉鎮別	漁業分類	產值	牡蠣	文蛤	蚶	西施貝	吳郭魚	鱸魚	虱目魚	黑鯛	烏魚	其他魚類	草蝦	其他蝦類	螃蟹類
福興鄉	淺海養殖	287,718.8	270,787.5	14,370.0	1,638.8	922.0									
	鹹水魚塢	64,954.1	-	45,740.0	-	-	2,952.2	4125	824.0	997.5	6,767.8	-	1,675.0	1,747.6	
	總計	352,672.9	270,787.5	60,110.0	1,638.8	922.0	2,952.2	4,125.0	824.0	997.5	6,767.8	0.0	1,675.0	1,747.6	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	73,420.1	42,513.6	26,208.0	485.9	273.4	478.3	792.0	133.5	169.2	1,147.8	0.0	596.3	622.1	0.0
芳苑鄉	淺海養殖	101,026.9	88,392.0	8,195.0	3,862.4	577.5									
	鹹水魚塢	342,688.3	-	272,555.0	945.2	-	3,746.8	34,441.0	5,248.0	5,862.5	12,226.5	2,368.0	1,800.0	3,107.3	263.0
	總計	443,715.2	88,392.0	280,750.0	4,807.6	577.5	3,746.8	34,441.0	5,248.0	5,862.5	12,226.5	2,368.0	1,800.0	3,107.3	263.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	151,261.2	13,877.5	122,407.0	1,425.5	171.2	607.0	6,612.7	850.2	994.3	2,073.6	401.6	640.8	1,106.2	93.6
大城鄉	淺海養殖	2,480.5	130.5	1,785.0	340.0	225.0									
	鹹水魚塢	4,436.9	-	2,360.0	-	-	179.8		480.0		666.9	72.0		668.2	10.0
	總計	6,917.4	130.5	4,145.0	340.0	225.0	179.8	0.0	480.0	0.0	666.9	72.0	0.0	668.2	10.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	2,468.9	20.5	1,807.2	100.8	66.7	29.1	0.0	77.8	0.0	113.1	12.2	0.0	237.9	3.6
麥寮鄉	鹹水魚塢	213,457.4	-	213,457.4	-	-									
	總計	213,457.4	0.0	213,457.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	利潤率		15.7%	43.6%	29.7%	29.7%	16.2%	19.2%	16.2%	17.0%	17.0%	17.0%	35.6%	35.6%	35.6%
	漁業效益(產值×利潤率)	93,067.4	0.0	93,067.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註:利潤率分別為牡蠣 15.7%、文蛤 43.6%、蚶及西施貝 29.7%(為牡蠣與文蛤平均值)、吳郭魚 16.2%、鱸魚 19.2%、虱目魚 15.5%、黑鯛及烏魚 17%(吳郭魚、鱸魚及虱目魚之平均值)、蝦類及螃蟹類 35.6%(統一使用草蝦利潤率)。

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

表 5-3-2 96-100 年彰化海岸濕地沿岸鄉鎮之漁業效益  
(單位：千元)

鄉鎮別	96 年	97 年	98 年	99 年	100 年	合計	各鄉鎮 年平均
福興鄉	52,746.9	51,026.6	51,083.3	63,049.1	73,420.1	291,325.9	58,265.2
芳苑鄉	130,851.6	129,638.7	125,186.7	139,623.1	151,261.2	676,561.3	135,312.3
大城鄉	1,844.5	1,707.1	1,533.6	1,869.8	2,468.9	9,423.8	1,884.8
麥寮鄉	90,922.4	183,176.2	211,307.4	214,030.5	93,067.4	792,503.9	158,500.8
合計	276,365.3	365,548.6	389,110.9	418,572.5	320,217.6	1,769,814.9	353,963.0
四鄉鎮 年平均	69,091.3	91,387.2	97,277.7	104,643.1	80,054.4	442,453.7	88,490.7

資料來源：行政院農業委員會漁業署漁業調查統計資訊系統；本研究整理。

#### 第四節、本章小結

本研究係利用市場價值法推估彰化濕地之漁業效益，由於每年的漁獲量會受到氣候、水質等因素影響，漁獲價格也會因收穫量多寡與市場需求量而產生差異，故漁業效益同時受人為及自然因素影響，推估時需留意所使用的資料年份與漁獲種類，方可得出較符合當地現況的估算數值。

此外，隨著自然環境條件日益惡化與全球人口持續成長，人類對於魚類蛋白質的需求預計將持續增長，如何維持海岸濕地品質以確保漁業資源的品質與數量也將日益重要。

## 第六章、彰化海岸濕地洪氾減緩之經濟效益推估

臺灣地狹人稠，陸上土地面積資源有限，經濟快速發展使得發展漸往海岸地區延伸，造成我國海岸地區的土地遭受破壞或改變，對海洋及海岸地區的環境是一大影響。因此，本章共分四節加以推估彰化海岸濕地洪氾減緩之經濟效益，第一節首先說明濕地之洪氾減緩功能；第二節說明濕地洪氾減緩之經濟效益評估模式；第三節則利用效益移轉法加以實證推估彰化海岸濕地洪氾減緩之經濟效益；第四節小結本章。

### 第一節、濕地之洪氾減緩功能

濕地具有洪氾減緩的功能 (RAMSAR, 1997)。Bruce (1998) 指出濕地土壤孔隙率大且滲透性佳就像海綿一樣，洪水在濕地上漫流，透過起伏的地形或與植物（樹林）間的摩擦，得以降低洪水的流速，讓大量的洪水滯留於其土壤中；有些水在低窪區形成暫時的小池塘，有些被土壤吸收進入地下涵水層，或是被植物吸收自然蒸發，甚至是待洪峰過後進入河道排入大海。因濕地先儲洪再慢慢排洪，能調節水量亦能補充地下水，故具減低洪患的功能，進而能減輕自然洪災對人類生活環境的衝擊。丁澈士 (2008) 亦提及濕地在水文環境上具有調節洪水流量、增加海岸或河岸穩定的功能。Ju (2009) 認為濕地土壤孔隙率大、滲透性佳且可吸收和儲存洪水，有增加蓄水量和減緩洪氾的能力。營建署 (2012) 也認為濕地對當地的環境而言，最直接的功能在於生態、防洪及淨水。因此，臺灣濕地不論河口型濕地、高灘地或海濱濕地等均兼具有調洪型濕地之潛力，可減輕自然環境對人類生活環境的衝擊。

濕地因地景類型不同而提供不同的生態服務功能，如維持自然生態體系碳循環、水循環、土壤形成、提供洪水調節、淨水等功能。Lü *et al.* (2012) 認為濕地提供商品生產、大氣調節、洪氾減緩、淨水、棲地提供、娛樂及

文化等七種服務(參見表 6-1-1)，其中洪氾減緩該項服務屬間接價值內的生態環境價值，提供保留和存儲水資源的功能。

表 6-1-1 濕地服務和功能價值

類型	價值	服務	功能
直接價值	經濟價值	商品生產	生產蘆葦、牧草、魚
間接價值	生態環境價值	大氣調節	固碳、氧氣供給、溫室效應
		洪氾減緩	保留、存儲水資源
		淨水	汙水處理
		棲地提供	物種棲地、物種遷徙
	社會價值	娛樂	濕地和生態旅遊
		文化	濕地的藝術、教育、精神和科學價值

資料來源：Lü *et al.* (2012)

## 第二節、濕地洪氾減緩經濟效益之評估模式

近年來中國政府對濕地保護高度重視，每年新增濕地保護面積 20 多萬公頃，恢復濕地近 2 萬公頃（馬慶仁，2012）。Lü *et al.* (2012) 指出中國大陸吉林省莫莫格濕地和向海濕地皆位於國家自然保護區內，該兩濕地不但有觀光和保存的重要性，且在洪氾減緩與大氣調節等功能上亦具有相同重要性。Jiang *et al.* (2007) 以中國大陸吉林省莫莫格國家級自然保護區為例，評估該區內 14 萬 4 千公頃之莫莫格濕地土壤的洪氾減緩效益，採用的評估方法說明如下：

步驟一、估算單位濕地樣本土壤塊之洪氾減緩量 ( $w$ )：

$$\begin{aligned}w &= w_1 - w_2, \\w_1 &= (10^{-2} \times P \times D \times H \times S) / \rho, \\w_2 &= (10^{-2} \times A \times D \times H \times S) / \rho, \\&\text{式中,} \\w &= \text{洪氾減緩水量,} \\w_1 &= \text{土壤飽和含水量,} \\w_2 &= \text{土壤天然含水量,} \\10^{-2} &= \text{單位轉換指數,} \\P &= \text{飽和含水量 (\%)}, \quad A = \text{自然含水量 (\%)}, \\D &= \text{乾土密度 (g/cm}^3\text{)}, \\H &= \text{土壤厚度 (cm)}, \quad S = \text{洪氾減緩範圍面積,} \\ \rho &= \text{水密度.}\end{aligned} \tag{6-1}$$

步驟二、利用內插法推估樣本土壤塊週邊土地之乾土密度：

根據地理統計分析顯示：土壤資料具有高度的空間分佈相關性，因此可以根據現有樣本土塊之乾土密度資料，利用內插法加以推估週邊土地之乾土密度與土壤特性。如此可以增加土壤資料的精確度。

步驟三、估算整個濕地不同土壤品質區之洪氾減緩總水量：

$$w = \sum_{i=1}^n (P_i - A_i) \times D_i \times S_i \times H \times 10^{-2} / \rho,$$

式中,

$w$  = 洪氾減緩水量 ( $m^3$ ) ,

$i$  = 土壤品質區

$P_i$  = 地區  $i$  飽和含水量 (%),  $A_i$  = 地區  $i$  自然含水量 (%), (6-2)

$D_i$  = 地區  $i$  乾土密度 ( $g/cm^3$ ) ,

$S_i$  = 地區  $i$  洪氾減緩範圍面積 ,

$H$  = 研究地點之平均土壤厚度, 本研究以 60cm 估算 ,

$\rho$  = 水密度。

本研究透過上列估算步驟計算得知莫莫格濕地每公頃土地每年洪氾減緩總水量為  $7.15 \times 10^4 m^3$ 。

步驟四、估算濕地洪氾減緩的經濟效益：

$$V = v \times w,$$

式中,

$V$  = 洪氾減緩經濟效益 (元) ,

$v$  = 每單位面積洪氾減緩經濟效益 (元/ $m^3$ ) , (6-3)

該文以建造人工儲水設施之單位儲水成本 0.08 美元/ $m^3$  估算 ,

$w$  = 洪氾減緩總水量 ( $m^3$ ) , 該文以  $1.03 \times 10^{10} m^3$  估算。

該文係利用市場價值評估法中的避免成本法 (avoid cost method), 文獻中亦有以替代成本法 (replacement cost method) 稱之。避免成本法在文獻中經常用於評估濕地所提供之防洪減災的服務價值, 亦即因為濕地存在而產生的洪氾減緩水量, 可以替代建造人工儲水設施在洪氾來臨時所達到的儲水功能。因此, 以人工儲水設施的建設成本, 做為估算濕地洪氾減緩所帶來的經濟效益。

該文估算中國在 1988 至 2004 年間，人工儲水設施的平均建設資本為 0.08 美元/立方公尺，因此莫莫格濕地土壤的洪氾減緩經濟效益 (V) 等於單位儲水資本 (0.08 US\$ /  $m^3$ ) 乘以總儲水容積 ( $1.03 \times 10^{10} m^3$ )，總計為每年  $8.24 \times 10^8$  美元，以 1 美元等於 30 元台幣估算，每年約為新台幣 247 億元。

### 第三節、彰化海岸濕地洪氾減緩經濟效益之實證推估

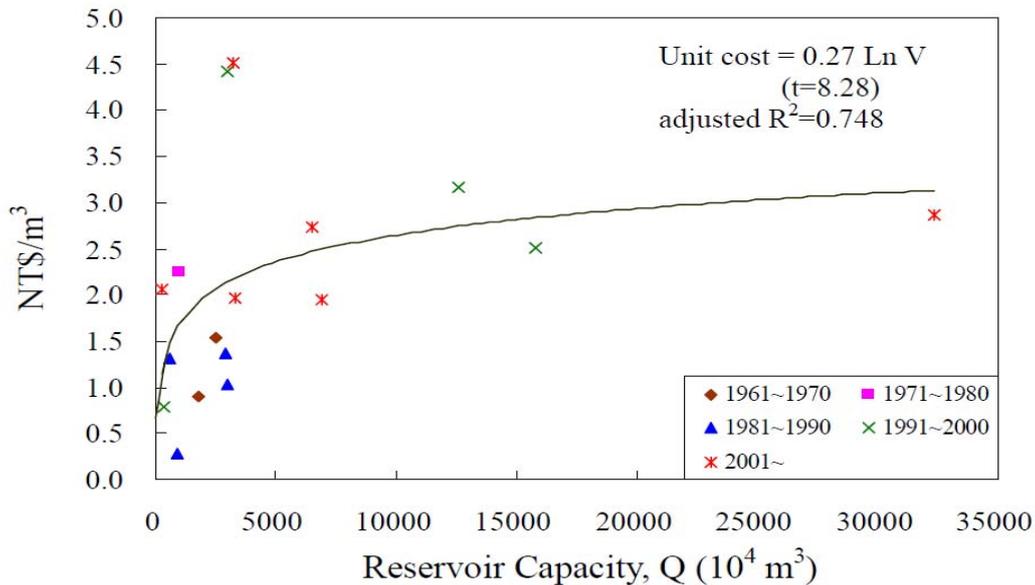
透過上述 Jiang *et al.* (2007) 推估中國大陸吉林省莫莫格濕地的評估模式，本研究可以進一步推估彰化海岸濕地之洪氾減緩效益。

#### 一、彰化濕地總洪氾減緩量推估

由於國內目前沒有研究針對彰化濕地土壤之飽和含水量土壤 ( $w_1$ ) 與天然含水量土壤 ( $w_2$ ) 進行推估，因此本研究在此假設彰化濕地之  $w_1$  與  $w_2$  與中國的莫莫格濕地相同。由於彰化濕地之面積 21,152 公頃，因此每公頃土地每年減緩量為  $7.15 \times 10^4 m^3$ ，總儲水容積 ( $1.512 \times 10^9 m^3$ )。

#### 二、臺灣水庫興建成本之估算

甯蜀光等(2006)透過迴歸分析得到國內 17 座水庫之興建成本函數(參見圖 6-3-1)：



資料來源：甯蜀光等 (2006)

圖 6-3-1 國內水庫之興建成本函數

欲得知我國彰化海岸濕地之蓄水量，在此以目前彰化海岸濕地面積約為 21,152 公頃乘上土壤厚度（60 公分），透過單位的轉換可得我國彰化海岸濕地每年蓄水量約為  $1.512 \times 10^9 m^3$ ，透過上述甯蜀光等（2006）文章可推估臺灣水庫興建成本約為  $2.5 \text{ NTD} / m^3$ 。

### 三、彰化濕地洪氾減緩效益估算

本節估算臺灣彰化海岸濕地洪氾減緩效益時，以人造水庫的興建成本作為海岸濕地的迴避成本（替代成本）加以估算之：

臺灣彰化海岸濕地土壤的洪氾減緩效益（ $V$ ）為單位水庫興建成本  $2.5(\text{NTD}/m^3)$  乘以總蓄水量  $w$ ，如下式：

$$\begin{aligned} V &= 2.5(\text{NTD} / m^3) \times 1.512 \times 10^9(m^3) \\ &= 3.78 \times 10^9 \text{ 元} \end{aligned}$$

以上估算出我國彰化海岸濕地每年洪氾減緩的經濟效益，約為新台幣 37 億 8,000 萬元。

#### 第四節、本章小結

濕地土壤具有吸收水量的能力，故在大雨來時具有調節水量以減緩洪氾的功能，進而減輕民眾遇到洪災時所造成的損失。本章在推估台灣彰化海岸濕地之洪氾減緩經濟效益時，係採用 Jiang *et al.* (2007) 推估中國大陸吉林省莫莫格國家級自然保護區之洪氾減緩效益的評估模式。而其中有關彰化海岸濕地的重要參數，如飽和含水量土壤 ( $w_1$ ) 與天然含水量土壤 ( $w_2$ )、乾土密度 ( $D$ )、土壤厚度 ( $H$ ) 等，皆直接引用中國大陸吉林省莫莫格國家級自然保護區的土壤數據，因此可能造成相當誤差，建議國內未來可以自行進行研究建立本土主要濕地之土壤資料庫。

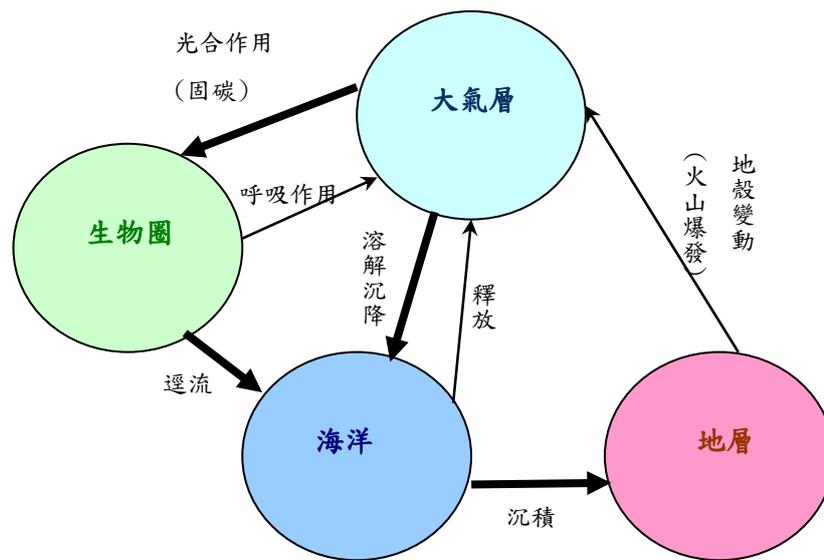
## 第七章、彰化海岸濕地碳減緩之經濟效益推估

世界各國為了降低溫室氣體排放量，紛紛尋求如何能在不影響其經濟發展情況下達成碳減排的作法，因此減碳已是國際間的趨勢。台灣雖不屬於京都議定書之締約國，但自 1990 至 2008 年間，由於經濟發展與生活水準提升，二氧化碳排放量成長 115.37%，年平均成長率為 4.35%（行政院環保署，2011），因此亦相當重視此減碳議題。本章第一節簡介碳循環；第二節建立濕地碳減緩經濟效益之評估模式；第三節實證估算彰化海岸濕地碳減緩之經濟效益；第四節小結本章。

### 第一節、碳循環簡介

碳循環內的碳係以不同形式存在於大氣層、生物圈、海洋、地層之中（參見圖 7-1-1）。在大氣層中主要的化合物為  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}$ 、氟氯碳化物等；在生物圈中主要是以有機化合物的方式存在，包括植物的光合作用與動植物的呼吸作用；海洋中則有溶入的  $\text{CO}_2$ ，或是碳酸鹽沉積、水合甲烷等化合物；地層中則為化石燃料與碳酸鹽。

存在大氣或水中的碳可經由光合作用（吸收  $\text{CO}_2$  轉換為碳水化合物）進入有機體的體內，當有機體死亡或是經由呼吸作用，碳又回到大氣或水中；部分死亡的生物被掩埋在地層中，經時間與高壓作用成為化石燃料，開採後經由氧化作用生成  $\text{CO}_2$  與  $\text{CO}$  後進入大氣層，大氣中的  $\text{CO}_2$  會與水結合成為碳酸（ $\text{H}_2\text{CO}_3$ ），而碳酸會侵蝕石灰岩（ $\text{CaCO}_3$ ），釋放出的鈣離子與碳酸氫根離子，進入海洋後又再結合成碳酸鈣（ $\text{CaCO}_3$ ）沉積在海底，當地殼變動時，再被釋放回大氣中；另有一部分的碳則是以  $\text{CO}_2$  的型態溶入海洋，可被水中的初級生物使用，最後溶於水中的  $\text{CO}_2$  會與  $\text{HCO}_3^-$ （碳酸氫根離子）、 $\text{CO}_3^{2-}$ （碳酸根離子）達到平衡。

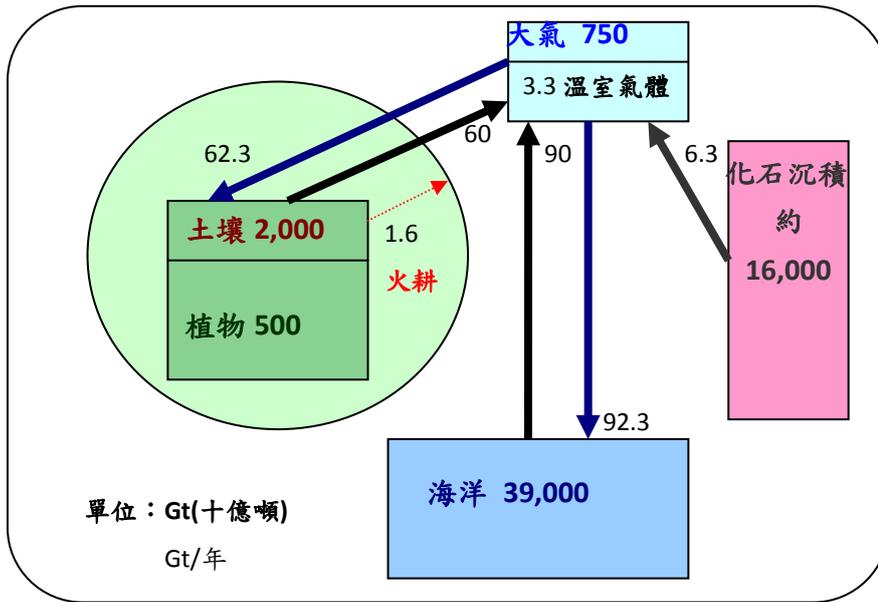


資料來源：王立志等（2002）及本研究繪製。

圖 7-1-1 碳循環示意圖

但在工業革命後，因為人類開始大量使用化石燃料，使得碳循環漸漸失衡，影響了整個地球的碳存量與碳通量（flux）。碳存量為大氣、生物圈、海洋和地層四個地方經年累月固定含有的碳量，其變動量不大；碳通量則為單位面積中，碳含量從時間點 a 到時間點 b 的淨變化量（參見圖 7-1-2），粗體數字為碳存量，箭頭上的數字則為每年的碳排出量與碳吸收量。其中原本地層中的化石沉積碳，經人為的開採利用被快速地排出至大氣中約 6.3Gt C，外加人類農業活動中的火耕<sup>1</sup>（land clearing）行為產生約 1.6Gt C，而海洋與生物圈中的植物和土壤雖可各吸收 2.3 Gt 的碳，但仍有 3.3Gt 的碳存在於大氣中，無法被完整循環，這些存留於大氣中未被吸收利用的碳，又會再與其他化學物質結合成化合物，成為溫室氣體。

<sup>1</sup> 將原本是森林的土地，放火燒掉森林來進行農業生產。



資料來源：Sathaye (2006) 及本研究繪製。

圖 7-1-2 人為活動擾亂的碳循環

## 第二節、濕地碳減緩經濟效益之評估模式

Kauffman *et al.* (2011) 指出紅樹林濕地之減碳量約在 479-1,068 公噸/公頃，但不同土壤類型、植被、日照時數等環境因素皆會影響該地區的減碳量，故仍須透過實際測量才能推估出濕地的減碳量。本研究濕地碳減緩量之估算方法係參考林幸助等 (2011) 對金門國家公園沿海濕地進行碳通量實驗的作法。濕地碳減緩經濟效益之評估模式說明如下：

步驟一、估算不同光度下 (%) 每小時維管束植物之生產量與呼吸量：

$$GP = NP + R ,$$

式中，

$$GP = \text{維管束植物總生產量(gross production)}, \quad (7-1)$$

$$NP = \text{淨生產量(net production)},$$

$$R = \text{呼吸量(respiration)},$$

步驟二、估算不同光度下 (%) 每小時底棲生物群集之生產量與呼吸量：

$$GCP = NCP + CR ,$$

式中，

$$GCP = \text{底棲生物群集總生產量(gross community production)},$$

$$NCP = \text{底棲生物群集之淨生產量(net community production)},$$

$$CR = \text{底棲生物群集之呼吸量(community respiration)}.$$

(7-2)

可利用改良式的密閉罩蓋法 (closed-chamber method) 估測 CO<sub>2</sub> 流量。首先估算不同光度情境下測量維管束植物與底棲生物群集之生產量與呼吸量，輔以 CO<sub>2</sub> 氣體分析儀與光受子感測器等器材施測，將每 30 秒為單位得到之 CO<sub>2</sub> 濃度利用線性迴歸求得之斜率 (CO<sub>2</sub> ppm/30 sec)，再換算成植物與底棲生物之生產量或呼吸量 (C mg /m<sup>2</sup>hr)。

例如：在光度 100% 條件下，測出維管束植物與底棲生物群集之生產量，光度 0% 下測得呼吸量；之後割除維管束植物以測出底棲生物群集淨生產量（net community production, NCP）與其群集呼吸量（community respiration, CR），最後將第 1 次測出數值減去第 2 次數值，即可獲得維管束植物之淨生產量（net production, NP）與呼吸量（respiration, R）。

步驟三、加總維管束植物與底棲生物群集之總生產量：

$$TGP = GP + GCP,$$

式中，

$TGP$  = 維管束植物總生產量與底棲生物群集總生產量之加總  
（total gross production），

$GP$  = 維管束植物總生產量(gross production),

$GCP$  = 底棲生物群集總生產量(gross community production),

(7-3)

步驟四、估算維管束植物與底棲生物群集之最大生物群集總生產量  
（ $GCP_m$ ）：

$$GCP = GCP_m \times \tanh\left(\alpha \times \frac{I}{GCP_m}\right),$$

式中，

$GCP$  = 瞬間有效光強度下，維管束與底棲生物群集  
的總生產量（以葉綠素生物量標準化），

$GCP_m$  = 最適光強度下維管束與底棲生物群集的總生產量，

$I$  = 可用的光合作用下有效光強度。

利用不同光度條件測出總生產量，但考慮到秋冬兩季會產生光抑制（photoinhibition）現象以及每日各時間點的光度不同，所以利用式(7-4)中雙曲線正切函數（P-I curve）之光飽和曲線

（light-saturation curve）先求得最適光強度下最大生物群集總生產

量 ( $GCP_m$ )。

步驟五、估算維管束植物與底棲生物群集之一日的總生產量：

$$GCP_{\text{daily}} = GCP_m \times (I_{\text{daily}} - I_{\text{timelag}}) \quad , \quad (7-5)$$

式中，

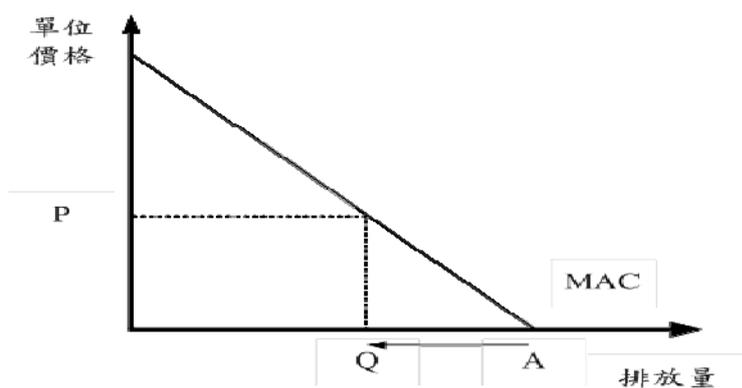
$I_{\text{daily}}$  = 一天潮間帶太陽日照時數，

$I_{\text{timelag}}$  = 底棲微藻由底土深處移至表層的時間。

假設每日日出後即達到最大光飽和度，並考慮底棲微藻需在退潮後，才從土壤深層移動至表層的時間差，最後代入式 (7-5) 算出一日總生產量 ( $GCP_{\text{daily}}$ )，再將每日之總生產量相加即為年產量。

步驟六、估算單位碳減量之經濟效益：

衡量溫室氣體排放減少 (或增加) 對社會產生的效益 (或損害) 主要有三種方法：(1) 國內碳減量成本法，係以國內社會減少溫室氣體排放的碳減量成本加以衡量之；減少溫室氣體排放將避免損害的產生而產生效益，因此碳減量成本可做為碳減量效益推估的下限值 (參見圖 7-2-1)。(2) 國際碳減量成本法，係以全球碳交易市場上的碳交易價格推估單位碳減量的效益 (參見圖 7-2-2)。(3) 碳社會成本法 (social cost of carbon, SCC)，係以全球為尺度計算碳排放增加對全球造成的損害成本；反之，若減少碳排放，將增加全球的效益 (參見圖 7-2-3)。由於碳排放的影響是全球性的，故任何地區碳排放的減少都將對全世界有減碳效益，因此 SCC 法適用於任何地區碳減量效益的估算。本研究將以碳社會成本法(SCC)作為濕地之單位碳減緩估算價格。



註：MAC: Marginal Abatement Cost

圖 7-2-1 國內碳減量成本法

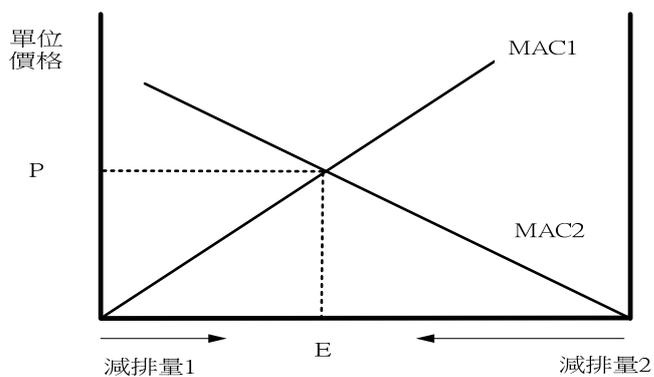


圖 7-2-2 國際碳減量成本法

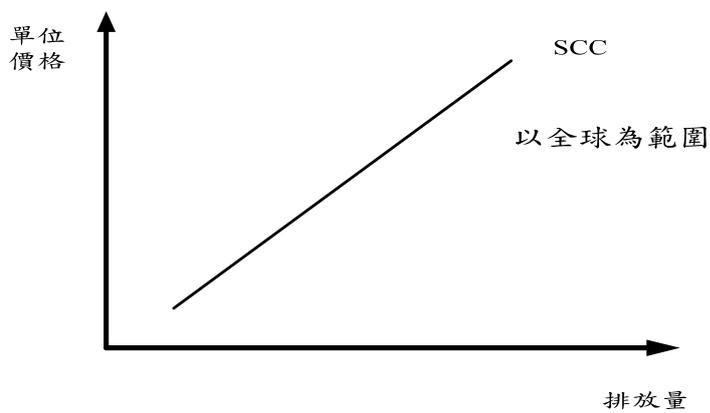


圖 7-2-3 碳社會成本法 (碳社會損害法)

英國基本上綜合採用方法（1）與（2）：針對參與歐盟碳交易的部門，採用碳交易價格；而針對未參與歐盟碳交易的部門，則推估其國內為達到設定之溫室氣體減量目標所需花費的碳減量成本。而美國則是採用學界目前最常運用與討論的三大整合性評估模型 DICE（Dynamic Integrated Climate and Economy）、PAGE（Policy Analysis of the Greenhouse Effect）與 FUND（Climate Framework for Uncertainty, Negotiation, and Distribution）加以估算 SCC，並應用於法規影響評估（洪志銘，2012）。圖 7-2-4 說明 SCC 的估算邏輯：

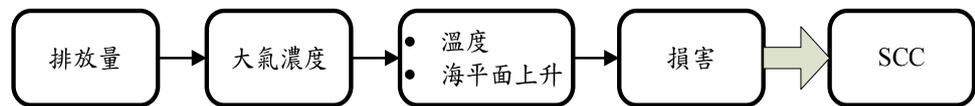


圖 7-2-4 整合性評估模型 SCC 計算邏輯

### 第三節、彰化海岸濕地碳減緩經濟效益之實證推估

本研究估算彰化海岸濕地碳減緩之經濟效益時，因為並無文獻直接估算彰化海岸濕地的碳通量，所以應用效益移轉法加以估算之，估算內容詳述於下。

#### 一、彰化濕地碳通量估算

林幸助等（2011）對金門國家公園沿海濕地之碳通量調查結果顯示，四個樣區每年單位面積的碳通量分別為：歐厝樣區  $3.45 \text{ g C/m}^2$ 、浯江樣區  $19.00 \text{ g C/m}^2$ 、湖下樣區  $7.93 \text{ g C/m}^2$ 、北山樣區  $26.77 \text{ g C/m}^2$ ，互花米草  $317.25 \text{ g C/m}^2$  及甘草  $89.62 \text{ g C/m}^2$ ；進一步推估出金門本島西海岸濕地每年的碳通量約有 189.51 公噸，相當於一座大安森林公園的碳通量。研究結果顯示：底土的組成是影響底棲微藻之碳代謝多寡的最主要因素；北山樣區因底土的粒徑最小為泥灘地，可累積較多的有機物質，提供底棲生物較多的營養物；而歐厝樣區底土的粒徑最大為沙灘，因此得到較低的碳通量。

彰化海岸濕地的緯度與前述金門本島沿海濕地相同，根據林幸助（2011）所實際測量高美濕地與金門沿海單位面積濕地碳通量的調查結果推估，高美濕地之平均碳通量為  $22 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ ，金門沿海濕地平均為  $16.1 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ 。本研究將上述兩個濕地之單位面積碳通量相加除以 2，得出平均值為  $19.05 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ ，估算彰化海岸濕地（約 21,152 公頃），每年的碳通量約為 4,032 公噸（詳見表 7-3-1）。

表 7-3-1 濕地之土質與碳通量

濕地名稱		面積 (公頃)	土質	碳通量	
				(g C/ m <sup>2</sup> , year)	(ton C /ha/year)
金門 本島 沿海 濕地	歐厝沙灘	352.82	沙灘地	3.5	0.035
	浯江溪出海口北岸	133.90	泥、砂地	19.0	0.19
	湖下海堤	174.15	沙地	7.9	0.079
	北山海堤	514.25	泥地	26.8	0.268
	總量	1,175.12	泥、砂地	16.1	0.161
高美濕地		701.00	泥質灘地	22	0.22
彰化海岸濕地		21,152.00	泥質灘地	19.05	0.1905

註：1 公噸 (ton) =1,000 公斤=1,000,000 公克；1 公頃 (ha) =10,000 平方公尺 (m<sup>2</sup>)。  
資料來源：本研究整理自林幸助和李麗華 (2011) 及林幸助 (2011)。

## 二、彰化濕地碳減緩效益估算

本研究在單位碳減量效益上係引用美國 SCC 估算的結果，並進行匯率轉換，估計步驟如下：

1. 擷取美國跨部會工作小組<sup>2</sup>利用前述三個整合性評估模型，估算在折現率為 5%、3%、2.5% 時，2010 年、每公噸 CO<sub>2</sub> 排放之 SCC 的平均值分別為 5.3 美元、22.8 美元、37 美元。此三項估算值皆會隨時間增加，如在 2.5% 的折現率下，2013 年的價格為 37 美元，2015 年則增加為 38.4 美元（參見表 7-3-2）。

<sup>2</sup> 包括 Council of Economic Advisers、Council on Environmental Quality、Department of Agriculture、Department of Commerce、Department of Energy、Department of Transportation、Environmental Protection Agency、National Economic Council、Office of Energy and Climate Change、Office of Management and Budget、Office of Science and Technology Policy、Department of the Treasury.

表 7-3-2 美國跨部會工作小組對不同年度碳社會成本 SCC 之估計

單位：美元/噸 CO<sub>2</sub> (2007 年幣值)

年	折現率		
	5%	3%	2.5%
2010	4.7	21.4	35.1
2011	4.9	21.9	35.7
2012	5.1	22.4	36.4
2013	5.3	22.8	37.0
2014	5.5	23.3	37.7
2015	5.7	23.8	38.4

資料來源：Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866.

2. 以匯率轉換美國幣值之 SCC 為台灣 2007 年的幣值 (參見表 7-3-3)。

表 7-3-3 以匯率轉換美國幣值之 SCC 為 2007 年台幣幣值

單位：新台幣/噸 CO<sub>2</sub> (2007 年幣值)

年	折現率		
	5%	3%	2.5%
2010	154.3	702.8	1,152.7
2011	160.9	719.2	1,172.4
2012	167.5	735.6	1,195.4
2013	174.1	748.8	1,215.1
2014	180.6	765.2	1,238.1
2015	187.2	781.6	1,261.1

註：2007 年匯率美元：台幣=1:32.84。

3. 再以 2011 年躉售物價定基指數將 2007 年台幣幣值之 SCC 換算成 2011 年台幣幣值之 SCC (參見表 7-3-4)。

表 7-3-4 調整 2007 台幣幣值之 SCC 至研究基年 (2011 年) 幣值

單位：新台幣/噸 CO<sub>2</sub> (2011 年幣值)

年	折現率		
	5%	3%	2.5%
2010	162	739	1,212
2011	169	753	1,233
2012	173	770	1,257
2013	183	787	1,278
2014	190	805	1,302
2015	197	822	1,326

註：以 2011 年躉售物價定基指數調整 2007 年 SCC。

#### 4. 估算彰化濕地之碳減緩經濟效益：

彰化海岸濕地面積約 21,152 公頃，以每年每公頃可減緩 C 量 0.1905 公噸，每年碳通量約 4,030 公噸，因 SCC 為每噸 CO<sub>2</sub> 價格，C 與 CO<sub>2</sub> 之分子量各為 12 與 44，故將彰化海岸濕地每年碳通量乘上 3.67 得出每年 CO<sub>2</sub> 減緩量為 14,790 公噸。將每年碳通量乘以表 7-3-4 中換算後的 2013 年在不同折現率下的 SCC 價格，可推估彰化海岸濕地 CO<sub>2</sub> 排放減量的效益值；5% 折現率下為 2,706,570 元，3% 為 11,639,730 元，2.5% 為 18,901,620 元。因此，彰化海岸濕地的碳減緩效益每年約為新台幣 2,706,570~18,901,620 元。

表 7-3-5 彰化沿海濕地之碳減緩經濟效益推估

估算方式	每年碳減緩效益 (新台幣元)
碳社會成本法(SCC)	2,706,570~18,901,620

資料來源：本研究整理。

#### 第四節、本章小結

本研究係利用效益移轉法推估彰化海岸濕地之碳減緩經濟效益，由於國內外文獻並無直接估算彰化海岸濕地單位面積之碳通量，所以引用金門國家公園與高美濕地單位面積碳通量之平均值加以估算，未來若有直接估算彰化海岸濕地的碳通量，將會有較為精確的估算數值。



## 第八章、彰化海岸濕地氮減緩之經濟效益推估

目前許多國家都致力於以濕地作為氮匯<sup>1</sup>，進而減少水中的含氮量。氮氧化物以不同的形式存在於地球中，存在於大氣中的氮氧化物往往是暖化潛值極高的溫室氣體，其對全球暖化的影響比二氧化碳的排放更深，因此氮減緩的課題並不亞於碳減量。本章第一節介紹濕地的減氮功能；第二節說明濕地氮減緩經濟效益之評估模式；第三節實證推估彰化海岸濕地氮減緩之經濟效益；第四節小結本章。

### 第一節、濕地減氮功能

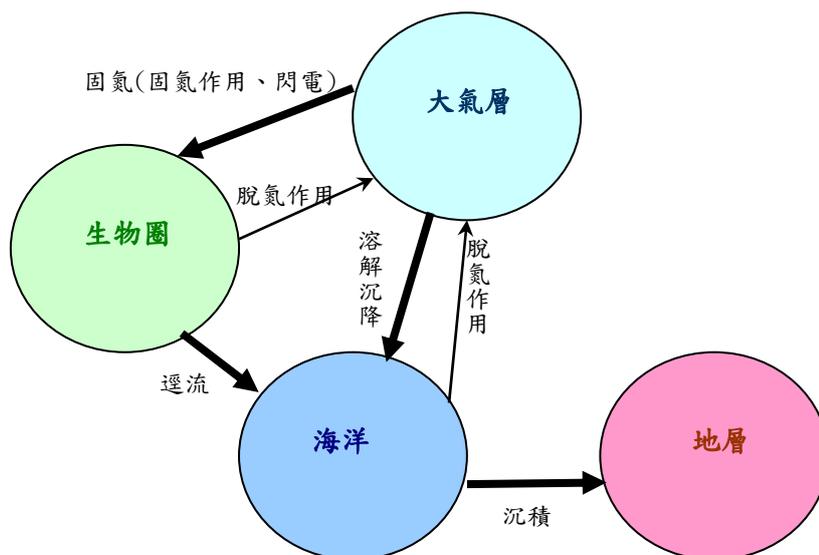
#### 一、氮循環簡介

大氣中的氮經由生物固氮作用與大氣層中閃電固氮而進入生物圈，動植物得以使用氮；當生物體死亡，透過細菌分解後，可經由脫氮作用回到大氣層，或再次被其他生物吸收利用，剩下未被使用的氮流入到海洋。海洋中的氮，一部分沉積至海底，另一部分則透過脫氮作用回到大氣層。自然界中固氮作用與脫氮作用的速率大致相同，但大量人造氮肥與規模化畜牧業增加氮的排出量，以及土地使用型態改變皆使氮循環的過程失去平衡，過多的氮被沖蝕至河川、湖泊，形成優養化問題（參見圖 8-1-1）。

氮與磷皆被認為與水體優養化有關，但自然界中磷主要存在於生物圈與地質圈中，在地殼中約佔 0.11%，因磷的循環不會傳遞至大氣層，也稱為沉積循環。而磷在自然界中的含量低，且無機磷不易溶於水，所以都市廢水中的氮氮成分高於磷，因此濕地淨水作用偏重於氮氧化物的去除，故本研究僅討論氮氧化物的去除方式與氮減緩的效益。

---

<sup>1</sup> 利用濕地的淨水功能，將水中含有的氮保留並儲存於濕地土壤中。



資料來源：王立志等，2002；本研究繪製。

圖 8-1-1 氮循環示意圖

## 二、氮氧化物去除方式

氮氧化物可藉由污水處理廠及濕地（含自然與人工濕地）兩種方式加以去除之。以處理廠處理時可採取下列方法：(1) 離子交換法，利用選擇性離子交換樹脂可去除  $\text{NH}_4^+$ ；(2) 生物處理法，係經好氧 (aerobic process) 與厭氧 (anaerobic process) 生物處理過程之串聯系統，首先將污水中含氮有機物經好氧生物處理(硝化作用)轉化為硝酸鹽，隨後再經厭氧生物(脫硝作用)將硝酸鹽還原為氮氣 ( $\text{N}_2$ ) 析出而被去除（參見圖 8-1-2）；(3) 三級串接的活性污泥法處理系統，第一級為去除氧化碳水化合物，第二級處理氧化含氮有機物，第三級則處理第二級產生的硝酸鹽在厭氧條件下還原析出  $\text{N}_2$ 。以上處理流程中若要使脫硝所需的反應時間縮短，則須在厭氧系統中增加投入需氧源（如甲醇）。

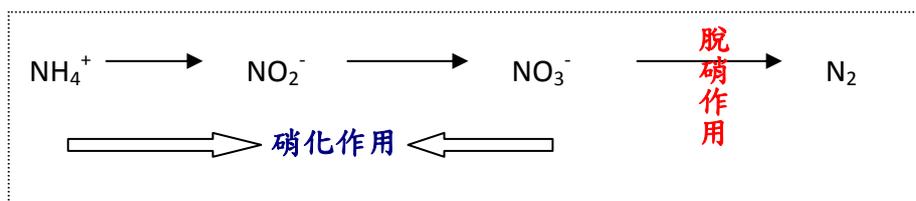


圖 8-1-2 硝化作用與脫硝作用

以濕地（人工濕地或自然濕地）去除氮氧化物之處理原理與污水處理廠大致相同。濕地植物可吸收少部分氨氮，另外一部分氨（ $\text{NH}_3$ ）會揮發，揮發過程中有氣味產生。目前人工濕地系統大致可分成兩種：（1）自由表面水流式濕地系統（free water surface wetlands, FWS）；（2）地下潛流式濕地系統（sub-surface flow wetlands, SSF），其中 SSF 可依其水流在土層中的移動方向分為水平流式（horizontal flow）、垂直流式（vertical flow）兩種。Kadlec 與 Knight（1996）以北美濕地面積估算的數據得知 SSF 的處理效果優於 FWS，主要原因為 FWS 無法利用植物的根系吸附、攔截等作用；也得知總磷處理量相對於氮氧化物處理量是偏低的。雖然可由估算模式得到預測結果，但濕地實際運作下的水質淨化功能仍須依實際的濕地環境狀況進行調整，才能讓濕地的設計規劃更加完善。

另利用自然濕地或將土地回復為濕地，Jenkins *et al.*（2010）在密西西比沖積平原利用脫硝作用酵素檢定<sup>2</sup>（denitrification enzyme assay）推估不同年份濕地處理  $\text{NO}_3$  的能力，研究結果顯示：濕地須經過數年的時間進入成熟期，方可提供穩定的氮去除效果。Kusler&Kentula（1990）也指出經由復原或人造的濕地，其氮減量能力要經過 3-10 年才可能和自然濕地相似。

<sup>2</sup> 為一種氮減緩能力，乃從土壤樣本中檢測脫硝酵素作用率（kg/ha/year）

### 三、影響濕地氮處理效益的因素

許多因素會影響濕地的氮處理效益，在計算濕地之氮減量效益時，須先調查濕地周邊環境的基本氮排放量如圖 8-1-3 所示，進入濕地水中的含氮量會受到土地基本排放量與河川中氮之沉澱作用所影響；土地基本排放量愈高則流出的水中含氮量也愈高，河川中氮沉澱作用率愈高，排出的氮量則愈低。以法國 Thau 潟湖 (lagoon) 為例，平均每日氮總流入量為 515 kg，其來源包括降雨夾帶 63kg 氮、河水 219kg、地下水 159kg、城市污水 5kg 以及污水處理廠 68kg (Tournoud *et al.*, 2006)。

當水流入濕地時，影響濕地氮減緩能力的因素主要有三項，第一為濕地自身土壤的脫硝作用率 (denitrification)，脫硝作用率高表示每單位濕地可以使更多的氮以氣體分子形式回到大氣中，且氮氣屬於惰性氣體，不易與其他分子結合形成溫室氣體；脫硝作用率又會受到土壤的碳含量、濕度、孔隙大小與泥砂比例等影響 (Ullah *et al.*, 2006)。根據 Byström (1998) 對瑞典溪流濕地脫硝作用率的估算數據，平均每年的脫硝作用率約在 15.6-39.7 公斤/公頃。

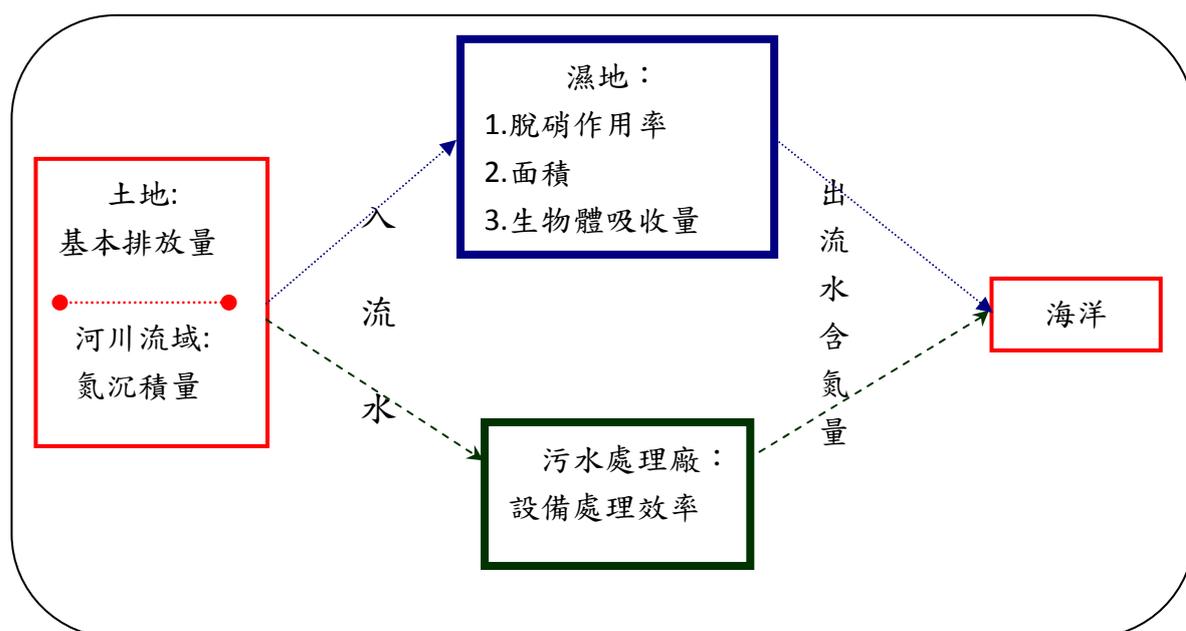
第二為濕地面積，面積愈大的濕地，可能存在有較高的氮承載量 (carry capacity)，而可以吸收較多的氮量。第三為存在濕地上的生物體本身對氮的吸收量，劉玉雪等(2010)曾以蘆葦、香蒲、大安水蓑衣、野生空心菜與台灣水龍等五種台灣本土性植物，進行水中污染值去除的實驗，受到植物生長狀況的優劣影響，對氨氮(NH<sub>3</sub>-N)的去除率約在 84-99%；沈健全等(2008)以香蒲、芋頭、地瓜葉、空心菜、野薑花等五種經濟作物，與常見的雜草進行實業，發現各植種對總氮<sup>3</sup>(TN)的平均去除率約 48%；Zhou 與 Hosomi (2008)在其將日本品種之稻米植株，種植於人工濕地的實驗性研究中發現，人工濕地可以去除從河川引入之灌溉用水中約 33% 的氮，其中稻米植

---

<sup>3</sup> 水中總氮為硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、凱氏氮(凱氏氮為氨氮與總有機氮之和)之總和。

株本身吸收了大部分的氮 ( $34.0 \text{ g N/m}^2$ )，而且稻米植株也吸收了土壤中的氮，致使土壤中的含氮量減少。

許多文獻在計算濕地氮減緩的經濟價值時，會與污水處理廠的處理成本進行比較 (Gren,1994, 1995, 2010；Byström,1998)，但須考量到污水處理廠所使用的設備處理效率；不同等級的設備，會影響污水處理廠出流水每公升含有的氮量，進而影響所需的處理成本。另外，在進行不同的研究調查時，若不考慮濕地的脫硝作用率，或無法得到脫硝作用率的數據時，也可經由比較濕地與污水處理廠兩者分別在入流水與出流水的含氮量，加以推估出濕地概略的氮去除效率。



資料來源：本研究繪製。

圖 8-1-3 影響濕地氮處理效益的因素

## 第二節 濕地氮減緩之經濟效益評估模式

步驟一、推估濕地每年之硝化作用率及脫硝作用率，

要能夠較明確獲得濕地可減緩之總氮量，需利用儀器分析生物體內氮含量、水體中各種氮鹽類濃度、單位時間水流量與植物的氮吸收量，最後須再量測硝化作用率與脫硝作用率，以獲得總氮減少量(林幸助，2009)。Jenkins *et al.* (2010) 從土壤樣本中檢測脫硝酵素作用率 (kg /ha/year)，推估不同年份濕地處理 NO<sub>3</sub> 的能力，回歸式如式 (9-1)：

$$y = 12.444 \ln(x) - 15.321, R^2 = 0.7183,$$

式中，

$$y = \text{反硝化酵素作用率，}$$
$$x = \text{濕地存在年份。}$$

(8-1)

步驟二、推估濕地每年流出、流入的水量變化與總減氮量，

步驟三、推估濕地淨水效益，可利用式 (8-2) 之迴避汙水處理廠水質淨化成本加以推估之。人工濕地淨水效益等於與汙水處理廠淨水成本 (包括設計成本、建造成本、維護費用、土地機會成本) 減去人工濕地淨水成本 (包括設計成本、建造成本、維護費用、土地機會成本); 而自然濕地淨水效益等於與汙水處理廠淨水成本減去自然濕地淨水成本 (僅土地機會成本)。

$$\begin{aligned}
 AL\_B &= F\_C - AL\_C \\
 &= (DC\_F + BC\_F + LC\_F + MC\_F) \\
 &\quad - (DC\_AL + BC\_AL + LC\_AL + MC\_AL)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 NL\_B &= F\_C - NL\_C \\
 &= (DC\_F + BC\_F + LC\_F + MC\_F) - LC\_AL
 \end{aligned}$$

式中，

$AL\_B$ 、 $NL\_B$ 分別為人工濕地、自然濕地之淨水效益，

$AL\_C$ 、 $NL\_C$ 、 $F\_C$ 分別為人工濕地、自然濕地、污水處理廠之淨水成本，

$DC\_F$ 、 $BC\_F$ 、 $LC\_F$ 、 $MC\_F$ 分別為污水處理廠之

工程設計費用、建造成本、土地機會成本、維護費用，

$DC\_AL$ 、 $BC\_AL$ 、 $LC\_AL$ 、 $MC\_AL$ 分別為人工濕地之

工程設計費用、建造成本、土地機會成本、維護費用，

$LC\_NL$ 為自然濕地之土地機會成本。

(8-2)

### 第三節 彰化海岸濕地氮減緩經濟效益之實證推估

#### 一、彰化濕地氮去除量估算

由於濕地所在的周遭環境條件會對氮去除量多寡產生影響，如德國的溪流濕地氮去除量，洪氾期間為每年約 0.83 公噸/公頃，旱季時為 0.07 公噸/公頃 (Rücker *et al.*, 2010)；而美國密西西比河流域濕地之每年氮去除量約 0.39-0.46 公噸/公頃 (Mitsch *et al.*, 2005)；瑞典 Kattegatt 地區溪流濕地每年則約可去除 0.5-1.2 公噸/公頃的氮量 (Byström, 1998)。

而人工濕地與自然濕地的氮去除能力也有差異，Ullah *et al.* (2006) 在美國密西西比河流域 Beasley 湖區，對不同土地類型土壤的脫硝作用潛能 (denitrification potential, DP) 進行實驗，實驗結果顯示：森林濕地土壤的 DP 最高，約 1.18  $\mu\text{gN/g-hr}$ ，湖泊濕地 (depressional wetland) 約 0.77  $\mu\text{gN/g-hr}$ ，人工濕地為 0.82  $\mu\text{gN/g-hr}$ ；表示相同水源條件下，森林濕地的氮去量會最高，人工濕地又略高於湖泊濕地。張文亮 (2005) 調查台灣 13 個表面流人工濕地之氮去除量數據，發現人工濕地每年氮移除量約在 1.28-4.78 公噸/公頃。比較上述文獻數據，可發現自然濕地的氮去除量普遍較低。

由於濕地的氮去除量會受到許多環境條件的影響，故本研究將上述文獻之氮去除量數據整理成表 8-3-1，因彰化濕地無旱季，德國溪流濕地在旱季所測得之 0.07 公噸/公頃不列入本研究參考數據，故每年濕地的氮去除量範圍約為 0.5-4.78 公噸/公頃，以此推估彰化濕地(21,152 公頃)每年可去除約 10,576-101,107 公噸。

表 8-3-1 濕地每年之氮去除量範圍

文獻	研究地區	每年氮去除量範圍 (公噸/公頃)
Rücker <i>et al.</i> (2010)	德國溪流濕地	0.07-0.83
Mitsch <i>et al.</i> (2005)	美國密西西比河流域濕地	0.39-0.46
Ullah <i>et al.</i> (2006)	瑞典 Kattegatt 溪流濕地	0.5-1.2
張文亮(2005)	台灣表面流人工濕地	1.28-4.78

資料來源:本研究整理。

## 二、彰化濕地氮減緩效益估算

由於濕地除氮功能可以減少設立污水處理廠，因此本研究利用迴避成本法（替代成本法），透過計算污水處理廠之污水處理成本加以估算濕地的氮減緩效益。有關台灣污水處理廠的處理成本計算數據，2007 年張文亮根據內政部營建署民 95 年出版的台灣地區污水下水道統計資料，取其中 13 間污水處理廠數據進行估算，污水處理廠的成本範圍約在 0.75-21.5 元/公噸；本研究則根據民 99 年出版之污水下水道統計要覽（98 年 1 月-12 月資料）所有初級、二級、三級污水廠進行計算，發現各污水處理廠之處理成本差異極大，取其中位數後之成本介於 5.29-30.11 元/公噸（參見表 8-3-2）。但因張文亮(2007)與民 99 年版污水下水道統計要覽之計算成本方式，皆未將土地機會成本以及興建、機電工程費用折舊等列入計算，故本研究分別利用問卷詢問 5 家污水處理廠(初級：八里，二級：迪化、楠梓，三級：六堵、環山地區)之興建工程費用、機電設備購置費用、使用年限等資料，重新進行推估。

表 8-3-2 污水處理廠之污水處理成本

單位：元/公噸

	張文亮等(2007)之 成本估算	99 年版污水下水道統計要覽 資料之成本估算(中位數)
初級污水處理廠	0.75	5.29
二級污水處理廠	14.95	10.46
三級污水處理廠	21.25	30.11

資料來源：本研究整理。

先將污水處理廠之營運成本分為固定成本與變動成本(表 8-3-3)，其中固定成本使用年金法，分別以 3%與 5%折舊率分別攤提 5 家污水處理廠的興建工程費用、機電設備購置費用(表 8-3-4)。就土地機會成本項目，本研究透過房仲網之土地交易價格系統，將污水處理廠周邊之土地租金價格作為污水處理廠的土地機會成本，將之列入污水處理廠營運成本項目(參見表 8-3-5)；其中迪化汙水處理廠因處於都會區域，以及環山地區污水處理廠鄰近中央山脈，故皆無廠房承租標的，在此略過不計。

表 8-3-3 本研究計算污水處理廠之營運成本計算方式說明

	成本項目	成本計算方式
固定成本	土地取得成本	若使用之土地為租賃，則以租賃金額計算；否則以土地公告現值加權計算。
	興建工程費	<p>污水處理廠與人工濕地(以下以污水處理系統稱之)之興建費用應逐年攤提。</p> <p>攤提方式有二：(1) 直線法、(2) 年金法。</p> <p>(1) 直線法：攤提 N 數量之污水處理系統 (或機具)，其公式為：</p> $N \text{ 污水處理系統 (或機具) 每年攤提折舊費} = \sum_i \frac{X_i - R_i}{T_i}, \quad i=1, \dots, N;$ <p>其中 <math>X_i</math>=第 i 個污水處理系統、機具購置成本，<math>R_i</math>=第 i 個污水處理系統、機具殘值，<math>T_i</math>=第 i 個污水處理系統、機具使用年限。</p>

		<p>(2) 年金法：攤提 N 污水處理系統（或機具）之折舊費（年均化折舊成本），其公式為：</p> <p>每年分攤 N 污水處理系統（或機具）購置成本 =</p> $\sum_i \frac{I_i \times r}{1 - \left(\frac{1}{1+r}\right)^{T_i}}, \quad i=1, \dots, N;$ <p>其中 <math>I_i</math>=污水處理系統 i（或機具 i）購置總費用，<math>T_i</math>=第 I 污水處理系統（或機具）之使用年數，<math>r</math>=折現率。</p> <p>註：以年金法攤提的折舊費用（年均化折舊成本）考慮了資金機會成本，比較符合經濟成本的概念。故本研究採用年金法。依設計規劃時預計的使用年限進行成本攤提。</p> <p>機電設備購置費用 此費用使用年金法攤提。</p>
變動成本	<p>土地機會成本</p> <p>操作維護費</p> <p>    1.管理費</p> <p>    2.人事費用</p> <p>回饋金</p> <p>其他費用</p>	<p>以污水處理廠周邊土地之廠房租金計算。</p> <p>包含電費、水費、藥品費、污泥清運及處置費、水質檢測費、環境品質監測(維護)費。</p> <p>委外管理維護人力薪資、公務機關管理人員薪資。</p> <p>若興建期間即開始支付，則興建期間之回饋金總金額算入興建工程費中；開始營運後的金額則算入每年的營運成本中。</p> <p>備耗品費用、保全費用、發電機柴油費用、保養用潤滑油費用、燈具燈管費用。</p>

資料來源：本研究整理。

表 8-3-4 國內各污水處理廠之工程費用與攤提年限

污水處理廠名稱	興建工程費用 (千元)	機電工程費用 (千元)	興建工程費用 攤提年限(年)	機電工程費用 攤提年限(年)
八里污水處理廠 (新北市)	7,200,000	4,800,000	30	15
楠梓污水處理廠 (高雄市)	2,000,000	820,000	30	15
迪化污水處理廠 (台北市)	6,512,390	1,546,910	30	15
六堵污水處理廠 (基隆市)	265,000	106,000	30	15
環山地區污水處理廠 (台中市)	35,540	5,080	30	15

資料來源：本研究整理。

表 8-3-5 國內各污水處理廠土地機會成本

污水處理廠名稱	土地機會成本 (千元/年)	污水處理廠占 地(公頃)	土地月租價 (元/公頃)	土地租金參 考地段
八里污水處理廠 (新北市)	655,578	43	1,270,500	新北市八里 區中華路段
楠梓污水處理廠 (高雄市)	228,690	14	1,361,250	高雄市楠梓 加工區
迪化污水處理廠 (台北市)	--	7.8	--	台北市大同 區酒泉街
六堵污水處理廠 (基隆市)	10,890	0.5	1,815,000	基隆市七堵 區工建北路
環山地區污水處理 廠(台中市)	--	0.17	--	台中市和平 區環山段

資料來源：奇集集租屋網 <http://kaohsiung-pingtung.kijiji.com.tw>；吉晟不動產 <http://www.easyrealty.com.tw>；小豬租屋網 <http://www.pighome.com.tw>；內政部地政司全球資訊網 <http://www.land.moi.gov.tw/chhtml/landvalue.asp?cid=100>；本研究整理。

有關變動成本及年污水處理量資料，則參考民 99 年版污水下水道統計要覽之數據計算。但楠梓污水處理廠因自 98 年 12 月才開始運轉，故民 99 年版污水下水道統計要覽僅計入其 12 月之單月資料，本研究另透過楠梓污水廠網頁收集 101 年 10 月之單月每日污水處理量資料，推估為年污水處理量後進行計算；而環山地區污水廠位處山區，為處理當地家庭污水而設，

因當地家戶較少，年污水處理量相對較低。

污水廠對各污染物之單位處理成本除受到固定與變動成本影響外，最主要會受到污水處理廠之處理量是否已達到規模經濟的水準影響。本研究考量楠梓污水處理廠之設廠時間較短，目前每日處理量平均為 45,000 噸污水，僅達其設計每日處理量 75,000 噸的 60%，故暫不列入估算範圍；而環山地區污水廠因鄰近雪霸國家公園，設廠目的為處理當地原住民部落及武林農場等污水以減少對國家公園周邊水質的汙染，污水廠設計每日處理量約僅為 400 噸，使得污水處理成本過高，故也不列入本研究之估算範圍中。

經本研究估算，初級污水處理廠的污水處理成本約為 6.3-6.8 元/噸，二級污水處理廠的污水處理成本約為 4.7-5.4 元/噸，三級污水處理廠的污水處理成本約為 15.1-16.3 元/噸；整體的污水處理成本範圍為 6.3-16.3 元/公噸(表 8-3-6)，因濕地具備三級污水處理廠的污水處理能力，本研究以三級污水處理廠(六堵)之成本為計算依據。

表 8-3-6 國內各級污水處理之單位處理成本估算

單位: 元/公噸

初級污水處理廠	6.3-6.8
二級污水處理廠	4.7-5.4
三級污水處理廠	15.1-16.3

資料來源：本研究整理。

濕地氮減緩效益的計算，以污水處理成本為每公噸 15.1-16.3 元，乘以彰化海岸濕地每年可去除約 10,576-101,107 公噸的氮量，推估每年彰化海岸濕地的氮減緩效益約 16 萬至 165 萬元新台幣（表 8-3-7）。

表 8-3-7 彰化海岸濕地氮減緩經濟效益之推估值

污水處理成本 (元/公噸)	每年氮去除量(公噸)	彰化海岸濕地之氮減緩 效益 (元)
15.1-16.3	10,576-101,107	159,698 -1,648,044

資料來源：本研究估算。

#### 第四節、本章小結

本研究係利用迴避成本法加以推估彰化海岸濕地氮減緩之經濟效益，由於國內外文獻並無直接估算彰化海岸濕地之氮減緩量，且尚無發現有文獻計算海岸濕地的氮減緩量，所以引用台灣人工濕地與國外相關文獻之溪流濕地氮減緩量加以估算；未來若有直接估算彰化海岸濕地的氮減緩量，將會有較為精確的估算數值。

表 8-3-8 污水處理廠成本估算項目

(單位:新台幣 千元)

污水處理系統名稱		初級	第二級		第三級		初級	第二級		第三級	
		八里	楠梓	迪化	六堵	環山地區	八里	楠梓	迪化	六堵	環山地區
折現率		3%					5%				
固定成本	興建工程費用攤提	360,605.3	100,168.1	326,167.0	13,272.3	1,780.0	458,387.8	127,329.9	414,611.1	16,871.2	2,262.7
	機電工程費用攤提	392,639.3	67,075.9	126,537.0	8,670.8	415.5	447,169.9	76,391.5	144,110.7	9,875.0	473.3
	土地機會成本	655,578.0	228,690.0	--	10,890.0	--	655,578.0	228,690.0	--	10,890.0	--
變動成本	土地建設維護費	202.5	0	0	0	0	202.5	0	0	0	0
	機電設施更新費用	0	0	10,674.0	1,800.0	0	0	0	10,674.0	1,800.0	0
	人事費用	37,339.5	33.2	41,721.0	4,884.0	1,040.4	37,339.5	33.2	41,721.0	4,884.0	1,040.4
	用電費用	54,618.4	18.3	106,876.0	8,861.0	341.1	54,618.4	18.3	106,876.0	8,861.0	341.1
	用水費用	4,370.9	0.2	2,041.0	46.0	2.5	4,370.9	0.2	2,041.0	46.0	2.5
	藥品費用支出	1,010.7	0	24,222.0	5,598.0	61.8	1,010.7	0	24,222.0	5,598.0	61.8
	污泥清運與處置費	42,869.9	0	112,411.0	640.0	0	42,869.9	0	112,411.0	640.0	0
	水質檢驗費	2,793.3	2.3	1,243.0	2,640.0	186.7	2,793.3	2.3	1,243.0	2,640.0	186.7
	環境品質監測費	10,829.3	1.8	908.0	0	0	10,829.3	1.8	908.0	0	0
	回饋金支出	26,779.0	11,360.0	0	0	440.0	26,779.0	11,360.0	0	0	440.0
其他費用	91,617.1	33.9	0	5,062.0	63.4	91,617.1	33.9	0	5,062.0	63.4	
總費用(含折舊)		1,681,253.2	407,383.6	752,800.0	62,364.1	4,331.4	1,833,566.3	443,861.1	858,817.9	67,167.2	4,871.8
總處理量(噸/年)		268,172,950	17,082,846	158,776,885	4,116,823	2,754	268,172,950	17,082,846	158,776,885	4,116,823	2,754
單價(元/噸)		6.3	23.8	4.7	15.1	1,572.8	6.8	26.0	5.4	16.3	1,769.0

註:楠梓污水處理廠若以目前 60%處理量計算,在 3%與 5%折現率下每公噸處理成本為 14.3 元、15.6 元。

資料來源:本研究整理。



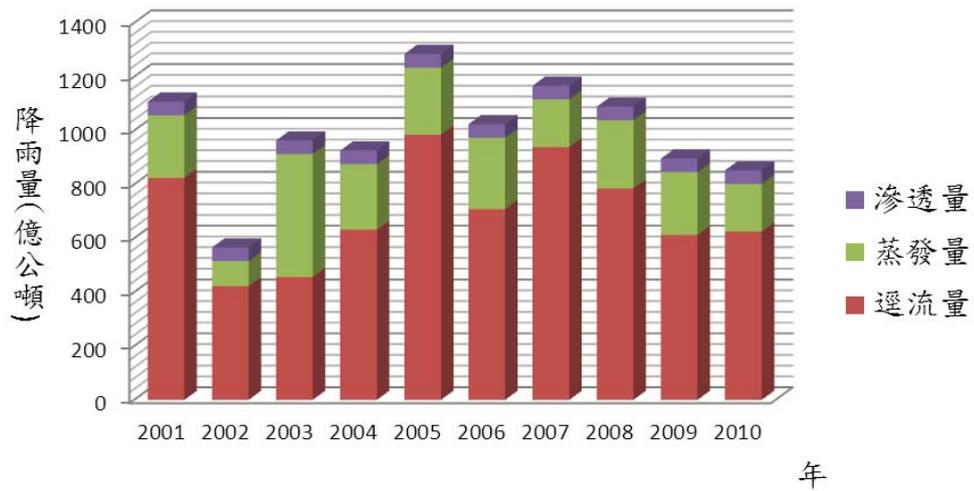
## 第九章、彰化海岸濕地地下水補注之經濟效益推估

根據水利署的統計，在 2001 年至 2010 年的十年期間，台灣全島年平均降雨量約 952.012 億公噸，逕流量為 698.99 億公噸，蒸發量為 238.07 億公噸，滲透量為 50.5 億公噸（如表 9-1-1），其中每年的滲透量極少受降雨量多寡的影響，固定的水量在 50.5 億公噸（如圖 9-1-1），但是地下水用水量每年皆超過滲透量（如圖 9-1-2）。目前台灣沿海地區如宜蘭、彰化、雲林、嘉義、台南、高雄及屏東等，皆因超抽地下水而發生地層下陷的問題，經濟部水利署為避免態勢更惡化，於民國 87 年與成功大學合作成立「地層下陷防治服務團」，持續監測台灣地下水水位的變化及進行人工補注，以降低因災害帶來的社會成本，因為地下水補注同時兼具了水分儲存與避免地層下陷的效果。本章第一節介紹濕地地下水之水源組成，第二節說明濕地地下水補注之經濟效益評估模式，第三節利用效益移轉方法加以實證推估彰化海岸濕地地下水補注之經濟效益，第四節為本章小節。

表 9-1-1 台灣 2001-2010 年降雨統計數據及地下水用水量

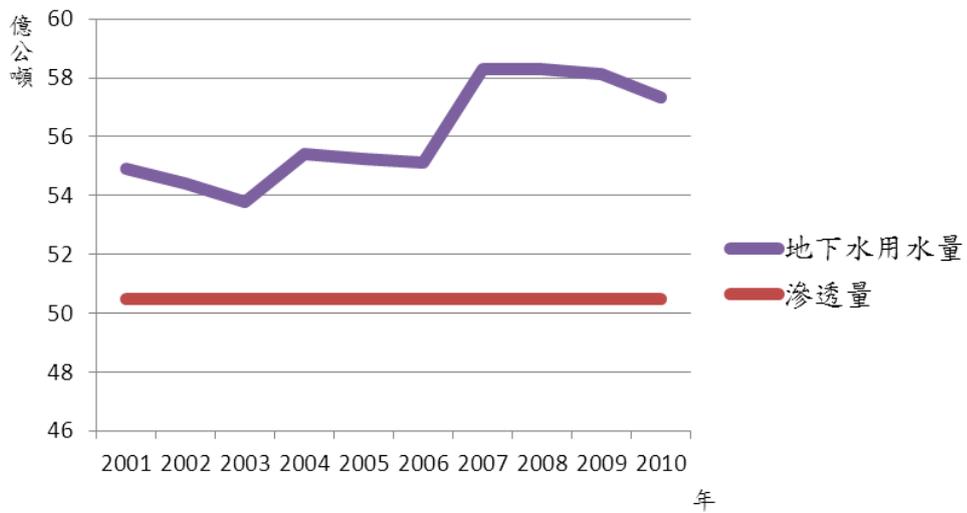
單位:億公噸					
年度	年降雨量	年逕流量	年蒸發量	年滲透量	地下水用水量
2001	1107.7	824.6	232.6	50.5	54.9
2002	565.9	422.3	93.1	50.5	54.4
2003	608	456.47	456.47	50.46	53.8
2004	925.92	631.81	243.61	50.5	55.41
2005	1284.48	985.01	248.97	50.5	55.26
2006	1023.84	708.58	264.76	50.5	55.13
2007	1166.76	938.54	177.72	50.5	58.31
2008	1089	784.82	253.68	50.5	58.29
2009	896.04	612.86	232.68	50.5	58.13
2010	852.48	624.87	177.11	50.5	57.32
平均	952.01	698.99	238.07	50.50	56.1

資料來源:水利署統計書刊-水利統計 2002-2011；本研究整理。



資料來源：水利署統計書刊-水利統計 2002-2011；本研究繪製。

圖 9-1-1 台灣 2001-2010 年降雨量分配圖



資料來源：水利署統計書刊-水利統計 2002-2011；本研究繪製。

圖 9-1-2 台灣 2001-2010 年地下水用水量與滲透量

## 第一節 濕地地下水之水源組成

濕地的組成、大小與功能皆受到水文的控制，而濕地的分佈及差異（如濕地類型、營養組成和土壤類型等）則主要受地質、地形及氣候的影響。海岸濕地水源的組成雖然同樣也會受到直接的降雨量、逕流量、地下水流入量等影響，但潮汐週期的變化則是最主要的影響因素（Carter，1997；丁澈士等，2008）。

### 一、濕地水文

濕地水文週期由輸入量（降雨量、地面水流入量、地下水滲入量）與輸出量（蒸發散量、地面水流出量、地下水滲出量、儲量變動）所組成。其中蒸發散量（ET）為水份的蒸發作用加上植物的蒸散作用，蒸發作用是指水受到太陽的熱而氣化到大氣的過程；而蒸散作用則是水分子透過植物傳送至莖葉而散失至大氣中，這些蒸發或蒸散的過程則統稱為蒸發散。透過大氣環流送到大氣層凝結成雲後產生降水，所有從大氣降下至地面，以雨、雪、凍雨（sleet）、冰雹（hail）或薄霧（mist）等型態直接或間接提供水給濕地，皆可計為降水量（P）（如圖 9-1-3）。

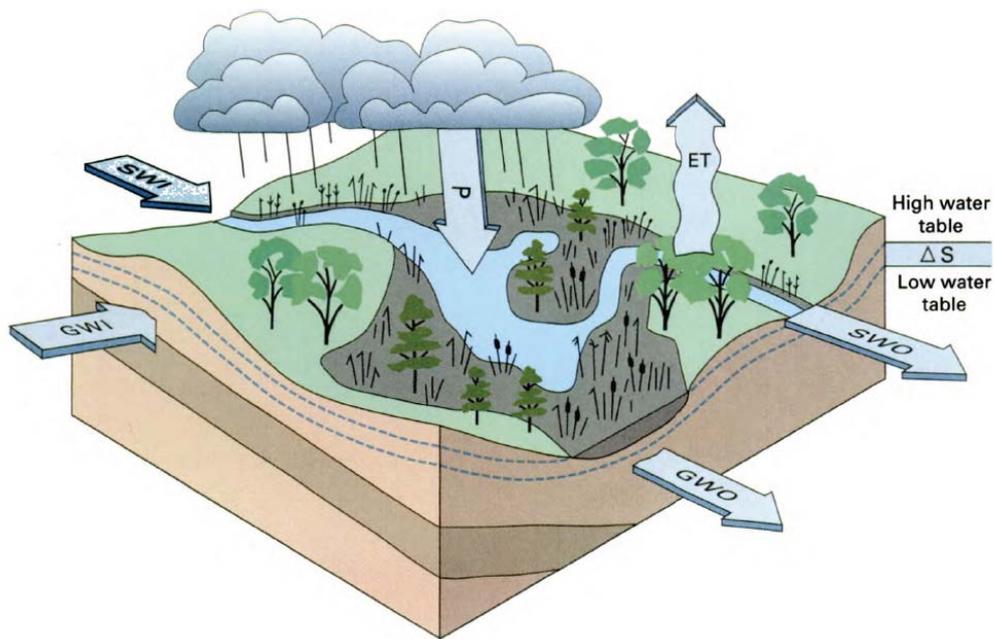
天然的地表通常具有良好的透水性，當雨水降落地面後，一部分會蒸發蒸散於大氣中，一部份下滲至地下補給地下水，一部分涵養在土壤的孔隙中，其餘部分則產生地表逕流，由高處往低處流至大海，途中若經由低窪地區、農田、濕地等自然界提供窪蓄<sup>1</sup>的空間皆可儲存逕流（游保杉，2004）。

地下水主要來自直接的降水量或地面水體（河川、湖泊、濕地）的滲流。經由直接的降雨緩慢向下流動，穿透不飽和土壤與夾雜其中的石頭直到到達飽和層的過程，即為地下水補注（Carter，1997）。其中位於最上層

---

<sup>1</sup>窪蓄係指在地表面漫流的水因地面的凹陷而聚積。

的飽和層就是所謂的地下水位（water table），靠近地面的非限制含水層（unconfined aquifer）則只需要有降雨或其他地面水體（如：河流、水塘、湖泊或是農田灌溉）便可以作為補注源（譚仲哲等，2008），以進行地下水補注。地下水逕流系統的最低點為海岸濕地和淺海灣，故地下水最終會流出至海洋。



$$\text{降水量 (P) + 地面水流入量 (SWI) + 地下水流入量 (GWI)} \\ = \text{蒸散量 (ET) + 地面水流出量 (SWO) + 地下水流出量 (GWO) + 儲量變動 (\Delta S)}$$

資料來源引用自：Carter，1997。

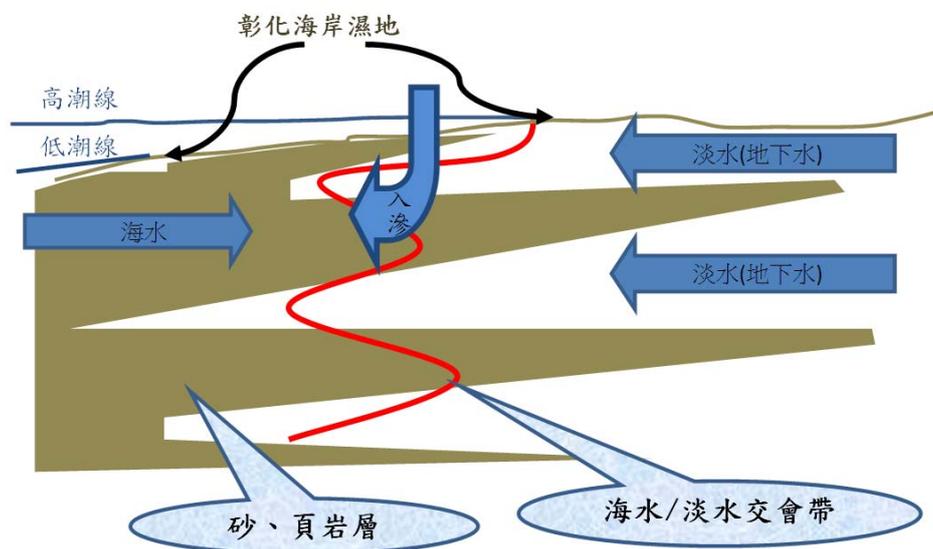
圖 9-1-3 濕地水源的組成

## 二、彰化海岸濕地地下水之水文地質

地下水的需求量隨著農業與工業的發達而日漸增加，但可作為補注源的區域卻因土地使用型態轉變而日漸減少。雖然自 2006 年起在彰化沿海地區同時施行地下水人工補注與水井封口停用計畫，但地下水抽水量仍多於補注量。根據經濟部水利署地層下陷防治團利用地下水水流模式

(MODFLOW)計算濁水溪沖積扇於 2008 年至 2010 年間地下水抽補量結果，每年平均補注量約 16.75 億公噸，每年平均抽水量則約 19.25 億公噸<sup>2</sup>，故濁水溪沖積扇平均地下水每年超抽量約 2.5 億公噸（經濟部水利署，2012）。

彰化海岸濕地位處潮間帶，漲潮時全區被海水覆蓋，退潮時才可見到濕地，故海岸濕地不同於溪流濕地或內陸濕地可補注淡水地下水（Price et al., 2006）。彰化海岸濕地下方為砂、頁岩層，從濁水溪沖積扇地下水區順流而來的淡水地下水在此處流入台灣海峽，以及從臺灣海峽的海水在此區域入滲，因此彰化濕地形成了一個海水與淡水交會地帶（mixing zone）（參見圖 9-1-4）。根據連通管原理的作用，彼此相通的淡水與海水，在同水平面時壓力才會相同，否則水會從壓力高的地方流向壓力低的地方，直到平衡為止；所以當濁水溪沖積扇的淡水地下水水位下降時，會因海水壓力相對大於淡水地下水，使海水淡水交會帶向內陸移動，而使地下水發生海水入侵的現象。



資料來源：本研究繪製，參考李光敦，2003；江崇榮等，2005；Price et al., 2006。

圖 9-1-4 彰化海岸濕地水文地質剖面圖

<sup>2</sup>雲林占 10.97 億公噸、彰化 8.28 億公噸。

彰化海岸濕地雖有海岸濕地都需面對的海水入侵問題，也就是無法補注淡水地下水，但海水的入侵卻可將海洋中富含的營養物質帶入至濕地中，讓濕地上的生物有足夠的食物來源，甚至提供彰化海岸濕地沿海居民在此發展養殖漁業（Price et al.，2006）。

## 第二節 濕地地下水補注效益之評估模式

雖然海岸濕地無法直接補充淡水地下水，但考量臺灣仍有可補注地下水的內陸及溪流濕地，故本研究仍建立濕地地下水補注之經濟效益評估模式，以利後續計畫推估其他類型濕地地下水補注之經濟效益。

濕地地下水補注受到當地的水文、地形、季節、氣候、降雨量、蒸發散量、土地使用情形、地表土壤特性及含水層特性等環境因素影響(Carter, 1997; 李振誥等, 2004; 丁澈士, 2008)，因此仍須透過實際的測量才能估算出各類型之各濕地的地下水補注量。由於國內文獻中並無估算濕地之地下水補注量，本研究乃參考張文亮(1994)利用達西公式(Darcy's Law)所推導出的公式，與土壤水分特性曲線(Soil Water Characteristic Curve)推估雲林田洋地區土壤水分滲漏之地下水補注量時的作法，說明濕地地下水補注經濟效益之評估模式：

步驟一、首先根據質量不減定律，式(9-1)表示土壤含水量會隨時間遞減，

遞減的水量會等於水分滲漏至地下水層的水量：

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial Z},$$

$\theta$ =土壤含水量( $\text{m}^3/\text{sec}$ )，  
 $t$ =時間(sec)，  
 $q$ =滲漏通量(flux)( $\text{m}^3/\text{sec}$ )，  
 $Z$ =地面水向下移動的距離(m)。

(9-1)

步驟二、假設地面水滲漏至地下水層的深度為  $L$  公尺，因滲漏的先決條件為入滲已停止，故在此設定為沒有水分由地表進入，即  $q_0 = 0$ 。以計算出在地下深度  $L$  公尺時的水流通量，如式 (9-2)。

$$\int_0^L \frac{\partial \theta}{\partial t} dZ = -\int_0^L \frac{\partial q}{\partial Z} dZ = -(q_L - q_0) = -q_L,$$

$$\text{if } q_0 = 0 \Rightarrow \int_0^L \frac{\partial \theta}{\partial t} dZ = -q_L, \quad (9-2)$$

$q_L$  = 在深度  $L$  公尺的水流通量 ( $m^3/sec$ )，  
 $q_0$  = 地表水流通量。

式(9-2)中左端又可表示為式(9-3)

$$\int_0^L \frac{\partial \theta}{\partial t} dZ = \frac{\partial}{\partial t} \int_0^L \theta Z \quad (9-3)$$

步驟三、再假設由地表到深度  $L$  公尺的平均含水量為  $\bar{\theta}$ ，且  $Z=L$ ，可表示成式 (9-4)。

$$L\bar{\theta} = \int_0^L \theta dZ \quad (9-4)$$

步驟四、接著將式 (9-4) 與式 (9-3) 帶回步驟二中的式 (9-2)，可得到式 (9-5)。

$$L \frac{\partial \bar{\theta}}{\partial t} = -q_L \quad (9-5)$$

步驟五、由於土壤剖面的平均含水量，會因深層滲漏量 ( $\theta_L$ ) 的變化影響而隨時間遞減，如式 (9-6)：

$$\frac{\partial \bar{\theta}}{\partial t} = C \frac{\partial \theta_L}{\partial t},$$

式中，

$$(9-6)$$

$C$  = 滲透量佔土壤水分遞減量的百分比，  
 (若考慮作物或土壤的蒸散，則  $C > 1$ ；若不考慮則  $C = 1$ ) )

步驟六、將式 (9-6) 帶入式 (9-5)，可推得在土壤任何深度的滲漏通量，可寫成式 (9-7)：

$$L \frac{\partial \theta}{\partial t} = -q \quad (9-7)$$

步驟七、根據達西公式，滲漏通量可表示成式 (9-8)，其中總水頭 (H) 為水流經一段距離後的能量變化， $H_p$  為壓力水頭。

$$q = -K \frac{dH}{dZ} = -K \left[ \frac{dH_p}{dZ} - \frac{dZ}{dZ} \right] = -K \frac{dH_p}{dZ} + 1,$$

$$H = H_p - Z,$$

$K$ ：導水係數(m/sec)。

$$\text{總水頭}(H) = \text{位置水頭}(H_e) + \text{壓力水頭}(H_p) + \text{速度水頭}(H_y) \quad (9-8)$$

水頭：水流一段距離的位能。(位能：因高度改變而增減的能量。)

位置水頭：依據地面水位高低所定義出來的水頭。

壓力水頭：會根據土壤水深而改變壓力的水頭。

速度水頭：水流動的快慢。但水在土壤中流動緩慢，故可忽略不計。

步驟八、當地面水向下入滲時，主要是透過壓力梯度<sup>3</sup>與重力梯度<sup>4</sup>推動水分，但當入滲停止後，地表水分仍會持續的向下移動，使得剖面土壤中的水分均勻分布，此時水分的向下主要靠重力，而非壓力梯

度，故  $\frac{dH_p}{dZ} = 0$ ，因此式 (9-8) 可改寫為式 (9-9)：

$$q = K \quad (9-9)$$

步驟九、將式 (9-9) 帶入式 (9-7)，可得到式 (9-10)。

$$L \frac{d\theta}{dt} = -K \quad (9-10)$$

<sup>3</sup>壓力梯度：土壤孔隙以毛細作用保持住水分，需藉由大氣壓力的推動使水分移動，因此壓力梯度隨土壤中水分的飽和度增加而遞減。

<sup>4</sup>重力梯度：在飽和或近飽和狀態下，土壤孔隙所含之水分，因本身重量而移動，並隨水分愈接近地下水層而逐漸遞減。

步驟十、假設土壤水分特性  $K$  與  $\theta$  可表示成式 (9-11)，其中  $\beta$  愈大表示  $K$  值會隨著土壤水分的降低而急遽減小。

$$K = K_0 \exp[\beta(\theta - \theta_0)]$$

$K_0$  : 土壤初始滲透係數(m/sec)  
 $\beta$  : 土壤水分特性參數  
 $\theta_0$  : 土壤初始含水量(m<sup>3</sup>/sec)

(9-11)

步驟十一、將式 (9-11) 帶入式 (9-10)，獲得式 (9-12)：

$$L \times \frac{d\theta}{dt} = -K_0 \exp[\beta(\theta - \theta_0)]$$
(9-12)

步驟十二、再將式 (9-11) 兩邊乘上  $-\beta$  並積分，其後再取自然對數，可得出式 (9-13)。

$$\theta = \theta_0 - \frac{1}{\beta} \ln \left[ 1 + \frac{K_0 \beta t}{L} \right]$$
(9-13)

步驟十三、從式 (9-13) 可得知不同深度的土壤在時間  $t$  延時下的含水量變化，故深層土壤的滲漏量( $\Delta\theta$ )可表示為式 (9-14)，若水分的蒸發散損失很小，可忽略不計，使式中的  $C=1$ 。

$$\Delta\theta = \theta_0 - \theta = \frac{1}{\beta} \ln \left[ 1 + \frac{K_0 \beta t}{CL} \right]$$
(9-14)

步驟十四、最後將式 (9-13) 帶入式 (9-7)，可獲得滲漏通量，如式 (9-15)：

$$q = \frac{K_0}{1 + \frac{K_0 \beta t}{L}}$$

$q$  : 土壤滲透量(m/sec)  
 $\beta$  : 土壤水分特性參數  
 $t$  : 地面水入滲至地下水的時間(sec)  
 $L$  : 地面水入滲至地下水的深度(m)

(9-15)

步驟十五、濕地地下水補注量如式 (9-16)，利用步驟十四算出之土壤滲透量( $q$ )，乘上濕地面積( $A$ )，算出單位面積的土壤滲透量，再乘上 86,400 秒算出土壤單日的滲透量，最後乘上一年 365 天，推估出濕地每年地下水總補注量：

$$\begin{aligned} \text{補注量(公噸/年)} &= q \times A \times 86400 \text{秒} \times 365 \text{天}, \\ \text{式中,} & \\ q &= \text{土壤滲透量(m/sec)}, \\ A &= \text{集水面積(m}^2\text{)}. \end{aligned} \tag{9-16}$$

步驟十六、估算濕地地下水補注經濟效益：

在無地層下陷問題時，使用市場價格法，採用現行自來水每度水價，乘上步驟四算出之濕地每年地下水補注量，以獲得每年濕地地下水補注的經濟效益。若有地層下陷問題，則使用迴避成本法（即替代成本法），人工地下水補注或海水淡化成本即為地下水補注之經濟效益。

### 第三節、濕地地下水補注經濟效益推估

彰化海岸濕地受到地層內海水移動的影響，而導致海水入侵地下水層的問題，雖無法直接補注淡水地下水，但仍有減緩地層下陷的經濟效益，在其他不同類型濕地仍有補注淡水地下水與減緩地層下陷的雙重效益。

#### 一、濕地地下水補注量推估

根據李振誥等人（2004）推估台灣地下水補注量數據，以基流資料估計法估算台灣各大河川之地下水補注量，本研究參考其中較接近彰化濕地且水文條件較相近的濁水溪下游沖積扇之估計結果，土壤滲透量約為 13.47 ~ 54.54cm/year，乘上彰化濕地面積（21,152 公頃），可計算出彰化濕地每年地下水補注量約 28,491,700 ~ 115,363,000 公噸。

#### 二、臺灣自來水售價之估算

在無地層下陷的區域時，本研究假設地下水的使用可直接代替自來水，且地下水經由長時間所累積而成，故參考台灣自來水公司現行的自來水售價(表 9-3-1)，以其中最高價的第四段每度單價新台幣 12.075 元作為濕地地下水補注效益的市場價格。

表 9-3-1 台灣自來水計價表

段別	第一段	第二段	第三段	第四段
實用度數 (千瓦小時)	1-10 度	11-30 度	31-50 度	50 度以上
每度單價 (新台幣元)	7.35	9.45	11.55	12.075

資料來源：台灣自來水公司 [http://www.water.gov.tw/04service/ser\\_c\\_main.asp](http://www.water.gov.tw/04service/ser_c_main.asp).

### 三、人工地下水補注成本之估算

因為彰化地區地下水超抽問題嚴重，產生了地層下陷與海水入侵問題，故地下水的補注除了經由天然的補助源補注外，也可以經由人為的方式進行補注。人工補注可分為地面人工補注法與人工井補注井法（Artificial Recharge Wells, ASR），兩者的差別在於地下含水層離地面的距離，地面人工補注法適用地下含水層較淺的地區，地表水直接透過滲透作用進入地下含水層；當地下含水層離地面較遠，且中間有較硬的不透水層（如岩石層），便可使用 ASR 法，透過開鑿人工井將地面水注入地下含水層。兩者的建設經費，一般而言 ASR 法會較地面人工補注法昂貴，因為 ASR 法需要大量的機具進行開鑿及管線的鋪設（丁澈士，2003）。

根據澳洲使用 ASR 法（Aquifer Storage and Recovery，含水層儲存及回抽）進行地下水補注的成本推估，包含興建工程費用（不含土地使用成本）、機電設施費用、操作維護費用等，在澳洲新南威爾斯 Murrumbidgee 區域每年可透過 ASR 法補注 1.8 億度的地下水，故每度水的人工補注成本換算成新台幣約 1.9~5.3 元<sup>5</sup>（Khan et al., 2008）。

本研究參考台灣屏東大潮州地下水補注湖工程實施計畫，總面積涵蓋 300 公頃，經詢問經濟部水利署水文技術組，得知該計畫目前已進行之第一期工程，預定面積為 50 公頃，總金額新台幣 14.13 億元（含機電設施費用），地下水補注量每年約 5,650 萬度，預定使用年限為 30 年，故分別以 3%及 5% 折現率攤提，每年施工成本約為新台幣 7,076 萬至 8,995 萬元，每度水約 0.63~0.8 元，但因該工程目前仍在施工階段，故無法獲知後續人事費與其他營運費用，實為一低估值。

---

<sup>5</sup> 根據台灣銀行民國 102 年 1 月澳洲幣即期匯率，澳幣兌台幣約 1:30.7。

表 9-3-2 屏東大潮州地下水補注湖第一期工程成本 (單位:新台幣元)

折現率	每年平均成本	每度地下水補注成本
3%	70,768,782	0.80
5%	89,958,603	0.63

資料來源: 經濟部水利署; 本研究計算。

本研究建議使用 Khan 等人 (2008) 推估之澳洲 ASR 法的地下水每度補注成本 1.9~5.3 元, 作為以人工地下水補注之迴避成本 (即替代成本)。

#### 四、海水淡化成本

若在地層下陷嚴重的情況下, 須限制或禁止民眾抽取地下水的行為並改用自來水。台灣為四面環海的海島, 除了陸地的淡水資源, 也擁有廣大的海水 (鹹水) 資源, 因此將海水淡化後作為飲用水使用也是一種替代選擇方案。本研究參考張淵斯與曹知行 (2009) 文獻中提及美國、新加坡、以色列等三國之海水淡化成本 (如表 9-3-3), 經換算後平均每公噸海水淡化成本為新台幣 14.6 元。而根據經濟部水利署 (2011) 所計算的現有 21 座海水淡化廠之平均每噸造水成本為 30~40 元<sup>6</sup> (詳見表 9-3-5), 因目前台灣海水淡化廠造水規模較小, 海水淡化成本相對較高, 未來如果造水量增加, 則平均成本可能會下降, 故本研究以每噸造水成本 13.8~40 元作為彰化濕地地下水補注之效益。

表 9-3-3 各國海水淡化成本

國家	成本 (美元/公噸)	成本 (新台幣元/公噸)
美國弗羅里達州	0.5	15
新加坡	0.46	13.8
以色列	0.5	15
台灣	-	30-40

註: 以 1 美元兌換 30 元新台幣計算。

資料來源: 張淵斯與曹知行, 2009; 經濟部水利署; 本研究整理。

<sup>6</sup> 單位造水成本: 含建廠、土地、管線、營運、回饋、設備更新, 以利息 6%, 20 年壽命計。

## 五、濕地地下水補注效益估算

由前述文獻推估出在彰化海岸濕地的涵蓋面積下，每年地下水補注量約 28,491,700 ~ 115,363,000 公噸。在無地層下陷問題時，採用現行自來水的每度<sup>7</sup>單價 12.075 元，估算出彰化海岸濕地地下水補注之經濟效益每年約為新台幣 3 億 4,403 萬 ~ 13 億 9,300 萬元；若有地層下陷問題，使用人工補注地下水成本每度水為新台幣 1.9 ~ 5.3 元，估算出地下水補注之經濟效益每年約為新台幣 5,413 萬 ~ 6 億 1,142 萬元；使用海水淡化成本每噸水需 13.8 ~ 40 元，經濟效益則為 3 億 9,319 萬 ~ 46 億 1,452 萬元(詳見表 9-3-4)，故本研究推估彰化海岸濕地地下水補注功能之經濟效益介於新台幣 5,413 萬至 46 億 1,452 萬元。

表 9-3-4 濕地地下水補注效益估算

是否有地層下陷	迴避成本	濕地每年地下水補注量	單價(元)	濕地地下水補注效益(元)
無	自來水售價	28,491,700	12.075	344,037,278 ~ 1,393,008,225
有	人工補注成本	~ 115,363,000	1.9~5.3	54,134,230 ~ 611,423,900
	海水淡化成本		13.8~40	393,185,460~4,614,520,000

資料來源：經濟部水利署；本研究計算。

<sup>7</sup> 1 度水=1 公噸水=1000 公升。

#### 第四節、本章小結

本研究係因彰化海岸濕地位處潮間帶無法補注淡水地下水，僅有補注海水(鹹水)地下水的狀況下，利用彰化濕地範圍作為計算案例。故計算濕地地下水補注效益時，首先須確認要估算的濕地是否有地下水補注的功能，接下來才考慮濕地附近土地是否有地層下陷問題，可以分別透過市場價值評估法與迴避成本法推估濕地地下水補注的經濟效益。

此外，本研究在蒐集濕地相關的地下水補注量計算文獻時，尚未發現台灣天然濕地地下水補注量的文獻，多為計算人工補注量，或是主要溪流地下水補注量等文獻，所以僅能引用濁水溪下游沖積扇的估算量，建議未來在估算濕地的地下水補注效益時，能在前期研究中有實地調查的資料，除了可計算出較準確的地下水補注量外，更可確認要估算的濕地是否具備地下水補注的條件，而獲得有較精確的估算數值。

表 9-3-5 國內現有海水淡化廠

廠名	淡化水產量(噸/日)	用水標的	淡化技術	完工時間	營運管理單位	投資金額(億元)
烏崁海水淡化一廠	7000	民生用水	RO 逆滲透	89.01	台灣自來水公司	4.40
烏崁海水淡化二廠	3000	民生用水	RO 逆滲透	93.06	台灣自來水公司	0.82
望安海水淡化廠	400	民生用水	RO 逆滲透	91.04	台灣自來水公司	0.42
虎井海水淡化廠	200	民生用水	RO 逆滲透	91.03	台灣自來水公司	0.24
桶盤海水淡化廠	100	民生用水	RO 逆滲透	91.03	台灣自來水公司	0.12
西嶼半鹹水淡化設備	1200	民生用水	RO 逆滲透	91.01	台灣自來水公司	0.36
白沙半鹹水淡化設備	1200	民生用水	RO 逆滲透	91.02	台灣自來水公司	0.36
七美半鹹水淡化設備	1000	民生用水	RO 逆滲透	90.11	台灣自來水公司	0.64
將軍半鹹水淡化設備	180	民生用水	RO 逆滲透	93.07	台灣自來水公司	0.06
成功半鹹水淡化設備	4000	民生用水	RO 逆滲透	92.09	台灣自來水公司	2.90
金門海水淡化廠	2000	民生用水	RO 逆滲透	90.07	金門縣自來水廠	1.94
南竿(一期)海水淡化廠	500	民生用水	RO 逆滲透	90.12	連江縣自來水廠	0.69
南竿(二期)海水淡化廠	500	民生用水	RO 逆滲透	93.06	連江縣自來水廠	0.56
南竿(三期)海水淡化廠	950	民生用水	RO 逆滲透	99.09	連江縣自來水廠	4.84
北竿海水淡化廠	500	民生用水	RO 逆滲透	92.09	連江縣自來水廠	1.02
東引海水淡化廠	500	民生用水	RO 逆滲透	92.07	連江縣自來水廠	1.20
西莒海水淡化廠	500	民生用水	RO 逆滲透	94.04	連江縣自來水廠	1.05
尖山發電廠	300	工業、民生用水	低壓低溫蒸餾	89.08	台灣電力公司	0.82
塔山發電廠	300	工業用水	多效蒸餾	91.12	台灣電力公司	0.73
核三發電廠(一號機)	1130	工業用水	低真空蒸餾	78.05	台灣電力公司	2.06
核三發電廠(二號機)	1130	工業用水	低真空蒸餾	78.05	台灣電力公司	併計於一號機

註：塔山發電廠、烏崁海水淡化一廠、望安海水淡化廠整建中，南竿(一期)海水淡化廠 98 年停產，目前辦理委託評估作業中。

資料引用自經濟部水利署網站 <http://www.wra.gov.tw/ct.asp?xItem=22834&CtNode=5344>。



## 第十章、彰化濕地調整微氣候之經濟效益推估

因健康對人體之影響涉及個人體質、遺傳、飲食、生活習慣及環境等多項因素，目前彰化海岸濕地無濕地開發案，故無法就開發所造成之健康風險直接對照濕地之健康價值，且目前並無相關文獻直接推估濕地對健康之價值，而彰化海岸具大面積水域範圍，具微氣候調節功能，白天吸收熱能，水分蒸發至大氣中使周邊溫度降低，夜晚則釋放熱能於大氣，調節溫度，增加人體健康舒適度。濕地之健康價值相對於個人體質、遺傳、飲食、生活習慣及居住環境等因素下並不明顯，可忽略不計，但其微氣候調整可直接影響環境溫度，而溫度變化進而影響人體機能與舒適度，也可能引發健康問題。因此本章將推估彰化海岸濕地之微氣候調整效益，第一節說明微氣候之定義與影響因子，第二節說明溫度對生物與人體健康的影響，第三節建立濕地微氣候調整之經濟效益評估模式，第四節實證推估彰化海岸濕地微氣候調整之經濟效益，第五節為本章小結。

### 第一節、微氣候之定義與影響因子

#### 一、微氣候之定義

一般而言，短時間內大氣變化的現象稱為「天氣」，長時間天氣變化的現象稱為「氣候」，故微氣候為長時間下局部地區地之天氣變化。微氣候的空間尺度範圍，若在大樓裡的樓層，水平範圍約 1cm~100m、垂直範圍約 1cm~2m，若為都市氣候、公園氣候，則水平範圍為 10m~10km、垂直範圍為 10cm~1km。地區與地區間的氣候差異可能會因為地表聚落、植被、空間區位等不同而產生相對的差異，甚至會因為研究目標不同(如：微生物、大型哺乳類、人類...)而有不同的範圍定義(林憲德，1994)。

針對微氣候的定義，目前各方之定義如下：

- 跨政府氣候變遷委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change，IPCC）：處於或接近地球表面的局部氣候。
- 行政院環境保護署：整個地區中一個局部的特定地區或棲息地，與全區相比，其氣候為地方的，或極為一致的氣候。
- Met Office<sup>1</sup>（2011）：微氣候是一個小規模地區裡獨特的氣候型態，如花園、公園、山谷或城市裡的一部分。
- AWOC Winter Track FY11<sup>2</sup>：微氣候是天氣與當地地形間互動而表現出的氣候，乍看下似乎是意外的結果，但進一步研究後發現是微氣候型態。
- 北愛爾蘭環境署（Northern Ireland Environment Agency）：微氣候是用來形容一個非常小區域的氣候。

綜合以上所述，微氣候（microclimate）係指在幾公里、幾公尺甚至幾公分之小尺度空間下的氣候，一般是短暫時間的測定；此小區域雖位於相同緯度或地段內，但因受到微氣候影響因子不同而使其氣候（如氣溫、溼度、風速、風向等）與其他地區呈現些微程度的差異。因為許多生物經常生存在小區域內，因此微氣候的變化有時較大氣候變化更會影響生物的生存與活動。

---

<sup>1</sup> Met Office 是全球領先的氣象預測中心，對英國與全球之大眾、企業與政府提供天氣與氣候變遷預測服務。

<sup>2</sup> AWOC Winter Weather Track (AWWT) 是由 WTDB 所新發展，由 25 位專家組成，負責協助改善美國國家海洋與大氣局（National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA）國家氣象服務（National Weather Service, NWS）對冬季天氣觀測與警告。

## 二、微氣候之影響因子

微氣候受地景特徵如高度（地形起伏）、方位、地表顏色（土壤成分、地表覆蓋物、植群）、巨漂礫（boulder）與洞穴、水體、以及人工環境建築物體等影響。

### 1、高度

高海拔地區溫度一般較低，因為高海拔地區大氣壓力較低，空氣膨脹所需動能需要由周圍環境吸取熱量而使環境溫度下降，此外高海拔稀薄大氣無法保住與反輻射熱回到地表。

### 2、方位

起伏之地形外貌會產生平坦地景所沒有的微氣候；山岳與山谷藉著陰影而產生微氣候。在北半球，陰影發生在背著赤道的丘陵、山岳與坡地的北面，南半球則在南面；人造建築物陰影發生的方位亦相同。植群也會植株本身或其凋落物產生陰影而影響微氣候。

### 3、地表顏色

地表顏色會受到土壤成分、地表覆蓋物（如植群）、砂質顏色等影響，深色地表升溫降溫皆較淺色地表快速，因此溫差較大。

### 4、巨漂礫與洞穴

洞穴除提供天然庇護場所外，其白天溫度比地表冷而夜晚較暖的特性，使其能夠吸引生物在其附近活動。

### 5、水域溫度

氣溫一般比水溫的變動大，主要是因為水的比熱<sup>3</sup>約為同體積空氣的 3000

---

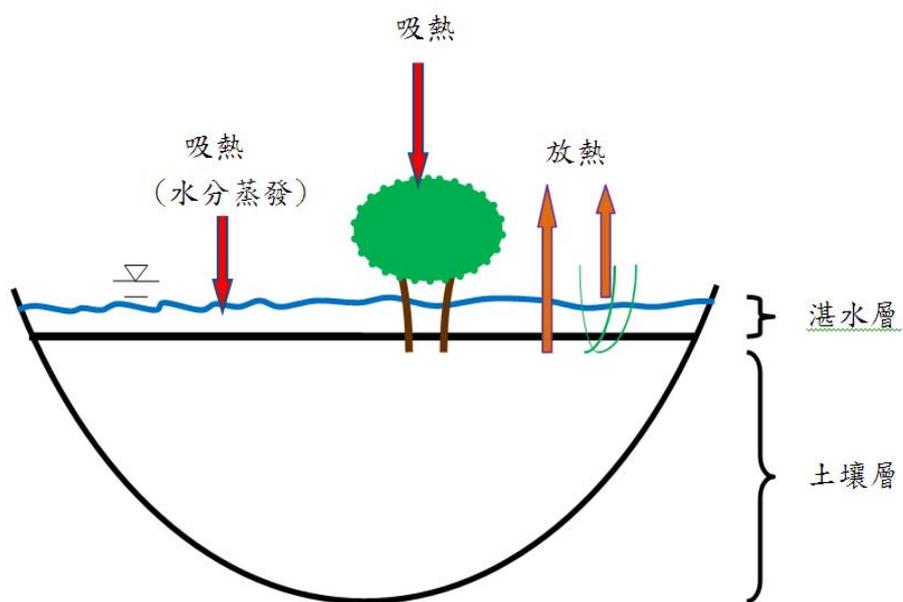
<sup>3</sup>比熱：單位質量的某種物質，升高單位溫度所需的熱量。如，1g 水上升 1°C 約需 1 卡的熱能。

倍，其次水在蒸發時需要大量的熱（汽化熱），而冰在溶解時也會釋放熱能（溶解熱）至環境中。此外，水域兩旁的濱岸植物群也會提供遮蔭而降低環境溫度。

### 三、彰化海岸濕地微氣候的主要影響因子

臺灣為島嶼氣候，可藉由環繞四周的海洋調節島上的溫度，降低日夜溫差。而在海洋之外的水體，如濕地、池塘、溪流等，依照其不同的水體規模、植被多寡、覆土顏色、海拔高度、背陽或向陽面等因素而能提供的微氣候調節能力及範圍也會不同。因為水的比熱較其他物質高，能有效的調節水體周邊鄰近區域的溫度。在濕地環境中，除了水之外，存在的植物體如紅樹林等也具有吸熱的能力，且植物表露出(樹葉、樹幹、花...)的顏色深淺也能改變地景的顏色，故在白天氣溫較高時進行吸熱反應，水分蒸發至大氣中使周邊溫度下降；夜間溫度較低時，白天吸收的熱便釋放至大氣中使夜晚氣溫升高，因而達到調節溫度的作用，參照圖 10-1-1 所示(王立志等，2002；吳富春等，2004)。

彰化海岸濕地位在潮間帶，每天約有 12 小時露出濕地土壤，深色地表白天吸熱較多，濕地外是廣闊的臺灣海峽，因此彰化濕地所提供的微氣候效益可能同時包含海洋所帶來的結果；但彰化濕地上存在的紅樹林數量雖然不多，但在白天的熱量吸收上也扮演了一個要角，且濕地上之石塊與洞穴也提供天然庇護與遮蔭，有助於調節微氣候使生物多樣性豐富。



資料來源:吳富春等，2004；本研究繪製。

圖 10-1-1 濕地環境微氣候示意圖

## 第二節、溫度對生物與人體健康的影響

### 一、溫度對生物的影響

由於生物的活動需要倚賴體內的酵素才能發揮其機能，而大部分生物體內的酵素在中等溫度會有較好的活性，故過高或過低的溫度都會影響生物體的活動力。因此，藉由微氣候對周邊環境帶來的調節效果，可以使生物在溫差較小的環境下獲得最佳的活動機能。在溫度變化下生物本身為了保持身體機能，便會進行的溫度調節，相關案例請參閱表 10-2-1。

表 10-2-1 溫度變化下生物進行的溫度調適案例

物種	調溫方式
多行平咽蜥 ( <i>Liolaemus multiformis</i> )	因生存在南美洲安地斯山脈終年寒冷的洞穴，日間從洞穴爬出利用太陽輻射增加自身熱能，藉由將身體攤平與將背部膚色加深而能更快速的增加體溫；夜間則進入洞穴過夜，此時體溫降至 2.5°C。
透翅蝗 ( <i>Camnula pellucida</i> )	棲息在亞歷桑納州懷特山脈高原上，白天時藉由轉動身軀以快速獲得熱能。由實驗發現此物種若在高溫飼養下體色較淺，低溫則出現較深體色，故體色改變也是其適應溫度的方式；若環境溫度在 25°C 時生長速度最快，35°C 時不生長，45°C 時則會引發死亡。
馬、駱駝	透過排汗降低體溫。
狗、鳥	透過張嘴喘氣達到散熱。
北極狐 (arctic fox)	因生長在嚴寒的北極地區，發展出極大的耐寒力，即使在 -30°C 的環境下也不需要額外增加代謝，依舊如常活動。
海豚	身體具有厚脂肪層可以保暖，但附肢(鰭形肢)(appendages)隔溫效果較差，故發展出具有逆流熱交換器(countercurrent heat exchangers)的血管結構，使體內的溫血流入鰭形肢以維持體溫。
藍鰭鮪魚 (Bluefin tuna)	因為游泳肌肉內分布著類似逆流熱交換器的血管，藉由皮膚靜脈傳送溫血使溫度傳導至皮膚動脈的冷血，故在 7-14°C 的水溫變化下仍然可以讓體溫保持在 24°C。
菸草天蛾 ( <i>Manduca sexta</i> )	當環境溫度改變時，天蛾會產生代謝熱( $H_m$ )，利用體內循環系統將熱量從胸甲傳送至腹部，其血液具有冷凝劑的作用故能調節體溫。在溫度上升時減少 $H_m$ ；溫度下降時則增加 $H_m$ 。若體內溫度到達 46°C 時便會面臨致死極限。

註：括號內之斜體字為學名，非斜體字為俗名。

資料來源：王立志等，2002；本研究整理。

當生物體在身體機能正常的情況下，外在環境的溫度變化可藉由體內的調節機制維持正常代謝。但在極端氣候發生頻率愈來愈高時，環境溫度的變化往往是迅速驟升或驟降，若生物無法及時因應，或是體質較差的個體，就有更高的機率會因為環境溫度劇烈變化而難以存活，故維持一個穩定的環境溫度才能保有多樣化的物種，而穩定的溫度則要依賴良好的自然環境讓生命生生不息。

## 二、溫度對人體健康的影響

一般來說人類的體溫常會受到空氣溫度、身穿衣物的多寡、運動情況等影響，人體正常體溫為攝氏 37 度，正常的變動範圍約為攝氏 0.5 度至 1 度左右。空氣溫度、濕度、流動速度及輻射熱等四項因子是主要影響人體熱蓄積的主要因子，當熱體無法藉由正常的管道適時排出體外時，便會造成體熱蓄積於體內，當人體溫度超過攝氏 38 度時，則易引起熱疾病，如熱中暑等，造成人體不舒適的感覺。

「人體舒適度」是指人在某些天氣狀況下所產生生理變化的舒適程度，用以形容人體與周邊氣候冷、熱交換的情況。影響人體舒適度的因子有環境溫度、空氣濕度、日照長度、風速、著衣量等，但最主要仍取決於溫度（鍾基強等，1998），但溫度並非一個能單獨反映人體冷熱舒適度的理想指標（Gagge *et al.*, 1967）。人所感受到的溫度變化是由表皮所感知，當空氣溫度降低時，除氣溫本身變化外，風速與溫度的變化也有相當密切關係，若是溫度過低時會造成身體凍傷；反之，人體處於高溫環境時，空氣中的濕度變得較為重要，若是相對濕度提高，人體的排汗速度較慢不利於散熱，而會造成疲倦或中暑情況。故人體的舒適度主要與空氣溫度、風速及濕度有關（林俊毅，2010），相關醫學研究表明環境溫度與人體的生理活動密切相關，人體最舒適的環境溫度在攝氏 20-28 度之間。

美國暖氣冷凍空調學會（American Society of Heating, Refrigerating and

Air-Conditioning Engineers, ASHRAE) 提出七個等級的舒適度指標，分別為很冷、冷、微涼、舒適、微熱、熱、很熱，主要是依人體處於不同溫度與濕度下所測得的心理感受。

Zhang *et al.* (2011) 對「熱舒適」的定義為：一個人下意識對其處在某天氣狀況下，與周邊氣候冷、熱交換所感受生理變化的舒適程度。ASHRAE (2004) 衡量人在環境中對熱的舒適程度提出七個等級的「熱舒適度指標」：(1)非常不舒適、(2)不舒適、(3)稍不舒適、(4)中等、(5)稍舒適、(6)舒適、(7)非常舒適。由於人的感覺涉及主觀因素，因此需要用統計方法建立主觀感覺與相關生理反應的經驗關係(鍾基強等，1998)。Rohles (1973) 針對 1,600 名學生進行調查，將冷熱主觀感覺依據熱舒適度指標 (Predicted Mean Vote, PMV) 劃分為 7 個等級；PMV 值為+3 時，代表熱舒適性為最熱，而 PMV 值為-3 時，則代表熱舒適性為最冷，PMV 值為 0 時，則代表舒適性為適中 (參見表 10-2-2)。

表 10-2-2 熱舒適度指標 (PMV) 之冷熱等級

等級	+3	+2	+1	0	-1	-2	-3
人體主觀感覺	熱	溫	溫	適中	微涼	涼	冷

資料來源：鍾基強，李忠庸，葉文裕，林守香 (1998) 及本研究繪製。

PMV 值主要受實驗中空氣溫度、平均輻射溫度、氣流速度、相對溼度、人體活動程度、衣著量等六個因素影響 (王輔仁等，2010)。根據國際標準組織 (International Organization for Standardization, ISO) ISO7730 之熱舒適度指標 (PMV) 計算方程式如下：

$$PMV = (0.303e^{-0.036M} + 0.028) \times \left\{ \begin{array}{l} (M - W) - 3.05 \times 10^{-3} [5733 - 6.99(M - W) - P_a] \\ -0.42[(M - W) - 5815] - 1.7 \times 10^{-5} M (5867 - P_a) \\ -0.0014M(34 - T_a) - 3.96 \times 10^{-8} \\ F_{cl} [(T_{cl} + 273)^4 - (T_r + 273)^4] - F_{cl} H_c (T_{cl} - T_a) \end{array} \right\}$$

式中，

$PMV$ =舒適度熱指標 (-3.5~3.5)，

$M$ =人體能量代謝率 ( $W/m^2$ )，  $W$ =人體所做的機械功 ( $W/m^2$ )，

$P_a$ =人體周圍空氣的水蒸氣分壓力，  $T_a$ =人體周圍空氣的空氣溫度 ( $^{\circ}C$ )，

$F_{cl}$ =穿衣面積係數，  $T_{cl}$ =人體衣服外面之表面溫度 ( $^{\circ}C$ )，

$T_r$ =平均輻射溫度 ( $^{\circ}C$ )，  $H_c$ =對流換熱係數 ( $W/m^2k$ )。

(10-1)

### 第三節、濕地微氣候調整經濟效益之評估模式

國內調查濕地對微氣候影響的研究有限，而微氣候的評估與測量牽涉到許多物理因素如風速、濕度、太陽輻射、植被多寡等影響。吳富春等(2004)曾針對雲林水田生態環境的微氣候進行量測，由於水田環境與濕地環境相似，故本研究在建立濕地微氣候調整經濟效益之評估模式時參考其作法，評估步驟說明如下：

步驟一、計算濕地區域太陽輻射量，可根據以下之經驗公式(10-2)：

$$S_T(z) = S_{TCH} \cdot \exp[-\alpha_L \cdot CLAI(z)],$$

式中，

$$S_T(z) = \text{太陽輻射熱流}(W/m^2),$$
$$S_{TCH} = \text{大氣之太陽輻射熱流}(W/m^2),$$
$$\alpha_L = \text{削減係數(無因次)},$$
$$CLAI(z) = \text{高度}z\text{以上之累積葉面積指數}(m^2/m^2)。$$
(10-2)

透過式(10-2)算出在高度 $z$ 時每平方公尺的太陽輻射量。

步驟二、測量風速，由風速曲線式(10-3)算出在高度 $z$ 之每秒風速：

$$U(z) = \frac{U^*}{k} \ln \frac{z-d}{z_0} \quad \text{for } z \geq z_{CH},$$
$$U^* = \text{摩擦速度}(m/s), \quad k = \text{von Karman 常數(無因次)}, \quad (10-3)$$
$$d = \text{零平面之位移高度}(m), \quad z_0 = \text{植物之糙度}(m)。$$

若濕地上有植物存在，則要再計算植物群內之風速：

$$U(z) = U(z_{CH}) \cdot \exp \left[ \alpha_w \left( \frac{z}{z_{CH}} - 1 \right) \right] \quad \text{for } z \geq z_{CH},$$
$$z_{CH} = \text{植物之平均覆蓋高度},$$
$$\alpha_w = \text{風速削減係數(無因次)}。$$
(10-4)

步驟三、計算空氣中的熱量，需分別計算植物群上方、植物群內、地面交界處等三項，公式如下所示：

1. 植物群上方( $z \geq z_{CH}$ )：以式 (10-5) 估算在植物群上方任意兩層  $z_1$  與  $z_2$  的溫度與濕度的變化。

$$T_{A1} = T_{A2} + \frac{SH}{\rho \cdot c_p \cdot k \cdot U^*} \left[ \ln \frac{z_2 - d}{z_1 - d} - \Phi_h(\Gamma_2) + \Phi_h(\Gamma_1) \right],$$

$$Q_{A1} = Q_{A2} + \frac{LE}{\rho \cdot L_t(z) \cdot k \cdot U^*} \left[ \ln \frac{z_2 - d}{z_1 - d} - \Phi_w(\Gamma_2) + \Phi_w(\Gamma_1) \right],$$

式中，

$T_{A1}$ 、 $T_{A2}$  = 在高度  $z_1$ 、 $z_2$  時的空氣溫度，

$Q_{A1}$ 、 $Q_{A2}$  = 在高度  $z_1$ 、 $z_2$  時的空氣比濕度，

$SH$  = 空氣溫度差異所造成之熱感流( $W/m^2$ )，

$\rho$  = 空氣密度( $kg/s^2$ )， $c_p$  = 大氣之比熱( $J/kg^\circ C$ )，

$L_t(z)$  = 高度  $z$  之蒸發潛熱( $J/kg$ )， $k$  = von Karman 常數(無因次)

$d$  = 零平面之位移高度(m)， $\Phi_h(\Gamma)$  = 熱量穩定積分參數

$\Phi_w(\Gamma)$  = 水汽穩定積分參數。

(10-5)

2. 植物群內( $z \leq z_{CH}$ )：以式 (10-6) 算出植物體至空氣間可感熱流 ( $SH_c$ ) 及蒸發潛熱 ( $LE_c$ )。

$$SH_c(z) = \rho \cdot c_p \frac{[T_L(z) - T_A(z)]}{rb(z)},$$

$$LE_c(z) = \rho \cdot L_t(z) \frac{[e^*(T_L(z)) - Q_A(z)]}{rb(z) + rs(z)},$$

式中，

$z$  = 高度(m)，

$L_t(z)$  = 高度  $z$  之蒸發潛熱( $J/kg$ )，

$e^*(T_L(z))$  = 葉面溫度  $T_L(z)$  之飽和比濕度( $kg/kg$ )，

$rb(z)$  = 葉面邊界阻抗(leaf-boundary resistance)，

$rs(z)$  = 植物葉面氣孔對水氣蒸發之阻抗(stomatal resistance)。

(10-6)

3. 地面交界處( $z = z_{CH}$ )：可感熱流  $SH_c$  計算方式與植物群內相同，而  
以式 (10-7) 估算蒸發潛熱：

$$LE_{soil} = \rho \cdot L_t(z_0) \cdot \left[ \frac{h_{soil} \cdot e^*(T_G) - Q_A(z_1)}{r_{soil} + rd(z_1)} \right],$$

式中，

$$h_{soil} = \text{土壤孔隙中之相對濕度(mb/mb)}, \quad (10-7)$$

$$r_{soil} = \text{土壤表面之蒸發抗阻(s/m)},$$

$$rd(z_1) = \text{該層空氣與上層空氣間之抗阻},$$

$$e^*(T_G) = \text{地表土壤溫度之飽和比濕度}。$$

步驟四、植物群吸收的熱量與釋放的熱量須達到平衡，以式 (10-8) 計算植  
群內淨輻射量  $R_N$ ：

$$R_N(z) = F [SH(z) + LE(z)],$$

式中，

$$R_N = \text{淨輻射吸收量}, \quad F = \text{葉面傾角校正係數}, \quad (10-8)$$

$$SH = \text{可感熱流}, \quad LE = \text{潛熱流}。$$

步驟五、計算地表的能量平衡，以式 (10-9) 計算濕地所吸收的淨輻射量

$$R_{Nw} :$$

$$R_{Nw} = S_{TG} + L_{NSK} + L_{NL} + \sigma(T_L^4 \cdot V \cdot \alpha_L - 2 \cdot T_w^4 + T_G^4),$$

式中，

$$S_{TG} = \text{到達地表之太陽短波輻射},$$

$$L_{NSK} = \text{天空對地表之淨長波輻射}, \quad (10-9)$$

$$L_{NL} = \text{植物對地表之總長波輻射},$$

$$\sigma = \text{波茲曼常數(W/m}^2\text{k}^4\text{)}, \quad T_L = \text{葉面溫度},$$

$$V = \text{植物覆蓋面積比例}, \quad \alpha_L = \text{葉面對太陽輻射吸收率},$$

$$T_w = \text{水溫}, \quad T_G = \text{地表溫度}。$$

步驟六、上列資料再透過微氣候模型可求得濕地之消耗蒸發潛熱。

步驟七、將濕地每單位面積之消耗蒸發潛熱，乘上濕地面積，獲得總消耗蒸發潛熱。

步驟八、再將總消耗蒸發潛熱換算為以家用冷氣機為準，可以達成相當程度冷房功效所需的家用冷氣機數量，算出所需用電度數，再乘上電價，最後估算之電費節省金額即為濕地微氣候調整之經濟效益。

#### 第四節、彰化海岸濕地微氣候調整經濟效益之實證推估

因目前尚未有估算彰化海岸濕地微氣候調整之經濟效益所需的相關參數，故本研究利用吳富春等（2004）測量雲林水田微氣候調整效益進行效益移轉，推估彰化海岸濕地微氣候調整之經濟效益。

##### 一、彰化濕地之總消耗蒸發潛熱

根據吳富春等（2004）針對水田微氣候單位面積，在夏季與冬季蒸發潛熱的計算結果（參見表 10-4-1），共有四種方案，分別為水田種植水稻、水田休耕蓄水、水田休耕不蓄水（土壤濕潤）、水田休耕不蓄水（土壤乾燥）等。其中方案二之水田休耕蓄水，較接近彰化海岸濕地的現況環境，但彰化海岸濕地位於潮間帶，並非全日皆被水體覆蓋，又與方案三接近，另彰化海岸濕地終年有水，但目前僅有極少面積種植紅樹林，故與方案一相異，經由上述考量，本研究採用方案二與方案三加總後的平均蒸發潛熱數據，作為彰化海岸濕地的參考值。

表 10-4-1 四種方案之每日蒸發潛熱計算結果

方案		方案一 水田種植水稻	方案二 水田休耕 蓄水	方案三 水田休耕不 蓄水 (土壤濕潤)	方案四 水田休耕不 蓄水 (土壤乾燥)
夏季	蒸發潛熱 (W/m <sup>2</sup> )	161.6	675.4	44.2	18.1
	每公頃土地消耗 功率 (KW)	1,616	6,754	442	181
冬季	蒸發潛熱 (W/m <sup>2</sup> )	284.3	601.7	118.1	119.8
	每公頃土地消耗 功率 (kW)	2,843	6,017	1,181	1,198

資料來源:吳富春等，2004。

彰化海岸濕地面積為 21,152 公頃，依方案二與方案三數據之計算結果(參見表 10-4-2)，又台灣春秋兩季較不使用冷暖氣機，故僅算夏冬兩季之土地消耗功率。彰化海岸濕地夏季每日土地消耗功率為 76,104,896kW，乘上夏季 6-9 月共 122 天為 9,284,797,312kW；冬季每日土地消耗功率為 76,126,048kW，乘上冬季 11-2 月共 120 天為 9,135,125,760kW (參見表 10-4-5)。

表 10-4-2 彰化海岸濕地之土地消耗功率

夏季	每公頃土地消耗功率(kW/日)	3,598
	每日彰化海岸濕地總土地消耗功率(kW)	76,104,896
	夏季彰化海岸濕地總土地消耗功率(kW)	9,284,797,312
冬季	每公頃土地消耗功率(kW/日)	3,599
	每日彰化海岸濕地總土地消耗功率(kW)	76,126,048
	冬季彰化海岸濕地總土地消耗功率(kW)	9,135,125,760

資料來源：吳富春等，2004；本研究整理。

## 二、彰化濕地之微氣候效益

利用市售家用冷氣機之消耗功率，以 5-7 坪的冷氣機冷房時每小時需 3.0KW 計算，再假設 1 日開機 4 小時<sup>4</sup>計算，彰化海岸濕地每日的微氣候效益相當於 634 萬台冷氣機。因台灣冬季較不常使用暖氣機，冬季之土地消耗功率不列入本研究之彰化海岸濕地估算範圍；而冷氣機數量與用電量，需考慮濕地微氣候可影響範圍內的家戶數與當時的溫度，故本研究假設彰化海岸濕地附近為集村，夏季氣溫平均 28-30°C 的條件下，估算彰化海岸濕地的微氣候調整經濟效益。

<sup>4</sup> 根據錢玉蘭(2011)對台灣住宅用戶節電行為之偏好研究，夏季平均每日使用冷氣機 4 小時。

價格方面，使用台灣電力公司所計算出之 101 年度家用電價，平均每度電售價 2.72 元計算，故彰化海岸濕地每年之微氣候效益約為新台幣 252 億 5,465 萬元。

表 10-4-3 彰化濕地之微氣候效益

相當於冷氣機之數量(萬台)	節省電費(新台幣萬元)
634	2,525,465

資料來源:台灣電力公司

<http://www.taipower.com.tw/content/govern/govern01.aspx?MType=5>；本研究整理。

## 第五節、本章小結

國光石化在彰化海岸濕地遭否決後已停止設廠，對此重大開發案往往需透過成本效益分析了解開發案的利弊得失。在洪志銘等（2012）的研究中顯示國光石化會造成民眾健康影響的外部成本，總外部成本在實質利率2.1%且折現20年的假設下，健康影響之總經濟價值約為新臺幣2,401億元（以2008年現值計算），但目前彰化濕地周邊並不存在任何形態的重大開發案，也無法估算濕地在開發案前後對氣候的影響狀態，而前述2,401億的總外部成本是以國光石化順利設廠的前提下所估算出來的數據，在國光石化遭否決後，此數據僅供參考且無法做為任何依據。

濕地對周邊的微氣候調節效果相當顯著，不僅可降低民眾對過熱或過冷的氣溫變化，且提升身心的健康程度，但目前彰化濕地周邊多為魚塭用地，並無眾多人口居住，也造成彰化濕地對民眾健康沒有直接影響，再者民眾健康除受到氣候影響外，生活周邊環境、個人飲食習慣皆是另外的重要影響因素，對此，研究此處忽略濕地對民眾健康效益，僅單純估計濕地的微氣候效益。



## 第十一章、彰化海岸濕地海岸保護之經濟效益推估

全世界有超過三分之一的人口居住在沿海區域與四面環海的島嶼上 (UNEP, 2006)，其中更有超過 10% 的人居住在海拔高度 10 公尺以下的土地 (McGranahan *et al.*, 2007)；隨著全球海平面上升的威脅，居住在低海拔地區的居民將陷入災難性的洪氾與海岸線侵蝕的危機，其中台灣也被列入可能受災最嚴重前十名的國家 (IPCC, 2007；McGranahan *et al.*, 2007；FitzGerald *et al.*, 2008；汪中和，2010)。為充分瞭解與推估台灣海岸濕地之海岸保護的經濟效益，本章第一節說明海岸濕地海岸保護的功能，第二節建立海岸濕地海岸保護之經濟效益評估模式，第三節實證推估彰化海岸濕地海岸保護之經濟效益，第四節小結本章。

### 第一節、海岸濕地之海岸保護功能

#### 一、海岸濕地對海岸保護的重要性

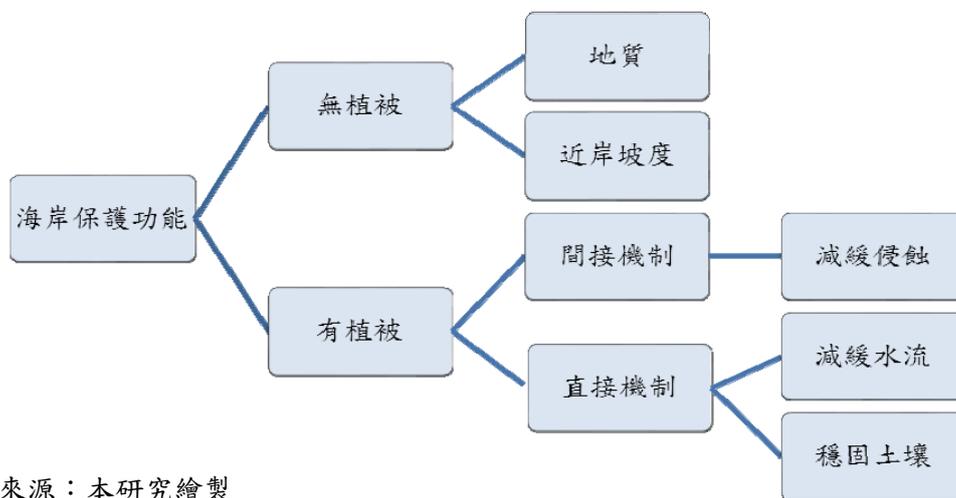
在海岸濕地眾多生態系統服務項目中，海岸侵蝕控制 (erosion control) 與運輸沉澱物 (sediment transport) 實為同等重要，但濕地可藉由提升河口三角洲及海岸地區，遭受暴風時的恢復力而達到保護海岸地區的功能卻較少被討論 (TEEB, 2012)。在推估濕地保護海岸價值的國外文獻中，Woodward 與 Wui (2001) 利用統合分析 (meta-analysis) 整合 39 篇有關濕地價值之研究，並將濕地服務功能歸納為 10 項，其中與保護海岸相關之功能為穩定沉澱物 (sediment stabilization)，主要內容為可以減緩侵蝕 (erosion reduction) 程度。研究結果指出在 90% 的信賴區間下，減緩海岸侵蝕的功能介於 11 美～981 美元/公頃，平均價值則為 237 美元/公頃。

當海岸受到侵蝕時，不僅影響國土面積，也會增加沿岸居民的安危，若以人類技術來降低海岸侵蝕，將付出可觀的成本。Zhao *et al.* (2004) 對中國

崇明島東灘各類土地開發狀況與 18 項生態服務功能，應用 GIS 軟體檢視 1990 至 2000 年間土地利用變化過程中，並以效益移轉法估算在三個時間點之生態服務價值變化。其中與海岸保護相關之功能項目包括侵蝕控制 (erosion control) 及土壤形成 (soil formation) 兩項：侵蝕控制的價值自 1990 年 8,000 美元/年，增加至 1997 年 92,000 美元/年，及 2000 年 370,000 美元/年；土壤形成價值則略低於侵蝕控制，但十年間其價值也同樣提高，自 1990 年的 1,000 美元/年，增加至 1997 年 10,000 美元，及 2000 年 39,000 美元/年；兩項功能服務在十年間提高將近 40 倍。

## 二、海岸濕地之海岸保護機制

海岸濕地保護海岸的機制會受到海岸是否有植被而有顯著的不同。若無植被，保護功能立基於海岸的地質與近岸坡度；若具有植被，保護機制可分為直接機制與間接機制兩種，直接機制是植被可達到減緩水流與穩固土壤之功效，間接機制則為減緩海岸線侵蝕(參見圖 11-1-1)。上列各因素皆形成減緩海岸線侵蝕的功能，以下進一步說明其保護機制。



資料來源：本研究繪製

圖 11-1-1 海岸保護功能

### (一) 無植被之海岸

沒有濕地植被保護的海岸，僅能仰賴海岸本身之地質條件與近岸坡度來減緩海浪侵蝕，地質條件包括上游河川的泥沙沖積、人工養灘及海岸工程等。另一方面，根據許泰文（1999）研究報告指出，海岸線後退量之多寡，與近岸坡度及海水面上升高度有關。Bruun 於 1962 年提出 Bruun 法則（Bruun rule），其公式如下：

$$R = \frac{L}{B+h} S,$$

式中，

$R$ =海岸線後退速率，

$L$ =從水深 $h$ 到海岸線的距離，

$B$ =海台高度，

$h$ =近岸沈積物分佈的水深限度，

$S$ =海平面上升量。

(11-1)

根據 Bruun 法則，若近岸坡度越平緩，則波浪所造成的侵蝕就越強烈，增加海岸線後退量（參見表 11-1-1）。

表 11-1-1 海岸線後退量與近岸坡度、海水面上升關係

近岸坡度	海水面上升	海岸線後退量
1/100	1cm	1m
	50cm	50m
	100cm	100m
1/50	1cm	0.5m
	50cm	2.5m
	100cm	50m
1/10	1cm	0.1m
	50cm	5m
	100cm	10m

資料來源：許泰文（1999）

雖然 Bruun 法則仍然廣被各界用以預測海平面上升對海岸線後退的影響，並以其估算結果進行海岸管理。但 Cooper *et al.* (2004)指出因為 Bruun 法則忽略了地理學與海洋學的原則，並無法正確地預測海平面上升對海岸線後退的影響，但迄今為止並無一致認可的模型可以正確地預測海平面上升對海岸線後退的影響。

## (二) 具植被之海岸

### 1. 直接機制

海岸濕地植物直接接觸海水與沖積層，植物莖部與葉面能減緩水流速度，進而減少湍流並增加沉積 (Redfield, 1972; Christiansen *et al.*, 2000)。Neumeier 與 Ciavola (2004)經實驗比較具有植被與無植被的河床，兩者間造成水流速度之差異，結果顯示植被能夠大幅降低河床水流速度，減少侵蝕並提高沉積層之穩固性。

在穩固土壤方面，因為植物根系能夠提高土壤之凝聚力與延展性，增加土壤所能承受的侵蝕程度，進而降低侵蝕速度 (Micheli&Kirchner, 2002)。在土壤與開放水域間，根系可形成一個物理屏障來穩定潮汐所造成的侵蝕 (Mazda *et al.*, 2007; Wolanski, 2007)。但 Wolanski *et al.* (2009)指出根系所能提供保護之侵蝕深度通常為 1 公尺，而大型潮汐河口的侵蝕深度往往低於根系所能觸及之處，因此植物根系僅能在小型河口發揮根系的保護作用。

### 2. 間接機制

植物地下腐爛的根系能提供土壤豐富的有機質，而富含有機質土壤之受侵蝕速度比礦質土壤更緩慢 (Feagin *et al.*, 2009)，因此具有植被之河道在深度及流速上明顯小於無植被的河道 (Redfield, 1972)。此外，沼澤邊緣經常受到較強烈的侵蝕作用，藉由強化植被後能形成垂直的河岸邊坡，進而減緩海浪侵蝕 (van de Koppel *et al.*, 2005; Mariotti & Fagherazzi, 2010)。

歸納上述濕地保護海岸機制，濕地植物可透過淤積泥沙改變海岸深度，讓波浪在相對較淺的水域中，所夾帶的泥沙與海床摩擦，以削減傳向陸地的波浪，進而調節海浪的能量、減緩侵蝕並穩定海岸線(Le Hir *et al.*, 2000)。而且植被的消長能立即影響海岸基質厚度，當植被受擾動後，海岸線將受侵蝕而退縮，但在植被恢復後能快速增長，因此植被的存在對於基質厚度、波浪削弱及侵蝕皆有相當大的正面影響(DeLaune *et al.*, 1994; Kirwan *et al.*, 2008)。

## 第二節、濕地海岸保護之經濟效益評估模式

本章主要研究目的是推估彰化海岸濕地因減緩海浪能量，進而達到海岸保護之經濟效益，海岸濕地海岸保護之經濟效益評估說明如下：

步驟一、推估海岸濕地可減緩之海浪高度：

引用Bao (2011)在越南北部及南部各挑選一個海岸紅樹林濕地，並設立32個測站，量測在不同紅樹林結構特性及海浪行進距離下，海浪進入紅樹林邊緣後之海浪高度變化量，進一步推導出之海浪高度減緩公式。研究結果發現：海浪的強度會受到海岸濕地上的植被高度、密度及林冠密度<sup>1</sup>所影響，故需蒐集濕地的每日浪高、植被高度、植被密度、林冠層高度等資料，透過式 (11-2)可以估算出海浪受到植被影響後的高度。

$$H_x = (0.9899H_0 + 0.3526) \times \exp \left\{ (0.0048 - 0.0016 \times TH - 0.00178 \times \ln(TD) - 0.0077 \times \ln(CC)) \times x \right\},$$

式中，

$H_x$ ：距離植被邊緣X公尺處浪高

$H_0$ ：初始浪高(cm)

TH：植被高度(m)

TD：植被密度(棵/公頃)

CC：林冠層密度(%)

(11-2)

步驟二、蒐集海岸濕地之海岸長度與海岸堤防興建工程費用。

步驟三、海岸濕地之海岸保護效益，係以濕地減緩海浪高度而降低堤防所需興建高度之工程總費用加以推估之；將步驟一估算之海浪減緩高度，乘以步驟二估算之海岸堤防興建工程費用，即可推估海岸濕地之海岸保護效益。

---

<sup>1</sup>濕地被紅樹林等植物樹冠遮蔽之程度，林冠密度為林冠投影面積占總林地面積之比。

### 第三節、彰化濕地海岸保護經濟效益之實證推估

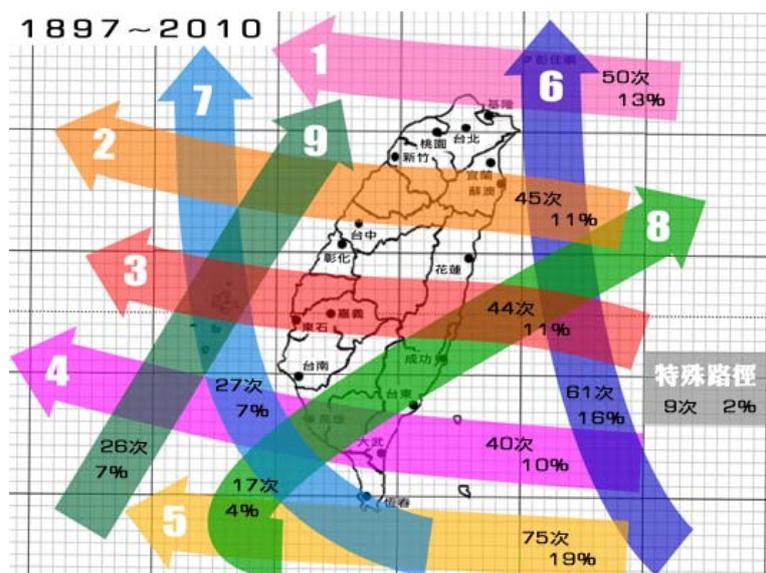
過去許多研究中已知植物具有減緩海浪的效用，甚至對於海嘯與颶風皆能有效地降低其對陸地帶來的衝擊（Feagin, *et al.*, 2011）。目前台灣海岸濕地普遍存在的植物以紅樹林為主，彰化海岸濕地於芳苑海岸一帶也存在大約 960 公尺長的紅樹林；故本研究對彰化海岸濕地之海岸保護效益，將以海岸濕地減緩海浪高度，進而降低海堤興建高度之工程費用，作為彰化海岸濕地之海岸保護經濟效益的推估值，至於紅樹林族群數量過高所衍生的影響則暫不在此討論。

#### 一、彰化海岸濕地之海岸環境

台灣彰化海岸位處於台灣中西部，濱臨台灣海峽，受烏溪、濁水溪及大甲溪之漂沙影響，海岸線平緩完整。近年觀察海岸砂質堆積由沙洲變為潛沙洲，顯示海岸堆積性能降低，致使海岸逐漸受到侵蝕；並因海峽地形導致湧浪高於其他地區，易受海浪侵蝕；且台灣夏季多颱風及熱帶低氣壓使得海面上升侵蝕加劇；中南部更因長期抽取地下水導致地層下陷。為保護沿海居民及養殖漁業，政府修築海堤以阻擋海浪侵襲，部分地區更見海堤高於路面、房舍等情形。

如圖 11-3-1 所示，彰化受中央山脈庇護可減少颱風直接侵襲約 52%，但因台灣面積狹小，當颱風侵襲時全台籠罩，周圍海象亦受影響，當颱風過境時，彰化海岸將受到暴潮侵蝕，若逢大潮將造成更高的浪襲與侵蝕。

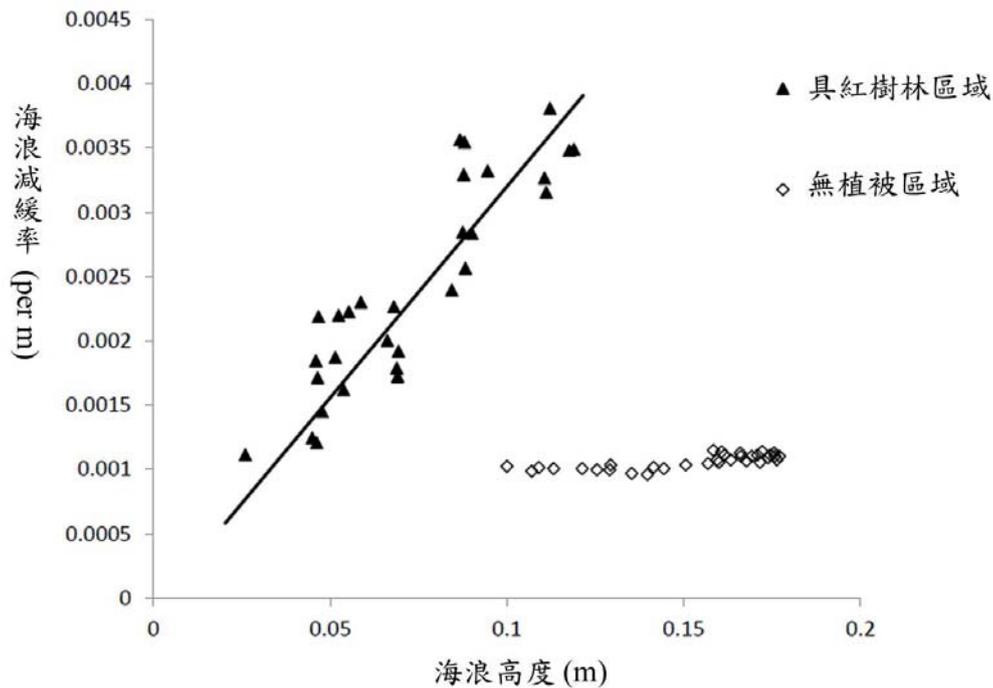
經濟部水利署統計台灣海岸線(含離島)總長約 1,874.6 公里，彰化海岸線長約 66.3 公里；截至 2012 年全台海堤總長約 392.2 公里，彰化海岸海堤長度為 93 公里為全台之冠，其次為澎湖縣 58 公里；全台共 256 座防潮閘門，彰化就佔 95 座亦為全台之冠，顯示彰化海岸為台灣海岸災害之高風險區域。



資料來源：中央氣象局

圖 11-3-1 台灣颱風侵蝕路徑

彰化海岸濕地擁有全台最大的泥灘地，目前國內外研究中卻鮮少以泥灘質海岸為主要研究對象，多以沙灘、岩岸、人工海岸及具植被海岸為主要研究範圍。Mazda *et al.* (2006)表示若在無紅樹林保護之海岸，海浪減緩效果與海浪高度無關，如圖 11-3-2 所示在各種不同海浪高度時，無植被海岸之海浪減緩率皆相同。Möller (2002)則探討鹽沼及泥灘地之海浪減緩率，依其實驗結果發現鹽沼的海浪減緩率介於 0.0043/m 至 0.0079/m，而泥灘海岸的海浪減緩率則介於 -0.0054~0.0024/m，表示海浪在通過泥灘海岸時不僅減緩率不佳，更可能造成更高之湧浪。



資料來源：Mazda *et al.* (2006)

圖 11-3-2 海浪減緩率與植被關係

## 二、彰化海岸濕地減緩之海浪高度

海浪高度資料參考中央氣象局之浪高統計，以距離彰化海岸濕地最近之台南七股浮標，每月最大浪高記錄高度詳見表 11-3-1，全年之最大浪高平均為 5.31 公尺；紅樹林高度則以新竹荒野協會於香山濕地調查水筆仔、海茄苳、五梨朥之高度數據約為 1-8 公尺，取其中間值 4.5 公尺做為參考數值；植被密度與林冠密度皆參考 Bao (2011) 調查越南海岸濕地紅樹林密度約 2,000 棵/公頃，林冠密度為 85% (參見表 11-3-2)。

表 11-3-1 台南七股浮標之最大浪高記錄

月份	最大波浪高度 (m)	紀錄時間 (年 月 日)
1	3.06	2009 01 24
2	2.89	2008 02 09
3	2.97	2009 03 14
4	2.34	2007 04 03
5	3.11	2010 05 28
6	11.71	2009 06 21
7	7.67	2006 07 14
8	9.45	2008 08 22
9	6.49	2010 09 20
10	6.76	2010 10 22
11	3.75	2007 11 26
12	3.57	2010 12 16

資料來源：中央氣象局網頁

[http://www.cwb.gov.tw/V7/climate/marine\\_stat/wave.htm](http://www.cwb.gov.tw/V7/climate/marine_stat/wave.htm)。

表 11-3-2 海浪高度減緩推估使用之參數

參數名稱	數值	資料來源
$H_0$ ：初始浪高 (cm)	531	七股浮標測得之年平均最大浪高。
$TH$ ：植被高度 (m)	4.5	新竹荒野協會於新竹香山濕地調查數據。
$TD$ ：植被密度 (棵/公頃)	2000	Bao (2011)調查越南海岸之最低紅樹林密度。
$CC$ ：林冠層密度 (%)	85	Bao(2011) 調查越南海岸之實測數據。

註：台南七股浮標位於頂頭額沙洲外海約 1.5 公里，該處水深約 18 公尺。

資料來源：本研究整理。

依參考數據所估算之海浪高度減緩效果參見表 11-3-3，在不同海浪距離植被邊緣距離的設定下，存在紅樹林之海岸濕地可將初始浪高由 5.31 公尺減緩至 0.01-3.8 公尺；無紅樹林時則僅從 5.31 公尺減緩至約 5.29 公尺。但海浪減緩高度受到植被結構的影響極大，故仍有待彰化海岸濕地的實測資料方可推估較合理之海浪高度減緩效果。

表 11-3-3 海浪高度減緩結果

	減緩後 海浪高度 (m)	海浪距離植被 邊緣之距離 (m)	初始浪高 (cm)	植被高度 (cm)	植被密度 (棵/公頃)	覆蓋率 (%)
有 紅 樹 林	3.8022	1	531	450	2,000	85
	1.9760	2	531	450	2,000	85
	0.2774	5	531	450	2,000	85
	0.0105	10	531	450	2,000	85
無 紅 樹 林	5.2852	1	531	0	0	0
	5.2852	2	531	0	0	0
	5.2852	5	531	0	0	0
	5.2852	10	531	0	0	0

資料來源：本研究計算整理。

## 二、海堤興建工程費用

根據不願具名之海堤興建工程包商表示，若以基本海堤型式厚 3 公尺、高 4 公尺，海側不放消波塊，海堤每 1 公尺長度造價約新台幣 46,000 元左右，每加高 1 公尺約需增加 10,000 元，海堤設計年限約 25-50 年，政府機關之工程一般設計為 50 年的使用年限。再以 3% 和 5% 的折現率攤提興建海堤工程費(詳見表 11-3-4)。

表 11-3-4 每年海堤興建成本

海堤高度 (m)	工程費 (新台幣元)	攤提後每年興建成本 (元/m)	
		3%	5%
4m	46,000	1,495	2,492
5m	56,000	1,820	3,033
6m	66,000	2,145	3,575
7m	76,000	2,470	4,117

註：海堤興建年均化成本以使用年限 50 年加以攤提之。

資料來源：本研究計算。

### 三、彰化海岸濕地之海岸保護經濟效益

彰化海岸濕地的紅樹林存在之海浪減緩後高度最高為 3.8 公尺，以 5 公尺海堤興建成本計算，無紅樹林之海浪減緩後高度為 5.29 公尺，則以 7 公尺海堤興建成本計算；再透過地圖估算出彰化海岸濕地之海岸直線距離約 27.72 公里。將海岸長度乘上每公尺海堤興建費用，有紅樹林情況下約為新台幣 5,045~8,407 萬元，無紅樹林則需 6,847~11,412 萬元(詳見表 11-3-5)。

表 11-3-5 海堤工程費用

紅樹林	海岸長度 (m)	海浪減緩後高度 (m)	海堤興建高度 (m)	海浪減緩成本 (元/公尺-年)		總成本 (元)
				3%	5%	
有	27,720	0.01-3.8	5	1,820	3,033	50,450,400~84,074,760
無	27,720	5.29	7	2,470	4,117	68,468,400~114,123,240

資料來源：本研究計算。

彰化海岸濕地海岸保護效益藉由在有紅樹林的情況下，降低海堤興建成本做為海岸保護效益，將無紅樹林所需海堤興建工程費用減去有紅樹林之興建費用，得出彰化海岸濕地之海岸保護效益每年約為新台幣 1,802~3,005 萬。

#### 第四節、本章小結

在彰化海岸濕地相關資料不足情況下，尤其紅樹林密度之參考數據與彰化海岸濕地現況差異甚大，故本研究所推估的數據僅為參考，彰化海岸濕地海岸保護之經濟效益有賴對各相關參數進行模擬與確認，而本研究建立的評估模式可作為往後估算海岸濕地海岸保護效益之參考。

唯要注意，紅樹林密度高雖較能有效減緩浪高而保護海岸，但密度過高卻也可能造成排水不良、泥沙淤積等環境問題。因此，考慮是否透過種植紅樹林減緩海浪衝擊，仍須評估與配合標地區域之周遭環境後再決定是否種植，以及種植的密度為何？方能做出對環境最為友善的行動。



## 第十二章、濕地之生物多樣性效益、文化效益 及遊憩效益

本章分四節，第一、二、三節分別回顧國內外有關濕地之生物多樣性、文化及遊憩的效益，此三項效益係應用假設價值評估法，透過問卷調查方式取得民眾對保育整體彰化海岸濕地維持現狀的願付價值，以及民眾對不同濕地特徵（屬性）的邊際價值，其效益之實證推估結果將於第十四、十五、十六章加以說明。第四節小結本章。

### 第一節、濕地維護生物多樣性之經濟效益

本節首先說明生物多樣性的定義，其次說明生物多樣性的價值與評量方法、最後彙整近年國內外文獻有關生物多樣性價值的研究成果。

#### 一、生物多樣性的定義

生物多樣性（biodiversity）一詞於 1986 年被提出，開始僅是針對所有動植物、真菌及微生物等的清查行動，後來內容擴充為地球上所有生態系中活生物體的變異性，最後引伸至整個生態系間所有物種的相互關係。1992 年里約地球高峰會中近 200 個國家或經濟共同體簽署了生物多樣性公約<sup>1</sup>（Convention on Biological Diversity, CBD），台灣雖未屬於其中一員，但同樣生存在地球上，仍須為保護及維持地球的生物多樣性盡一分心力。

生物多樣性自古以來便不斷地提供人類眾多效益，但在自然環境與棲地破壞下，目前正面臨著嚴重的流失速度，對人類提供的服務質量也在逐漸下降。雖生物多樣性有其經濟價值，但該價值卻因不存在交易市場而被忽略或低估，因此需要透過非市場財貨價值評量的方法加以推估其價值，

---

<sup>1</sup>主要為落實三大目標：保育生物多樣性、永續利用其組成、公平合理的分享，因使用生物多樣性資源所產生的利益。

藉以讓民眾瞭解生物多樣性流失時人們所需付出的代價(Nunes *et al.*, 2001)。

目前國際上所指的生物多樣性，採用最廣泛的為生物多樣性公約所定義之「生物多樣性係指生物體間之變異性，其來源包括陸地、海洋與水生生態系統，及其所構成的生態綜合體，這些包括物種內部、物種之間和生態系統的多樣性」，共涵蓋基因、物種、生態系三個層次，透過這個定義，又可將其區分為基因多樣性 (genetic diversity)、物種多樣性 (species diversity) 與生態系多樣性 (ecosystem diversity) 三種 (Pearce and Moran, 1994; Gaston *et al.*, 1998; 吳佩瑛等, 2003; 林幸助等, 2009; 王茹涵等, 2012)，詳細說明如下：

### 1、基因多樣性

係指所有基因訊息的總和，包含植物、動物、微生物等生物體，即是同種生物在不同環境下，可能會逐漸演化出不同的遺傳組合。基因多樣性是物種生存及演化的重要一環；若基因多樣性愈高，愈能提高物種在面對多變環境的適應力。

### 2、物種多樣性

係指在一特定地點內所有物種的物種數，也就是物種的豐富度 (Whittaker, 1972)，例如：比較稻田與森林生態系之物種多樣性何者較高，森林因生物種類較只種植單一物種的稻田高，故其物種豐富度較高。

### 3、生態系多樣性

係指強調棲息地、生物群落和生物圈中生態過程的變異性及生態系統內的多樣性，若一地區能提供較多樣的生物棲息環境，則該地區的生態系多樣性愈高，例如：沙漠和森林兩種不同的環境，因為森林能提供不同的日照、溫度與濕度棲息環境，因此會比環境單一化的沙漠具有較高的生態系多樣性。

## 二、生物多樣性的價值

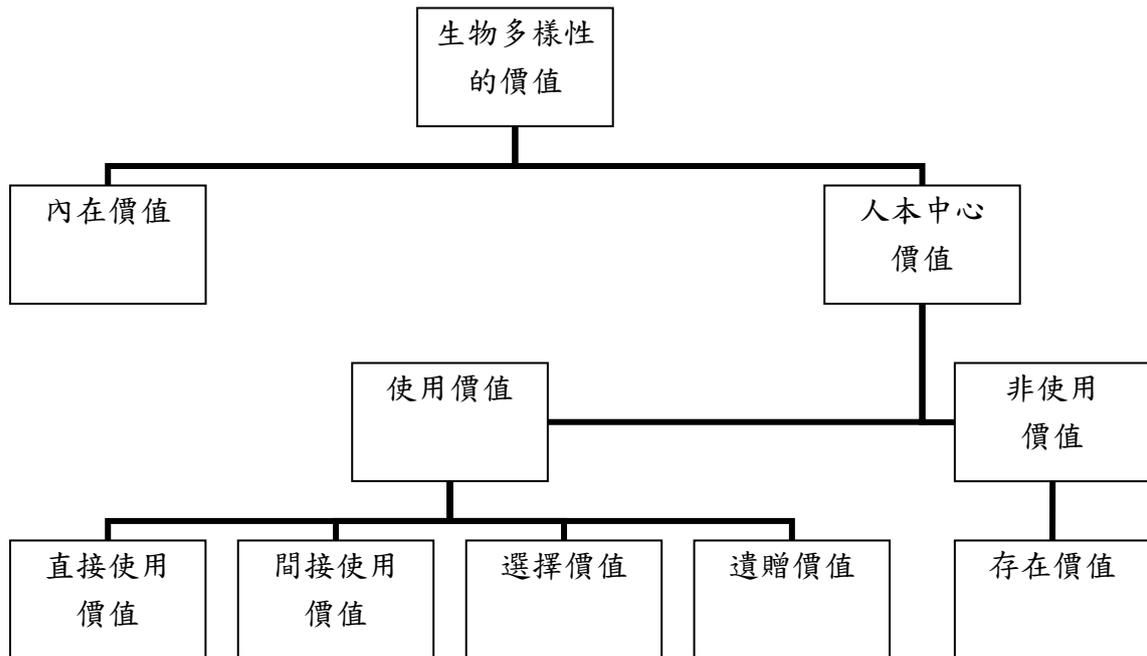
由於濕地可以提供定居或遷移動植物之棲息地及豐富養分，有助於取得生態平衡及維持生物演化過程，因此在眾多濕地生態系服務功能中，保存生物多樣性為重要的功能之一（Ramsar,2006）。一般而言，生物多樣性的維護成本較容易計算，但產生的效益則相對較難評估，因此需透過環境價值評估工具加以量化生物資源保護的經濟價值，不僅能讓政策制定者可瞭解生物多樣性逐漸流失所帶給社會損失，亦可做出有效的保育決策方案，如農業環境和野生動植物的管理等。

過去已有許多學者對生物多樣性的價值評估提出看法，參考鄭蕙燕（2006）所整理出的各方意見如下：Ehrlich（1992）認為人類無法估計生物多樣性之價值，因為自然生態系複雜的程度遠超過人類之理解範圍；Norton（1988）認為人類的生存及經濟發展皆需依賴生物多樣性，若生物多樣性大量滅絕將使地球步入毀滅之路，經濟體系亦因而不復存在，所以應以國家從現在至無窮遠之國民所得加總值代表生物多樣性價值，換句話說，生物多樣性的價值相當於現存萬物的永久價值；Gowdy（1998）則認為在評估生物多樣性價值時，應分別考量其對人類與生態的價值。

在國際上依照不同的內涵，將生物多樣性的價值分類為內在價值（intrinsic value）與人本中心價值（anthropocentric value）兩大類（參見圖12-1-1）。其中內在價值是指生命體本身的價值，不論外貌、特質、或數量，該生命體存在於地球上就有其所扮演的角色與價值，其價值人類難以衡量（Europa, 2009）。

人本中心價值則是以人類為中心，就生物多樣性能提供人類利用或使用的資源與服務來判斷其所具有的價值，例如提供人類生存所需的食品、燃料、休閒娛樂之場所與資源等的經濟價值；又如提供人類生存條件的穩定地球氣候、防洪防災等生態功能價值。可以將人本中心價值分類為使用

價值與非使用價值兩類，使用價值又可區分為直接使用價值、間接使用價值、選擇價值與遺贈價值；非使用價值可分為存在價值。如同本報告書中，第三章第三節濕地提供之總經濟價值內容所述。



資料來源：本研究繪製

圖 12-1-1 生物多樣性價值的分類

### 三、濕地生物多樣性價值之評估方法

回顧推估濕地生物多樣性效益之相關文獻，其方式大多是在計算濕地整體效益過程中，將生物多樣性納入數個待評估項目之一。主要研究方法包括統合分析法(meta-analysis)與選擇實驗法(choice experiment)，因此本節依各文獻使用之研究方法分為三大類：統合分析法、選擇實驗法、其他方法，並依據年份排序彙整各文獻之研究方法、對象與主要成果（參見表 12-1-1）。

#### 1、統合分析法

即使研究區域和生態環境等特徵皆全然相同，但評估結果卻可能因使用不同價值評估方法而有差異，下列四篇文獻皆利用統合分析以宏觀角度推估全球濕地的生態服務功能效益，於此僅就生物多樣性效益進行討論。

Brander *et al.* (2006) 搜集橫跨 25 年及 25 個國家共 191 篇有關濕地效益的文獻，推估出在全球六大洲、五種濕地類型、十項生態服務功能及八種效益評估方法中，其價值之平均數、中位數及標準差等。關於生物多樣性的價值，共有 19 篇應用 CVM 研究出的觀察值，其平均數為 17,000 美元/公頃/年，在所有生態服務功能裡為排行最高的效益價值。但在迴歸結果中，此價值並不顯著。

Nijkamp *et al.* (2008) 回顧 74 篇評估生物多樣性及棲地服務價值的文獻，其研究對象分為六種環境保護區，包括生物多樣性保護區、野生動物保護區、國家公園與自然保留區、濕地、水域、風景區、瀕危動物保護區及林地(參見表 12-1-1)。所搜集文獻中的研究方法涵蓋 CVM、旅行成本法、特徵價格法、隨機效用模型等，作者將各篇研究結果根據標準單位予以量化，分析在不同的生態環境保護區中提供生物多樣性與棲息地服務功能的願付價值。估計結果顯示，濕地的平均願付價值為 35 歐元/人/年。

表 12-1-1 提供生物多樣性與棲息地功能之平均願付價值

單位：歐元/人/年

區域類型	平均願付價格	國家
生物多樣性保護區 (biodiversity preservation)	28.66	英國、挪威、德國
野生動物保護區 (wildlife preservation)	1.8	英國
國家公園與自然保留區 (national parks and nature reserves)	8.7	英國、匈牙利
濕地(wetlands)	35.0	英國、澳洲
水域(watercourses)	27.2	英國、挪威
風景區(landscape)	57.5	英國、荷蘭、澳洲、瑞典
瀕危動物保護區 (endangered species protection)	120.9	英國、瑞典、挪威
林地(woodlands)	18.8	英國、荷蘭、瑞典、挪威

資料來源：Nijkamp *et al.* (2008)

Ghermandi *et al.* (2010) 回顧 186 個濕地（包含人工與天然濕地）之經濟效益研究，文獻歸納後得到的結論：在天然濕地各項生態服務功能中，屬於最高價值之三項功能包括改善水質、提供自然棲地與生物多樣性、以及非消費性娛樂；而人工濕地中最高價值之三項功能則包括提高生物多樣性、改善水質、以及防洪控制。由此可知無論是在天然或人工濕地，維持生物多樣性為具有高度重要性的生態服務功能項目。

Salem 與 Mercer (2012) 研究紅樹林生態系之效益，並調查各項生態服務功能與人均 GDP 的交叉效果。此研究共回顧 44 篇相關文獻，總計有 145 個效益觀察值。然而在生物多樣性項目的觀察值中，僅有一篇使用 CVM，研究結果顯示其效益為 52 美元/公頃/年。

## 2、選擇實驗法

下列兩篇文獻屬於濕地之個案研究，皆以選擇實驗法抽樣當地居民與地主進行訪問，並推估地方上對保育濕地的效益與態度。Westerberg *et al.* (2010) 研究對象為法國 Marais des Baux 濕地，亦為該國首次使用選擇實驗法評估濕地經濟價值的研究。問卷裡共有六個屬性，其中生物多樣性項

目的定義為該濕地中常見與珍稀物種之數量，例如鴨、鳥、昆蟲、蜻蜓、烏龜、魚類等。此屬性共有低、中與高三個水準，詳細說明參見表 12-1-2。根據隨機參數羅吉特（random parameter logit）模型推估結果，從第 1 項水準改善到第 2 項的邊際效益價值為 15.8 歐元/人/年，顯著性超過 95% 信賴水準；若進一步改善到第 3 項水準，其邊際效益為 0 歐元/人/年，然而此價值在迴歸結果中並不顯著。

Kaffashi *et al.* (2012) 研究對象為伊朗南部海岸的 Shadegan 國際濕地，選擇實驗的問卷中共有六個屬性，包括生物多樣性項目，其意涵為瀕危、易危與珍稀鳥類物種之數量。此屬性同樣有低、中與高共三個水準（參見表 12-1-2）。然而根據隨機參數羅吉特的模型結果，從第 1 項水準改善到第 2 與第 3 項的邊際價值，兩者結果皆不顯著，也因此文獻中並未列出該邊際價值之數字。

表 12-1-2 文獻中生物多樣性之屬性與水準

作者(年份)	生物多樣性水準	說明
Westerberg <i>et al.</i> (2010)	低	較低數量的常見與珍稀物種(與潛在應有數量相比)
	中	常見與珍稀物種的數量增加
	高	常見與珍稀物種的數量顯著增加，並且能吸引原本已離開該地區的物種再次返回。
Kaffashi <i>et al.</i> (2012)	低	棲地裡 50% 的生物群體未受管理且數量下降
	中	改進與修補部份必要的濕地生態系統健康情形，直到有 65% 的生物群體落實管理
	高	恢復棲地與生態系統健康情形、污染防治系統建立和不同於開發方式的人類活動，直到有 80% 的生物群體能落實管理

資料來源：本研究彙整。

### 3、其他方法（CVM、效益移轉法）

Tong *et al.* (2007) 推估位於中國溫州市海岸地區三垟濕地之六項生態服務功能的潛在及現有效益。其中生物多樣性的價值推估使用 Costanza *et al.* (1997) 研究結果，將該文獻對沼澤與洪氾平原裡的棲地(habitat)與庇護(refuge)價值直接進行效益移轉到三垟濕地。評估結果顯示：三垟濕地生物多樣性的潛在效益為人民幣 3,512 元/公頃/年，大約美金 563 元/公頃/年；而現有效益僅是潛在效益的 70%，為人民幣 1,054 元/公頃/年，約美金 169 元/公頃/年。其中潛在效益的涵義係指，若三垟濕地整區皆為生物多樣性保護區之總價值；現有效益則指依據該濕地目前環境與生物的狀況，能夠符合生物多樣性保護區條件部分的現有價值。因為目前三垟濕地尚未落實環境保育管理，故現有效益低於潛在效益。

雖然濕地的生物多樣性效益在其他國家已受到重視，台灣目前仍甚少有關文獻單就此方面進行探討。陳凱俐 (2000) 應用 CVM 估算兩種台灣濕地保護網—「所有鳥類保護網」和「所有稀有及不普遍種鳥類保護網」之價值。使用雙界封閉式問卷之結果顯示，主要影響「所有鳥類保護網」支付意願的變數包括：所得、濕地所在地原則重要性、濕地鳥類隻數原則重要性；而不願意支付保育基金部分的原因，係認為這是政府應做的 ( $\alpha=5\%$ )。顯著影響「所有稀有及不普遍種鳥類保護網」支付意願的變數則為：不願意支付保育基金的原因為這是政府應做的 ( $\alpha=5\%$ ) 及濕地中鳥類隻數原則重要性 ( $\alpha=10\%$ )。而「所有鳥類保護網」的願付價值中位數為 1,208.94 元，「所有稀有及不普遍種鳥類保護網」的願付價值中位數為 1,237.01 元，由此可知二者價值並無顯著性差異。

本研究將以上八篇有關生物多樣性效益之文獻，將其研究方法、對象與主要成果，依據年份排序整理成表 12-1-3。

表 12-1-3 生物多樣性效益之文獻摘要回顧表

作者 (年份)	研究方法	研究對象	主要研究成果
陳凱俐 (2000)	條件評估法	台灣濕地鳥類 保護網	鳥類保護網之願付價值為台 幣 1,209 元，稀有及不普遍種 鳥類保護網之願付價值為 1,237 元。
Tong <i>et al.</i> (2007)	效益移轉法	中國三垵濕地	生物多樣性潛在效益為人民 幣 3512 元/公頃/年，現有效益 為人民幣 1054 元/公頃/年。
Brander <i>et al.</i> (2006)	統合分析	全球濕地生態系	生物多樣性價值為美金 17,000 元/公頃/年。
Nijkamp <i>et al.</i> (2008)	統合分析	全球濕地生態系	生物多樣性價值為每人 35 歐 元/年。
Ghermandi <i>et al.</i> (2010)	統合分析	全球濕地生態系	生物多樣性在天然及人工濕 地中，皆屬於最高價值的服務 功能項目之一。
Westerberg <i>et al.</i> (2010)	選擇實驗法	法國 Marais des Baux 濕地	從低生物多樣性到中生物多 樣性之邊際價值為每人 15.8 歐元/每年。
Salem and Mercer (2012)	統合分析	全球紅樹林 生態系	紅樹林生物多樣性價值為美 金 52 元/公頃/年。
Kaffashi <i>et al.</i> (2012)	選擇實驗法	伊朗 Shadegan 濕地	從低生物多樣性到中、高生物 多樣性的邊際價值，兩者結果 皆不顯著。

資料來源：本研究彙整

#### 四、小結

在生物多樣性逐漸受到重視的趨勢下，對生物多樣性價值評估的相關研究勢必興起，Nunes *et al.* (2001) 提醒研究者生物多樣性價值的改變往往是要在小範圍且具體的方式下進行，才能清楚地顯現出目前生物多樣性提供給人類的效益正逐漸降低中，也讓一般民眾能感覺到生物多樣性價值確實在變化；若是以全球性的角度進行評估所得出價值變化，民眾一般較不會有明顯感受。因此，在評估生物多樣性價值時，應仔細區分要推估的價值為何，才可以得到一個明確且有感的結果。

由文獻回顧可知，生物多樣性無法使用特定物種以替代市場計算其價值，而本研究對象為彰化海岸濕地，環境條件上較具特殊性也暫不考慮以文獻資料進行效益移轉。因此本研究利用 CVM 調查與推估全國居民、當地居民與遊客對彰化海岸濕地生物多樣性的效益。在問卷題目裡，與生物多樣性有直接相關的項目，為評分表中屬於環境部分「野生動植物保護」。至於聯合分析問卷，則受限於屬性的數目若是過多會使方案數大幅增加不利於受訪者填答，因此並未在屬性中專項設立生物多樣性，另以「濕地開發程度」，兼顧經濟開發與生物多樣性之間接關係，水準包括濕地無開發、一級產業及二級產業，其中濕地無開發所隱含的生物多樣性最高，反之二級產業最低（有關本研究問卷設計詳細內容參見第十四、十五、十六章）。

## 第二節、濕地提供遊憩之經濟效益

本研究中將以問卷調查方式評估彰化海岸濕地之遊憩效益，評估方法與實證推估結果詳述於第十三、十四、十五章。由於濕地休閒遊憩效益推估的相關文獻有限，較多文獻是推估國家公園、國家森林、河川湖泊、海岸、生態旅遊等的休閒遊憩效益，因此本節選取之文獻不限於濕地休閒遊憩，俾利對休閒遊憩效益推估方法與實際應用的瞭解。以下依各文獻使用之研究方法分為三大類：旅行成本法、CVM、效益移轉法，並依據年份排序彙整各文獻之研究方法、對象與主要成果（參見表 12-2-1）。

### 一、旅行成本法 (travel cost method, TCM)

各類濕地由於其動植物生態體系差異而形成特殊的地景風貌，所呈現的自然美景經常吸引眾多民眾前往進行各種休閒旅遊活動，包括踏青、賞鳥、環境生態觀察、科學探究等。由於濕地提供民眾之休閒遊憩功能屬於非市場財貨，文獻中國內外研究多使用旅行成本法(travel cost method, TCM)，及假設市場價值評估法(contingent valuation method, CVM)進行評估。TCM 屬於替代市場價值評估法的一種且最早被應用在評估非市場價值；由於民眾旅遊使其獲得心理上的滿足（或效用），而旅遊過程中往往有交易行為發生，故可透過觀察民眾至旅遊地點的旅遊次數、旅遊花費及其他社會經濟變數來推估其旅遊需求函數和消費者剩餘。TCM 中最為人討論處在於旅遊成本的界定及時間價值的估算，過去已有諸多研究對此深入探討，此處不予贅述。

TCM 在實際應用上可分為：（1）個人旅行成本法(ITCM)；係指應變數僅單就個人至旅遊地點的次數，多以每年旅遊至特定地點之總次數計算；（2）分區旅行成本法(ZTCM)，則是考慮某地區民眾至特定地點之旅遊次數，常以每位居民平均旅遊次數表示。由於 ITCM 一般被認為與個體經

濟學之消費者效用相符，應用上愈趨普遍。

Gürlük and Rehber (2008)將 ZTCM 應用於推估土耳其國家公園賞鳥的休閒經濟價值。Prayaga *et al.* (2010)使用 ITCM 推估澳洲魔羯海岸的釣魚遊憩價值，應變數為過去一年的旅遊次數，自變數包括旅行成本、釣魚日數和其他社會經濟變數，此處旅行成本為旅行的全部成本，推得消費者剩餘為 5.53 百萬美元。閔偉等 (2011)使用 ZTCM 與 CVM 分別評估青島市膠州灣濕地遊憩價值，模型中的時間機會成本以固定比例的工資率計算。國內文獻則有黃宗煌 (1990)亦對台灣地區國家公園保育進行效益評估；竺凱與鄭蕙燕 (2005)利用隨機效用模型評估在台灣東部賞鯨旅遊之登船港口遊憩效益。黃成輝與曾偉君 (2006)利用巢式羅吉特模型 (nested logit model)推估台灣西部 19 處濕地的遊憩價值，共比較 4 種二階層和 4 種三階層之巢狀架構。黃錦煌等 (2006)以 TCM 估計古坑台灣咖啡節的遊憩效益評估。李俊鴻與陳吉仲 (2007)以 TCM 建立宜蘭綠色博覽會的遊憩需求模型並利用計數模型中的 TPOIS、TNB 和 On-Site Poisson 來修正現場抽樣截斷和內生分層的問題，其後更推估遊客的價格彈性、交叉彈性、所得彈性以及遊憩效益。

由於民眾外出旅行往往不局限於單一地點而是多地點選擇，若對各旅遊地分別估計旅遊效益後再進行加總求取多地點的總旅遊效益，可能因為各旅遊地之間彼此存在替代與互補關係致使加總時產生效益高估的疑慮。為此吳珮瑛與廖珮吟 (2008)以 TCM 推估台灣本島國家公園的需求體系與總效益，並利用反覆近似無相關迴歸來推估，研究結果顯示：利用需求體系所估算全部國家公園之總效益遠小於加總個別國家公園效益估計值之總合，顯示台灣各國家公園間因距離和自然特徵差異而存在替代與互補關係。

## 二、假設市場價值評估法(contingent valuation method, CVM)

前述應用 TCM 方法主要是透過觀察民眾消費和旅遊有關的市場財貨來估計旅遊的效益，但並非所有實際的情況皆可透過觀察相關市場財貨消費情形而加以估計旅遊效益，例如政府欲設立某濕地公園，由於目前並未設立，因此無法應用 TCM 推估此濕地公園的旅遊效益，此時可應用 CVM 建立一個假設性的市場並訪問受訪者在此假設性市場的消費偏好，推估此濕地公園的旅遊效益。

鄭蕙燕與闕雅文(1997)即利用 CVM 單界二元選擇模式評估鰲鼓濕地之遊憩效益，實證結果顯示每戶每年至鰲鼓濕地遊憩的經濟效益，平均約為新台幣 955 元。蕭代基等(1998)利用 CVM 評估淡水河系景觀及水質改善的經濟效益；鄭蕙燕等(2000)對四草野生動物保護區遊客進行遊憩效益評估；孫金華等(2003)估計釣客於東北角磯釣之 WTP。吳珮瑛與鄧福麒(2003)採用 CVM 開放式二界三元選擇模式，調查台南縣市家戶對於黑面琵鷺保護區生態旅遊規劃方案下民眾參與情況及願付價格，研究結果顯示：對於設立保護區重要性評價較高者，與對於規劃方案整體評價較滿意者，其 WTP 較高；而保護區規劃方案所產生總價值為 1 年新台幣 3.29 億。蘇明達與吳珮瑛(2004)利用 CVM 近似理想誘導支付模式，評估民眾對黑面琵鷺保護區的願付價值；所謂近似理想誘導支付模式是一種 4 階段決策的方式，前 3 階段採用 2 元選擇，第 4 階段採用開放式回答。Peterson *et al.* (2005)在太魯閣國家公園管理處的委託下，進行太魯閣國家公園的生態經濟效益分析。詹滿色等(2007)利用 CVM 衡量台灣外岸磯釣遊憩效益。Petrolia & Kim (2011)利用 CVM 調查路易斯安那州民眾對於未來海岸土地流失的 WTP 及願受價格 (willingness to accept, WTA)，研究結果顯示：家戶 WTA 為 4,444 元，遠大於 WTP 的 825 元。

雖 CVM 被廣泛應用在各種非市場價值評估，但 CVM 為人所詬病處在

於模型低解釋能力和訪問過程中所產生的抗議出價。為能有效提升模型解釋能力和降低抗議出價，Bernath & Roschewitz (2008) 在 CVM 中加入計畫行為理論來探索民眾的 WTP，此研究同時指出民眾 WTP 只停留在行為意圖層面而無實際支付行為，其研究結果顯示：導入計畫行為理論可有效提升抗議出價模型的解釋能力。

### 三、效益移轉法

雖 TCM 和 CVM 為最常被使用於推估遊憩價值，但囿於評估過程需要投入之人力、物力、時間相當多，因此效益移轉法亦經常被使用，透過參數的適當調整亦可評估非市場效益價值。Zhao *et al.* (2004) 使用效益移轉法與 GIS 軟體來評估崇明島東灘的土地開發狀況和各類土地的生態服務價值，研究結果發現崇明島東灘的土地價值由 1990 年的 316.7 百萬美元下降至 2000 年的 120.4 百萬美元。Cullinan *et al.* (2011) 推估愛爾蘭 Moyode Wood 的效益為每年 2 萬歐元。若由成本面觀點，Trepel (2010) 利用成本有效性分析(cost effectiveness analysis, CBA)比較德國北海與波羅的海之氮減量情形，成本由建設污水處理廠費用及濕地重建費用兩方面著手。下表 12-2-1 依據年份排序彙整各文獻之研究方法、對象與主要成果。

表 12-2-1 文獻摘要回顧表

作者 (年份)	研究方法	國家/對象	主要研究成果
鄭蕙燕與闕雅文 (1997)	CVM	台灣 鰲鼓濕地	鰲鼓濕地平均遊憩經濟價值為 每年每戶 955.2 元
吳珮瑛與鄧福麒 (2003)	CVM	台灣 黑面琵鷺保護區	保護區規劃方案所產生總價值為 1 年 3.29 億
吳珮瑛與廖珮吟 (2008)	需求體系旅 行成本法	台灣 本島國家公園	需求體系所估算國家公園總效益 為 9,083 元，遠小於個別估計加 總之總效益 47,353 元
閔偉等 (2011)	ZTCM	大陸 膠州灣	ZTCM 效益約 8.05 億元人民幣/ 年；CVM 效益約 6.26 至 8.05 億 元人民幣/年
Costanza et al. (1997)	單位面積價 值	全球生態系統	全世界生態系統服務和自然資源 的價值約每年 33 兆美金
Zhao et al. (2004)	效益移轉法 GIS	大陸 崇明島東灘	1990 年價值為 316.77 百萬美元、 2000 年價值為 120.40 百萬美元
Bernath & Roschewitz (2008)	CVM 計畫行為理 論	瑞士 蘇黎世的森林	導入計畫行為理論能有效提升對 抗議出價模型的解釋能力
Gürlük & Rehber (2008)	ZTCM	土耳其 Lake Manyas	賞鳥休閒經濟價值約一年 1.03 億 美元
Trepel (2010)	成本有效性 分析	德國 北海和波羅的海	減少 10% 之氮需 20,000 公頃土地 和 210 萬歐元
Prayaga et al. (2010)	ITCM	澳洲 魔羯海岸	全年總消費者剩餘約 5.53 百萬美 元
Cullinan et al. (2011)	效益移轉法 GIS	愛爾蘭 Moyode Wood	愛爾蘭森林的效益每年 2 萬歐元
Petrolia & Kim (2011)	CVM	美國 路易斯安那州	家戶年 WTP 為 825 美元、WTA 為 4,444 美元

資料來源：本研究彙整。

### 第三節、濕地文化服務之經濟效益

#### 一、濕地文化效益之定義

濕地生態功能服務中，文化服務為其中重要一環，但文化二字本身的概念抽象甚難定義，端看個人感受與認知而定。濕地的文化效益可能涵蓋濕地美景、教育意涵、歷史遺址、精神層面及民眾認知等層面，部份文化效益如濕地美景與精神層面可能透過推估濕地休閒旅遊效益而得，其餘則需另外推估之（De Groot *et al.*, 2003；Finlayson *et al.*, 2005）。舉例而言，目前彰化縣芳苑地區仍有數十戶蚵農保持以黃牛車採蚵的傳統，此即是漁村文化的珍貴資產，應重視當地整體文化並予以保存。

De Groot (2003)將濕地文化效益劃分為 5 類：(1) 療癒價值，指提供部分醫藥物品及提升民眾心理和健康的狀態；(2) 美學價值，指擴充民眾認知、心靈洗滌和美景帶來的休閒遊憩；(3) 文化遺產價值，民眾擁有共同過往歷史之記憶與文化認同；(4) 精神價值，指自然環境對存有神聖、宗教及精神意涵符號或元素感受到的心靈寄託；(5) 存在價值，指民眾基於道德觀念和對跨世代公平概念，認為應當保存濕地本身使其永續存在（參見表 12-3-1）。

雖然對濕地文化效益區分為上述 5 大類並加以定義，但在實際評估時，部份效益因過於抽象並不易評估。尤其各類濕地因其自然生態環境與社會人文互動情形各異，所以在實際評估時有必要針對各濕地加以判定哪類文化效益最為顯著而優先加以評估；例如：存有珊瑚礁的海岸型濕地中，休閒遊憩與自然美景的效益則較其他類型濕地要高。Finlayson *et al.* (2005) 將海岸型濕地依照各自特性分成 8 類，而文化效益共區分 4 種，並進一步歸納出各濕地類型之各類文化效益的重要性分級（參見表 12-3-2）。8 種濕地類型中以珊瑚礁的文化效益最高（以精神層面、休閒層面和美學層面最

為重要)、河口和沼澤、潮間帶居次(同樣以精神層面及休閒層面最為重要);若由4種文化效益面來看,精神層面項目為各類濕地所共有,因眾可藉由前往濕地來提或改變自身的心理狀態,差異僅在於提昇程度依類型不同而有所變化,而休閒、美學層面則對某些濕地並不重要,因為該地區需透過潛水器材方能前往,對多數民眾有其困難處。

表 12-3-1、濕地文化效益

社會文化準則	說明	測量單位/指標
療癒價值 (therapeutic value)	可提供藥物、戶外休閒和運動空間以及乾淨的水、空氣和土壤,同時能對人類心理和身體產生正面影響	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 對能提供健康服務的自然生態系統的合適性與能力</li> <li>● 對民眾行為的恢復影響</li> <li>● 從降低醫療花費中所獲得的社會經濟效益</li> </ul>
舒適價值 (amenity value)	自然中對認知發展、放鬆心理、藝術靈感,審美享受以及休閒效益的重要性	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 風景的審美品質</li> <li>● 休閒特色與使用</li> <li>● 藝術特色與使用</li> <li>● 偏好研究</li> </ul>
遺產價值 (heritage value)	個人或群體對歷史和文化認同的重要性	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 歷史遺址、特色與文物</li> <li>● 文化景觀</li> <li>● 文化傳統與知識</li> </ul>
精神價值 (spiritual value)	自然中對存有神聖、宗教和精神意涵符號或元素的重要性	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 聖地或特性的存在</li> <li>● 生態系統或物種在宗教儀式的角色</li> </ul>
存在價值 (existence value)	價值乃基於人類道德層面和跨代公平的因素下而定	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 對自然保護原因乃基於道德因素或自身偏愛</li> </ul>

資料來源: Groot *et al.* (2003)

表 12-3-2 各類文化效益在不同類型濕地上的重要性

類型 \ 服務	精神層面	休閒層面	美學層面	教育層面
河口和沼澤 (estuaries and marshes)	1	1	2	3
紅樹林(mangroves)	3	3	3	3
潟湖，包括鹽池 (lagoons, including salt ponds)	2	3	2	3
潮間帶、海灘、沙丘 (intertidal flats, beaches and dunes )	1	1	2	3
巨藻森林(kelp)	3	3		
岩石和貝類構成的礁石 (rock and Shell Reefs)	3			3
海草床 (seagrass Beds)	3			
珊瑚礁 (coral Reefs)	1	1	1	3

資料來源：Finlayson *et al.* (2005)

註：1 為高度、2 為中度、3 為低度、空白代表該服務不適用至該類濕地

## 二、濕地文化效益之評估方法

雖濕地文化效益評估方式較為困難，但仍有研究嘗試將文化效益貨幣化，主要的評估方法為效益移轉法及 CVM。Costanza *et al.* (1997) 估算每年每公頃海岸地區的文化價值為美金 62 元、河口 29 元、珊瑚礁 1 元、大陸棚 70 元、濕地 881 元、灌木濕地 1,761 元。Zhao *et al.* (2004) 使用效益移轉法推估中國崇明島東灘的文化效益，發現文化服務功能其價值自 1990 年的 39 萬人民幣，一路下降到 2000 年的 12 萬人民幣。Brander *et al.* (2006) 利用統合分析過去文獻中 190 個濕地之生態服務功能價值，其中舒適 (amenity) 價值為 7,000 美金 (公頃/年)，僅次於生物多樣性的 17,000 美金 (公頃/年)。史印芝 (2009) 利用 CVM 估算嘉義縣竹崎鄉紫雲社區之農業文化襲產的經濟價值，研究結果顯示當地居民在政府不給予補助的兩種情境下，每人每年平均願意支付 2,329 元及 2,882 元的維護保存費用，總效益為分別為 3,153,466 元與 3,902,228 元。林正生與陳志成 (2010) 將台中縣 20

個鄉鎮之農地區分為精緻農業型、山村型及城市近郊型三類，並利用 CVM 衡量農業生活文化與生態環境功能之價值，希望能定位出不同農地的優勢與特色以作為未來發展依據。

### 三、濕地遊客之旅遊動機探討

目前國內外關於濕地文化效益的文獻並不若休閒遊憩來的多，若濕地的存在有其文化價值，此也需要民眾前往觀賞方有意義。若假設民眾願意前往或居住在濕地以及其他生態系統周邊，此即代表該地區存在重要因素讓民眾願意停留或前往到該地。

對於前往濕地的原因探討，侯錦雄與郭彰仁(2003)、Kerstetter *et al.* (2004) 先後選定關渡濕地、高美濕地和七股濕地為其研究地點，首先釐清生態旅遊與自然旅遊的差異，並歸納出目前台灣旅遊現況較偏向自然旅遊；所謂自然旅遊是指到自然未受破壞地區享受自然的旅遊，過程中並未涉及保育的觀念。該研究對於遊客生態遊憩動機和旅遊特性，乃透過基地先驅觀察及問卷調查加以了解；由先驅觀察結果得知關渡濕地部分遊客為附近居民，高美濕地假日遊客人數大於平日且多利用汽機車到達該地，七股濕地因賞鳥因素使遊客多集中在冬季；此外，由問卷結果得知遊客旅遊特性多不以生態旅遊方式來進行，對於生態相關知識乃透過電視媒體獲得；旅遊動機方面以離開都市接近自然分數最高、欣賞自然生態景觀其次、追求流行時尚最低；其次以主成分分析旅遊動機，得知不同濕地之遊客在社交知識效益、追求自然體驗及隨遇而安有顯著差異。

Kerstetter *et al.* (2004) 透過問卷調查遊客至濕地旅遊的動機與預期行為，分析上首先利用因素分析將 16 動機選項分成冒險、教育、整體 3 類因素，依據受訪者對 3 類因素選項的回答分為體驗遊客、學習遊客、生態遊客 3 群；其次使用變異數分析檢定 3 群遊客對 9 項預期行為的差異，檢定結果顯示 3 群遊客行為特徵不同，如學習遊客較生態遊客更易接收不要進

入濕地的管制政策等。調查結果顯示：國人至濕地旅遊最主要原因為當地生態景色、家人與朋友陪伴、以及增進身體健康，其中增進身體健康原因為西方各國研究未曾見過，推測乃文化不同所導致，亦可能為台灣民眾對於空間的需求而產生，但旅遊並未增加民眾對於環境永續的知識及關懷。

#### 四、濕地當地居民之偏好探討

濕地設立雖提昇其保育功能，但可能因此對居住在濕地周邊或以濕地為生的民眾造成不便，當民眾在受限條件過多下極易發生反效果造成濕地的破壞，為了解濕地周邊居民的偏好，Wattage & Mardle (2005) 利用層級分析法 (analytic hierarchy process, AHP) 問卷調查斯里蘭卡 MMNL 地區周邊利害關係人對於濕地保育、經濟發展、社會發展的偏好，作者利用群集分析將居民分成偏好兼顧發展與保育、偏好發展、偏好保育 3 群，若從空間分佈比較 3 群組的分佈可發現隨著受訪者居住地的差異，會產生立場觀點的不同，舉例而言偏好發展者主要分佈在機場周邊，而偏好保育者多居住在瀉湖周邊。

在濕地效益逐漸受到重視的趨勢下，已有愈來愈多研究人員投入濕地保育的效益評量，相信未來更能將濕地各種效益清楚地傳達給民眾。為了達到最大化社會福利的目標，在進行濕地保育或開發的決策過程中需兼顧不同利害關係者的利益均衡。

## 第四節、本章小結

生物多樣性在評估濕地各項生態服務項的價值上，無論是自然濕地或人工濕地都有顯著的重要性。評估方法一般採取聯合分析、選擇試驗、CVM與效益移轉法，但由於生物多樣性不易量測，且在問卷中不易將量化資訊有效傳遞給受訪民眾，因此在實證推估上仍有相當大的改善空間。

國外文獻有關休閒遊憩效益推估主要針對國家公園、國家森林、河川湖泊、海岸與生態旅遊等進行評估，於此本章第二節依據休閒遊憩效益之評估方法將文獻分類回顧，涵蓋之研究方法包括 TCM、CVM 及效益移轉，其實證推估結果共同結論為自然資源保育的效益皆大於投入成本。由此可知，相對自然資源較匱乏的台灣更應儘速透過立法、教育、宣導及收費等方式延續自然資源的永續性。

針對濕地文化效益部分，文獻上對此將其分類為療癒、美學、遺產、精神、存在等價值，其中美學、休閒皆為民眾所感受，而精神、教育等層面則較為抽象難以量化。因此，實際評估文化效益時，首先要透過檢視濕地之自然生態特徵與社會人文背景，選定重要的效益分類，其次要選用適合的評估方法，方能有效地衡量濕地的文化效益。

有關彰化海岸濕地之生物多樣性、遊憩與文化效益之實證推估結果詳見第十四、十五、十六章。

