



國立中山大學海洋生物科技暨資源學系研究所

博士論文

Department of Marine Biotechnology and Resource

National Sun Yat-sen University

Doctorate Dissertation

以結構方程模式解析海域生態之變動架構

Application of structural equation modeling in analyzing the  
ecological changes in coastal waters

研究生：周偉融

Wei-Rung Chou

指導教授：方力行 博士

Dr. Lee-Shing Fang

王維賢 博士

Dr. Wei-Hsien Wang

中華民國一百零一年一月

Jan 2012



國立中山大學研究生學位論文審定書

本校海洋生物科技暨資源學系博士班  
研究生周偉融（學號：D945020003）所提論文

以結構方程模式解析海域生態之變動架構

Application of structural equation modeling in analyzing the  
ecological changes in coastal waters

於中華民國一百年十二月二十日經本委員會審查並舉行  
口試，符合博士學位論文標準。

學位考試委員簽章：

|     |      |    |       |
|-----|------|----|-------|
| 召集人 | 張祖恩  | 委員 | 龔誠山   |
| 委員  | 陳陽孟  | 委員 | _____ |
| 委員  | 張南園子 | 委員 | _____ |
| 委員  | 方力行  | 委員 | _____ |
| 委員  | 王維賢  | 委員 | _____ |

指導教授方力行 方力行  
指導教授王維賢 王維賢

## 誌謝

記得上一次撰寫學位論文的致謝辭是在民國八十三年，能夠在碩士班畢業投身公職多年後，有機會再度回到學校學習並取得博士學位，真是幸運。

此次能夠順利完成論文，首先且最需要感謝的是恩師方力行教授，方老師除了不斷的在學術上給予指導及支持外，工作上的提拔更是我在人生路途上能站穩腳步的關鍵。此外，感謝另一位指導教授，海生館的王維賢館長，在水質知識的傳授以及工作與學習上的妥善安排。特別感謝長久來的夥伴，張桂祥博士對於我在論文撰寫上的大力協助。也需感謝口試委員張祖恩教授、龔誠山教授、陳陽益教授及張簡國平教授在論文上的指正。

最後，要感謝家人的關心，更要感謝，碩士論文致謝詞中曾感謝過的林淑卿小姐，在經過 18 年後，已從女友的身分變身為可晴、可彤的媽媽，晉升為親愛的老婆大人，因為妳的支持及在家庭上的付出，讓我能順利完成學業，謝謝妳。



## 中文摘要

為了解析海域生態系之變動架構，能以量化的方式釐清生態系中自然變動與人為干擾對生物之相對影響程度，本論文以浮游植物為目標生物，利用主成分分析-結構方程模式(Principal Component Analysis - Structural Equation Modeling, PCA-SEM)的方式，解析了台灣附近的三個海域。先以 PCA 針對水質資料進行環境變動因素之探索性分析，再配合生物數據進行生態系概念模式的擬定，之後再以結構方程模式進行驗證。研究選定「彰化沿岸海域」、「高雄港海拋區海域」及「高雄南星計畫海域」等三個研究地點，分別代表台灣西部沿海生態系、大洋生態系、及眾多人為干擾的海域生態系。在「彰化沿岸海域」的研究中發現了河川注入及季節變動為影響該海域浮游植物的主要因素。「高雄港海拋區海域」的研究則顯現季節性溫度改變是影響浮游植物變動的首要因素，源自於海拋，隨著懸浮微粒出現之溶解性有機質，則是影響浮游植物變動的次要的因素。「高雄南星計畫海域」的研究則指向大林電廠抽取高雄港污染的海水，做為冷卻機組用水後，排放至本海域所導致營養鹽及重金屬的變動，以及油污染因素，是影響本海域生態系變動的重要人為干擾項目。

整體而言，三個海域模式的適配度良好，與環境中之狀況吻合，反應以 PCA- SEM 為主的分析方式，可有效並首次解析出了台灣附近海域不同的生態系變動架構，而此一研究方法也適用於其他生物(例如底棲生物、魚類等)的模式建構，以及在環境影響評估上的應用。

關鍵詞：結構方程模式、主成分分析、浮游植物、污染源、環境影響評估、海洋生態

## Abstract

In order to understand the relative impact from natural and anthropogenic sources, Principal Component Analysis - Structural Equation Modeling (PCA-SEM) was used to analyze the phytoplankton dynamics in coastal waters of Taiwan. PCA was used to analyze the changes of the water quality, followed by constructing of conceptual model which incorporated with biological data, and finally verified by SEM. Three study sites were selected: Chang Hua coastal waters, Kaohsiung mud dumping waters and the adjacent waters of Kaohsiung Nansing project. These sites represent the ordinary coastal water ecosystem of western Taiwan, off-shore ocean with one defined pollution sources, and anthropogenic impacted water area, respectively. The results showed that in Chang Hua coastal waters, river input and seasonal change were the primary factors effecting phytoplankton change. Water temperature was the main reason of phytoplankton changes, followed by the influence of dissolved organic matter in Kaohsiung mud dumping site. Whereas waters near Kaohsiung Nansing project, cooling water from Daling power plant coupled with the change of nutrients and heavy metal concentrations, as well as oil pollution, were the major causes of phytoplankton variation. The goodness-of-fits were good for the three models in this study, revealing that PCA- SEM is suitable to analyze the environmental changes of the costal waters of Taiwan. Logistic methods used in this study are also good for the study of benthic or fish community, and are suitable to apply on environmental impact assessments.

Keywords: structural equation modeling, principal component analysis, phytoplankton, source of pollution, environmental impact assessment,

marine ecology

## 目 錄

|                                   |     |
|-----------------------------------|-----|
| 論文審定書.....                        | i   |
| 誌謝.....                           | ii  |
| 中文摘要.....                         | iii |
| 英文摘要.....                         | iv  |
| 第一章 緒論.....                       | 1   |
| 1.1 研究動機及目的.....                  | 1   |
| 1.2 研究方法與架構.....                  | 3   |
| 第二章 沿岸河口生態系變動架構之解析-以彰化沿海為例.....   | 19  |
| 2.1 前言.....                       | 19  |
| 2.2 研究方法.....                     | 20  |
| 2.2.1 資料來源.....                   | 20  |
| 2.2.2 研究地點.....                   | 20  |
| 2.2.3 分析方法.....                   | 21  |
| 2.2.3.1 概念模式.....                 | 21  |
| 2.3 結果.....                       | 22  |
| 2.4 討論.....                       | 27  |
| 第三章 大洋生態系變動架構之解析-以高雄港淤泥海拋區為例..... | 51  |
| 3.1 前言.....                       | 51  |
| 3.2 研究方法.....                     | 52  |
| 3.2.1 資料來源.....                   | 52  |
| 3.2.2 研究地點.....                   | 52  |
| 3.2.3 分析方法.....                   | 53  |
| 3.2.3.1 概念模式 1.....               | 53  |
| 3.2.3.2 概念模式 2.....               | 54  |



|   |     |
|---|-----|
| 3.3 結果.....                                 | 55  |
| 3.4 討論.....                                 | 60  |
| 第四章 眾多人為干擾海域生態系變動架構之解析-以高雄南星計畫<br>海域為例..... | 84  |
| 4.1 前言.....                                 | 84  |
| 4.2 研究方法.....                               | 86  |
| 4.2.1 資料來源.....                             | 86  |
| 4.2.2 研究地點.....                             | 86  |
| 4.2.3 分析方法.....                             | 87  |
| 4.2.3.1 概念模式 1.....                         | 87  |
| 4.2.3.2 概念模式 2.....                         | 87  |
| 4.3 結果.....                                 | 88  |
| 4.3.1 高雄港海域.....                            | 88  |
| 4.3.2 南星計畫海域.....                           | 89  |
| 4.4 討論.....                                 | 96  |
| 第五章 綜合討論.....                               | 128 |
| 5.1 三個模式之比較及探討.....                         | 128 |
| 5.1.1 模式適配度比較.....                          | 128 |
| 5.1.2 模式合理性探討.....                          | 129 |
| 5.1.3 模式複雜度.....                            | 130 |
| 5.1.4 三個模式在生態學上之特殊發現.....                   | 131 |
| 5.1.4.1 生態系變動架構及人為干擾與自然變動的量化.....           | 131 |
| 5.1.4.2 多個環境因素對水質變數的加成影響.....               | 132 |
| 5.1.4.3 直接影響及間接影響.....                      | 132 |
| 5.1.4.4 交互作用的影響.....                        | 133 |

|                                 |     |
|---------------------------------|-----|
| 5.1.4.5 以少數參數即可偵測到生態系細微的變動..... | 134 |
| 5.1.4.6 污染事件的影響及環保措施的成效.....    | 135 |
| 5.1.5 小結.....                   | 135 |
| 5.2 PCA-SEM 應用於海域生態研究之探討.....   | 136 |
| 5.3 PCA-SEM 在海域生態環境影響評估的應用..... | 140 |
| 5.3.1 國內海洋生態評估的制度與現況.....       | 140 |
| 5.3.2 結構方程模式的特性.....            | 141 |
| 5.3.3 海洋生態評估方式之建議.....          | 142 |
| 5.4 總結.....                     | 144 |

## 圖 次

|                                    |     |
|------------------------------------|-----|
| 圖 1-1 分析流程圖.....                   | 18  |
| 圖 2-1 彰化沿岸海域測站位置圖.....             | 46  |
| 圖 2-2 彰化沿岸海域生態系之概念模式圖.....         | 47  |
| 圖 2-3 彰化沿岸海域生態系修正後之概念模式圖.....      | 48  |
| 圖 2-4 彰化沿岸海域生態系之實証模式.....          | 49  |
| 圖 2-5 彰化沿岸海域生態系經模式修正後之實証模式.....    | 50  |
| 圖 3-1 高雄港海拋區海域之測站位置圖.....          | 77  |
| 圖 3-2 高雄港海拋區海域生態系之概念模式圖 1.....     | 78  |
| 圖 3-3 高雄港海拋區海域生態系之概念模式圖 2.....     | 79  |
| 圖 3-4 高雄港海拋區海域生態系修正後之概念模式圖 1.....  | 80  |
| 圖 3-5 高雄港海拋區海域生態系修正後之概念模式圖 2.....  | 81  |
| 圖 3-6 高雄港海拋區海域生態系之實証模式 1.....      | 82  |
| 圖 3-7 高雄港海拋區海域生態系之實証模式 2.....      | 83  |
| 圖 4-1 高雄南星計畫沿岸海域測站位置圖.....         | 121 |
| 圖 4-2 高雄南星計畫沿岸海域生態系之概念模式圖 1.....   | 122 |
| 圖 4-3 高雄南星計畫沿岸海域生態系之概念模式圖 2.....   | 123 |
| 圖 4-4 高雄南星計畫沿岸海域生態系修正後之概念模式 1..... | 124 |
| 圖 4-5 高雄南星計畫沿岸海域生態系修正後之概念模式 2..... | 125 |
| 圖 4-6 高雄南星計畫沿岸海域生態系之實証模式 1.....    | 126 |
| 圖 4-7 高雄南星計畫沿岸海域生態系之實証模式 2.....    | 127 |
| 圖 5-1 海洋生態評估方式之流程圖.....            | 150 |

## 表 次

|  |     |
|--|-----|
| 表 2-1 彰化沿岸海域浮游生物及環境變數之範圍及平均值(n=256)..                      | 41  |
| 表 2-2 彰化沿岸海域水質資料之主成分分析(n=256) .....                        | 42  |
| 表 2-3 彰化沿岸海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey test) .....       | 43  |
| 表 2-4 彰化沿岸海域水質主成分分析成分分數與鄰近河川之流量及含砂量之 pearson 相關分析.....     | 44  |
| 表 2-5 彰化沿岸海域環境參數對浮游生物歧異度之標準化影響(standardized effects) ..... | 45  |
| 表 3-1 高雄港海拋區海域浮游植物及環境變數之範圍及平均值(n=600) .....                | 75  |
| 表 3-2 高雄港海拋區海域水質資料之主成分分析(n=600) .....                      | 76  |
| 表 4-1 高雄港海域環境變數之範圍及平均值.....                                | 115 |
| 表 4-2 高雄港海域水質資料之主成分分析(n=37) .....                          | 116 |
| 表 4-3 高雄港海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey Test) .....        | 117 |
| 表 4-4 高雄南星計畫沿岸海域浮游植物及環境變數之範圍及平均值.....                      | 118 |
| 表 4-5 高雄南星計畫沿岸海域水質資料之主成分分析.....                            | 119 |
| 表 4-6 高雄南星計畫沿岸海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey Test) .....   | 120 |

## 第一章 緒論

### 1.1 研究動機及目的

不同區域的海域生態系，其變動機制各有不同，例如在兩極地區，當夏季陽光充足時，浮游植物生物量明顯增加，呈現單一高峰(Heinrich, 1962)，溫帶地區當春季及秋季可利用的光照和高營養鹽濃度相配合時，浮游植物大量繁生，即生產力在此兩季達到最大(Heinrich, 1962)，在熱帶地區，強的光照使海水產生永久性的溫躍層，浮游植物終年受到營養鹽濃度限制，僅能因為局部條件的改變，初級生產力才有微小而不規律的波動(Parsons et al., 1977)，以上主要是依緯度不同所歸納之大尺度海域變動機制的通則。除此之外，局部海域還會因為受到較小尺度之自然因素(例如鄰近河川的淡水注入、湧昇流海域的底層營養鹽上升)，以及人為干擾的影響。若從海洋生態保育的角度思考，深入瞭解特定海域之變動架構，特別是人為干擾的影響，更加顯得重要。

近年來隨著人口的成長及自然資源需求的增加，全世界各地的沿岸及河口區域均受到廣泛人為干擾的影響(Talley et al., 2003)。然而與自然變動因素相比，人為干擾對生態系的影響程度往往更大且更持久(Czech et al., 2000; McKinney, 2002)，但是沿岸及河口海域生態系卻又是高生產力(Houde and Rutherford, 1993)及相對較脆弱與敏感的區域

(Gordon, 1994)，舉凡海堤修築、運河開鑿、淤泥浚深、填海造陸等人為干擾，均會對生物群聚產生影響，甚至造成部分種類的滅絕(Kennish, 2002)。然而由於波浪、海流稀釋作用以及大海的涵容能力極大，有時並不容易查覺人為干擾的影響。又因為海域環境變動複雜，人為干擾及環境自然變動因子有時會產生交互作用(Chou and Fang, 2005)，因而不易解析出人為干擾對生態的影響。即使明確發現人為干擾確實存在，但是卻很難估計其相對之影響程度。因此，針對特定海域深入瞭解其變動架構，尋求適當的保育手段，是避免海域生態遭受破壞的必要途徑。

過去在探討人為干擾對生態系影響的研究相當多(Choi et al., 2005; Chou and Fang, 2005; Al-Thukair et al., 2007)，而生物受自然因子而變動的文獻也不在少數(Colebrook, 1982; Ramdani et al., 2009)，然而在一個生態系中，人為干擾的強度為何?相對於自然變動的大小為何?多個人為干擾間之相對大小與關聯為何?事實上並不易估計，也極少研究主張以量化的方式，探討人為干擾及自然因素對生物之相對與相互影響程度。因此找出一套有效的研究方法，以量化的方式釐清海域生態系之變動架構，是本研究的目的。

## 1.2 研究方法與架構

要瞭解海域生態的變動架構，「釐清環境變動因素」以及「環境與生物的連結」是兩個關鍵步驟，後者常用的分析方法包括簡單相關分析、多元回歸分析、以及 PRIMER 軟體中的 BIO-ENV 多變數相關分析等。這些都是直接以環境參數(例如水質中的溶氧、氨氮等)與生物參數(例如物種數、個體數、歧異度等)進行分析。其中多元回歸分析及 BIO-ENV 多變數相關分析可以用來探討多個環境變數與生物間的關係，似乎可藉由估計不同變數的影響大小來判斷各別人為干擾對整體生態影響的強度。然而因為各個環境參數是眾多因子共同影響的結果，複雜程度極高，即使計算出某環境參數與生物資料有顯著相關，卻仍難斷定究竟是自然變動或是源自某個人為干擾因素的影響。例如，在河川中工業污染、畜牧污染、家庭廢水均會產生氨氮，如分析結果顯示魚類數量與氨氮呈現負相關，卻無法確定魚類數量的降低是那一種污染源所造成，此即顯現出前述之第一個關鍵步驟-「釐清環境變動因素」的重要性。

主成分分析(Principal component analysis, PCA)是一種歷史相當悠久且普遍的統計方法，在許多的統計軟體包括 SPSS、SAS、PRIMER 中都能進行，且適用於水質、底泥、空氣等環境資料的分析。PCA 可分離出環境系統變動中各個互相獨立的成分，並經由相關環境、生態

知識判斷其所代表的意義（例如：有機污染、海水感潮、垃圾場滲水等），藉由此種分析技術，可以界定出環境中自然及人為的影響因素。而 PCA 中各觀測值在不同成分的成分分數，則可用來估計該成分軸所代表環境影響因素的強度，再以此與生物參數進行相關分析、多元迴歸分析以及 BIO-ENV 多變數相關分析，即可進一步瞭解環境中自然變動及人為干擾對生物產生的影響。因此，PCA 是尋找並釐清生物與環境資料的有利工具，不過其連結的方式為許多線狀的連結，即為眾多單一環境影響因素與單一生物參數的關係，無法顯現出多個環境影響因素與多個生物參數間的整體結構，包括相互影響的關係、程度、方向，以及各變數間直接影響及間接影響的情形。而結構方程模式 (Structural Equation Modeling, SEM) 進一步則可提供此一功能。

SEM 是一種結合因素分析 (Factoring Analysis) 及路徑分析 (Path Analysis) 的高階統計方法 (Malaeb et al., 2000; McCune and Grace, 2002; Pugesek et al., 2003)，主要可作為理論驗證之工具 (Pugesek et al., 2003)，其應用範圍極廣，常使用於社會科學、心理學、化學、生物學領域的研究 (Bollen, 1989; Kline, 1998)，在生態及環境科學方面也有使用的例子 (Grace and Pugesek, 1997)，近年來水域生態方面的應用也逐漸出現 (Malaeb et al., 2000; Liang et al., 2002; Arhonditsis et al., 2006; Arhonditsis et al., 2007; Chou et al., 2010; Liu et al., 2010; 方, 2010a;



方，2010b; 方及周，2010; 陳及方，2010; 周等，2011a; 周等，2011b; 方及周，2012a; 方及周，2012b)。理論上SEM只要資料完整，可同時將數種環境影響因素(例如海流、水質、日照)與生物架構在一個模式內，能對環境生態有整體的瞭解，是一種極俱潛力的分析方法。

在 SEM 及 PCA 中有一重要之概念，稱作”潛在變項(latent variables)”，在社會科學中主要是指一些無法直接測量的概念，例如要評計小孩的偏差行為，可藉由逃學、毀壞公物、作弊、打架的次數、離家出走、和長輩頂嘴的頻率來估計（黃，2002）。在環境科學中生態系的健康程度(ecosystem health)、環境狀況(enviromental condition)及污染(pollution)也可用”潛在變項”的觀念以實測變項加以估計（Bollen, 1989）。這對海域環境生態研究的應用極有幫助，即可將各種環境變動因素(包含人為干擾及自然因子)以”潛在變項”的方式予以分離並命名，再與生物資料進行連結。此外”潛在變項”在污染的研究上有一個優點，即不需要監測所有環境參數，卻有機會估計到對生物分布具有關鍵物質的影響。例如假設在工業廢水的排放中伴隨著一種致命的有機化合物，此種物質不易監測，因此無法針對其濃度變動與生物進行相關分析。但是藉由工業廢水這個”潛在變項”的計算，即能與生物分布資料有明顯的關係，以確定生物的分佈與工業廢水的排放有關，這在傳統的相關分析中是難以獲得釐清的。

SEM 與一般線性模式不同之處為，線性模式主要是在測試是否 reject null hypothesis，而 SEM 則是建立接受 null hypothesis，並可驗證理論之正確與否，其分析流程包括模式界定、模式識別、模式估計、模式配評鑑及模式修正（黃，2004）。簡單而言首先需依據已有的資訊及理論建立一概念模式，而後收集資料再進行模式驗證的工作，因此 SEM 的研究需要堅強理論基礎。SEM 在社會科學的應用已超過 30 年，相關之理論架構已相當成熟，而在海域生態的研究上，因為應用尚少，而且各地區海域的環境影響因素不同，即使相隔不遠的兩個海域，或是時間相近的兩個時期，卻可能受不同人為干擾及不同程度的環境因子所掌控，因此在未事先充分瞭解環境變動前，概念模式的擬定相當困難。但是這可藉由 PCA 分析，先對海域環境進行影響因子的探索性分析，釐清影響海域變動的原因後，再以此為基礎進行環境及生物間概念模式的架構，這在目前結構方程模式在海域生態的應用尚未成熟時，應為一個好的研究策略。

SEM 可建構各類生物與環境間之變動模式，然而由於浮游藻類可快速反應環境變動(Ibelings et al., 1998)，對於污染的影響也較動物更具有敏感性(Klaine and Lewis, 1995)，再加上海域浮游植物的採樣方式與水質調查方式相同，且可同步採樣，因此本研究優先選擇浮游植物及水質資料為題材，進行研究。

本研究之分析流程設計，大致可分為「釐清環境變動因素」及「環境與生物之連結」等兩大部分(圖 1-1)。前者以 PCA 為主，首先將全部的環境實測變項(例如海水之溶氧、pH、鹽度、氨氮、硝酸鹽、....銅)投入首次之 PCA 分析，以所得 KMO 值(Kaiser 1974)及球面性檢定(sphericity test) (Bartlett 1951)將可判定整體資料是否適合進行主成分分析，而各變項之共同性(Communality)則可反應那些變項適合投入主成分分析(王，2004)。由以上整體資料及個別變項之判定標準，可初步得知該次 PCA 之結果是否良好。此外，以各變項於主成分之負荷量表現，可對各主成分(即所謂之潛在變項(latent variable))進行命名的工作，並判斷其屬於自然變動或人為干擾。至於選取主成分的數目則參考陡坡考驗(scree test)(Cattell, 1966)及 Kaiser 準則(Kaiser, 1959)。而經迴歸法輸出之成分分數，則以變異數分析進行時間及空間之比較，並與河川流量、雨量等外部資料進行相關分析，以判斷主成分(即潛在變項)的來源，以及輔助檢視主成分(即潛在變項)命名的正確性。若 PCA 的結果不佳(例如無法命名或解釋環境的變動)，則重組變項再次進行 PCA。圖 1-1 之第二部份(環境與生物之連結)則以 SEM 分析為主，首先依據生態學基本學理，以 PCA 環境變動潛在變項，及生物實測變項(例如生物物種數、個體數、歧異度、矽藻數量、甲藻數量....藍綠藻數量)擬定生態系變動之概念模式。若有特殊目的需評估，則可加入可能

發生之環境潛在變項，例如欲探討石化廠對海域生態的影響，即使在 PCA 分析中未分離出石化污染相關的潛在變項，也可將其主動納入概念模式中。接著再以 LISREL8 程式進行模式驗證的計算(Howell, 1996)。若模式之各項適配指標未達標準，則針對概念模式進行修正，重新再進行模式驗證，如適配良好，則完成模式建構，並以模式進行生態系變動架構的解析，而其中各環境因子之潛在變項(包含自然變動及人為干擾)與生物因子之潛在變項間路徑係數的大小，可做為環境與生物間量化比較的依據 (Malaeb et al., 2000)。至於最後所建構之生態系模式，則可依需求不同，做為後續研究擬定各項假說的基礎。

國外在水域生態領域已有少數 SEM 的研究發表 (Malaeb et al., 2000; Arhonditsis et al., 2006; Arhonditsis et al., 2007; Liu et al., 2010)，不過其生態系統相對較單純，建構的模式較簡單，而且其模式適配程度大都不佳。本研究所提出之主成分分析-結構方程模式的方法 (PCA-SEM) 是否能增進其解析力，擴大應用到不同型式的生態系，將成為日後能否廣泛應用在各類型海域生態系的重要關鍵。

本研究選定三個區域進行研究，依序為彰化沿岸海域(論文之第二章)，高雄港淤泥海拋區海域(第三章)，高雄南星計畫沿岸海域(第四章)。其中，彰化沿岸海域位於台灣西部兩條主要河川大肚溪及濁水溪的出海口之間，離岸 1.8~9 公里的範圍內，屬於沿岸河口生態系。高雄

港淤泥海拋區海域，離岸達 12 海浬，水深 500~700 米深，屬於大洋生態系。而高雄南星計畫沿岸海域為緊鄰岸邊至 3 海浬內的沿岸海域，因為位於台灣工業重鎮的高雄市，緊鄰之污染源眾多(詳述於第四章)，環境變動極其複雜，故可設定為眾多人為干擾的海域生態系。由於彰化沿海鄰近兩條河川的河口，濁水溪又是台灣第一大河川，因此勢必受到河川淡水注入此一自然因素的影響。高雄港淤泥海拋區海域，由於其離岸甚遠，陸源干擾相對輕微，但因為受到持續淤泥棄置的影響，因此除了自然變動因素外，海拋將是明顯的人為干擾。至於高雄南星計畫沿岸海域，污染源眾多，究竟那些因素才是影響生態的主因，將是本研究所希望釐清的。在這些研究地點中，高雄港淤泥海拋區海域屬於大洋生態系，至今尚未有任何以 SEM 建構模式的相關研究，而高雄南星計畫沿岸海域的環境變動複雜，至今也尚未有在如此複雜海域完成 SEM 模式建構的案例。

以上三海域，可分別代表三個不同的生態系統，本研究將透過實際數據的分析，驗證 PCA-SEM 是否可廣泛適用在不同類型的海域，並期望在第二章彰化沿岸海域的研究中，能明白河口沿岸海域生態系自然變動的架構，在第三章高雄港淤泥海拋區海域的研究中，預期能分離並量化海拋淤泥的人為干擾，並瞭解大洋生態系的自然變動架構，在第四章高雄南星計畫沿岸海域的研究中，能成功釐清複雜海域的變

動架構，並分離出不同人為干擾對生態系的相對影響程度。

## 參考文獻

- Al-Thukair, A.A., Abed, R.M.M., Mohamed, L., 2007. Microbial community of cyanobacteria mats in the intertidal zone of oil-polluted coast of Saudi Arabia, Marine Pollution Bulletin 54, 173–179.
- Arhonditsis, G.B., Paerl, H.W., Valdes-Weaver, L.M., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Reckhow, K.H., 2007. Application of Bayesian structural equation modeling for examining phytoplankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). Estuarine, Coastal and Shelf Science 72, 63-80.
- Arhonditsis, G.B., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Kenney, M.A. Lathrop, R.C., McBride, S.J., Reckhow, K.H., 2006. Exploring ecological patterns with structural equation modeling and Bayesian analysis. Ecological Modelling 192, 385–409.
- Bartlett, M.S., 1951. The goodness of fit of a single hypothetical discriminant function in the case of several groups. Annals of Eugenics 16, 199-241.
- Bollen, K.A., 1989. Structural Equations with Latent Variables, Wiley, New York, 514 pp.

- Cattell, R.B., 1966. Handbook of multivariate experimental psychology. Rand McNally, Chicago.
- Choi D.H., Yang S.R., Hong G.H., Chung, C.S., Kim, S.H., Park, J.S., Cho, B.C., 2005. Different interrelationships among phytoplankton, bacterial and environmental variables in dumping and reference areas in the East Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 41, 171-180.
- Chou, W.R., Fang, L.S., 2005. Study on the development of decapods community in a steel-slag disposal site with disturbance from typhoon. *Bulletin of Marine Science* 76, 637-645.
- Chou, W.R., Fang, L.S., Wang, W.H., Tew, K.S., 2010. Assessing the influence of a new entrance to a fishing harbor on coastal phytoplankton dynamics using Principal Component Analysis and Structural Equation Modeling. *Platax* 7, 41-55.
- Colebrook, J. M., 1982. Continuous plankton records: seasonal variations in the distribution and abundance of plankton in the North Atlantic Ocean and the North Sea. *Journal of Plankton Research* 4, 435-462.
- Czech, B., Krausman, P.R., Devers, P.K., 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States.



- BioScience 50, 593–601.
- Gordon, D.C., 1994. Intertidal ecology and potential power impacts, Bay of Fundy, Canada. *Biological Journal of the Linnean Society* 51, 17–23.
- Grace, J.B., Pugsek, B.H., 1997. A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. *The American Naturalist* 149, 436-460.
- Heinrich, A.K., 1962. The life histories of plankton animals and seasonal cycles of plankton communities in the oceans. *Journal du Conseil* 27, 15-24.
- Houde, E.D., Rutherford, E.S., 1993. Recent trends in estuarine fisheries: predictions of fish production and yield. *Estuaries* 16, 161–176.
- Howell, R. D., 1996. LISREL 8 with PRELIS2 for Windows. *Journal of Marketing Research* 33, 377-381.
- Ibelings, B., Admiraal, W., Bijkerk, R., Ietswaart, T., Prins, H., 1998. Monitoring of algae in Dutch rivers: does it meet its goals? *Journal of Applied Phycology* 10, 171–181.
- Kaiser, H.F., 1959. The application of electronic computers to factor analysis. *Symposium on the Application of Computers to Psychological Problems*, APA.

- Kaiser, H.F., 1974. Little Jiffy, Mark IV. Educational and Psychological Measurement 34, 111-117.
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. Environmental Conservation 29, 78–107.
- Klaine, S.J., Lewis, M.A., 1995. Algal and plant toxicity testing. In: Hoffman, D.J, Rattner, B.A., Burton Jr., G.A., Cairns Jr, J. (Eds.), Handbook of Ecotoxicology. CRC, Boca Raton, FL, USA, pp. 163–184.
- Kline, R.B., 1998. Principles and Practice of Structural Equation Modeling. The Guildford Press, New York, 354 pp.
- Liang, S.H., Shieh, B. S., Fu, Y. S., 2002. A structural equation model for physiochemical variables of water, benthic invertebrates, and feeding activity of waterbirds in the Sitsao wetlands of southern Taiwan. Zoological Studies 41, 441-451.
- Liu, Y., Guo, H. C., Yang, P. J., 2010. Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll *a*: A multivariate statistical model analysis. Ecological Modelling 221, 681–688.
- Malaeb, Z.A., Summers, J.K., Pugsek, B.H., 2000. Using structural equation modeling to investigate relationships among ecological

- variables. *Environmental and Ecological Statistics* 7, 93-111.
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Oregon, USA, 304 pp.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52, 883–890.
- Parsons, T. R., Takahashi, M., Hargrave, B., 1977. *Biological Oceanographic Processes*, 2<sup>nd</sup> edn. Pergamon Press, New York.
- Pugesek, B.H., Tomer, A., von Eye, A., 2003. *Structural Equation Modeling: Applications in Ecological and Evolutionary Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 336 pp.
- Ramdani, M., Elkhiaati, N., Flower, R. J., Thompson, J. R., Chouba, L., Kraiem, M. M., Ayache, F., Ahmed, M. H., 2009. Environmental influences on the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and zooplankton in North African coastal lagoons. *Hydrobiologia* 622, 113-131.
- Talley, D.M., North, E.W., Juhl, A.R., Timothy, D.A., Conde, D., deBrouwer, J.F.C., Brown, C.A., Campbell, L.M., Garstecki, T., Hall, C.J., Meysman, F.J.R., Nemerson, D.M., Filho, P.W.S., Wood, R.J., 2003. Research challenges at the land–sea interface. *Estuarine*

Coastal and Shelf Science 58, 699–702.

方力行，2010a，河域生態調查。美商傑明工程顧問（股）台灣分公司。

2010，99 年度臺北縣水污染整治整合計畫，臺北縣政府環境保護局，P3-1~3-182。

方力行，2010b，海域生態系統分析。中興工程股份有限公司。2010，

彰化縣西南角(大城)海埔地工業區計畫環境影響評估報告書。國

光石化科技股份有限公司，P7-113~7-114。

方力行、周偉融，2012a，浚泥海拋對海域生態影響之評估。國立高雄

海洋科技大學。2012，100 年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估

監測報告。交通部高雄港務局。

方力行、周偉融，2012b，河域生態調查。美商傑明工程顧問（股）台

灣分公司。2012，100 年度新北市水污染整治整合計畫。新北

市政府環境保護局。

方力行、周偉融，2010，河川環境生態整體評估的探討。20 週年所慶

研討會，臺北，台灣。

王保進，2004，多變量分析：套裝程式與資料分析。高等教育文化，

台北市。

周偉融、張桂祥、方力行，2011a，以結構方程模式解析桃園觀音沿海

表層生態系之變動架構。第 33 屆海洋工程研討會，高雄，台灣。

周偉融、張桂祥、黃榮富、方力行，2011b，以結構方程模式解析河川

對安平漁港及其鄰近海域表層生態系之影響。中華民國環境工程

學會-環境資訊研討會，台南，台灣。

陳一鳴、方力行，2010，屏東縣南灣海域珊瑚監測。台灣電力股份有

限公司，87 pp.。

黃芳銘，2002，結構方程模式理論與應用。五南圖書出版公司，台北。

黃芳銘，2004，社會科學統計方法學-結構方程模式。五南圖書出版公

司，台北。

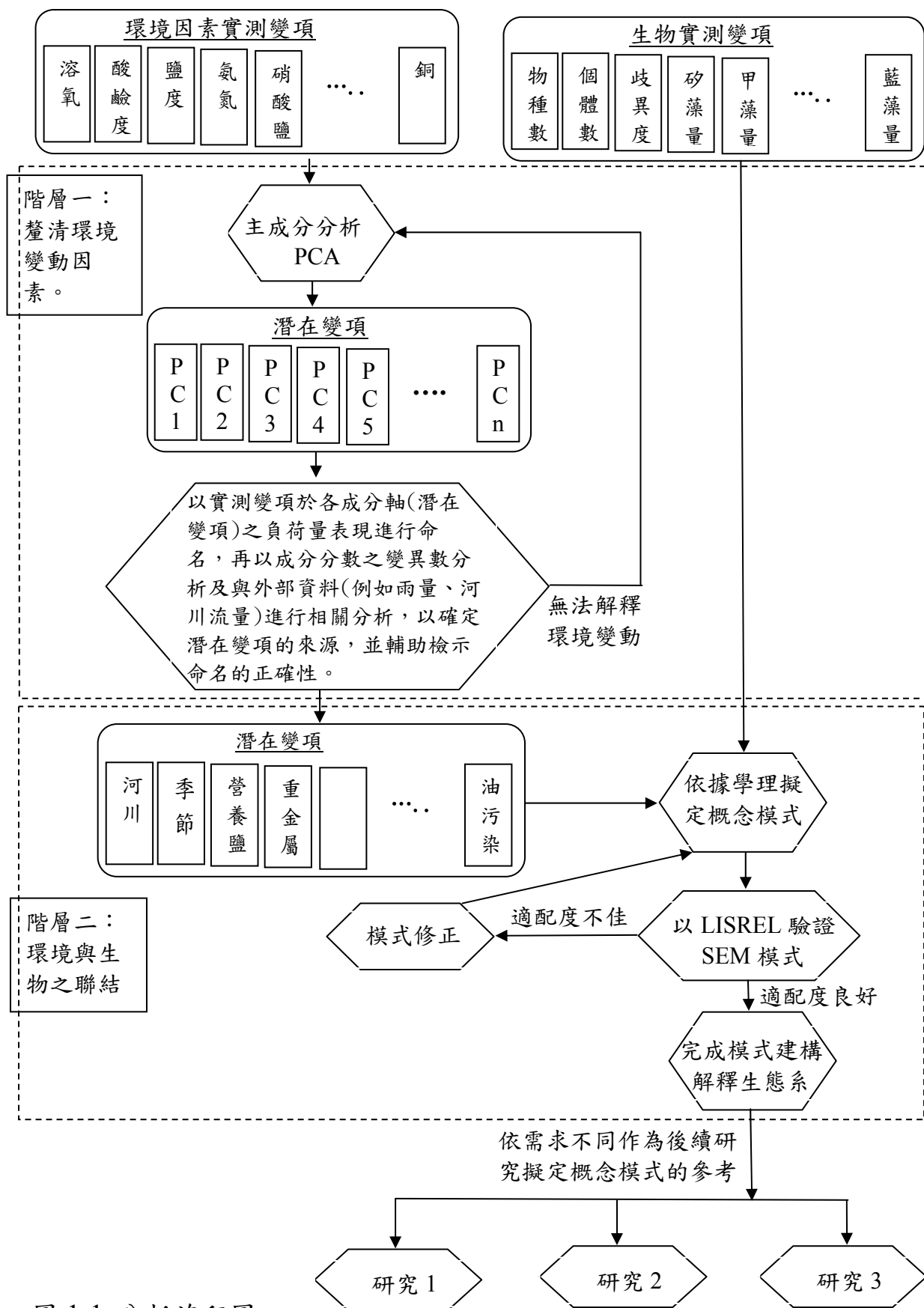


圖 1-1 分析流程圖

## 第二章 沿岸河口生態系變動架構之解析

### -以彰化沿海為例

#### 2.1 前言

在水域生態系中，水質是決定浮游生物變動的關鍵因素 (Nasrollahzadeh et al., 2008; Ramdani et al., 2009)。而物理、化學因子(例如 pH、溫度、鹽度、營養鹽)以及生物因子(例如捕食者及被捕時者)常是影響浮游植物變動的主要因素(Colebrook, 1982; Eloranta, 1993; Ramdani et al., 2009)，然而這些因素往往交互影響，致使浮游植物變動機制的釐清變的相當困難。過去在探討生物變動常使用的迴歸分析 (Eloranta, 1993; Wang et al., 2005; McQuatters-Gollop et al., 2007; Oviatt et al., 2007)，但是這僅能知道環境因子對生物的直接影響，無法用於解析複雜的生態系。而沿岸海域常受到眾多環境因子的合併影響(Ramdani et al., 2009)，在此要建構一個包含生物及物理環境因子在內的生態系模式並不容易，此外目前尚未有研究比較生物及物理因子對浮游植物歧異度的相對影響程度。

彰化沿海位於台灣西部沿海，兩條主要河川濁水溪及大肚溪的出海口之間，離岸 1.8~9 公里的範圍內，而濁水溪又是台灣第一大河川，因此勢必受到河川淡水注入此一自然因素的影響。研究區域鄰近較明顯的人為干擾來源為彰濱工業區填海造陸工程，然而本研究 2001~2004

年之調查期間，工業區已無填海抽砂之工程進行，且尚未有大規模廠商進駐工業區。因此本研究以主成分分析及結構方程模式建構彰化沿海區域的表層生態系模式，以解析浮游植物自然變動的架構。

## 2.2 研究方法

### 2.2.1 資料來源

本研究期間自 2001~2004 年每年 3~10 月，每個月採樣一次共計 24 次的調查，數據包括環境資料及生物資料，環境資料取自於經濟部工業局彰濱工業區之海域水質監測數據，共有五個變數包括表層海水之溫度、鹽度、透明度、濁度及溶氧。生物資料以採水器進行浮游植物調查，且與水質進行同步採樣，浮游動物則以北太平洋標準網進行五分鐘之水平拖曳採樣，浮游生物採樣後進行分類及計數，並計算每個樣本之 Shannon diversity。

### 2.2.2 研究地點

本研究區域位於台灣西部沿岸，彰濱工業區填海造陸後之工業區鄰近海域。附近海域之海流主要是由潮流、風驅流及長期平均流等三項成份組合而成，非東北季風期間之平均流以東北向為主，東北季風期間則以順風向之南南西向為主(許等，2001)。研究區域北界及南邊分別為兩條主要河川-大肚溪與濁水溪，每年挾帶可觀之泥砂出海，為區內漂砂主要來源，此外尚有包括鹿港溪、洋仔厝溪、員林大排、番雅



溝、舊濁水溪等流量較小的河川流入本海域。另外以中央氣象局梧棲測站 1977 年至 2009 年之降水量資料顯示，6 月至 8 月為本區域降雨最多的季節(平均降雨量為 225.8mm、228.9mm、225.1mm)，其次為 9 月(174.3mm)、5 月(160.3mm)及 4 月(128.0mm)，10 月份至隔年 3 月則為降雨量最少的季節(21.2~78.2mm)。本研究分別於 10 米等深線及 20 米等深線沿著海岸 4 個斷面設置測站，共計有 8 個測站如圖 2-1。

### 2.2.3 分析方法

本研究之分析流程請參考第一章之 1.2 節”研究方法與架構”。至於結構方程模式概念模式之擬定則如下：

#### 2.2.3.1 概念模式

浮游植物由於為浮游動物的食物，因此兩者間之變動會有所關聯 (Mallin and Paerl, 1994; Muylaert et al., 1997)。而環境變動通常亦為導致浮游生物群聚變動的重要原因 (Soetaert and Van Rijswijk, 1993; Savenkoff et al., 1995; Hsieh and Chiu, 1998; Chojnacki, 1999; Gayoso, 1999; Lehman, 2000; Capriulo et al., 2002)。此外，在河口地區傳統的動態模式研究中生物之生長潛能(growth potential)常以生物的豐度表示 (abundance) (Malaeb et al., 2000)，而 Shannon diversity 則被用來代表生物群聚之多樣性 (Shannon and Weaver, 1949)，其數值的高低則通常用來反應生態系的穩定或健康程度(healthy functioning) (Reynolds and

Elliott, 2002)。依據主成分分析中所分離之若干個影響環境變動的成分 (environment fact 1、environment fact 2.....、environment fact n)，結合生物資料的概念模式如圖2-2。模式中假設 $\xi_1$  (environment fact1)對 $\eta_2$  (浮游動物多樣性)有直接及間接的影響 $\gamma_{21}$ 及 $\gamma_{11} \times \beta_{21}$ ，以及對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)有顯著之直接影響 $\gamma_{11}$ ；另外假設 $\xi_2$ (environment fact2)對 $\eta_2$  (浮游動物多樣性)有直接及間接的影響 $\gamma_{22}$ 及 $\gamma_{12} \times \beta_{21}$ ，以及對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)有顯著之直接影響 $\gamma_{12}$ ，以此類推，假設 $\xi_n$ (environment fact n)對 $\eta_2$  (浮游動物多樣性)有直接及間接的影響 $\gamma_{2n}$ 及 $\gamma_{1n} \times \beta_{21}$ ，以及對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)有顯著之直接影響 $\gamma_{1n}$ 之。此外再假設 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)對 $\eta_2$  (浮游動物多樣性)有顯著之直接影響 $\beta_{21}$ ， $\eta_2$  (浮游動物多樣性)對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)有顯著之直接影響 $\beta_{12}$ 。

### 2.3 結果

表 2-1 顯示 5 個環境變動因子與浮游生物歧異度的平均值、變動範圍，以及各參數間相關分析的結果。其中溫度約有 12°C 的變動，此為亞熱帶地區的特性，鹽度則在 26~35psu 之間，顯示受到淡水注入的影響，透明度及濁度數值的範圍相當大，顯現懸浮固體對海域環境有明顯變動，而浮游植物及浮游動物歧異度指數的範圍也很大，反應生物群聚在時間及空間上的變動。

由水溫、鹽度、透明度、濁度、溶氧等 5 個變數進行之抽樣適當

性檢定(KMO=0.634)及 Bartlett 球面性檢定值( $p=0.00$ )均顯示 PCA 的結果良好。表 2-2 為 5 個水質參數以主成分分析最大變異轉軸法(Principle component analysis, Varimax rotation) 分析的結果，第一及第二成分的特徵值(eigenvalue)大於 1，共可解釋 79.7%的水質變異，另以各成分軸中因子負荷量(factor loading)大於 0.5 者作為該成分軸命名的依據。分析的結果顯示第一成分軸(the first component, PC1)可解釋所有水質變異的 43.0%，鹽度、透明度、濁度的因子負荷量較大，其中濁度為負，鹽度及透明度為正(表 2-2)，其代表之意義為河川注入的影響。即本成分軸之成分分數(principal component score)越大則代表鹽度及透明度數值越高、濁度越低，也反應河川注入的影響較小。此三個變數之正負向關係反應當海水受河川影響較低時，海水濁度較小，而鹽度、透明度較高的效應。以二因子變異數分析探討本成分分數在時間上的差異，結果顯示年與月份間有顯著之交感作用(interaction) ( $F=5.226$   $p<0.001$ ) (表 2-3)，以 Tukey Test 進行多重比較(Multiple Comparison)的結果顯示，各年之月份間的變動不盡相同，不過整體而言以 3~6 月的成分分數較大，即河川注入影響較小，而 7~10 月份的成分分數較小，即河川注入影響較大(表 2-3)。在成分分數空間上的比較則顯示，測站在垂直海岸的斷面( $F=7.696$   $p<0.001$ )及水深( $F=50.643$   $p<0.001$ )均有顯著差異，多重比較的結果則顯現 20 米水深的測站顯著大於 10

米水深的測站；越向南邊的測線成分分數有較小的趨勢（表 2-3）。

第二成分軸（the second component, PC2）可解釋所有水質變異的 36.7%（表 2-2），其代表之意義推測為季節性環境變動，主要是因為溫度、鹽度、溶氧的因子負荷量較大，其中溫度為負，鹽度及溶氧為正，即成分分數越大則代表鹽度及溶氧數值越高，溫度越低。變數間之正負向關係反應當乾季時降雨少，海水鹽度相對較高，而此時正逢非夏季時期，溫度相對較低，而高溶氧則與低溫時海水可溶入較多氧氣之物理現象有關(Shrestha and Kazama, 2007)。變異數分析的結果顯示，年與月份間有顯著之交感作用(interaction) ( $F=3.26$   $p<0.001$ )（表 2-3），多重比較的結果顯現各年月份間的變動不盡相同，不過整體而言以 3、4、10 月的成分分數較大，即降雨較少、溫度較低，而 6~9 月份的成分分數較小，即降雨較多、溫度較高。成分分數在空間上的比較則顯示，測站在垂直海岸的斷面無顯著差異 ( $F=0.10$   $p=0.961$ )，但是在水深間則有明顯不同 ( $F=8.96$   $p=0.003$ )，多重比較的結果則顯現 10 米水深的測站顯著大於 20 米水深的測站（表 2-3）。

以經濟部水利署河川流量及含沙量的資料，與 PC1 成分分數的相關分析部份，首先將 PC1 八個測站的成分分數平均後，再與相對應時間的流量及含沙量進行相關分析，結果 PC1 的平均值與北界大肚溪的流量( $r=-0.246$ ,  $p=0.25$ )及含沙量( $r=-0.028$ ,  $p=0.90$ )均無顯著相關，但是

卻與地處南邊濁水溪的流量( $r=-0.561, p<0.001$ )及含沙量( $r=-0.547, p=0.001$ )有顯著相關(表 2-4)。另外在 PC2 測站間成分分數之平均值，與鹿港監測站的月平均雨量的相關分析顯示，兩者間呈現顯著之負相關( $r=-0.456, p=0.009$ ) (表 2-4)。

在表 2-3 中 PC1 的成分分數在 7~10 月份較小，而 PC2 則在 6~9 月份較小，兩者似乎有時間上的差異，若將 PC2 成分分數之月平均值，依序與次月份 PC1 成分分數之月平均值進行相關，結果呈現顯著相關 ( $r=0.512, p=0.003$ )。

依據上述 PCA 分析的結果，影響本海域環境變動的因素為河川注入以及季節性環境變動，因此圖 2-2 的概念模式(conceptual model)可進一步修正為圖 2-3。在此模式中以透明度、濁度、鹽度等三個實測變項估計  $\xi_1$ (河川注入)，而以鹽度、溶氧、溫度等三個實測變數估計  $\xi_2$ (季節變動)，至於潛在變項  $\eta_1$ (浮游植物多樣性)及  $\eta_2$ (浮游動物多樣性)則各僅有一個實測變項，且分別由浮游植物 Shannon diversity index 以及浮游動物 Shannon diversity index 所估計。將收集的 256 筆資料以 SEM 實證之結果如圖 2-4，其適配指標  $\chi^2=31.96, df=9, p\text{-value}=0.0002$ ；RMSEA=0.1；RMR=0.043；GFI=0.97；AGFI=0.89；NFI=0.94；NNFI=0.9；CFI=0.96；IFI=0.96；RFI=0.87；CN=167.6。有關各式配指標的詳細內容與解釋可參考 Tomer (2003) 及 Schumacker and Lomax (2004)的研究。

而根據 Steiger(1989)及 Tomer and Pugesek (2003)當 RMSEA 小於 0.05 代表「良好的適配」，0.05~0.08 可視為「不錯的適配」，0.08~0.1 則為「中度的適配」，大於 0.1 表示「不良適配」，而圖 2-4 模式的 RMSEA 指數為 0.1 處於「中度的適配」至「不良適配」的範圍。進一步經由模式修正後之實證模式如圖 2-5，其適配指標則大幅改善， $(\chi^2=17.58, df=8, p\text{-value}=0.0246; RMSEA=0.069; RMR=0.026; GFI=0.98; AGFI=0.93; NFI=0.97; NNFI=0.96; CFI=0.98; IFI=0.98; RFI=0.92; CN=291.8)$ 。其中除了卡方值較大外其餘各式配指標均符合標準，至於卡方值較大的原因，則可能與樣本數較大有關(Hoelter, 1983)，若減少樣本數，僅選取 200 個樣本重新分析，其適配指標分別依序為 $\chi^2=13.72, df=8, p\text{-value}=0.089; RMSEA=0.060; RMR=0.00017; GFI=0.98; AGFI=0.93; NFI=0.97; NNFI=0.97; CFI=0.99; IFI=0.99; RFI=0.93; CN=291.8$ ，其中卡方值已符合標準。

在潛在變項 $\xi_1$ 的估計方面，透明度(0.90)、鹽度(0.45)及溶氧(0.24)的因子負荷量均為正，而濁度(-0.97)為負(圖 2-5)，除了增加溶氧外與 PCA 的結果類似，均反應河川淡水的流入會導致鹽度及透明度的下降以及濁度的升高。因此在此模式中潛在變項 $\xi_1$ 是指負的河川注入，即當河川影響較大時， $\xi_1$ 的估計數值較小。在對 $\xi_2$ 的估計中，鹽度(-0.40)、溶氧(-0.61)的因子負荷量均為負，而溫度(0.90)為正(圖 2-5)，此三個實測變項因子負荷量間之正負關係與之前 PCA 的結果相反，但是兩者均

代表夏季的高溫時期正好適逢台灣的雨季，而由於高水溫時溶入海水氧氣較低的物理特性。因此，模式中潛在變項 $\xi_2$ 數值較大時代表高溫、低鹽、低溶氧的海水。

在環境潛在變項對生物的影響方面， $\xi_1$ (河川注入)對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的直接影響為 0.17，對 $\eta_2$ (浮游動物多樣性)的間接影響為 0.02 ( $0.17*0.14$ )； $\xi_2$ (季節變動)對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的直接影響為-2.0，對 $\eta_2$ (浮游動物多樣性)的間接影響為-0.03( $-0.20*0.14$ )；而 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)對 $\eta_2$ (浮游動物多樣性)則有 0.14 的直接影響，至於 $\xi_1$ 以及 $\xi_2$ 對 $\eta_2$ (浮游動物多樣性)的直接影響則為不顯著(圖 2-5)。

進一步探討各實測變項對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的影響，其中溫度有最強負向的影響(standardized path coefficient = -0.18,  $0.90*(-0.20)$ )，其次為濁度的影響(standardized path coefficient = -0.1649,  $-0.97*0.17$ )(表 2-5)，透明度、鹽度及溶氧則有正向的影響(表 2-5)。而鹽度透過兩個途徑影響浮游植物，分別為 0.0765( $0.45*0.17$ )以及 0.08( $-0.40$ )\*(-0.20)，合計為 0.1565。

## 2.4 討論

在本研究中，我們先以 PCA 了解影響水域環境變動的主要因素，並以其時空變異判斷其影響來源，再以 SEM 建構包含環境及生物的生態系模式，以解釋浮游植物歧異度變動的架構。

PCA 的結果顯示，河川注入及季節變動是影響本海域環境的主要因素，在潛在變項「河川注入」方面，其成分分數以 7~10 月明顯較小，反應為河川注入影響較大的時期，而台灣中南部的濕季在 6~9 月(Han et al., 2007)，而與本研究間有一個月的差距。此應與河川上游廣大之集雨區，在降雨土壤吸飽雨水後，匯入河川中有若干的時間差，因此河川流量較大時期與雨季有延遲的現象(Time lag)。此外近岸成分分數較小，也符合近岸海域受河川注入的影響較大。至於南邊斷面成分分數較小，其原因推測為受濁水溪的影響，在研究期間南邊濁水溪含沙量(平均  $4968 \text{ mg l}^{-1}$ )及流量較高(平均  $183 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )，而北邊大肚溪的含沙量較低( $384 \text{ mg l}^{-1}$ )及流量較低(流量平均  $78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )。此外，由 PC1 之成分分數與濁水溪含沙量及流量呈顯著相關的結果，也支持潛在變項「河川注入」主要受濁水溪的影響。再者，在本海域沿岸流方向的研究顯示，3~9 月份期間，西南季風盛行，海流之方向多為向北(Wu et al., 2007)，此將有助於將濁水溪口混濁的河水向北帶至本海域。在潛在變項「季節變動」方面，主要包含乾濕季導致雨量不同所造成海水鹽度的變動，以及由夏季水溫較高所產生的影響，而其成分分數 6~9 月較 3、4、10 月小，此符合台灣 6~9 月屬於雨季的特性。此外，7、8 月份是台灣的颱風季節(Han et al., 2007)，而颱風侵襲時往往帶來暴雨而導致河川的氾濫，而歷年 7、8 月的成分分數確實為調查中最小。再者，



台灣的夏季在 6~8 月份，其中又以 7、8 月份的溫度最高，此也符合 7、8 月份成分分數最小的結果。另由成分分數與降雨量的顯著相關，也提供此成分代表季節性變動的證據。

整體而言，由 PC1 成分分數的空間變動使反映了南邊濁水溪河水注入對本海域環境的影響，由 PC2 成分分數的時間變動，則顯現本海域環境的季節變動。

在 SEM 最後之實證模式中， $\xi_2$ (季節變動)對 $\eta_1$ (浮游植物的多樣性)的直接影響(-0.2)最大，其次為 $\xi_1$ (河川注入)(0.17)，至於 $\eta_2$ (浮游動物多樣性)對 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的影響則不明顯。有關潛在變項 $\xi_2$ (季節變動)影響 $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的部分，可歸納出夏季高溫及降雨導致的大海鹽度降低等效應，對浮游植物多樣性有不利的影響。而文獻指出在河口沿著鹽度梯度的研究中，指出在中度鹽度(intermediate salinities)的環境中，能存活的物種相對較少，因此其歧異度較低(Remane, 1934)，Mukai(1987)在沿岸海域的研究發現，鹽度與浮游植物歧異度呈顯著正相關，低水溫季節(14°C~18°C)，溫度與浮游植物歧異度為顯著正相關，而高水溫季節(22°C~28°C)，溫度與浮游植物歧異度為顯著負相關。此外，溫度單一個因子以及溫度與營養鹽間的交互作用均能影響浮游植物的成長(Rhee and Gotham, 1981)。高緯度區域矽藻的數量則被用來作為溫度變動的指標(Bigler and Hall, 2003)。而本研究

的溫度變動範圍為 20~32°C，因此當夏季高溫時，可能因為部分優勢種浮游植物成長迅速，因而導致歧異度的降低。此外，本海域的浮游植物大多數為沿岸性的矽藻種類(Tew et al., 2006)，當大量降雨發生時，部分種類的浮游植物推測因為無法適應鹽度的突然降低，而造成其成長的限制。從各實測變數的角度觀察，溫度的效應為-0.18，大於鹽度的 0.08，顯示溫度變動對浮游植物的影響要大於直接降雨的影響。

至於在潛在變項  $\xi_1$ (河川注入)影響  $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的部分，可歸納出河川注入導致的懸浮固體增加，以及鹽度降低等效應，對浮游植物多樣性有不利的影響。一般而言，高濁度反應高濃度的懸浮固體，會因為阻絕光線而限制了浮游植物光合作用的進行，進而抑制浮游植物的成長(Falkowski and Owens, 1980; Facca et al., 2002; Flöder et al., 2002)，不過，有時高濁度也伴隨營養鹽的出現，而對浮游植物的成長卻有促進的作用(Wetsteyn and Kromkamp, 1994)。在本研究中，海水濁度的增加導致浮游植物歧異度的降低，意味著在本海域中，光線扮演限制特定種類浮游植物成長的角色，此種現象也普遍發生在其他河口的研究中(van Spaendonk et al., 1993; Cloern 1999)。在鹽度變動部份，如同前述降雨導致鹽度降低，進而對浮游植物多樣性的負面影響，在此，河川淡水至入也將產生相同的效應。從各實測變數的角度觀察，其中濁度及透明度對  $\eta_1$ (浮游植物多樣性)的影響分別為-0.1649 及

0.153，其次為鹽度影響的 0.0765，顯示河川中夾帶泥砂所造成的干擾大於河川淡水鹽度降低的影響。

綜合  $\xi_2$  (季節變動) 及  $\xi_1$  (河川注入) 中各實測因素對  $\eta_1$  (浮游植物多樣性) 的影響，以絕對值的角度觀察，以溫度的 0.18 最高，而鹽度在加總河川淡水及降雨的因素後可達 0.157，已與河川泥沙沖刷所導致濁度增加影響的 0.165 以及透明度降低影響的 0.153 相類似。

有關最後之實證模式(final model)中， $\xi_1$  (河川注入) 以及  $\xi_2$  (季節變動) 對浮游生物的路徑係數並不高，可解釋變異的比例偏低，其原因可能與未監測營養鹽、污染物、光線等可能影響浮游植物群聚變動的等重要參數因素有關，若能如 Arhonditsis et al.(2007) 監測更多的參數，如營養鹽及光照，則對浮游植物歧異度的解釋勢必將增高。此外，在對浮游動物的影響方面，Soetaert and Van Rijswijk (1993)、Chojnacki (1999)、Hsieh and Chiu(1998) 等人的研究則發現環境變動會造成浮游動物群聚的變異，而 Smith and Vidal (1984) 在白令海大範圍調查的研究中，浮游植物對浮游動物產生的影響，明顯較溫度為大。其他的研究則顯示浮游植物的濃度與溫度均為影響浮游動物的重要因子(Vidal, 1980; Paffenhöfer, 1983)。在本研究中， $\xi_1$  (河川注入) 及  $\xi_2$  (季節變動) 對  $\eta_2$  (浮游動物多樣性) 均無直接影響，環境因子是透過  $\eta_1$  (浮游植物多樣性) 所產生的間接影響，此可能是本海域環境的變動範圍，尚未達到直

接對浮游動物生理有明顯影響的程度。此外，在浮游植物及浮游動物歧異度之間的關係，主要呈現由下而上的影響，即所謂的上行效應(bottom up effect)，此與 Finlay et al.(2007)的研究相符合，而 Stow and Borsuk (2003)以路徑分析(path analysis)所得之下行效應(top down effect)的結果，即浮游動物會顯著影響浮游植物的情形，在本研究中則並未發現。

在最後實證模式中，潛在變項 $\xi_1$ (河川注入)因為增加了與溶氧的連結，使眾多適配指數獲得大幅度的改善，因而得建構出較佳的模式。經由環保署環境資料庫中 2001~2004 年濁水溪西螺大橋監測站，與同時期彰濱工業區海域水質監測的生化需氧量平均值，依序為  $4.7 \pm 4.1$  mg/L 與  $0.7 \pm 0.3$  mg/L，河川中之生化需氧量明顯大於海域。而隨淡水同步注入海中的耗氧物質，在分解的過程中會消耗溶氧，以及(Shukla et al.(2008) 指出污染導致的低溶氧環境，浮游植物的歧異度較低。因此在圖 2-5 的實證模式中增加與溶氧的連結，是合理可被接受的。

過去的研究，常以簡單相關、複回歸等方式進行生物及環境參數的連結(Gurung et al., 2000; Williamson and Harrison, 2002)，不過 SEM 可進一步釐清生物及環境間直接影響及間接影響的結構性關係，而使兩者有更好的連結。例如在本研究中，河川及季節變動對浮游動物歧異度沒有顯著的直接影響，而是透過浮游植物歧異度產生的間接影

響，此結論如不是透過 SEM 的分析，是無法清楚釐清的。此外，河川注入以及季節變動都造成海水鹽度的改變，也均導致浮游植物多樣性的降低。再者，海水中之溶氧濃度，也是經由河川注入導致的溶氧下降，以及水溫不同導致溶氧改變的物理現象等，兩個途徑最後加成的結果。以上之訊息均反映出傳統的統計方法，無法深入釐清海域複雜的變動架構，貿然直接將實測的環境變數與生物資料進行相關分析，未考慮環境參數可能受到一個以上的環境變動因素所影響，此即可能為生物與環境連結困難的主要原因。

綜合而言，本研究以水質資料的 PCA 分析釐清彰化沿海的環境變動因素，主要為河川注入及季節變動，再以 SEM 確定了河川注入及季節變動對浮游植物有顯著的直接影響，而對浮游動物無明顯的直接影響，而是透過浮游植物歧異度所產生的間接影響。進一步深入探討隱藏於河川注入及季節變動中的效應，包括季節性溫度變化、河川泥沙、降雨及河川淡水導致的鹽度變動等自然因素。至於其對浮游植物歧異度相對之影響程度，以溫度最大，其次則為河川泥沙及鹽度變動。

## 參考文獻

- Arhonditsis, G.B., Paerl, H.W., Valdes-Weaver, L.M., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Reckhow, K.H., 2007. Application of Bayesian structural equation modeling for examining phytoplankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 63-80.
- Bigler, C., Hall, R. I., 2003. Diatoms as quantitative indicators of July temperature: a validation attempt at century-scale with meteorological data from northern Sweden. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 189, 147-160.
- Capriulo, G. M., Smith, G., Troy, R., Wikfors, G. H., Pellet, J., Yarish, C., 2002. The planktonic food web structure of a temperate zone estuary, and its alteration due to eutrophication. *Hydrobiologia* 475, 263-333.
- Chojnacki, J. C., 1999. Description of ecosystem of the Lower Oder and the Oder Estuary. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 27, 257-267.
- Cloern, J. E., 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33, 3-16.
- Colebrook, J. M., 1982. Continuous plankton records: seasonal variations in the distribution and abundance of plankton in the North Atlantic Ocean and the North Sea. *Journal of Plankton Research* 4, 435-462.
- Eloranta, P., 1993. Diversity and succession of the phytoplankton in a small lake over a two-year period. *Hydrobiologia* 249, 25-32.

- Facca, C., Sfriso, A., Socal, G., 2002. Changes in Abundance and Composition of Phytoplankton and Microphytobenthos due to Increased Sediment Fluxes in the Venice Lagoon, Italy. *Coastal and Shelf Science* 54, 773-792.
- Falkowski, P. G., Owens, T. G., 1980. Light-shade adaptation: two strategies in marine phytoplankton. *Plant Physiology* 66, 632-635.
- Finlay, K., Beisner, B. E., Patoine, A., Pinel-Alloul, B., 2007. Regional ecosystem variability drives the relative importance of bottom-up and top-down factors for zooplankton size spectra. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 516-529.
- Flöder, S., Urabe, J., Kawabata, Z., 2002. The influence of fluctuating light intensities on species composition and diversity of natural phytoplankton communities. *Oecologia* 133, 395-401.
- Gayoso, A.M., 1999. Seasonal succession patterns of phytoplankton in the Bahia Blanca estuary(Argentina). *Botanica Marina* 42, 367-375.
- Gurung, T. B., Kagami, M., Yoshida, T., Urabe, J., 2000. Relative importance of biotic and abiotic factors affecting bacterial abundance in Lake Biwa: an empirical analysis. *Limnology* 2, 19-28.
- Han, C. C., Tew, K. S., Fang, L. S., 2007. Spatial and temporal variations of two cyprinids in a subtropical mountain reserve - a result of habitat disturbance. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 395-403.
- Hoelter, J.W., 1983. The analysis of covariance structure: Goodness-of-fit indices. *Sociological Methods and Research* 11, 325-344.

- Hsieh, C. H., Chiu, T. S., 1998. Copepod abundance and species composition of Tanshui River Estuary and adjacent waters. *Acta Zoologica Taiwanica* 8, 75-83.
- Lehman, P.W., 2000. The influence of climate on phytoplankton community biomass in San Francisco Bay Estuary. *Limnology and Oceanography* 45, 580-590.
- Malaeb, Z.A., Summers, J.K., Pugsek, B.H., 2000. Using structural equation modeling to investigate relationships among ecological variables. *Environmental and Ecological Statistics* 7, 93-111.
- Mallin, M. A., Paerl, H. W., 1994. Planktonic trophic transfer in an estuary: Seasonal, diel, and community structure effects. *Ecology* 75, 2168-2184.
- McQuatters-Gollop, A., Raitsos, D.E., Edwards, M., Pradhan, Y., Mee, L.D., Lavender, S.J., Attrill, M.J., 2007. A long-term chlorophyll data set reveals regime shift in North Sea phytoplankton biomass unconnected to nutrient trends. *Limnology and Oceanography* 52, 635-648.
- Mukai, T., 1987. Effects of micro-scale in situ environmental gradients concerning water qualities on the structure of the phytoplankton community in a coastal embayment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 25, 447-458.
- Muylaert, K., Van Kerckvoorde, A., Vyverman, W., Sabbe, K., 1997. Structural characteristics of phytoplankton assemblages in tidal and non-tidal freshwater systems: A case study from the Schelde basin, Belgium. *Freshwater Biology* 38, 263-276.



- Nasrollahzadeh, H.S., Bin Din, Z., Foong, S. Y., Makhrough, A., 2008. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *Continental Shelf Research* 28, 1153-1165.
- Oviatt, C.A., Hyde, K.J.W., Keller, A.A., Turner, J.T., 2007. Production patterns in Massachusetts Bay with outfall relocation. *Estuaries and Coasts* 30, 35-46.
- Paffenhöfer, G. A., 1983. Vertical zooplankton distribution on the northeastern Florida shelf and its relation to temperature and food abundance. *Journal of Plankton Research* 5, 15-33.
- Ramdani, M., Elkhiafi, N., Flower, R. J., Thompson, J. R., Chouba, L., Kraiem, M. M., Ayache, F., Ahmed, M. H., 2009. Environmental influences on the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and zooplankton in North African coastal lagoons. *Hydrobiologia* 622, 113-131.
- Remane, A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 36, 34–74.
- Reynolds, C.S., Elliott, J.A., 2002. Phytoplankton diversity: discontinuous assembly responses to environmental forcing. *Verhandlungen der Internationalen ereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28, 336-344.
- Rhee, G. Y., Gotham, I. J., 1981. The effect of environmental factors on phytoplankton growth: Temperature and the interactions of temperature with nutrient limitation. *Limnology and Oceanography* 26, 635-648.
- Savenkoff, C., Chanut, J. P., Vézina, A. F., Gratton, Y., 1995. Distribution

- of Biological Activity in the Lower St Lawrence Estuary as Determined by Multivariate Analysis. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 40, 647-664.
- Schumacker, R. E., Lomax, R. G., 2004. A beginner's guide to Structural Equation Modeling. Lawrence Erlbaum Associates, Mahwah, New Jersey, 481pp.
- Shannon, C. E., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Shrestha, S., Kazama, F., 2007. Assessment of surface water quality multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling and Software* 22, 464–475.
- Shukla, J.B., Misra, A.K., Chandra, P., 2008. Mathematical modeling and analysis of the depletion of dissolved oxygen in eutrophied water bodies affected by organic pollutants. *Nonlinear Analysis-Real World Applications* 9, 1851-1865.
- Smith, S., Vidal, J., 1984. Spatial and temporal effects of salinity, temperature and chlorophyll on the communities of zooplankton in the southeastern Bering Sea. *Journal of Marine Research* 42, 221-257.
- Soetaert, K., Van Rijswijk, P., 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Marine Ecology Progress Series*. 97, 47-59.
- Steiger, J.H., 1989. EZPATH: A supplementary module for SYSTAT and SYGRAPH, SYSTAT, Evanston, IL.

- Stow, C. A., Borsuk, M. E., 2003. Enhancing causal assessment of estuarine fishkills using graphical models. *Ecosystem* 6, 11-19.
- Tew, K.S., Chou, W. R., Fang, L. S., 2006. Phytoplankton diversity and community structure in the coastal area of Chang-Hua during 2005. *Platax* 3, 31-38.
- Tomer, A., 2003. A short history of structural equation models. In: Pugesek, B.H., Tomer, A., von Eye, A. (Eds.), *Structural equation modeling-Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, pp. 85-124.
- Tomer, A., Pugesek, B. H., 2003. Guidelines for the implementation and publication of structural equation models. In Pugesek, B.H., Tomer, A. von Eye, A. (eds), *Structural equation modeling-Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, pp. 125-140.
- van Spaendonk, J. C. M., Kromkamp, J. C., de Visscher, P. R. M., 1993. Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* 31, 267-279.
- Vidal, J., 1980. Physioecology of zooplankton. I. Effects of phytoplankton concentration, temperature, and body size on the growth rate of *Calanus pacificus* and *Pseudocalanus* sp. *Marine Biology* 56, 111-134.
- Wang, J., Cota, G.F., Comiso, J.C., 2005. Phytoplankton in the Beaufort and Chukchi Seas: Distribution, dynamics, and environmental forcing. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 52, 3355-3368.

- Wetsteyn, L. P. M. J., Kromkamp, J. C., 1994. Turbidity, nutrients and phytoplankton primary production in the Oosterschelde (the Netherlands) before, during and after a large-scale coastal engineering project (1980-1990): Structure and functioning of the pelagic system *Hydrobiologia* 282/83, 61-78.
- Williamson, J., Harrison, S., 2002. Biotic and abiotic limits to the spread of exotic revegetation species. *Ecological Applications* 12, 40-51.
- Wu, C. R., Chao, S. Y., Hsu, C., 2007. Transient, seasonal and interannual variability of the Taiwan Strait current. *Journal of Oceanography* 63, 821-833.

表 2-1 彰化沿岸海域浮游生物及環境變數之範圍及平均值(n=256).

|                        | Range     | Mean±SD   |
|------------------------|-----------|-----------|
| 透明度(m)                 | 0.2~12.0  | 3.1±2.0   |
| 濁度(NTU)                | 0.35~120  | 5.03±8.71 |
| 鹽度(psu)                | 26.4~35.0 | 33.6±1.1  |
| 溶氧(mg/L)               | 6.0~9.7   | 6.9±0.5   |
| 溫度(°C)                 | 20.6~32.0 | 27.2±2.6  |
| 浮游植物 Shannon diversity | 0.10~3.07 | 1.85±0.49 |
| 浮游動物 Shannon diversity | 0.37~2.23 | 1.25±0.42 |

表 2-2 彰化沿岸海域水質資料之主成分分析(n=256)

| Variable           | PC 1   | PC 2   |
|--------------------|--------|--------|
| 透明度                | 0.947  | 0.083  |
| 濁度                 | -0.949 | -0.107 |
| 鹽度                 | 0.559  | 0.555  |
| 溶氧                 | 0.193  | 0.835  |
| 溫度                 | 0.010  | -0.901 |
| Eigenvalues        | 2.148  | 1.835  |
| Total variance (%) | 43.0   | 36.7   |

表 2-3 彰化沿岸海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey Test)

| <u>Two-way ANOVA</u>       |   |          |   |          |
|----------------------------|---|----------|---|----------|
|                            | Score 1   |          | Score 2   |          |
|                            | <i>F</i>  | <i>P</i> | <i>F</i>  | <i>P</i> |
| <u>Time</u>                |   |          |   |          |
| Year                       | 16.73   | <0.001** | 9.95  | <0.001** |
| Month                      | 21.94   | <0.001** | 161.87  | <0.001** |
| Year x Month               | 5.23  | <0.001** | 3.26  | <0.001** |
| <u>Space</u>               |   |          |   |          |
| Transect                   | 7.7   | <0.001** | 0.1   | 0.961    |
| Isobath                    | 50.64   | <0.001** | 8.96  | 0.003*   |
| Transect x Isobath         | 0.88  | 0.452    | 0.04  | 0.989    |
| <u>Multiple Comparison</u> |   |          |   |          |
|                            | Score 1   |          | Score 2   |          |
| <u>Factor: Month</u>       |   |          |   |          |
| Within 2001:               | Apr <sup>a</sup> Jun <sup>ab</sup> Mar <sup>abc</sup> May <sup>abc</sup> Oct <sup>bc</sup> Jul <sup>c</sup><br>Aug <sup>c</sup> Sep <sup>d</sup>  |          | Mar <sup>a</sup> Apr <sup>ab</sup> Oct <sup>b</sup> May <sup>c</sup> Sep <sup>cd</sup> Jun <sup>d</sup><br>Jul <sup>d</sup> Aug <sup>d</sup>    |          |
| Within 2002:               | May <sup>a</sup> Jun <sup>ab</sup> Oct <sup>ab</sup> Mar <sup>abc</sup> Apr <sup>abc</sup> Aug <sup>bc</sup><br>Sep <sup>c</sup> Jul <sup>d</sup> |          | Mar <sup>a</sup> Apr <sup>b</sup> Oct <sup>bc</sup> May <sup>cd</sup> Jun <sup>cd</sup> Sep <sup>de</sup><br>Aug <sup>ef</sup> Jul <sup>f</sup> |          |
| Within 2003:               | May <sup>a</sup> Mar <sup>ab</sup> Apr <sup>b</sup> Jul <sup>b</sup> Aug <sup>b</sup> Jun <sup>b</sup> Oct <sup>b</sup><br>Sep <sup>b</sup>       |          | Mar <sup>a</sup> Apr <sup>b</sup> Oct <sup>b</sup> Jun <sup>c</sup> May <sup>cd</sup> Sep <sup>cd</sup><br>Aug <sup>d</sup> Jul <sup>d</sup>    |          |
| Within 2004:               | Jun <sup>a</sup> May <sup>a</sup> Mar <sup>ab</sup> Apr <sup>ab</sup> Aug <sup>ab</sup> Jul <sup>bc</sup><br>Sep <sup>bc</sup> Oct <sup>c</sup>   |          | Mar <sup>a</sup> Oct <sup>ab</sup> Apr <sup>b</sup> May <sup>c</sup> Aug <sup>c</sup> Jun <sup>c</sup><br>Sep <sup>c</sup> Jul <sup>c</sup>     |          |
| <u>Factor: Transect</u>    |   |          |   |          |
|                            | Trans.2 <sup>a</sup> Trans.4 <sup>a</sup> Trans.6 <sup>ab</sup> Trans.8 <sup>b</sup>  |          | ns  |          |
| <u>Factor: Isobath</u>     |   |          |   |          |
|                            | 20 m <sup>a</sup> 10 m <sup>b</sup>   |          | 20 m <sup>a</sup> 10 m <sup>b</sup>   |          |

\*:  $P < 0.01$ ; \*\*:  $P < 0.001$ . Different superscripts indicate significant difference. Ns: non-significant

表 2-4 彰化沿岸海域水質主成分分析成分分數與鄰近河川之流量及含砂量之 Pearson 相關分析

|            | Score1   |          | Score 2  |          |
|------------|----------|----------|----------|----------|
|            | <i>r</i> | <i>P</i> | <i>r</i> | <i>P</i> |
| <b>大肚溪</b> |          |          |          |          |
| 流速         | -0.246   | 0.25     | -        | -        |
| 懸浮微粒       | -0.028   | 0.9      | -        | -        |
| <b>濁水溪</b> |          |          |          |          |
| 流速         | -0.561   | <0.001** | -        | -        |
| 懸浮微粒       | -0.547   | 0.001*   | -        | -        |
| 月平均雨量      | -        | -        | -0.456   | 0.009*   |



表 2-5 彰化沿岸海域環境參數對浮游生物歧異度之標準化影響  
(standardized effects)

| Factor  | 浮游植物多樣性 | 浮游動物多樣性 |
|---------|---------|---------|
| 河川      | 0.170   |         |
| 透明度     | 0.153   |         |
| 濁度      | -0.165  |         |
| 鹽度      | 0.077   |         |
| 溶氧      | 0.041   |         |
| 季節      | -0.200  |         |
| 鹽度      | 0.080   |         |
| 溶氧      | 0.122   |         |
| 溫度      | -0.180  |         |
| 浮游植物多樣性 |         | 0.140   |

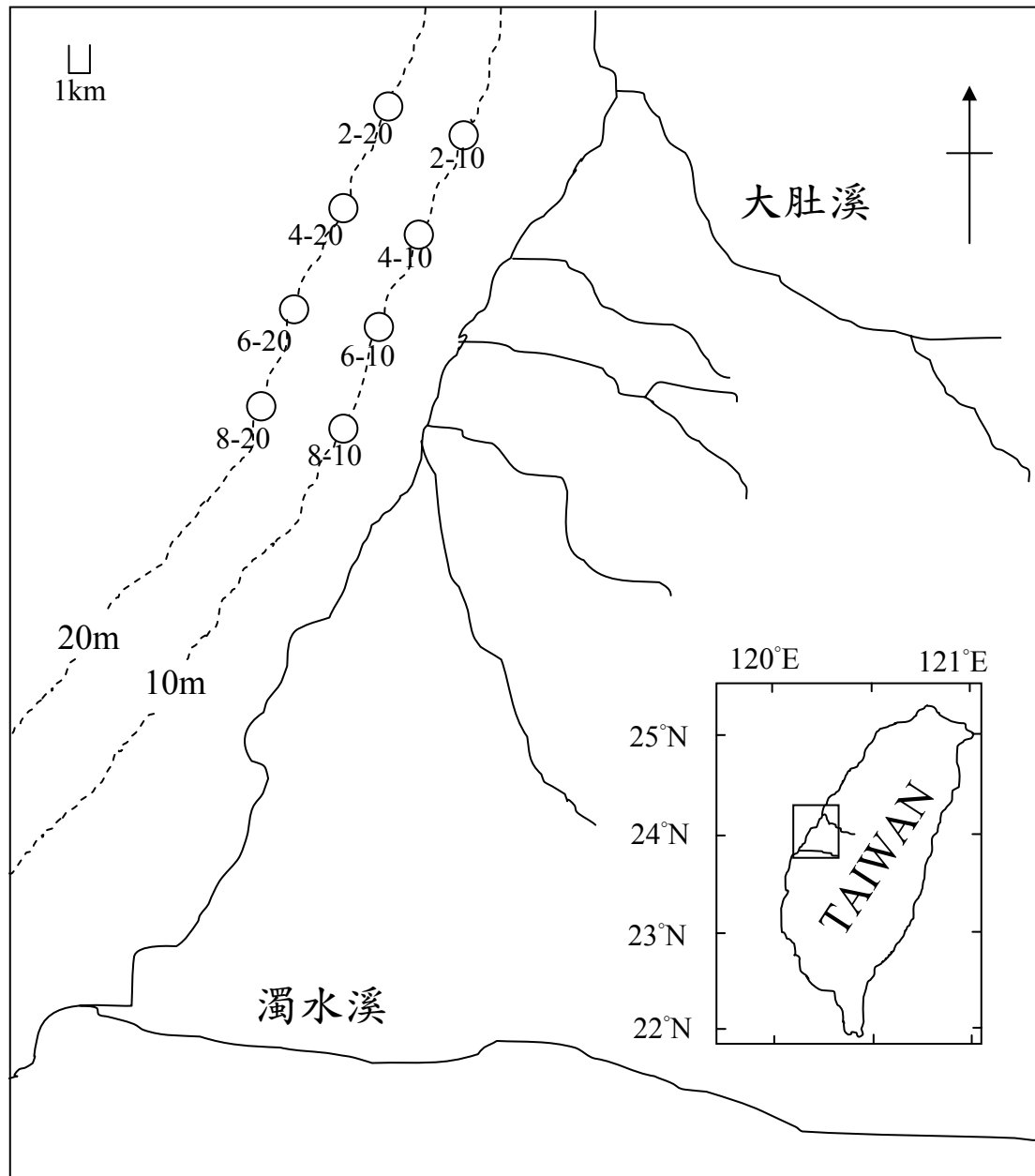


圖 2-1 彰化沿岸海域測站位置圖

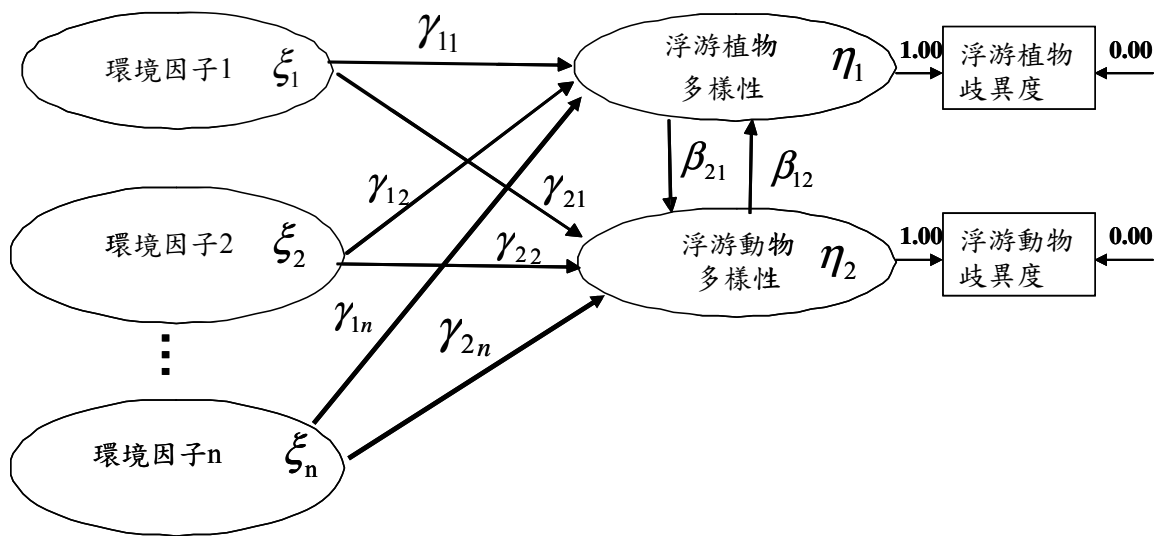


圖 2-2 彰化沿岸海域生態系之概念模式圖

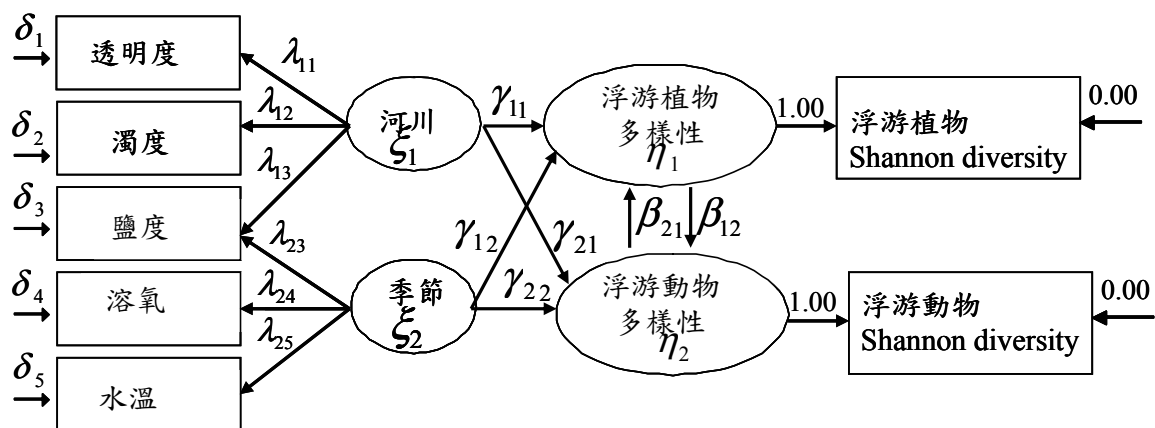


圖 2-3 彰化沿岸海域生態系修正後之概念模式圖

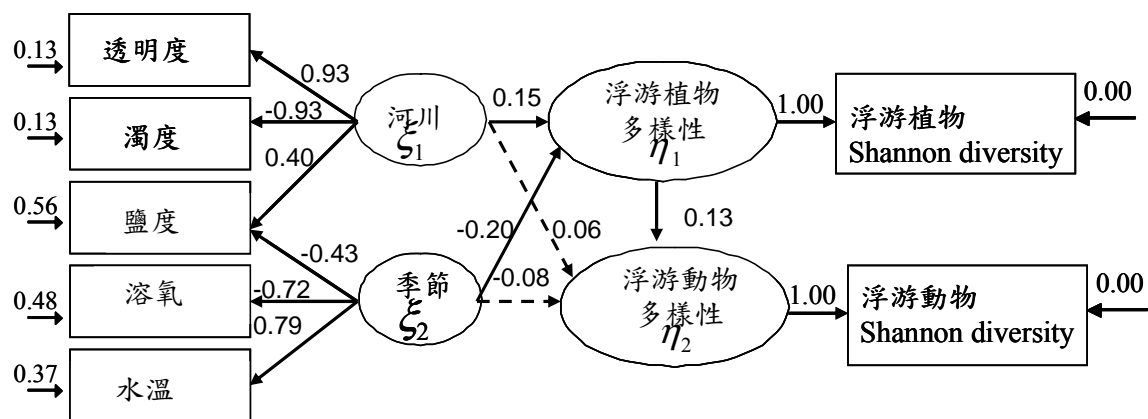


圖 2-4 彰化沿岸海域生態系之實証模式

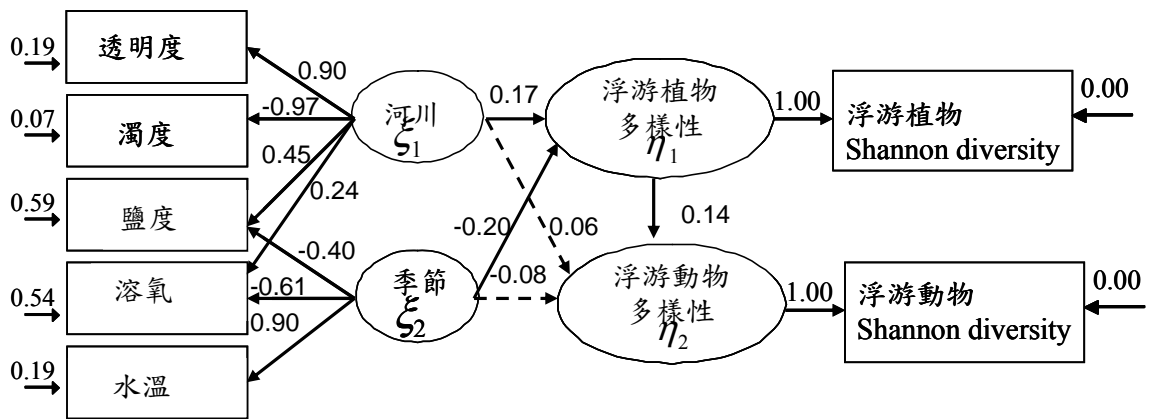


圖 2-5 彰化沿岸海域生態系經模式修正後之實証模式

### 第三章 大洋生態系變動架構之解析

#### -以高雄港淤泥海拋區為例

#### 3.1 前言

對海域生態而言，人為干擾大都發生在鄰近陸地的沿岸海域。但是自從海洋被人類作為各種廢棄物的棄置場所後(Kennish, 1998)，離岸較遠的大洋生態系也受到人為干擾的影響。雖然經由1975年倫敦協定（London Convention）針對海拋行為進行了規範，但是每年仍有數億噸的廢棄物被棄置於世界各地的海域(Kennish 1998; IMO, 2002)。台灣的高雄港為一國際商港，為維持其航道之暢通，港內淤泥必須定時疏浚，在2004~2008年間共有約200萬 $m^3$ 的淤泥被棄置於離岸12~15海浬的海拋區中。然而因為高雄港污染嚴重，其底泥含有豐富之有機物、營養鹽及重金屬（Lee et al., 1998; KCG, 2004; Chen et al., 2007），此一長期且大量淤泥的海拋，是否對海域生態產生影響是值得關切的議題。

有關淤泥棄置對海域生態系的影響，文獻指出，在海拋的過程中，淤泥中的重金屬、營養鹽、有機物會溶出至海水中(Pinto et al., 1995; Bonnet Corinne et al., 2000; 陳，2006)，但是淤泥棄置後對海域水質的影響時間相當短暫(陳，2006)，不容易顯現出其對浮游植物生產力的影響。因此，多數的研究著重於在實驗室進行淤泥溶出物對浮游植物的毒性測驗(Shuba et al., 1976; Munawar et al., 1983; Sly, 1984; Nalewajko,

1995), 在開放海域針對淤泥海拋對浮游植物影響的野外實驗, 僅有Choi et al. (2005)發現海拋區及對照組間海水中氨氮、硝酸鹽、磷酸鹽以及葉綠素A的濃度均無顯著差異。本研究的區域由於設在離岸較遠的海拋區, 其生態環境, 除了自然變動因素外, 僅受到淤泥棄置的影響, 是研究單一人為干擾最佳之場域。因此, 本研究以主成分分析及結構方程模式建構海拋區的表層生態系模式, 以解析大洋生態系浮游植物變動的架構, 以及淤泥海拋此單一之人為干擾所產生的影響程度。

### 3.2 研究方法

#### 3.2.1 資料來源

本研究資料為 2004~2008 年 3~11 月期間「高雄港海洋棄置監測資料庫」海域水質及浮游植物之監測數據。18 次的調查結果中, 前 4 次調查有 8 個測站(S1~S8), 後 14 次調查則有 12 個測站(S1~S12)。每個測站分別於 2 米、10 米及 30 米水深進行採樣, 總計 600 筆資料。海域水質之變數選取溫度、鹽度、pH 值、硝酸鹽、磷酸鹽、矽酸鹽、濁度、懸浮微粒、總有機碳(TOC)、銅離子、鋅離子等 11 個參數。浮游植物與水質為同步採樣, 樣本則進行種類鑑定、計算數量及 Shannon diversity 的計算。另外收集中央氣象局高雄與量觀測站之長期雨量資料, 以及經濟部水利署高屏溪的長期流量資料, 以供比對之用。

#### 3.2.2 研究地點



高雄港海洋棄置區離岸邊 12~15 海浬，以東經 E120°03.59'；北緯 N22°27.57' 為中心，邊長六公里之正方形( $6 \times 6 = 36 \text{ km}^2$ )區域，水深介於 500~700 公尺之間。測站設置於海拋區正方形之區域設置 S1~S5, S9~S12 等 9 個測站，並於海拋區外設置 S6~S8 等三個對照測站（圖 3-1）。

### 3.2.3 分析方法

本研究之分析流程請參考第一章之 1.2 節”研究方法與架構”。至於結構方程模式概念模式之擬定則如下：

#### 3.2.3.1 概念模式 1

依據PCA中所分離之若干個影響環境變動的成分（environment fact 1、environment fact 2.....、environment fact n），並結合浮游植物及環境資料的概念模式如圖3-2。模式中生長潛能常(growth potential)以生物的豐度表示（abundance）(Malaeb et al., 2000)，而浮游植物多樣性則以Shannon diversity表示（Pielou, 1975），其數值的高低則通常用來反應生態系的穩定或健康程度(healthy functioning) (Reynolds and Elliott, 2002)。在海洋生態系統中，生產力的增加通常伴隨歧異度的降低(Pearl, 1988)，因此假設 $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)對 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)有顯著之直接影響 $\beta_{21}$ ，而 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)，對 $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)有顯著之直接影響 $\beta_{12}$ 。許多的研究則指出人為干擾會導致浮游植物生物多

樣性(biodiversity)及生產力的降低(Lehman and Smith, 1991; Lehman, 2000; Turner and Rabalais, 1994) 。此外假設  $\xi_1$ (environment fact1)對  $\eta_2$ (浮游植物多樣性) 有直接及間接的影響  $\gamma_{21}$  及  $\gamma_{11} \times \beta_{21}$  , 以及  $\eta_1$ (對浮游植物成長潛能)有顯著之直接影響  $\gamma_{11}$  及間接影響  $\gamma_{21} \times \beta_{12}$  ; 另外假設  $\xi_2$ (environment fact2)對  $\eta_2$ (浮游植物多樣性)有直接及間接的影響  $\gamma_{22}$  及  $\gamma_{12} \times \beta_{21}$  , 以及對  $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)有顯著之直接影響  $\gamma_{12}$  及間接影響  $\gamma_{22} \times \beta_{12}$  , 以此類推假設  $\xi_n$ (environment fact n)對  $\eta_2$ (浮游植物多樣性) 有直接及間接的影響  $\gamma_{2n}$  及  $\gamma_{1n} \times \beta_{21}$  , 以及對  $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)有顯著之直接影響  $\gamma_{1n}$  及間接影響  $\gamma_{2n} \times \beta_{12}$  。

#### 2.2.3.2 概念模式 2

由於各類的浮游植物光合作用能力(photosynthetic capacity) (Chan, 1980), 成長速率 (Tang, 1996), 細胞分裂及細胞核生化特質(biochemical properties of the nucleus)( Taylor, 1987; Rizzo, 1991)等特性的不同, 對環境變動勢必有不同的反應結果, 而本研究海域浮游植物以藍綠藻及矽藻為主(方, 2008a), 為了瞭解本海域各環境因素對不同藻類的影響是否有所差異, 修正第一個概念模式(圖3-2)成第二個概念模式如圖3-3。模式中假設矽藻及藍綠藻生長潛能(growth potential)分別以矽藻及藍綠藻的豐度表示 (abundance) (Malaeb et al., 2000)。而  $\xi_1$ (environment fact1)、 $\xi_2$ (environment fact2)..... 及  $\xi_n$ (environment fact n)對  $\eta_1$ (矽藻成長

潛能)的直接影響分別為 $\gamma_{11}$ 、 $\gamma_{12}$ ...及 $\gamma_{1n}$ ，對 $\eta_2$ (藍綠藻成長潛能)的直接影響分別為 $\gamma_{21}$ 、 $\gamma_{22}$ ...及 $\gamma_{2n}$ 。

### 3.3 結果

有關浮游植物及11個環境變數數值範圍及平均值如表3-1，其中海水溫度介於23.9~31.5°C之間，此為不同深度及季節的水溫不同所造成，鹽度範圍在32.35~34.70(psu)之間，反應出大洋海域鹽度穩定，而懸浮物質、營養鹽及重金屬的變動範圍較大，顯示本海域可能受到淤泥棄置後溶出的影響。至於各種藻類的變異亦相當大，可能代表浮游植物在時間及空間的變動明顯(表3-1)。此外，浮游植物共鑑定出103個種類，包括矽藻85種、甲藻15種、藍綠藻2種、金藻1種。其中以藍綠藻的數目最多，佔整體數量之69%，而且幾乎均為束毛藻(*Trichodesmium spp.*)，也是本海域的優勢藻種，其次為矽藻30%，甲藻為0.6%，金藻僅有0.005%。

由溫度、鹽度、pH 值、硝酸鹽、磷酸鹽、矽酸鹽、濁度、懸浮微粒、總有機碳(TOC)、銅離子、鋅離子等 11 個變數進行之抽樣適當性檢定(KMO=0.820)及 Bartlett 球面性檢定值( $p=0.00$ )的結果均顯示適合進行 PCA 分析。表 3-2 為 11 個水質參數以 PCA 最大變異轉軸法 (Principle component analysis, Varimax rotation) 分析的結果，第一至第四成分的特徵值(eigenvalue)大於 1，共可解釋 66.5%的水質變異，另

以各成分軸中因子負荷量(factor loading)大於 0.5 者作為判斷該軸意義的依據。分析的結果顯示第一成分軸 (PC1) 可解釋所有水質變異的 22.9%，其代表之意義為「營養鹽的影響」，主要是因為硝酸鹽、磷酸鹽及矽酸鹽的因子負荷量較大，且均為正值。即本成分軸之成分分數 (principal component score) 越大則代表硝酸鹽、磷酸鹽及矽酸鹽的濃度越高。將測站區分為海拋區(S1~S5, S9~S12)及對照組(S6~S8)兩區域，以二因子變異數分析探討本成分分數在水深(30 米、10 米、2 米)及區域間的差異，結果顯示水深間有顯著差異( $F=123.06, p<0.001$ )，以 Fisher LSD Method 進行三個水深之多重比較(Multiple Comparison)的結果顯示 30 米顯著大於 10 米，10 米顯著大於 2 米；區域間則無顯著差異( $F=3.5, p=0.062$ )，不過海拋區成分分數的平均值為 0.0375，大於對照組的 -0.101。

第二成分軸 (PC2) 可解釋所有水質變異的 16.3% (表 3-2)，以濁度及懸浮微粒的因子負荷量較大，且均為正值，推測此成分軸代表海水的「懸浮物質」。以變異數分析的結果顯示，水深( $F=0.635, p=0.531$ )及測站 ( $F=0.897, p=0.344$ ) 間均無顯著差異，不過海拋區成分分數的平均值為 0.0236，大於對照組的 -0.0632。

第三成分軸 (PC3) 可解釋所有水質變異的 13.7% (表 3-2)，以水溫及鹽度的因子負荷量較大，其中溫度為正，鹽度為負，推測此成

分軸代表海水的「溫、鹽變化」。將採樣之季節區分為雨季(6~9 月)及乾季(10 月~隔年 5 月)，以二因子變異數分析探討成分分數在水深及乾濕季間的差異，結果顯示水深無顯著差異( $F=2.808, p=0.061$ )，但是濕季顯著大於乾季 ( $F=164.114, p<0.001$ )。若以成分分數與中央氣象局高雄測站的月平均降雨資料進行相關分析，結果顯示呈現顯著正相關( $r=0.549, p=0.0182$ )。另外再與引用自經濟部水利署鄰近河川(高屏溪)的流量資料進行相關分析，亦顯示有顯著正相關( $r=0.744, p=0.0135$ )。

第四成分軸 (PC4) 可解釋所有水質變異的 13.6% (表 3-2)，總有機碳、銅及鋅的因子負荷量較大，其中總有機碳為負、銅及鋅為正，故可將此成分軸視為海水中的「重金屬」。變異數分析的結果顯示，水深( $F=2.306, p=0.101$ )及測站 ( $F=2.641, p=0.105$ ) 間均無顯著差異。

依據上述 PCA 所分離出四個有意義的成分，即潛在變項「營養鹽」、「懸浮物質」、「海水溫鹽變化」以及「重金屬」。因此圖 3-2 的概念模式 1(conceptual model 1)可修正為圖 3-4。在此修正後之概念模式 1，四個環境之潛在變項分別以硝酸鹽、磷酸鹽及矽酸鹽等三個實測變項估計 $\xi_1$ (營養鹽)；以懸浮微粒、濁度等兩個實測變數估計 $\xi_2$ (懸浮物質)；以水溫、鹽度等兩個實測變數估計 $\xi_3$ (海水溫鹽變化)；以 TOC、銅及鋅等三個實測變數估計 $\xi_4$ (重金屬)。

將修正後之概念模式 1(圖 3-4)以收集的 600 筆資料進行 SEM 實證

之結果如圖 3-6，其適配指標  $\chi^2=36.64$ ,  $df=16$ ， $p\text{-value}=0.0024$ ； $RMSEA=0.046$ ； $RMR=0.024$ ； $GFI=0.99$ ； $AGFI=0.96$ ； $NFI=0.91$ ； $NNFI=0.87$ ； $CFI=0.94$ ； $IFI=0.95$ ； $RFI=0.80$ ； $CN=502.76$ 。有關各式配指標的詳細內容與解釋可參考 Tomer (2003) 的研究。而根據 Steiger (1989) 及 Pugesek et al. (2003) 當  $RMSEA$  小於 0.05 代表「不錯的適配」，0.05~0.08 可視為「良好的適配」，0.08~0.1 則為「中度的適配」，大於 0.1 表示「不良適配」，而圖 3-6 模式的  $RMSEA$  指數為 0.043 處於「不錯的適配」。除了卡方值較大外其餘各式配指標均符合標準，至於卡方值較大的原因，則可能與樣本數較大有關 (Hoelter, 1983)。

圖 3-6 模式中，潛在變項  $\xi_1$  營養鹽的估計方面，磷酸鹽、矽酸鹽的因子負荷量 (factor loading) 分別為 0.59、0.95。

在對  $\xi_2$  及  $\xi_3$  的估計中，經過模式修正後實證模式與概念模式 1 (圖 3-4) 略有不同，分別各以濁度及水溫單一變數來估計。

在環境因子對浮游植物的影響方面，潛在變項  $\xi_2$  (懸浮物質)、 $\xi_3$  (海水溫鹽變化) 對  $\eta_1$  (浮游植物成長潛能) 的直接影相分別為 0.11、0.13。而  $\xi_3$  (海水溫鹽變化) 對  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 的直接影響則為 -0.21。由於  $\eta_1$  (浮游植物成長潛能) 對  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 之間的係數  $\beta_{21}$  不顯著，故環境因子對浮游植物的影響僅存在直接影響，而無間接影響。

在探討環境因素對不同類浮游植物的影響方面，圖 3-3 的概念模

式 2(conceptual model 2)亦可修正為圖 3-5。在此修正後之概念模式 2 中，四個環境之潛在變項分別以硝酸鹽、磷酸鹽及矽酸鹽等三個實測變項估計  $\xi_1$ (營養鹽)；以懸浮微粒、濁度等兩個實測變數估計  $\xi_2$ (懸浮物質)；以水溫、鹽度等兩個實測變數估計  $\xi_3$ (海水溫鹽變化)；以 TOC、銅及鋅等三個實測變數估計  $\xi_4$ (重金屬)。至於潛在變項之  $\eta_1$ (矽藻成長潛能)及  $\eta_2$ (藍綠藻成長潛能)則各僅有一個實測變項，且分別由矽藻個體數以及藍綠藻個體數所估計。

將修正後之概念模式 2(圖 3-5)以收集的 600 筆資料進行 SEM 實證之結果如圖 3-7，其適配指標  $\chi^2=43.18$ ,  $df=17$  ,  $p\text{-value}=0.00045$  ;  $RMSEA=0.051$ ;  $RMR=0.046$ ;  $GFI=0.98$ ;  $AGFI=0.96$ ;  $NFI=0.90$ ;  $NNFI=0.86$ ;  $CFI=0.93$  ;  $IFI=0.94$  ;  $RFI=0.79$ ;  $CN=461.05$ 。而根據 Steiger(1989)及 Pugesek et al. (2003)對事配指標提出的標準，圖 3-7 模式的 RMSEA 指數為 0.051 處於「良好的適配」。其中除了卡方值較大外其餘各式配指標均符合標準，至於卡方值較大的原因，則可能與樣本數較大有關(Hoelter, 1983)。

圖 3-7 模式中潛在變項  $\xi_1$  營養鹽的估計方面，磷酸鹽、矽酸鹽的因子負荷量(factor loading)分別為 0.59、0.96。

在對  $\xi_2$  及  $\xi_3$  的估計中，與概念模式 2(圖 3-5)略有不同，即分別各以濁度及水溫單一變數來估計。

在環境因子對各類浮游植物的影響方面，潛在變項 $\xi_3$  (海水溫鹽變化) 對 $\eta_1$  (矽藻成長潛能)的直接影響分別為-0.11， $\xi_2$  (懸浮物質)、 $\xi_3$  (海水溫鹽變化)對 $\eta_2$  (藍綠藻成長潛能)的直接影響則分別為 0.11、0.27。

### 3.4 討論

由於高雄港淤泥海拋區位於離岸 12~15 海浬，水深大於 500 公尺的大洋海域，海水稀釋作用相當大，依據陳(2006) 對高雄港海拋淤泥擴散的即時監測及電腦模擬結果顯示，4hr 後懸浮物質、營養鹽及重金屬已經恢復至海拋前的背景值。但由表 3-1 四年來調查之營養鹽及重金屬的極大值，均大於陳(2006)即時監測的最大值，而濁度及懸浮微粒的極大值也明顯高於即時監測的背景值。因此可得知研究期間確實有部分樣本監測到海拋淤泥的影響。

PCA 可釐清海域環境主要的變動原因 (Vega et al., 1998; Lehman, 2000)，而本研究所分離出的四個潛在變項，依變異程度分別依序命名為「營養鹽」、「懸浮物質」、「海水溫鹽變化」及「重金屬」。其中變異數分析顯示「營養鹽」在水深 2 米濃度較 30 米為低，此可能與表層浮游植物較多，消耗了營養鹽所致。此外，雖然在海拋區及對照組海域的比較，呈現不顯著的結果，然而其顯著水準  $p=0.062$ ，已相當接近 0.05 的 critical region，顯示海拋區營養鹽濃度有較對照組為高的趨勢。由方(2008b)顯示本研究海域海面下 100 公尺~底層水的分析，隨海拋淤泥的



量逐年增加，海拋區營養鹽的濃度有逐年上升的情形，而且顯著大於對照海域。

在潛在變項「懸浮物質」方面，變異數分析的結果顯示，海拋區未明顯大於對照海域，不過平均值卻以海拋區較高，此外，由四年來SS的實測的極大值(1.79 mg/L)大於陳(2006)於海拋即時監測前之背景值，再加上本海域離岸甚遠，並無其他明顯懸浮微粒之來源，因此潛在變項「懸浮物質」判斷仍與淤泥海拋有關。

潛在變項「海水溫鹽變化」的變異數分析顯現，濕季顯著大於乾季，相關分析也顯示與高雄地區雨量呈正比，以及與高屏溪河水流量呈正比，因此推測「海水溫鹽變化」主要是受到台灣的乾濕季變化所導致溫度及鹽度的變動。

在PCA分析中PC4代表潛在變項的「重金屬」，其中總有機碳的負荷量為負，而重金屬銅及鋅為正，代表海水中當總有機碳多時，重金屬的濃度會下降。Salomons (1980)指出重金屬很容易吸附於有機及無機顆粒上，Wilber and Hunter (1979)也發現淤泥中有機物和重金屬呈現顯著正相關。因此本研究中當總有機碳多時，海水中溶解性的重金屬離子的濃度可能因為被吸附於有機及無機顆粒上而降低。

淤泥的棄置通常會造成有機物、重金屬及營養鹽的溶出(Pinto et al., 1995; Bonnet et al., 2000; 陳, 2006)。但是在野外實際的研究中，可

能由於海水巨大的稀釋能力，海拋區及鄰近海域海水的物理及化學特性，都不容易看出海拋淤泥的影響(Choi et al., 2005)。而本研究經由 PCA 所分離出「營養鹽」、「懸浮物質」、「海水溫鹽變化」、「重金屬」等四個海域變動的潛在變項，其中「營養鹽」及「懸浮物質」有足夠的證據證明受到淤泥海拋的影響，可認定為人為干擾。而「重金屬」與海拋間有關聯的證據則較為薄弱，至於「海水溫鹽變化」則可確定為海域環境之自然變動。

本研究中實證之模式 1 及模式 2 分別與其之概念模式大致符合，僅有潛在變項  $\xi_3$  (海水溫鹽變化) 由鹽度及溫度估計經模式修正後改為溫度單一因子估計；潛在變項  $\xi_2$  (懸浮物質) 由懸浮微粒及濁度估計改為濁度單一因子估計；潛在變項  $\xi_1$  (營養鹽) 由硝酸鹽、磷酸鹽、矽酸鹽改由磷酸鹽、矽酸鹽估計。至於實証模式與概念模式間產生差異的原因，可能與 PCA 所分離出的是最主要的環境變動因素，但是並不一定是影響生物的最重要因素。例如在 PCA 分離出之潛在變項「海水溫鹽變化」，由於其鹽度變動幅度較低，可能在浮游植物承受範圍內，不至於對浮游植物產生影響，而溫度卻是影響浮游植物的關鍵因素，因此在實証的 SEM 模式中，鹽度並未被納入。

在營養鹽對浮游植物的影響面，在模式 2 中，潛在變項  $\xi_1$  (營養鹽) 對  $\eta_1$  (矽藻成長潛能) 以及  $\eta_2$  (藍綠藻成長潛能) 均無顯著影響。Fogg

(1982)表示對於貧營養鹽的大洋水域有光層而言，海洋藻類將氮氣還原為氨氮的固氮作用，為一個主要的新氮鹽的來源。Karl et al. (1997)也表示在北太平洋亞熱帶海域 *Trichodesmium* 之固氮佔新生產力之 50% 以上。可能是在本海域藍綠藻對海水中溶解性氮營養鹽的需求應該不高，因而模式中  $\xi_1$ (營養鹽)對  $\eta_2$ (藍綠藻成長潛能)無明顯影響。至於對  $\eta_1$ (矽藻成長潛能)的關係不顯著，此與 Arhonditsis et al.(2006)及 Arhonditsis et al.(2007)等其他 SEM 的研究不同，而從前述 PC1 成分分數的變異數分析中，得知潛在變項「營養鹽」主要反映營養鹽底層(30 米)濃度較表層(2 米)為高的垂直分佈，而浮游植物的成長除了需要營養鹽外，還需考量光線的因素，而較深水域(30 米)營養鹽濃度雖高，但相對於表層卻有光線不足的情形，這可能即是模式 2 中，潛在變項  $\xi_1$ (營養鹽)與矽藻間關係不明顯的原因。至於模式 1 中  $\xi_1$ (營養鹽)對  $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)以及  $\eta_2$ (浮游植物多樣性)之間無顯著關係的原因，可能與不受營養鹽影響的藍綠藻佔了藻類總數近七成比例有關。

一般而言，海水中過多的懸浮物質因會遮蔽光線，對浮游植物的成長將產生負面的影響(Facca et al., 2002)。不過在模式 2 中潛在變項  $\xi_2$ (懸浮物質)對  $\eta_2$ (藍綠藻成長潛能)卻有正向的影響，此可能與海拋區懸浮微粒的濃度偏低(平均值為 0.69 mg/L)，其所造成遮蔽陽光的影響程度不大有關。此外依據 Fogg (1968)溶解性有機物的濃度是促進藍綠

藻成長的原因之一。而高雄港淤泥內含有高濃度的有機物 (Chen et al., 2007)，因此可能當淤泥海拋造成海水懸浮微粒增加的同時，溶解性有機物溶出而促進了藍綠藻的成長。至於模式 1  $\xi_2$  (懸浮物質) 對  $\eta_1$  (浮游植物成長潛能) 的正向影響，推測為藍綠藻佔了所有浮游植物的七成所致。

在  $\xi_3$  (海水溫鹽變化) 對浮游植物的影響方面，模式 2 中高溫對  $\eta_2$  (藍綠藻成長潛能) 有正面的影響，卻對  $\eta_1$  (矽藻成長潛能) 有負向的作用。依據 Chen et al. (2003) 及 Chen (2005) 在南海的研究顯示，冬季時浮游植物組成中矽藻的比例增加，而藍綠藻 *Trichodesmium* 則在溫暖的季節生物量較高，並推測其原因為冬季時水溫較低，且季風盛行，增加水體混合度，深層水中之硝酸鹽容易因混合層加深被帶至有光區，而南海位於低緯度，冬季日光能頗充足，因此造成矽藻的繁生，相對的，在高溫時，有光區硝酸鹽濃度較低，有固氮能力的藍綠藻 *Trichodesmium* 數量則增加。Fogg (1982) 亦表示對於貧營養鹽的大洋水域有光層而言，海洋藻類將氮氣還原為氨氮的固氮作用為一個主要的新氮鹽的來源。Karl et al. (1997) 也表示在北太平洋亞熱帶海域 *Trichodesmium* 之固氮佔新生產力之 50% 以上。本海域的情況與南海頗為類似，且 *Trichodesmium* 為主要的優勢種類，在高溫時有利其繁生，而冬季同樣的具有東北季風盛行的特性，底層營養鹽上升可促進矽藻的成長。而且黃 (2007) 的研究亦顯示台灣日照充足，即使在冬季對於浮游植物之生長不致構成顯著

限制。此外方(2008b)表示本海域底層水中營養鹽的濃度有逐年上升的情形。此反映出在長期海拋下，未來若底層水營養鹽濃度持續增加，將可能有助於表層矽藻的成長。至於模式1中，高溫對 $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)有正面的影響，此應與藍綠藻數量佔大宗有關，而對 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)的負向作用，則起因於種類較多的矽藻數量減少，而僅有兩種的藍綠藻數量增加，所導致的歧異度降低有關。

許多的文獻均指出，重金屬對浮游藻類的成長確實有抑制的影響 ( Rai et al., 1981; Whitton and Shehata, 1982; Vymazal et al., 1985; Chintamani and Mohanty, 1989; Verma and Singh, 1991)，Chipman et al. (1958)表示250  $\mu\text{g/L}$ 的鋅將會導致浮游藻類的成長減緩，Steemann Nielsen and Wium-Andersen (1970)認為1.2 $\mu\text{g/L}$ 的銅即能降低矽藻的成長速率，Jensen et al. (1976)則觀察到10 $\mu\text{g/L}$ 的銅，250 $\mu\text{g/L}$ 的鋅分別均可降低浮游藻類的成長速率。但是在模式1及模式2中，雖然發現重金屬對 $\eta_1$ (矽藻成長潛能)、 $\eta_2$ (藍綠藻成長潛能)、 $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)、 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)均有負向之影響，但卻都不顯著。而本海域銅濃度在0.3~6.10 $\mu\text{g/L}$ ，鋅濃度在1.00~7.80  $\mu\text{g/L}$ 之間(表3-1)，參考陳 (2006)於本研究區域海拋時即時監測的最大值及背景值，表3-1中較高的銅及鋅數值應該是反映海拋時重金屬的溶出，由於野外環境重金屬濃度無法持續維持在高濃度，故對浮游植物的成長無顯著影響。

本研究以 PCA 探究了營養鹽、懸浮物質、海水溫鹽變化以及重金  
屬為淤泥海拋區海域環境變動的主要因素，再以 SEM 與浮游植物資料  
所建構大洋生態系中浮游植物變動的架構，清楚的釐清了屬於自然因  
素的季節性溫度改變及其所導致的營養鹽變動，分別是影響藍綠藻(路  
徑係數 0.27)及矽藻(路徑係數-0.11)最重要的因素，而源自於海拋之溶  
解性有機質可能隨著懸浮微粒的出現，對藍綠藻的成長有促進的作用  
則是次要的因子(路徑係數 0.11)。顯示本海域浮游植物的變動架構同時  
受到自然變動及人為干擾因素所掌控。

## 參考文獻

- Arhonditsis, G.B., Paerl, H.W., Valdes-Weaver, L.M., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Reckhow, K.H., 2007. Application of Bayesian structural equation modeling for examining phytoplankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 63-80.
- Arhonditsis, G.B., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Kenney, M.A. Lathrop, R.C., McBride, S.J., Reckhow, K.H., 2006. Exploring ecological patterns with structural equation modeling and Bayesian analysis. *Ecological Modelling* 192, 385–409.
- Bonnet, C., Babut, M., Ferard, J.F., Martel, L., Garric, J., 2000. Assessing the potential toxicity of resuspended sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1290-1296.
- Chan, A.T., 1980. Comparative physiology study of marine diatoms and dinoflagellates in relation to irradiance and cell size. II. Relationship between photosynthesis, growth, and carbon:chlorophyll a ratio. *Journal of Phycology* 16, 428–432.
- Chen, C.W., Kao, C.M., Chen, C.F., Dong, C.D., 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66, 1431-1440.

- Chen, Y.L., 2005. Spatial and seasonal variations of nitrate-based new production and primary production in the South China Sea. *Deep-Sea Research I* 52, 319-340.
- Chen, Y.L., Chen, H.Y., Lin, Y.H., 2003. Distribution and downward flux of *Trichodesmium* in the South China Sea as influenced by the transport from the Kuroshio Current. *Marine Ecology Progress Series* 259, 47-57.
- Chintamani, A., Mohanty, P., 1989. Effect of elevated levels of zinc on growth of *Synechococcus* PCC 6301. *Zentralblatt für Mikrobiologie* 144, 531-536.
- Chipman, W.A., Rice, T.R., Price, T.J., 1958. Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plankton, fish and shellfish. *United States Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin* 58, 279-292.
- Choi, D.H., Yang, S.R., Hong, G.H., Chung, C.S., Kim, S.H., Park, J.S., Cho, B.C., 2005. Different interrelationships among phytoplankton, bacterial and environmental variables in dumping and reference areas in the East Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 41, 171-180.
- Facca, C., Sfriso, A., Socal, G., 2002. Changes in Abundance and Composition of Phytoplankton and Microphytobenthos due to



Increased Sediment Fluxes in the Venice Lagoon, Italy. Coastal and Shelf Science 54, 773-792.

Fogg, G.E. 1982. Nitrogen cycling in sea water. Philosophical Transactions of Royal Society London. Series B 296, 299-576.

Fogg, G.E., 1968. The physiology of an algal nuisance. Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences 173, 175-189.

Hoelter, J.W., 1983. The analysis of covariance structure: Goodness-of-fit indices. Sociological Methods and Research 11, 325-344.

IMO (International Maritime Organisation), 2002. Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, 1972 (London Convention 1972). Final report on permits issued in 1998. LC.2/Circ.423, International Maritime Organisation, London.

Jensen, A., Rystad, B., Melsom, S., 1976. Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. II. Copper tolerance of three species in dialysis and batch cultures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 22, 249-256.

Karl, D., Letelier, R., Tupas, L., Dore, J., Christian, J., Hebel, D., 1997.

- The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature* 388, 533-538.
- KCG, 2004. Plan and design of sanitary sewage system of Kaohsiung City. Kaohsiung City Government, Taiwan, ROC.
- Kennish, M.J., 1998. Pollution impacts on marine biotic communities. CRC Press, Boca Raton, FL, 310pp.
- Lee, C.L., Fang, M.D., Hsieh, M.T., 1998. Characterization and distribution of metals in surficial sediments in southwestern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 36, 464–471.
- Lehman, P.W., 2000. The influence of climate on phytoplankton community biomass in San Francisco Bay Estuary. *Limnology and Oceanography* 45, 580-590.
- Lehman, P.W., Smith, R.W., 1991. Environmental factors associated with phytoplankton succession for the Sacramento-San Joaquin delta and Suisun Bay estuary, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32, 105–128.
- Malaeb, Z.A., Summers, J.K., Pugsek, B.H., 2000. Using structural equation modeling to investigate relationships among ecological variables. *Environmental and Ecological Statistics* 7, 93-111.

- Munawar, M., Mudroch, A., Munawar, I.F., Thomas, R.L., 1983. The Impact of Sediment-Associated Contaminants from the Niagara River Mouth on Various Size Assemblages of Phytoplankton. *Journal of Great Lakes Research* 9, 303-313.
- Nalewajko, C., 1995. Effects of cadmium and metal-contaminated sediments on photosynthesis, heterotrophy, and phosphate uptake in Mackenzie river delta phytoplankton. *Chemosphere* 30, 1401-1414.
- Pearl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33, 823–847.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York, 176 pp.
- Pinto, B., Pellegrini, D., Gabellini, M., Ausili, A., 1995. Harbour and coastal sediment chemistry and toxicity: A preliminary assessment of dredging activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4, 249-255
- Pugesek, B.H., Tomer, A., von Eye, A., 2003. *Structural Equation Modeling: Applications in Ecological and Evolutionary Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 336 pp.
- Rai, L.C., Gaur, J.P., Kumar, H.D., 1981. *Phycology and heavy-metal*

pollution. *Biological Reviews* 56, 99-151.

Reynolds, C.S., Elliott, J.A., 2002. Phytoplankton diversity: discontinuous assembly responses to environmental forcing. *Verhandlungen der Internationalen ereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 28, 336-344.

Rizzo, P.J., 1991. The enigma of the dinoflagellate chromosome. *Journal of Protozoology* 38, 246–52.

Salomons, W., 1980. Adsorption processes and hydrodynamic conditions in estuaries. *Environmental Technology Letters* 1, 356-365.

Shuba, P.J., Can'oll, J.H., Tatum, H.E., 1976. Specialty Conference on Dredging and its Environmental Effects, Mobile, Alabam, 1037 pp.

Sly, P. G., 1984. Biological considerations for open water disposal of dredged material in the Great Lakes. Environment Canada Scientific Series No. 137, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Steemann Nielsen, E., Wium-Andersen, S., 1970. Copper ions as poison in the sea and in freshwater. *Marine Biology* 6, 93-97.

- Steiger, J.H., 1989. EZPATH: A supplementary module for SYSTAT and SYGRAPH, SYSTAT, Evanston, IL: SYSTAT.
- Tang, E.P.Y., 1996. Why do dinoflagellates have lower growth rates? *Journal of Phycology* 32, 80–84.
- Taylor, F.J.R., 1987. The biology of dinoflagellates. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 785pp.
- Tomer, A., 2003. A short history of structural equation models. In: Pugsek, B.H., Tomer, A., von Eye, A. (Eds.), *Structural equation modeling-Applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge University Press, pp. 85-124.
- Turner, R.E., Rabalais, N.N., 1994. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature* 368, 619–621.
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E., Debán, L., 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32, 3581-3592.
- Verma, S.K., Singh, H.N., 1991. Evidence for energy-dependent copper efflux as a mechanism of  $\text{Cu}^{2+}$  resistance in the cyanobacterium *Nostoc calcicola*. *FEMS Microbiology Letters* 84, 291-294.

Vymazal, J., 1985. Occurrence and chemistry of zinc in freshwater, its toxicity and bioaccumulation with respect to algae: A review. Part 1 : Occurrence and chemistry of zinc in freshwaters. Acta Hydrochimica and Hydrobiologia 13,627-654.

Whitton, B.A., Shehata, F.H.A., 1982. Influence of cobalt, nickel, copper and cadmium on the blue-green alga *Anacystis nidulans*. Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological 27, 275-281.

方力行，2008a，海洋棄置區生態調查。國立高雄海洋科技大學。2008，97年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估監測報告。交通部高雄港務局，P6-1~6-134。

方力行，2008b，浚泥海拋對海域生態影響之評估。國立高雄海洋科技大學。2008，97年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估監測報告。交通部高雄港務局，P9-1~9-67。

陳秋紋，2006，港區沉積物重金屬污染調查與海洋棄置模擬。國立中山大學環境工程研究所博士論文。

黃家勤，2007，水庫水體之光衰減特性之調查研究。國科會計畫研究成果報告。

表 3-1 高雄港海拋區海域浮游植物及環境變數之範圍及平均值  
(n=600)

|                                 | Range       | Mean(SD)          |
|---------------------------------|-------------|-------------------|
| 水溫(°C)                          | 23.90~31.50 | 27.73(1.79)       |
| 鹽度(psu)                         | 32.35~34.70 | 34.04(0.33)       |
| pH                              | 8.09~8.46   | 8.33(0.08)        |
| 硝酸鹽(μM)                         | 0.30~3.89   | 0.92(0.53)        |
| 磷酸鹽(μM)                         | 0.03~0.24   | 0.06(0.03)        |
| 矽酸鹽(μM)                         | 1~15        | 2.19(1.43)        |
| 濁度(ntu)                         | 0.02~0.31   | 0.06(0.03)        |
| 懸浮微粒(mg/L)                      | 0.10~1.79   | 0.69(0.32)        |
| 總有機碳(mg/L)                      | 0.08~0.67   | 0.31(0.12)        |
| 銅(μg/L)                         | 0.30~6.10   | 1.08(0.88)        |
| 鋅(μg/L)                         | 1.00~7.80   | 2.25(1.14)        |
| 浮游植物物種數                         | 0~17        | 5.85(2.75)        |
| 浮游植物豐度                          | 0~194048    | 6530.85(17964.73) |
| 浮游植物<br>Shannon diversity index | 0~2.51      | 1.05(0.51)        |
| 矽藻數量                            | 0~48400     | 1979.67(3505.17)  |
| 藍綠藻數量                           | 0~191040    | 4511.53(17440.87) |
| 甲藻數量                            | 0~560       | 39.33(73.28)      |
| 金藻數量                            | 0~96        | 0.32(4.52)        |

表 3-2 高雄港海拋區海域水質資料之主成分分析(n=600)

|                   | Factor loading |              |               |               |
|-------------------|----------------|--------------|---------------|---------------|
|                   | PC1            | PC2          | PC3           | PC4           |
| 水溫                | 0.047          | -0.011       | <b>0.750</b>  | 0.429         |
| 鹽度                | 0.190          | 0.192        | <b>-0.879</b> | 0.117         |
| pH                | 0.474          | 0.300        | -0.130        | 0.280         |
| 硝酸鹽               | <b>0.918</b>   | -0.029       | -0.088        | -0.133        |
| 磷酸鹽               | <b>0.918</b>   | -0.015       | -0.063        | -0.021        |
| 矽酸鹽               | <b>0.741</b>   | -0.075       | 0.044         | -0.108        |
| 濁度                | 0.024          | <b>0.877</b> | -0.091        | -0.057        |
| 懸浮微粒              | -0.071         | <b>0.892</b> | -0.053        | 0.036         |
| 總有機碳              | 0.050          | 0.292        | 0.338         | <b>-0.542</b> |
| 銅                 | -0.119         | 0.081        | 0.096         | <b>0.662</b>  |
| 鋅                 | 0.010          | 0.010        | 0.108         | <b>0.672</b>  |
| Eigenvalues       | 2.520          | 1.790        | 1.512         | 1.492         |
| Variance(%)       | 22.906         | 16.272       | 13.746        | 13.564        |
| Total variance(%) | 22.906         | 39.179       | 52.925        | 66.489        |



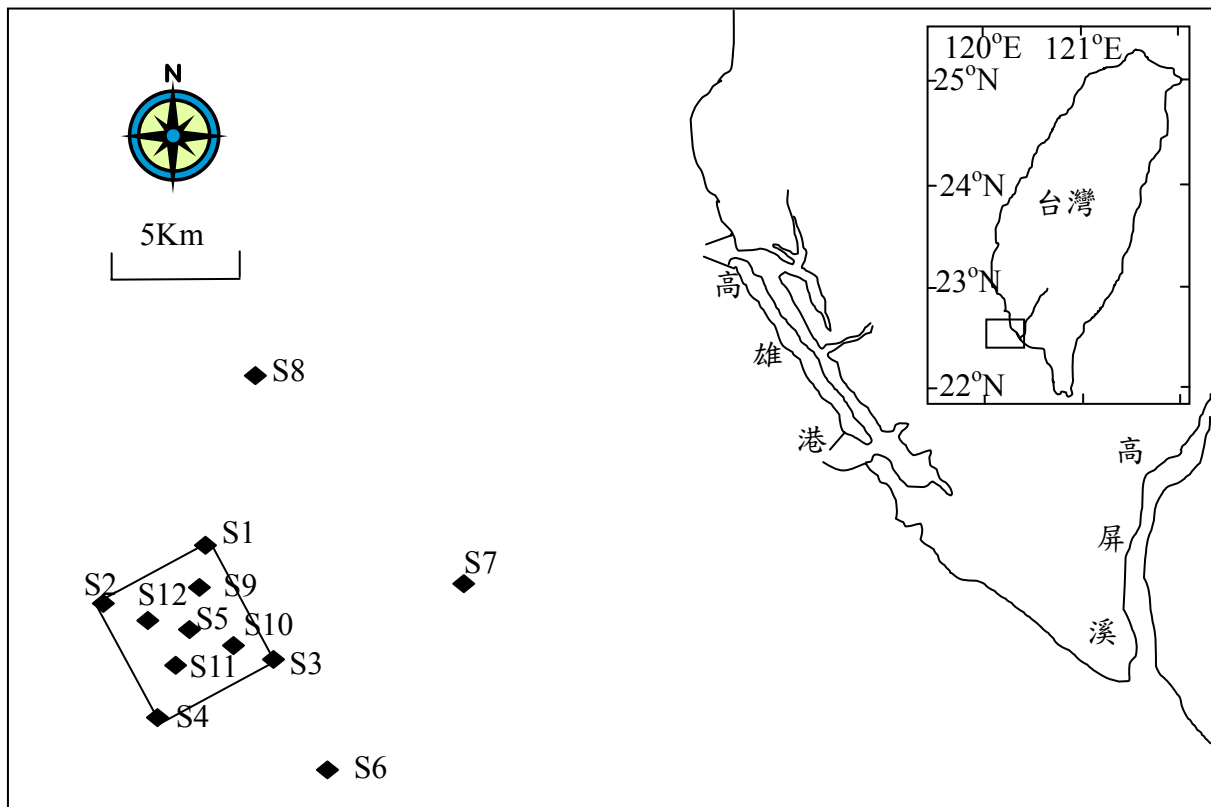


圖 3-1 高雄港海拋區海域之測站位置圖

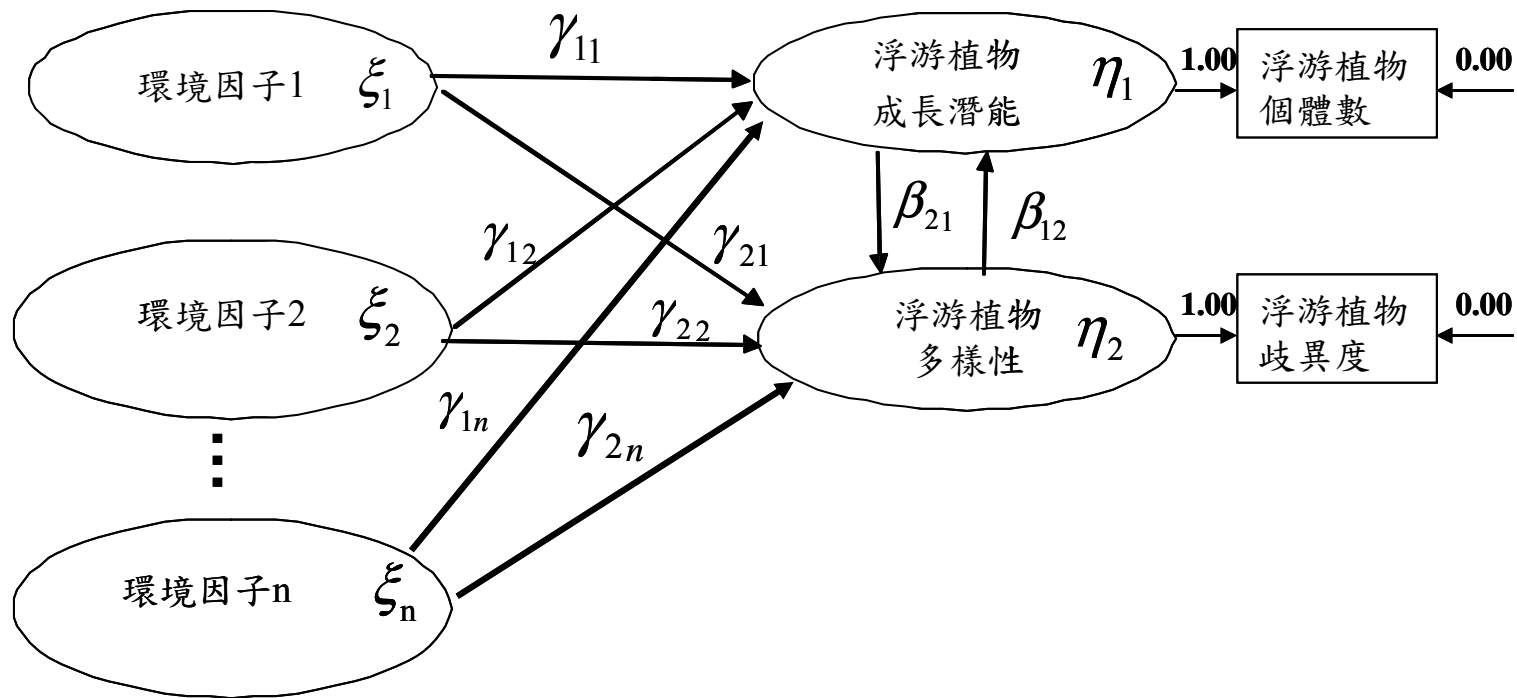


圖 3-2 高雄港海拋區海域生態系之概念模式圖 1

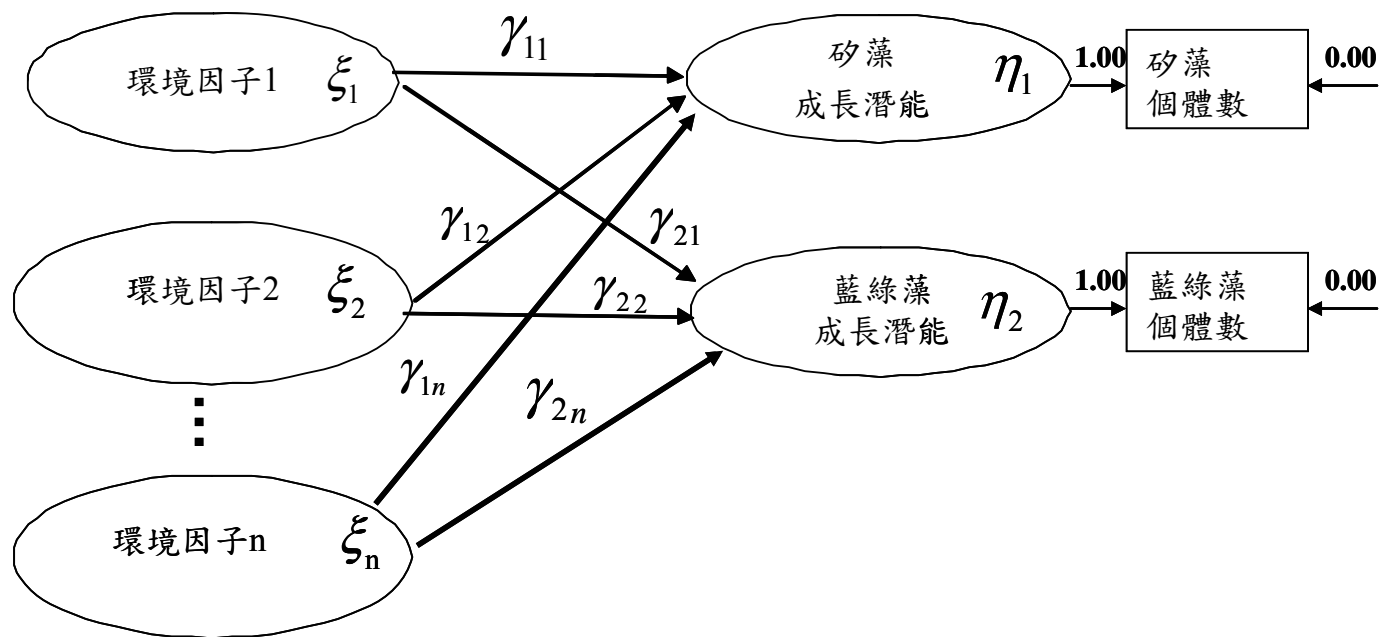


圖 3-3 高雄港海拋區海域生態系之概念模式圖 2

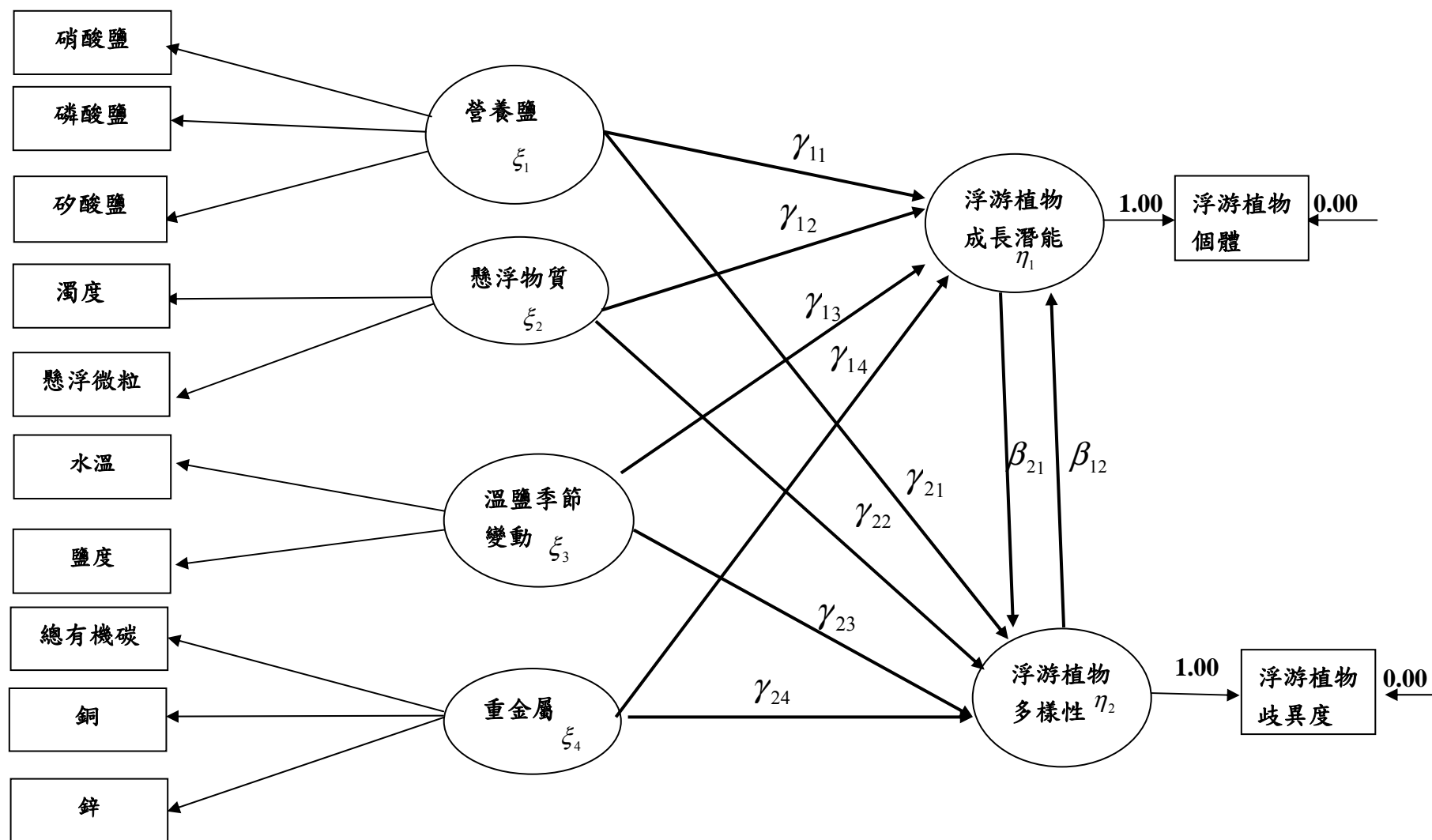


圖 3-4 高雄港海拋區海域生態系修正後之概念模式圖 1

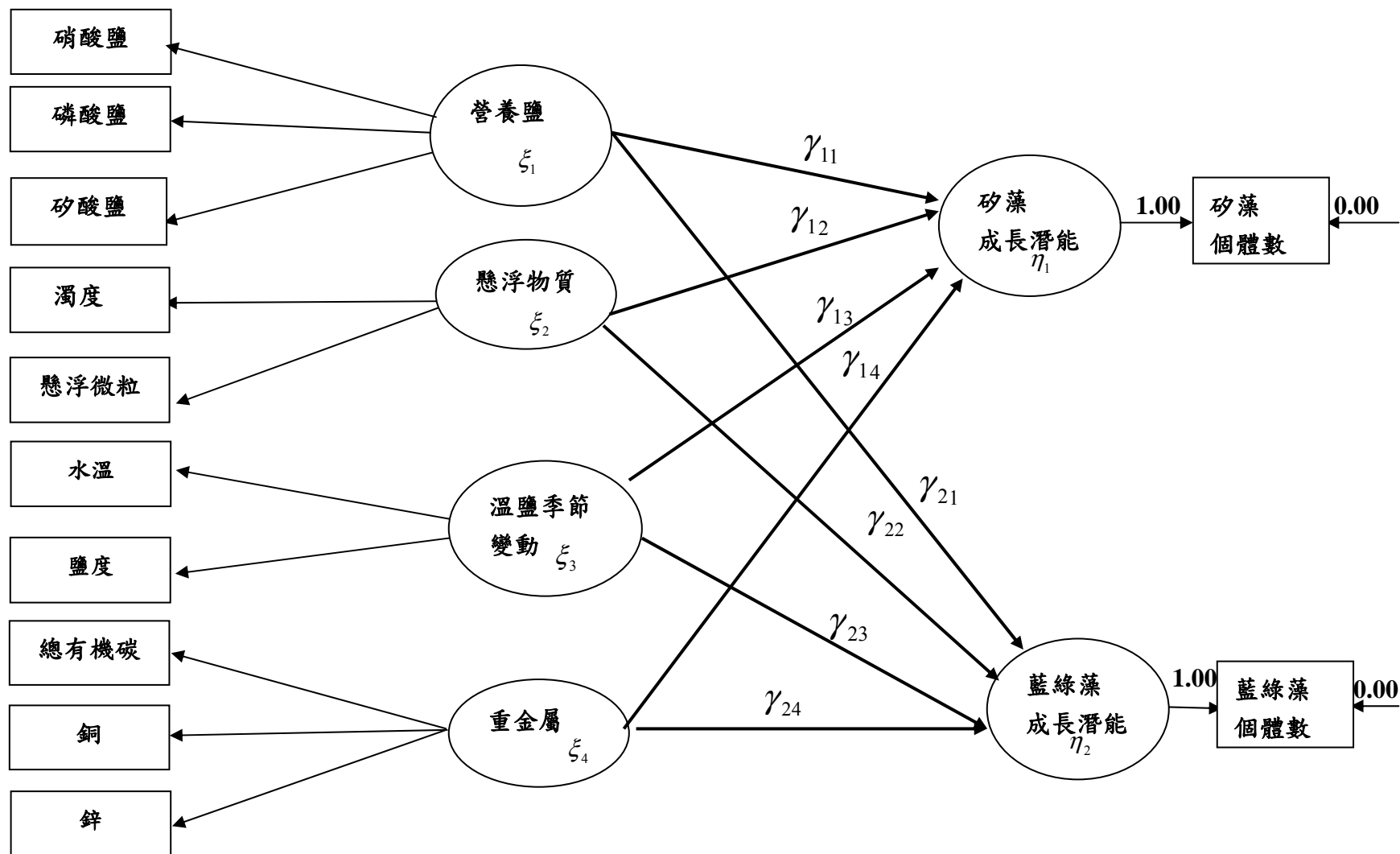


圖 3-5 高雄港海拋區海域生態系修正後之概念模式圖 2

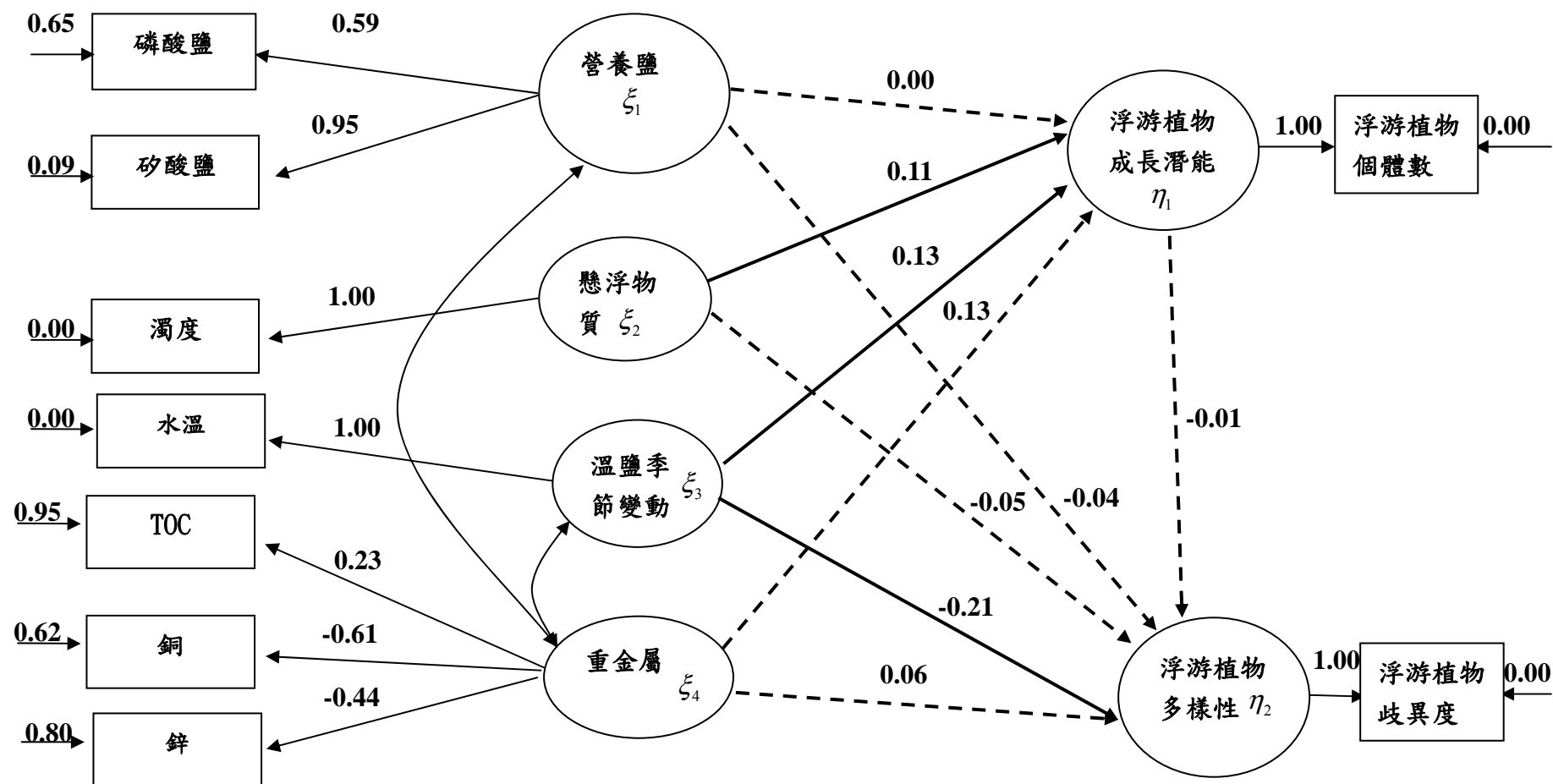


圖 3-6 高雄港海拋區海域生態系之實証模式 1

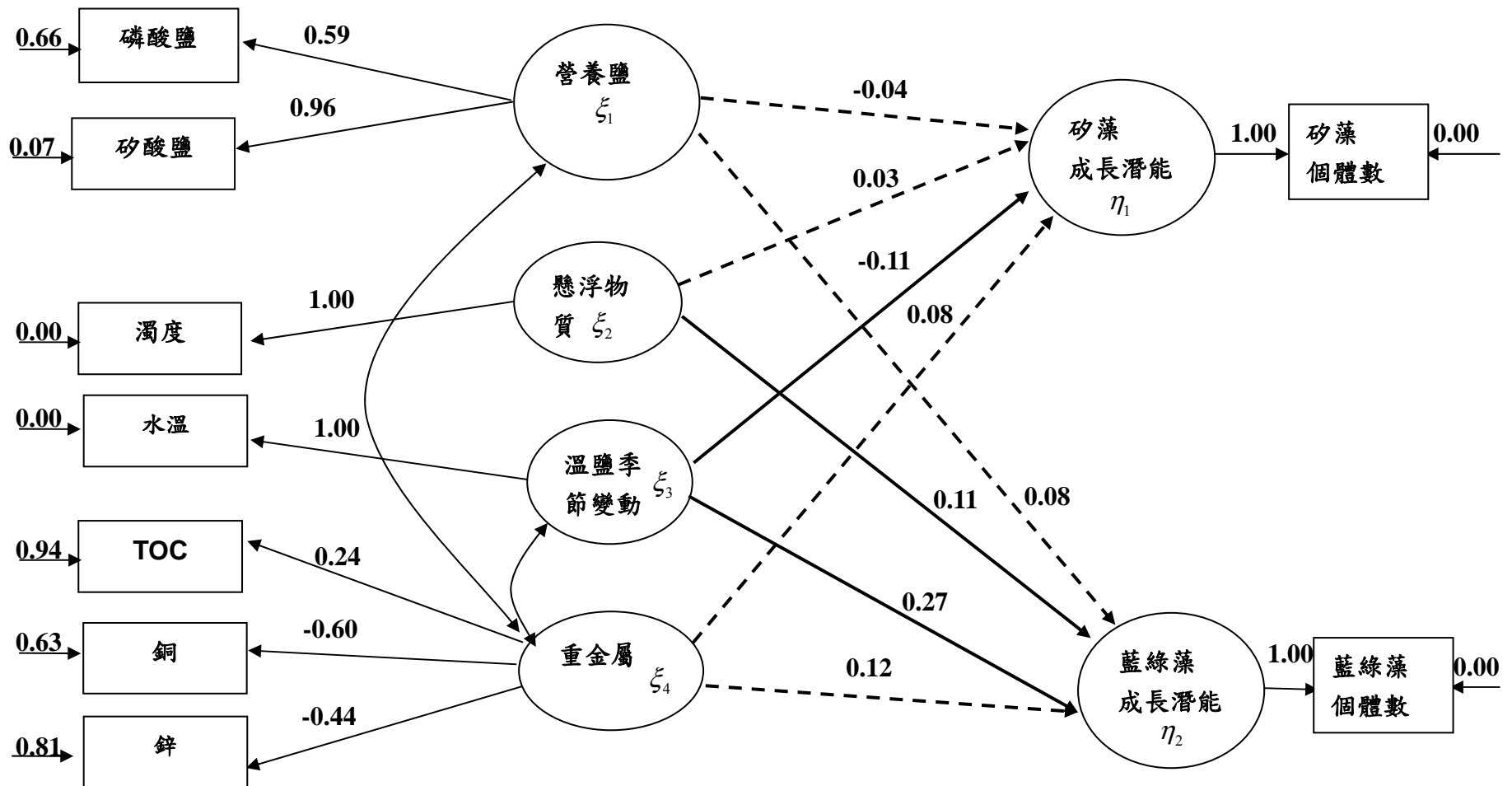


圖 3-7 高雄港海拋區海域生態系之實証模式 2

## 第四章 眾多人為干擾海域生態系變動架構之解析-以高雄南星計畫海

### 域為例

#### 4.1 前言

隨著人口的增加及發展，沿岸及河口地區受到人為干擾的影響逐漸增加，已經危及沿海生態系的健全，這些人為干擾包括農業、工業、都市廢物的排放，娛樂及商業活動的影響 (Kennish, 1996)。由於沿岸海域環境變動因素複雜，單一海域存在多個人為干擾因素是常見的現象，要有效避免生態系因人為的干擾而繼續惡化，必須瞭解影響海域環境變動的主要因素，及其對生物的影響，方能提出因應對策。

高雄沿海位於台灣西南沿海，鄰近台灣最大之工業重鎮-高雄，污染程度嚴重(方，1996; Lee and Fang, 1997; Lee et al., 1998; Lee et al., 2005)。而南星計畫緊鄰於高雄第二港口南側，為高雄市填海造陸工程之用地，其沿岸海域影響環境變動的因子甚多，除了自然因素之河川淡水注入、乾濕季降雨的影響外，眾多的人為干擾包括海洋放流館、火力發電廠、煉油廠、油輪及輸油管線之漏油事件、填海造陸計畫、重工業以及高雄港所產生的污染，均可能對本海域環境產生影響。特別是污染嚴重的高雄港 (Chen and Wu, 1995; Chen et al., 2007)，其港內污染的海水，除了藉由第二港口漲退潮作用將污染物帶至本海域外，還會因為經由大林電廠抽取作為機組冷卻水後排入而產生影響。因



此，長期以來高雄港污染程度的變動與南星計畫的海域環境可說亦是息息相關。然而，影響高雄港水質的因素甚多，包括愛河、前鎮河、鹽水溪所帶來陸源之家庭、都市及工業的廢水。其中仁愛河在較早的1986年即已完成截流，除了暴雨來臨河水會進入港內外，其餘時期對港口環境的影響不大。而較近期高雄港最大的污染源應屬前鎮河，Chen et al.(2007)及許(2000)均指出前鎮河口為高雄港污染最嚴重的區域之一。前鎮河源自高雄縣大樹鄉，流經鳳山市，沿途容納家庭及工廠廢水是污染極為嚴重的一條河川(Lee et al., 1998)。而前鎮河於2000~2002年進行疏濬及截流的工程，底質疏濬時，長期以來累積於底泥中的汙染物，因攪動而重新進入水體中，截流後上游的汙水則不再流進高雄港中。由於前鎮河整治對環境造成相當大的衝擊，而其時程在本研究調查之期間內，正好提供了一個河川整治對沿岸海域環境變動影響的研究機會。總而言之，南星計畫沿岸海域的環境變動極其複雜，是一個探討多個人為干擾對生態產生影響的最佳研究場所。本研究以主成分分析及結構方程模式建構包含環境因子及浮游植物之海域生態系模式，以量化的方式，探討多個人為干擾因素對浮游植物的相對影響程度。

## 4.2 研究方法

### 4.2.1 資料來源

1994 至 2003 年 37 筆高雄港之表層水質數據，取自於台電南部複循環發電計畫海域調查計畫的監測資料，調查項目為水溫、pH、導電度、透明度、濁度、溶氧、懸浮固體、生化需氧量、總磷、硝酸鹽、亞硝酸鹽、磷酸鹽、總有機碳、氨氮、油脂、砷、汞、鉛、鎘、六價鉻、銅、鋅、鐵等 23 個參數。而南星計畫沿岸海域的水質資料取自於高雄市政府南星填海造路計畫之環境監測資料，調查期間為 1997 至 2005 年，共計 2543 筆水質及 745 筆浮游植物數據，水質監測項目包括溫度、pH、鹽度、溶氧、懸浮微粒、生化需氧量、化學需氧量、硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨氮、凱氏氮、總油脂、礦物性油脂、鉛、鉻、銅、鋅、汞等 18 個水質變數。

### 4.2.2 研究地點

本研究區域位於台灣西南部沿岸，本海域海流主要沿著平行海岸方向(西北-東南)做往復運動，流速不快，超過1節之比例很小，距離岸邊較遠海流有越大的趨勢(林等，2008)。依據中興工程顧問有限公司「大林電廠更新改建計畫環境影響評」報告(2006)，本海域屬沙岸地形，大致成西北-東南走向，降雨主要集中於夏季及秋初(5~9 月)期間，月降水量介於184.3 mm~386.6 mm之間，主要係受颱風侵襲帶來之豪大雨

所影響，10 月至翌年4 月屬於乾季，月降水量僅介於11.4mm~78.9mm 之間。在測站設置方面，高雄港內之水質測站Wn4位於前鎮河口略為北邊之處航道上如圖4-1。而南星計畫沿岸海域位於台灣西南部之沿岸海域，自北邊的高雄港第二港口至鳳鼻頭漁港南側約5公里，離岸3公里的海域內共設置12個測站如圖4-1，其中最靠近岸邊水淺的測站A、G 僅進行表層採樣，其次離岸稍遠的測站B、E、H則進行表層及底層採樣，其餘測站則進行表、中、底三層的採樣。海域之北界為高雄港第二港口，東面靠岸為南星計畫填海造陸的區域，而大林蒲海洋放流管的管線位於測站A~D的海域，而大林電廠冷卻水則沿著海澄里舢舨港的水道排入測站E的附近海域。此外在此研究海域內並無河川直接注入，但是卻有前鎮河、仁愛河、鹽水溪等河川注入高雄港。

#### 4.2.3 分析方法

本研究之分析流程請參考第一章之 1.2 節”研究方法與架構”。至於結構方程模式概念模式之擬定則如下：

##### 4.2.3.1 概念模式 1

有關環境因子與浮游植物成長潛能及多樣性的概念模式 1(圖 4-2) ，請參考第三章之 3.2.3.1 節。

##### 4.2.3.2 概念模式 2

圖4-3之概念模式2為各大類藻類的成長潛能與環境因子間之關

係，其內容除增加甲藻與環境因子的連結外，大致與第三章之3.2.3.2節”概念模式2”類似，請參考之。

### 4.3 結果

#### 4.3.1 高雄港海域

表 4-1 為高雄港測站 Wn4 水質變數的範圍及平均值，其中硝酸鹽(平均值為 0.25 mg/L)、亞硝酸鹽(平均值為 0.09 mg/L)，磷酸鹽(平均值為 1.5 mg/L) 等營養鹽的濃度均相當高，氨氮(平均值為 19.6 mg/L)及總有機碳(平均值為 16.5 mg/L)的數值亦相當大，顯示港內水質的污染嚴重。表 4-2 為高雄港 37 筆數據 11 個水質變數(pH、生化需氧量、總磷、硝酸鹽、亞硝酸鹽、磷酸鹽、總有機碳、氨氮、銅、鋅、鐵)的資料，以主成分分析最大變異轉軸法分析的結果，分析前除 pH 外，其餘各變數均進行對數轉換，11 個參數的抽樣適當性檢定(KMO=0.652)及 Bartlett 球面性檢定值( $p=0.00$ )的結果均顯示適合進行主成分分析。表 4-2 PCA 的結果顯示第一至第三成分的特徵值大於 1，共可解釋 76.4%的水質變異，另以各成分軸中因子負荷量(factor loading)大於 0.6 者作為判斷該軸意義的依據。表 4-2 第一成分軸可解釋所有水質變異的 31.2%，pH、生化需氧量、總磷、磷酸鹽、總有機碳、氨氮的因子負荷量較大，其中除了 pH 為正之外，其餘五個參數均為負，反應生化需氧量、總磷、磷酸鹽、總有機碳、氨氮有同步出現的情形，推測此軸為

負含有機物質及營養鹽之廢水。將本成分軸之成分分數進行變異數分析的結果顯示，2003 年顯著小於 1995~2002 年，其次則為 2002 年，顯著小於 1994~1996 年（表 4-3）。第二成分軸可解釋所有水質變異的 27.8%（表 4-2），其中銅、鋅、鐵的因子負荷量較大且均為正，故命名此軸為重金屬。第三成分軸可解釋所有水質變異的 17.5%（表 4-2），硝酸鹽、亞硝酸鹽的因子負荷量較大且均為正，故命名此軸為硝酸鹽類。

#### 4.3.2 南星計畫海域

表 4-4 顯示南星計畫沿海各水質變數的範圍及平均值，其中鹽度的範圍在 19.8~37.69 (psu)之間，顯示本海域受到淡水注入的影響。營養鹽、重金屬及懸浮微粒濃度的變動範圍很大，顯現各種人為干擾對海域的影響。而浮游植物數量的變異亦很明顯，可能反應生物於時間及空間的變動及藻華現象的發生。

表 4-5 為南星計畫以 2543 筆數據 13 個水質變數(pH、鹽度、溶氧、懸浮微粒、化學需氧量、硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨氮、凱氏氮、總油脂、礦物性油脂、銅、鋅)的資料，以主成分分析最大變異轉軸法分析的結果，分析前除 pH 外，其餘各變數均進行對數轉換，13 個參數的抽樣適當性檢定(KMO=0.623)及 Bartlett 球面性檢定值( $p=0.00$ )的結果均顯示適合進行主成分分析。表 4-5 PCA 的結果顯示第一至第五成分的特

徵值大於 1，共可解釋 62.2%的水質變異，另以各成分軸中因子負荷量 (factor loading)大於 0.4 者作為判斷該軸意義的依據。表 4-5 第一成分軸可解釋所有水質變異的 17.7%，鹽度、硝酸鹽、亞硝酸鹽的因子負荷量較大，其中鹽度為正，硝酸鹽、亞硝酸鹽為負，即鹽度較低時，同步有硝酸鹽類濃度增高的情形，故命名此軸為源自淡水之硝酸鹽類。而本成分軸之成分分數越大則代表鹽度數值越高、硝酸鹽類濃度越低，也反應淡水注入的影響較小，進一步以二因子變異數分析探討本成分分數在年及測站的差異，結果顯示年( $F=46.12$   $p<0.001$ )與測站( $F=2.3$   $p=0.009$ )均有顯著差異(表 4-6)。以 Fisher LSD 進行多重比較(Multiple Comparison)的結果顯示，測站 E 除了與兩個沿岸 5 米測站的 G、A 無顯著差異外，顯著小於其餘各測站 (表 4-6)。

第二成分軸可解釋所有水質變異的 12.2% (表 4-5)，其中氨氮、凱氏氮的因子負荷量較大且均為正，故命名此軸為氨氮及凱式氮，而成分分數越大代表其二者濃度越高。以二因子變異數分析探討成分分數在年及測站的差異，結果顯示年與測站間有顯著之交感作用 (interaction) ( $F=1.31$   $p=0.03$ ) (表 4-6)，多重比較的結果顯示在 1997~2002 年期間，測站 E 有明顯較其他測站為小的趨勢，而在 2003~2005 年期間，此種測站 E 較小的情形則不復存在。此外在測站 E 的歷年變動中則顯示 1999 年較早期的 1998 年增加，而 2000 及 2001

期間為九年來氨氮及凱式氮最多的時期，至 2003~2004 年期間有略為減少的趨勢，直到 2005 年顯著達到九年之最低程度。

第三成分軸可解釋所有水質變異的 11.6% (表 4-5)，其代表之意義為重金屬的變動，主要是因為銅、鋅、溶氧的因子負荷量較大，其中兩個重金屬為正值，溶氧為負值，即本成分軸之成分分數越大則代表銅及鋅濃物度越高、溶氧越低，此可能反應在溶氧較低而偏向還原態環境時，沉積物中之重金屬較容易溶出。變異數分析的結果顯示，年 ( $F=44.77$   $p<0.001$ ) 與測站 ( $F=15.25$   $p<0.001$ ) 均有顯著差異 (表 4-6)，其中測站 E 明顯較大，其次為測站 F，而距離測站 E 較遠的 G、H、J、L、I 等測站則相對較小。歷年間之比較則大致可發現早期 (1997、1999、2000 年) 重金屬濃度較低，在 2001 重金屬明顯增加，並在 2002 年達到最高，之後的 2003 至 2005 年間則又明顯降低 (表 4-6)。

第四成分軸可解釋所有水質變異的 10.8% (表 4-5)，其中總油脂、礦物性油脂的因子負荷量較大，且均為正，故命名此軸為油污染，本成分軸之成分分數越大則代表油污染的程度越高。變異數分析的結果顯示，年 ( $F=32.68$   $p<0.001$ ) 有顯著差異，其中 1997 年油污染的程度顯著較其他各年為嚴重 (表 4-6)。

第五成分軸可解釋所有水質變異的 10.0% (表 4-5)，其中懸浮微粒(SS)的因子負荷量較大，故推測為懸浮微粒的影響，而本成分軸之成

分分數越大則代表懸浮微粒濃度越低。變異數分析的結果顯示，年有顯著差異 ( $F=168.9$   $p<0.001$ )，其中早期(1997~1999)的成分分數較低，而後在 2000~2002 年間顯著增加，到了 2003~2005 年數值更大(表 4-6)。

依據上述 PCA 所分離出五個有意義的成分，即潛在變項「源自淡水之硝酸鹽類」、「氮氮及凱氏氮」、「重金屬」、「油污染」以及「懸浮微粒」。因此圖 4-2 的概念模式 1(conceptual model 1)可修正為圖 4-4。在此修正後之概念模式 1，五個環境之潛在變項分別以鹽度、硝酸鹽及亞硝酸鹽等三個實測變項估計  $\xi_1$ (源自淡水之硝酸鹽類)；以氮氮及凱氏氮等兩個實測變項估計  $\xi_2$ (氮氮及凱氏氮)；以銅、鉛等兩個實測變數估計  $\xi_3$ (重金屬)；以總油脂、礦物性油脂等兩個實測變數估計  $\xi_4$ (油污染)；以化學需氧量及懸浮微粒等兩個實測變數估計  $\xi_5$ (懸浮微粒)。此外在探討環境因素對不同類浮游植物的影響方面，圖 4-3 的概念模式 2(conceptual model 2)亦可修正為圖 4-5。在此修正後之概念模式 2 中，潛在變項之  $\eta_1$ (矽藻成長潛能)、 $\eta_2$ (甲藻成長潛能)及  $\eta_3$ (藍綠藻成長潛能)則各僅有一個實測變項，且分別由矽藻、甲藻以及藍綠藻個體數所估計。

依據圖 4-4 之概念模式 1，以收集的 745 筆資料實證之模式 1 如圖 4-6，其適配指標  $\chi^2=148.66$ ， $df=26$ ， $p\text{-value}=0.0$ ；RMSEA=0.079；



GFI=0.97; AGFI=0.91; NFI=0.88; CFI=0.89 ; IFI=0.89 ; CN=229.42。有關各式配指標的詳細內容與解釋可參考 Tomer (2003)的研究。而根據 Steiger(1989)及 Pugesek et al ( 2003)當 RMSEA 小於 0.05 代表「良好的適配」, 0.05~0.08 可視為「不錯的適配」, 0.08~1 則為「中度的適配」, 大於 1 表示「不良適配」, 而圖 4-6 模式的 RMSEA 指數為 0.079 屬於「不錯的適配」。至於其他的適配指標中, 除了卡方值較大外其餘各指標均符合標準, 至於卡方值較大的原因, 則可能與樣本數較大有關 (Hoelter, 1983)

模式中除了  $\xi_3$  以及  $\xi_4$  對  $\eta_1$  (浮游植物生長潛能) 及  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 以及  $\xi_5$  對  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 的影響為不顯著之外, 其於各路徑係數均有顯著影響。

在潛在變項的估計方面, 對  $\xi_1$  (源自淡水之硝酸鹽類) 的影響中, 鹽度(0.86)的因子負荷量(factor loading)為正, 而硝酸鹽(-0.63)、亞硝酸鹽(-0.43)為負, 因此潛在變項  $\xi_1$  是指負向的影響, 即當淡水排入較多, 硝酸鹽類濃度較高時,  $\xi_1$  的估計數值較小。在對  $\xi_2$  (氨氮及凱氏氮) 的估計中, 氨氮(0.79)、凱氏氮(0.67)、亞硝酸鹽(0.36)的因子負荷量均為正, 與圖 4-4 之概念模式比較, 增加了與亞硝酸鹽的連結, 由於在氧化環境下, 氨氮及有機氮會朝硝酸鹽的方向進行硝化作用, 而亞硝酸鹽為其過度產物, 因此當氨氮及凱氏氮濃度較高時, 會伴隨亞硝酸鹽的增加。

在對 $\xi_3$ (重金屬污染)及 $\xi_4$ (油污染)的估計中，則別各以銅及總油脂單一變數來估計。在對 $\xi_5$ (懸浮微粒)的估計中，化學需氧量(-0.34)的因子負荷量為正，懸浮微粒(0.44)。

在環境因子對浮游植物的影響方面，潛在變項 $\xi_1$ 、 $\xi_2$ 、 $\xi_5$ 對 $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)的直接影響分別為 0.29、0.18 與、-0.31，對 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)的間接影響分別為-0.0899(0.29\*(-0.31))、-0.0558(0.18\*(-0.31))、0.0961((-0.31)\*(-0.31))，而 $\xi_1$ 、 $\xi_2$ 對浮游植物多樣性的直接影響則分別為 0.30 及-0.09。而 $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)對 $\eta_2$ (浮游植物多樣性)則有-0.31 的直接影響。至於 $\xi_3$ 、 $\xi_4$ 對浮游植物成長潛能，以及 $\xi_3$ 、 $\xi_4$ 、 $\xi_5$ 對浮游植物多樣性的影響則不顯著。

此外在探討環境因素對不同類浮游植物的影響方面，將修正後之概念模式 2(圖 4-5)以收集的 745 筆資料進行 SEM 實證之結果如圖 4-7，其適配指標 $\chi^2=175.67$ ， $df=33$ ， $p\text{-value}=0.0$ ；RMSEA=0.076；GFI=0.96；AGFI=0.91；CFI=0.87；IFI=0.88；CN=232.99。其中 RMSEA 指數為 0.076 屬於「不錯的適配」(Steiger 1989)。至於其他的適配指標中，除了卡方值較大外其餘各指標均符合標準，至於卡方值較大的原因，則可能與樣本數較大有關(Hoelter, 1983)。

在潛在變項的估計方面，圖 4-7 模式 2 中之實測變項對 $\xi_1 \sim \xi_5$ 的關係大致與模式 1(圖 4-6)的結果類似，僅有數值略有變動，因此在兩個

模式中環境變動因素之潛在變項 $\xi_1 \sim \xi_5$ 所代表的意義是相同的。

在環境因子之潛在變項對浮游植物的影響方面， $\xi_1$ 、 $\xi_2$ 、 $\xi_5$ 對 $\eta_1$ (矽藻成長潛能)的直接影相分別為 0.25、0.18 與-0.37； $\xi_2$ 、 $\xi_3$ 、 $\xi_5$ 對 $\eta_2$ (甲藻成長潛能)的直接影相分別為-0.19、0.17 與-0.61； $\xi_4$ 、 $\xi_5$ 對 $\eta_3$ (藍藻成長潛能)的直接影相分別為 0.17、與-0.20，至於其他路徑係數則無顯著關係。

#### 4.4 討論

Wu and Wang(2007)在河口水質 PCA 的研究中，含氮營養鹽(氨氮、硝酸鹽及亞硝酸鹽)分別在 PC1 及 PC3 有高的負荷量，顯示氮污染為影響該海域水質變動的重要因素，推測其來源為工業污染及污水下水道帶來之家庭廢水。而南星計畫海域 PCA 分析中含氮之營養鹽則分別在 PC1 及 PC2 有高的因子負荷量，其中 PC1 即潛在變項「源自淡水之硝酸鹽類」，在大林電廠冷卻水排放海域有明顯較高的數值。此外，由高雄港水質 PCA 分析中，PC3 「硝酸鹽類」具有硝酸鹽及亞硝酸鹽同步變動的現象，因此，南星計畫海域的硝酸鹽類可能與高雄港有關。至於，港區內硝酸鹽類的來源，則推測可能與高雄市的工廠及都市廢水有關。另外，在台灣河川長期資料 PCA 分析的研究中，包括老街溪、急水溪、南崁溪(方，2009)以及淡水河(方及周，2010)均發現硝酸鹽及亞硝酸鹽出現在同一個成分軸中，可能為河川中含氮物質經硝化作用轉變成硝酸鹽及亞硝酸鹽。因此鄰近陸源及河川廢水的排入也有可能是高雄港與南星計畫海域硝酸鹽類的另一個來源。

南星計畫海域 PCA 分析的 PC2 即潛在變項「氨氮及凱氏氮」，其中之凱氏氮在扣除氨氮後即為有機氮，主要為蛋白質等有機氮化物，可能與家庭廢水有關。由於 2002 年前鎮河完成截流前的六年間(1997~2002 年)，氨氮及凱氏氮濃度最高的區域正好在大林電廠冷卻水

排放口附近(測站 E)，而自 2003 年起此種現象卻已不復存在，而高雄港水質 PCA 分析的 PC1 也顯示，前鎮河截流後的 2003 年，港內海水的生化需氧量、總磷、磷酸鹽、總有機碳、氨氮有顯著的降低。上述證據顯現南星海域的氨氮及凱氏氮的來源為前鎮河，即在截流前，前鎮河帶來高雄縣包括鳳山市及高雄市大量家庭、都市的廢水，而其中的氨氮、凱氏氮污染了高雄港，而後透過大林電廠的機組冷卻水而進入南星計畫沿岸海域。當此一污染源經由河川整治而不再造成高雄港的污染時，電廠冷卻水也不再含有大量濃度的氨氮及凱氏氮。

有關南星計畫海域 PCA 分析的 PC3，即潛在變項「重金屬」，其濃度最高的區域亦為大林電廠冷卻水排放口，此外，兩個具有高負荷量的重金屬銅及鋅，也出現在港內水質 PCA 分析的 PC2 中，顯示南星計畫海域的重金屬來源為高雄港。而各種重金屬污染與特定的工業有密切的關係 (Williams et al., 1978)，通常藉由河川的搬運進入海洋 (Rohatgi and Chen, 1975; Tessier et al., 1980)。長期以來，高雄港容納了來自愛河、前鎮河、鹽水溪及鄰近工廠的重金屬污染，導致港區重金屬污染嚴重(Chen et al., 2007)。而在南星計畫海域水質的分析中，潛在變項「重金屬」於時間上的變動，亦與前鎮河的整治有關，即早期 (1997、1999、2000 年) 重金屬濃度較低，在前鎮河開始疏浚後的 2001 重金屬明顯增加，並在 2002 年達到最高，而於同年前鎮河完成截流，

自 2003 起至 2005 年期間，重金屬即逐年降低。此外，2001~2002 高雄港的沉積物污染嚴重，其組成屬於有機質的細顆粒，而 2003 及 2004 年污染的情況已顯著降低(方，2008)，因此從底泥的研究亦可反應前鎮河整治對高雄港的影響。事實上累積有重金屬的沉積物會被底棲生物直接攝食利用或經由再懸浮、脫附反應、氧化還原作用等，再次懸浮到上層水體或釋放出來(Santschi et al., 1990)。而前鎮河 2001 年疏濬期間可能因為沉積於河底之還原態淤泥流入港區，導致港內水域溶氧下降而呈現偏還原態的情形，此環境則正利於港區底泥及懸浮微粒中重金屬的溶出，再經由大林電廠冷卻水，將高雄港溶氧偏低且重金屬濃度較高的海水抽取後排入南星計畫海域，因而導致該期間南星計畫海域重金屬濃度增加。至於截流完成之後的 2003 至 2005 年間，因為源自前鎮河的污水及還原態的淤泥不再流入港區，而港區內則藉由海水漲退潮的作用以及航道浚深將淤泥海拋於外海，導致底泥及海水中之重金屬濃度逐漸下降所造成，此與 Bothner et al. (1998)的研究結果，停止淤泥進入港口後，港區內的重金屬含量明顯減低是類似的。

船舶產生的油污染，或沿岸陸地的石油精煉、工業污染，以及機動車輛所產生之的廢氣經空氣傳輸沉降進入海洋水體，或海洋生物自行製造、生產之碳氫化合物，均可使海洋中石油化合物含量增加 (Clark and Blumer, 1967, Thompson and Eglinton, 1978)。而謝(2000)則指出高雄

沿岸海域的多環芳香族化合物，主要是由未燃燒的廢氣沉降而來，而在港內則可能由人為之油污染所造成。此外，由於 1997 年的油污染為研究期間最嚴重的一年，而鄰近本海域之中油公司大林廠外海第三浮筒於 1996 年曾發生颱風過境輸油管閥門未關燃料油外漏事件，1997 年本海域更發生了長運輸爆炸油污染事件(陳，1998)，因此，海上漏油意外亦可能與南星計畫水質 PCA 分析的 PC4 即潛在變項「油污染」的變動有關。

海流、波浪等自然因素(Cloern et al., 1989; Uncles et al., 2002; Wolanski and Spagnol, 2003)以及船隻航行、挖泥、拖網等人為干擾(Churchill, 1989; Schoellhamer, 1996) 都會因底泥擾動而導致海水中懸浮微粒的增加。而南星計畫海域影響因子眾多，除了自然因素外，包括南星計畫填海造陸工程、船隻出入港口、海洋放流管污水的排放均可能是造成南星計畫水質 PCA 分析的 PC5 即潛在變項「懸浮微粒」變動的原因，而由其成分分數的分析顯示，本海域的懸浮微粒自 1997 以來有逐年下降的趨勢，並且在本研究期間的最後三年(2003~2005 年)達到最低點。而大林蒲放流管收集沿岸工業區之廢水排放至本海域，海洋放流水最新標準的訂定，由環保署於 2003 年公告，其時程與之後水中懸浮微粒的降低的時間相契合，因此懸浮微粒逐年下降的趨勢，可能與近年來之環境法規之約束及環境整治有關。

南星海域環境變動複雜，各種人為干擾因素均可能對本海域環境產生影響，但是這些影響的相對大小則不易估計。由長期資料之主成分分析可分離出源自於大林電廠冷卻水帶來之高雄港污水的影響、油污染的影響以及懸浮微粒的影響。而電廠冷卻水排放的影響又可分離出「氨氮及凱氏氮」以及「重金屬」等兩項因素的影響，而且均和港內水質 PCA 分析的結果契合。此二者共佔整體水質變異的 23.8%，顯示高雄港的海水透過電廠冷卻水的排放，是影響南星計畫沿岸海域環境的最重要因素。事實上，火力發電廠需要大量冷卻水進行機組的冷卻，而且除了停機檢修外冷卻水的排放幾乎是終年不斷，因此持續不斷排入港區水的結果，使的南星計畫沿岸海域的環境受到明顯的影響。其中氨氮及凱氏氮及重金屬的變動與前鎮河的整治有關，主要反應整治期間疏濬所導致的環境污染惡化，以及整治後之污水截流減輕了港區水質的污染。

南星計畫海域生態調查，原本是為了監測南星計畫填海造陸對環境產生的衝擊，而事實上填海造陸的影響，從長期水質變異的角度觀察，其影響並不明顯，顯示在干擾源眾多的南星海域中，其影響較小，可能被其他干擾源所覆蓋了。此外，電廠冷卻水的排放會造成海水溫度增高，許多研究也顯示會對生物產生影響 (Enright, 1977; Poornima et al., 2005; Chuang et al., 2009)，但是在本研究中卻未分離出熱廢水的影



響，推測為海域水溫的變異不如其他因素明顯，因而在PCA的分析未能顯現。至於在模式中並未顯現出降雨或河川淡水注入等自然因素的影響，其原因應與其在本海域整體環境中的變異相對較小，因此在PCA的分析過程中未能被有效分離出來。

模式 1(圖 4-6)及模式 2(圖 4-7)中的五個潛在變項，分別為 $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)、 $\xi_2$ (氮氮及凱氏氮)、 $\xi_3$ (重金屬)、 $\xi_4$ (油污染)、 $\xi_5$ (懸浮微粒)，且均屬於人為干擾，而本海域之自然變動因素相對較不明顯。至於人為干擾來源之推測，主要為 $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)、 $\xi_2$ (氮氮及凱氏氮)、 $\xi_3$ (重金屬)經由大林電廠抽取高雄港污染的海水，做為冷卻機組用水後排放至本海域， $\xi_4$ (油污染)則與漏油事件有關。

在模式 1 中，五個環境潛在變項對 $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)的影響，以 $\xi_5$ (懸浮微粒)最大，其路徑係數達-0.31，其次為 $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)的 0.29，而一般認為影響浮游植物生長的重要因素-營養鹽 $\xi_2$ (氮氮及凱氏氮)，其影響力僅達 0.18。在 $\xi_5$ (懸浮微粒)的影響方面，路徑係數為負(-0.31)，顯示當懸浮微粒多時會抑制浮游植物的成長，這符合 Facca et al.(2002)的研究結果，主要是因為當懸浮微粒增加後，阻絕光線而限制了光合作用的進行。有關潛在變項 $\xi_2$ (氮氮及凱氏氮)對浮游植物的影響方面，參考實測變項因子負荷量的大小依序為氮氮(0.79)、凱氏氮(0.67)、亞硝酸鹽(0.36)，顯示氮氮對浮 $\eta_1$ (浮游植物生長潛能)的

影響最大，其次為凱氏氮，而亞硝酸鹽最小，Wheeler and Kokkinakis(1990)、Harrison et al.(1996)的研究結果指出，氨氮為浮游植物優先吸收利用的氮鹽種類，而硝酸鹽類吸收速率會受到海水氨氮濃度的抑制，此外 Conway(1977)的研究也發現在在氨氮越充足的環境中，浮游植物吸收硝酸鹽類作用被抑制的程度越顯著。至於潛在變項  $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)，主要由實測變項鹽度(0.86)、硝酸鹽(-0.63)、亞硝酸鹽(-0.43)所估計，其中鹽度的負荷量絕對質最大，且為正，而影響浮游植物生長潛能的路徑係數(0.29)亦為正，顯示當淡水影響較小，鹽度較高時浮游植物的成長較佳，而 Greenwald and Hurlbert (1993)的研究也指出，浮游植物的豐度隨著鹽度的增加而變大。

在環境變動之潛在變項與  $\eta_2$ (浮游植物多樣性)的關係方面，則以  $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)的影響較大(0.3)，Remane(1934)在河口沿著鹽度梯度的研究中，指出較少的物種能存活在中等鹽度(intermediate salinities)，因此其歧異度較低。Mukai(1987)在沿岸海域的研究發現，鹽度與浮游植物歧異度呈顯著正相關。在本研究中沿岸海域的浮游植物應多為適應海水的種類，當淡水注入時，部分種類浮游植物無法適應鹽度的降低，而造成歧異度的降低。此外， $\xi_1$ (源自淡水的硝酸鹽類)對  $\eta_2$ (浮游植物多樣性)尚會透過  $\eta_1$ (浮游植物成長潛能)所產生的間接影響(-0.0899) ( $0.29 * (-0.31)$ )。在此，直接影響及間接影響的正負方向不

同，顯示同一個影響因素，對浮游植物多樣性，經由不同的路徑，同時產生促進及抑制的作用。這可從估計浮游植物多樣性的 Shannon 歧異度指數來說明。由於 Shannon 歧異度指數受到種類數及個體數的影響，當物種數多時歧異度指數則較大，而另一方面少數優勢種類的大量繁生卻可造成歧異度指數的降低。而  $\xi_1$  (源自淡水的硝酸鹽類) 對  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 的直接影響，可能反映的是對種類數目的影響，即淡水注入少時，有較多的種類能適應，因而有正向的影響(0.30)，而間接影響則是對數量的作用，即淡水注入少時，因優勢種浮游植物的大量存在，對歧異度有負向的影響 (-0.0899)。至於潛在變項  $\xi_2$  (氨氮及凱氏氮) 是影響  $\eta_2$  (浮游植物多樣性) 的次要因子，其直接影響 (-0.09) 及間接影響 ( $0.18 * (-0.31) = -0.0558$ ) 均為負向。而浮游植物歧異度通常隨著營養鹽濃度增加而減低(Jeppesen et al., 2000; Romo and Villena, 2005)，因此上述之直接影響及間接影響，可能都反應氨氮及凱氏氮注入時促進優勢種生物的繁生而降低了浮游植物的歧異度。

在模式2針對環境因素對不同門(phylum)浮游植物影響的模式中，對數量優勢的矽藻而言，影響程度的大小依序為  $\xi_5$  (懸浮微粒) (-0.37)、 $\xi_1$  (源自淡水之硝酸鹽類) (0.25)、 $\xi_2$  (氨氮及凱氏氮) (0.18)，此與模式1的結果大致類似，主要可能與矽藻佔總體浮游植物數量達9成以上有關；在甲藻方面，依序為  $\xi_5$  (懸浮微粒) (-0.61)、 $\xi_2$  (氨氮及凱氏氮)

(-0.19)、 $\xi_3$ (重金屬) (0.17)；藍藻則為 $\xi_5$ (懸浮微粒) (-0.20)、 $\xi_4$ (油污染) (0.17)。其中 $\xi_5$ (懸浮微粒)對三個門的浮游植物影響均最大，且均為抑制成長的影響。一般而言，當懸浮微粒多時會抑制浮游植物的成長(Facca et al., 2002)，而本研究中，不論是何類浮游植物在懸浮微粒阻絕光線降低光合作用的情況是類似的。 $\xi_1$ (源自淡水之硝酸鹽類)對矽藻的影響，如同模式1的解釋，應該為淡水的注入不利藻類的成長。至於 $\xi_2$ (氨氮及凱氏氮)對矽藻成長潛能有促進的作用，推測與提供氮營養鹽有關，但是 $\xi_2$ (氨氮及凱氏氮)對甲藻卻有抑制的作用，其原因並不清楚，不過Eppeley(1977)的研究指出，在無機營養鹽充足時，矽藻的成長較快速，相對而言，甲藻的競爭力較差，因而其成長速率較低。因此，可能是矽藻大量繁殖導致競爭力較弱的甲藻數量反而減少的原

因，此外 $\xi_2$ (氨氮及凱氏氮)對藍藻的關係並不明顯，可能與藍藻有自行固氮的能力，海水中氮營養鹽對其成長的重要性較低所致。許多的文獻均指出，重金屬對浮游藻類成長確實有抑制的影響(Rai et al., 1981; Whitton and Shehata, 1982; Vymazal et al., 1985; Chintamani and Mohanty, 1989; Verma and Singh, 1991)。而本研究中 $\xi_3$ (重金屬)對甲藻的數量卻有正向的關係，其原因並不清楚。不過甲藻能利用有機物當其能量來源(Richardson and Fogg, 1982)，而當前鎮河進行底泥疏濬整治時，累積於河川底部的淤泥大量流入高雄港，造成港內成為低溶氧的還原態環

境，此有利於重金屬的溶出，是否因為淤泥中有機物伴隨重金屬經電廠冷卻水的抽取，排入本海域而促進甲藻成長，則有賴更深入的研究。在Al-Thukair et al. (2007)的研究指出，沿海潮間帶區域的藍綠藻可扮演油的分解者。Al-Thukair and Al-Hinai (1993)也發現在大規模的漏油事件後，由藍綠藻組成微生物團(microbial mats)被發現在油污染的沉積物中。由於油污染的發生可能有利於藍藻的出現，此即模式中 $\xi_5$ (油污染)對藍藻有正向影響的原因。

本研究由 PCA 得知本海域的人為干擾因素，包括海洋油污染事件、前鎮河整治、大林電廠抽取高雄港海水作為冷卻水排入本海域，其中前鎮河整治原本直接受影響的區域應僅限於高雄港區，但由於另一個人為干擾因素-大林蒲電廠抽取高雄港的海水，冷卻機組後排入本海域，導致南星計畫海域，間接受到前鎮河整治的影響。其結果為在整治初期，因疏濬前鎮河底泥的緣故，大量的淤泥進入高雄港，導致港區污染趨於嚴重，可能由於有機物質隨重金屬排入南星計畫海域，進而促進了甲藻的繁生。而前鎮河的截流，則阻斷了氮營養鹽輸入，因而降低了矽藻的數量，並增高了群聚的歧異度。因此不僅是當人為干擾與自然變動產生交互作用時，可能造成生態的嚴重擾動(Chou and Fang, 2005)，當兩個人為干擾各自獨立時，也許影響的範圍有限，但是當其產生交互作用時，同樣也可能對生態產生了意想不到的重大影

響。

總而言之，南星計畫海域浮游植物變動的架構極其複雜，源自淡水的硝酸鹽類、氨氮及凱氏氮、重金屬、油污染、懸浮微粒等五個主要的環境因素均與浮游植物的變動有關，而且在人為干擾交錯的影響下，很難以傳統的研究方法釐清。而本研究藉由 PCA-SEM 的方式，釐清了南星計畫海域環境及生物間複雜的關係，並得到了在人為干擾嚴重的海域，原本屬於自然因子掌控的生態系，已有所改變，而成為以人為干擾因子所主宰的環境。此外，前鎮河整治及電廠冷卻水排放等兩個人為干擾因素產生的交互作用，確實對海域生態產生了顯著的影響。

### 參考文獻

- Al-Thukair, A.A., Abed, R.M.M., Mohamed, L., 2007. Microbial community of cyanobacteria mats in the intertidal zone of oil-polluted coast of Saudi Arabia, Marine Pollution Bulletin 54, 173–179.
- Al-Thukair, A.A., Al-Hinai, K., 1993. Preliminary damage assessment of algal mats sites located in the western Gulf following the 1991 oil spill, Marine Pollution Bulletin 27, 229–238.
- Bothner M.H., Buchholtz Ten Brink M., Manheim F.T. 1998. Metal concentrations in surface sediments of boston harbor-Changes with time. Marine Environmental Research 45, 127-155.
- Chen , C.W., Kao, C.M., Chen, C.F., Dong, C.D., 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere 66, 1431–1440.
- Chen, M.H., Wu, H.T., 1995. Copper, cadmium and lead in sediments from the Kaohsiung River and its harbor area, Taiwan. Marine Pollution Bulletin 30, 879–884.
- Chintamani, A., Mohanty, P., 1989. Effect of elevated levels of zinc on growth of *Synechococcus* PCC 6301. Zentralblatt für Mikrobiologie 144, 531-536.
- Chou, W.R., Fang, L.S., 2005. Study on the development of decapods community in a steel-slag disposal site with disturbance from

- typhoon. *Bulletin of Marine Science* 76, 637-645.
- Chuang, Y.L., Yang, H.H., Lin H.J., 2009. Effects of a thermal discharge from a nuclear power plant on phytoplankton and periphyton in subtropical coastal waters. *Journal of Sea Research* 61, 197–205.
- Churchill, J.H., 1989. The effect of commercial trawling on sediment resuspension and transport over the Middle Atlantic Bight continental shelf. *Continental Shelf Research* 9, 841–865.
- Clark, R.C., Blumer, M., 1967. Distribution of n-Paraffins in Marine Organisms and Sediment. *Limnology and Oceanography* 12,79-87.
- Cloern, J.E., Powell, T.M., Huzzey, L.M., 1989. Spatial and temporal variability in South San Francisco Bay (USA). II. Temporal changes in salinity, suspended sediments, and phytoplankton biomass and productivity over tidal time scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28, 599–613.
- Conway, H.L.,1977. Interactions of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by marine phytoplankton. *Marine Biology* 39, 221-232.
- Enright, J.T., 1977. Power Plants and plankton. *Marine Pollution Bulletin* 8, 158-160.
- Eppley, R.W., 1977. The growth and culture of diatoms. In: D. Werner, Editor, *The biology of diatoms*, Bot. Monogr. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 24–64.
- Facca, C., Sfriso, A., Socal, G., 2002. Changes in Abundance and



Composition of Phytoplankton and Microphytobenthos due to Increased Sediment Fluxes in the Venice Lagoon, Italy. *Coastal and Shelf Science* 54, 773-792.

Greenwald, G. M., Hurlbert, S.H., 1993. Microcosm analysis of salinity effects on coastal lagoon plankton assemblages *Hydrobiologia* 267, 307-335.

Harrison, W.G., Harris, L.R., Irwin, B.D., 1996. The Kinetics of Nitrogen Utilization in the Oceanic Mixed Layer: Nitrate and Ammonium Interactions at Nanomolar Concentrations. *Limnology and Oceanography* 41, 16-32.

Hoelter, J.W., 1983. The analysis of covariance structure: Goodness-of-fit indices. *Sociological Methods and Research* 11, 325-344.

Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45, 201–218.

Kennish, M.J., 1996. *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. CRC Press, Boca Raton, FL, 544 pp.

Lee, C.L., Fang, M.D., 1997. Sources and distribution of chlorobenzenes and hexachlorobutadiene in surficial sediments along the coast of Southwestern Taiwan. *Chemosphere* 35, 2039-2050.

Lee, C.L., Fang, M.D., Hsieh, M.T., 1998. Characterization and

- distribution of metals in surficial sediments in southwestern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 36, 464–471.
- Lee, C.L., Song, H.J., Fang, M.D., 2005. Pollution topography of chlorobenzenes and hexachlorobutadiene in sediments along the Kaohsiung coast, Taiwan-a comparison of two consecutive years' survey with statistical interpretation. *Chemosphere* 58, 1503-1516.
- Mukai ,T., 1987. Effects of micro-scale in situ environmental gradients concentering water qualities on the structure of the phytoplankton community in a coastal embayment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 25, 447-458.
- Poornima, E.H., Rajadurai, M., Rao, T.S., Anupkumar, B., Rajamohan, R. Narasimhan, S.V., Rao, V.N.R., Venugopalan V.P., 2005. Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton. *Journal of Thermal Biology* 30, 307–316.
- Pugesek, B.H., Tomer, A., von Eye, A., 2003. *Structural Equation Modeling: Applications in Ecological and Evolutionary Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 336 pp.
- Rai, L.C., Gaur, J.P., Kumar, H.D., 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biological Reviews* 56, 99-151.
- Remane, A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 36, 34–74.

- Richardson, K., Fogg, G.E., 1982. The role of dissolved organic material in the nutrition and survival of marine dinoflagellates. *Phycologia* 21, 17–26.
- Rohatgi, N., Chen, K.Y., 1975. Transport of trace metals by suspended particulates on mixing with seawater. *Journal - Water Pollution Control Federation* 47, 2298-2316.
- Santschi, P., Hohener, p., Benoit, G., Brink, M.B., 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry* 30, 269-315.
- Schoellhamer, D.H., 1996. Anthropogenic sediment resuspension mechanisms in a shallow microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43, 533–548.
- Steiger, J.H., 1989. EZPATH: A supplementary module for SYSTAT and SYGRAPH, SYSTAT, Evanston, IL: SYSTAT.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M., 1980. Trace metal speciation in the Yamaska and St. Francois River( Quebec ). *Canadian Journal of Earth Sciences* 17, 90-105.
- Thompson, S., Eglinton, G., 1978. Composition and source of pollutant hydrocarbons in the seven estuary. *Marine Pollution Bulletin* 9, 133-135.
- Tomer, A., 2003. A short history of structural equation models. In: Pugesek,

- B.H., Tomer, A., von Eye, A. (Eds.), Structural equation modeling- Applications in ecological and evolutionary biology. Cambridge University Press, pp. 85-124.
- Uncles, R.J., Stephens, J.A., Smith, R.E., 2002. The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time . Continental Shelf Research, 22, 1835–1856.
- Verma, S.K., Singh, H.N., 1991. Evidence for energy-dependent copper efflux as a mechanism of  $\text{Cu}^{2+}$  resistance in the cyanobacterium *Nostoc calcicola*. FEMS Microbiology Letters 84, 291-294.
- Vymazal, J., 1985. Occurrence and chemistry of zinc in freshwater, its toxicity and bioaccumulation with respect to algae: A review. Part 1 : Occurrence and chemistry of zinc in freshwaters. Acta Hydrochimica and Hydrobiologia 13,627-654.
- Wheeler, P.A., Kokkinakis, S.A., 1990. Ammonium recycling limits nitrate use in the oceanic subarctic Pacific. Limnology and Oceanography 35, 1267-1278.
- Whitton, B.A., Shehata, F.H.A., 1982. Influence of cobalt, nickel, copper and cadmium on the blue-green alga *Anacystis nidulans*. Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological 27, 275-281.
- Wilber, W.G., Hunter, J.V., 1979. Distributions of metals in street

sweepings, stormwater solids and urban aquatic sediments. Journal Water Pollution Control Federation 51, 2810-2822.

Williams, S.C., Simpson, H.J., Olsen, C.R., Bopp, R.F., 1978. Sources of heavy metals in sediments of the Hudson river Estuary. Marine Chemistry 6, 195-213.

Wolanski, E., Spagnol, S., 2003. Dynamics of the turbidity maximum in King Sound, tropical Western Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56, 877-890.

Wu, M.L., Wang, Y.S., 2007. Using chemometrics to evaluate anthropogenic effects in Daya Bay, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science 72, 732-742.

中興工程顧問股份有限公司，2006，大林電廠更新改建計畫環境影響評估。台灣電力公司。

方力行，2008，浚泥海拋對海域生態影響之評估。國立高雄海洋科技大學（2008，97年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估監測報告。交通部高雄港務局，P9-1~9-67。

方力行，2009，多變數分析。中環科技事業股份有限公司（2009，98年河川環境水體整體調查監測計畫(淡水河、南崁溪、老街溪、濁水溪、新虎尾溪、急水溪、鹽水溪、二仁溪及愛河)。行政院環境保護署，P附11-1~11-126。

方力行、周偉融，2010，河川環境生態整體評估的探討。20週年所慶研討會，臺北，台灣。

方孟德，1996，台灣西南海域沉積物中重金屬與氯苯類化合物含量分布之研究。國立中山大學海洋環境研究所碩士論文。

林受勳、張憲國、劉勁成、何良勝，2008，96 年高雄港域波流場數值模擬及特性研究。交通部運輸研究所。

許峻嵐，2000，高屏海域沉積物重金屬之分佈與污染史。國立中山大學海洋地質及化學研究所碩士論文。

陳陽益，1998，高雄海域油污染對水質及生態環境影響監測。中國石油股份有限公司。

謝明村，2000，台灣高雄港區及其臨近海域沉積物中石油衍生性化合物含量分佈之研究。國立中山大學海洋環境及工程研究所碩士論文。

表 4-1 高雄港海域環境變數之範圍及平均值

|             | Range       | Mean(SD)     |
|-------------|-------------|--------------|
| pH          | 6.7~8.2     | 7.4(0.25)    |
| 生化需氧量(mg/L) | 3.7~138.0   | 24.7(23.62)  |
| 總磷(mg/L)    | 0.06~14.30  | 2.24(2.66)   |
| 硝酸鹽(mg/L)   | 0.01~3.37   | 0.25(0.60)   |
| 亞硝酸鹽(mg/L)  | 0.00~1.46   | 0.09(0.28)   |
| 磷酸鹽(mg/L)   | 0.05~8.10   | 1.54(1.74)   |
| 總有機碳(mg/L)  | 1.09~105.00 | 16.52(26.37) |
| 氨氮(mg/L)    | 0.13~63.80  | 19.58(14.68) |
| 銅(μg/L)     | 0.1~29.0    | 4.78(6.31)   |
| 鋅(μg/L)     | 5.3~130.0   | 38.7(32.6)   |
| 鐵(μg/L)     | 2.8~1152.0  | 172.5(232.6) |

表 4-2 高雄港海域水質資料之主成分分析

|                   | Factor loading (N=37) |              |              |
|-------------------|-----------------------|--------------|--------------|
|                   | PC1                   | PC2          | PC3          |
| 酸鹼值               | <b>-0.627</b>         | -0.251       | -0.296       |
| 生化需氧量             | <b>0.744</b>          | -0.105       | -0.232       |
| 總磷                | <b>0.885</b>          | 0.024        | -0.022       |
| 硝酸鹽               | -0.160                | -0.077       | <b>0.920</b> |
| 亞硝酸鹽              | -0.105                | -0.022       | <b>0.936</b> |
| 磷酸鹽               | <b>0.851</b>          | -0.095       | -0.131       |
| 總有機碳              | <b>0.684</b>          | 0.098        | -0.042       |
| 氨氮                | <b>0.688</b>          | -0.077       | -0.188       |
| 銅                 | 0.016                 | <b>0.993</b> | -0.017       |
| 鋅                 | -0.013                | <b>0.992</b> | -0.025       |
| 鐵                 | -0.003                | <b>0.988</b> | -0.046       |
| Eigenvalues       | 3.603                 | 3.048        | 1.758        |
| Variance(%)       | 31.2                  | 27.8         | 17.5         |
| Total variance(%) | 31.2                  | 59.0         | 76.4         |



表 4-3 高雄港海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey Test)

|        |      | One way ANOVA |          | Multiple Comparison  |
|--------|------|---------------|----------|--|
|        |      | F             | <i>p</i> |  |
| Score1 | Year | 3.55          | 0.005*   | Comparisons for factor: station<br>1995 <sup>a</sup> 1994 <sup>ab</sup> 1996 <sup>ab</sup> 2000 <sup>bc</sup> 1997 <sup>bc</sup><br>1998 <sup>bc</sup> 1999 <sup>bc</sup> 2001 <sup>bc</sup> 2002 <sup>c</sup> 2003 <sup>d</sup> |
| Score2 | Year | 0.876         | 0.558    |  |
| Score3 | Year | 0.785         | 0.632    |  |

表 4-4 高雄南星計畫沿岸海域浮游植物及環境變數之範圍及平均值

|             | Range      | Mean(SD)             |
|-------------|------------|----------------------|
| pH          | 7.8~8.5    | 8.2(0.09)            |
| 鹽度(psu)     | 19.8~37.69 | 33.2(1.94)           |
| 溶氧(mg/L)    | 3.58~12.55 | 6.79(0.69)           |
| 懸浮微粒(mg/L)  | 1.3~431    | 10.04(15.73)         |
| 硝酸鹽(mg/L)   | 0.01~0.88  | 0.054(0.072)         |
| 亞硝酸鹽(mg/L)  | 0.00~0.05  | 0.005(0.005)         |
| 化學需氧量(mg/L) | 2.5~150    | 40.73(16.75)         |
| 氨氮(mg/L)    | 0.04~0.65  | 0.093(0.083)         |
| 凱氏氮(mg/L)   | 0.05~0.96  | 0.21(0.12)           |
| 總油脂(mg/L)   | 2.00~6.60  | 2.09(0.44)           |
| 礦物性油脂(mg/L) | 2.00~5.10  | 2.01(0.096)          |
| 鉛(μg/L)     | 1~70       | 1.69(3.05)           |
| 銅(μg/L)     | 0.5~32.3   | 1.86(1.84)           |
| 浮游植物物種數     | 2~44       | 21.07(6.90)          |
| 浮游植物個體數     | 89~4030520 | 290655.29(424690.04) |
| 浮游植物歧異度     | 0.01~2.98  | 1.66(0.65)           |
| 矽藻個體數       | 88~4030520 | 279499.30(424690.04) |
| 甲藻個體數       | 0~14560    | 493.79(1292.91)      |
| 藍藻個體數       | 0~445380   | 10506.83(41171.76)   |

註：水質參數的樣本數為 2543，生物參數的樣本數為 745。

表 4-5 高雄南星計畫沿岸海域水質資料之主成分分析

|                   | Factor loading |              |              |              |               |
|-------------------|----------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
|                   | N=2543         |              |              |              |               |
|                   | PC1            | PC2          | PC3          | PC4          | PC5           |
| pH                | 0.492          | -0.049       | -0.216       | 0.040        | 0.403         |
| 鹽度                | <b>0.777</b>   | -0.081       | 0.175        | -0.011       | 0.192         |
| 溶氧                | 0.356          | 0.169        | -0.432       | 0.119        | -0.247        |
| 懸浮微粒              | 0.046          | 0.125        | 0.105        | 0.053        | <b>-0.804</b> |
| 硝酸鹽               | <b>-0.851</b>  | -0.062       | 0.058        | -0.014       | 0.082         |
| 亞硝酸鹽              | <b>-0.744</b>  | 0.249        | 0.073        | 0.027        | 0.042         |
| 化學需氧量             | 0.097          | 0.201        | 0.145        | -0.081       | <b>0.533</b>  |
| 氨氮                | -0.014         | <b>0.865</b> | -0.072       | 0.004        | -0.050        |
| 凱氏氮               | -0.191         | <b>0.812</b> | 0.129        | -0.022       | 0.089         |
| 總油脂               | 0.018          | -0.066       | -0.026       | <b>0.808</b> | -0.189        |
| 礦物性油脂             | -0.006         | 0.046        | 0.023        | <b>0.848</b> | 0.053         |
| 銅                 | 0.026          | 0.085        | <b>0.755</b> | -0.041       | -0.192        |
| 鋅                 | -0.007         | 0.024        | <b>0.782</b> | 0.076        | 0.099         |
| Eigenvalues       | 2.298          | 1.581        | 1.509        | 1.407        | 1.295         |
| Variance(%)       | 17.680         | 12.164       | 11.608       | 10.820       | 9.963         |
| Total variance(%) | 17.680         | 29.844       | 41.452       | 52.272       | 62.236        |

表 4-6 高雄南星計畫沿岸海域水質主成分分析成分分數之變異數分析及多重比較(Tukey Test)

|        |              | ANOVA |           | Multiple Comparison  |
|--------|--------------|-------|-----------|--|
|        |              | F     | p         |  |
| Score1 | Year         | 46.12 | <0.001*** | Comparisons for factor: year   |
|        | Station      | 2.30  | 0.009***  | 1999 <sup>a</sup> 1998 <sup>a</sup> 2000 <sup>b</sup> 2002 <sup>c</sup> 2003 <sup>cd</sup> 1997 <sup>cd</sup> 2004 <sup>cd</sup> 2001 <sup>d</sup> 2005 <sup>e</sup>   |
|        | year*station | 0.79  | 0.929     | Comparisons for factor: station<br>J <sup>a</sup> I <sup>ab</sup> D <sup>ab</sup> H <sup>ab</sup> L <sup>ab</sup> B <sup>ab</sup> C <sup>ab</sup> K <sup>ab</sup> F <sup>ab</sup> A <sup>abc</sup> G <sup>bc</sup> E <sup>c</sup>  |
| Score2 | Year         | 51.35 | <0.001*** | Comparisons for factor: station  |
|        | Station      | 7.68  | <0.001*** | within 1997 E <sup>a</sup> F <sup>ab</sup> L <sup>bc</sup> G <sup>bc</sup> H <sup>bc</sup> J <sup>bc</sup> B <sup>bc</sup> I <sup>c</sup> C <sup>c</sup> K <sup>c</sup> D <sup>c</sup> A <sup>c</sup>  |
|        | year*station | 1.31  | 0.03*     | within 1998 E <sup>a</sup> A <sup>ab</sup> B <sup>ab</sup> F <sup>ab</sup> G <sup>ab</sup> J <sup>ab</sup> H <sup>ab</sup> D <sup>ab</sup> L <sup>ab</sup> I <sup>b</sup> C <sup>b</sup> K <sup>b</sup><br>within 1999 F <sup>a</sup> E <sup>ab</sup> H <sup>abc</sup> G <sup>abc</sup> J <sup>bc</sup> A <sup>bcd</sup> C <sup>cd</sup> B <sup>cd</sup> I <sup>cd</sup> L <sup>cd</sup> D <sup>cd</sup> K <sup>d</sup><br>within 2000 E <sup>a</sup> C <sup>ab</sup> G <sup>abc</sup> F <sup>abc</sup> D <sup>abc</sup> A <sup>abcd</sup> K <sup>bcd</sup> H <sup>bcd</sup> B <sup>cd</sup> L <sup>cd</sup> I <sup>cd</sup> J <sup>d</sup><br>within 2001 E <sup>a</sup> B <sup>ab</sup> F <sup>ab</sup> A <sup>abc</sup> H <sup>bc</sup> C <sup>bc</sup> D <sup>bc</sup> K <sup>bc</sup> G <sup>bc</sup> L <sup>c</sup> J <sup>c</sup> I <sup>c</sup><br>within 2002 E <sup>a</sup> F <sup>a</sup> A <sup>ab</sup> B <sup>b</sup> D <sup>b</sup> G <sup>b</sup> C <sup>b</sup> H <sup>b</sup> L <sup>b</sup> K <sup>b</sup> I <sup>b</sup> J <sup>b</sup><br>within 2003 C <sup>a</sup> D <sup>ab</sup> L <sup>b</sup> G <sup>b</sup> I <sup>b</sup> F <sup>b</sup> K <sup>b</sup> E <sup>b</sup> J <sup>b</sup> B <sup>b</sup> A <sup>b</sup> H <sup>b</sup><br>within 2005 not significant<br>within 2005 not significant<br>Comparisons for factor: year<br>within E 2000 <sup>a</sup> 1999 <sup>ab</sup> 2001 <sup>abc</sup> 2002 <sup>bcd</sup> 1997 <sup>bcd</sup> 1998 <sup>cd</sup> 2004 <sup>d</sup> 2003 <sup>de</sup> 2005 <sup>e</sup> |
| Score3 | Year         | 44.77 | <0.001*** | Comparisons for factor: year   |
|        | Station      | 15.25 | <0.001*** | 2002 <sup>a</sup> 2003 <sup>ab</sup> 2001 <sup>b</sup> 1998 <sup>c</sup> 2005 <sup>c</sup> 2004 <sup>d</sup> 1997 <sup>de</sup> 1999 <sup>de</sup> 2000 <sup>e</sup>   |
|        | year*station | 1.25  | 0.06      | Comparisons for factor: station<br>E <sup>a</sup> F <sup>b</sup> C <sup>c</sup> K <sup>c</sup> D <sup>cd</sup> B <sup>cde</sup> A <sup>cde</sup> I <sup>de</sup> L <sup>def</sup> J <sup>ef</sup> H <sup>ef</sup> G <sup>f</sup>   |
| Score4 | Year         | 32.68 | <0.001*** | Comparisons for factor: year   |
|        | Station      | 0.77  | 0.67      | 1997 <sup>a</sup> 1999 <sup>b</sup> 2003 <sup>b</sup> 2000 <sup>b</sup> 1998 <sup>bc</sup> 2005 <sup>bc</sup> 2004 <sup>bc</sup> 2001 <sup>c</sup> 2002 <sup>c</sup>   |
|        | year*station | 1.04  | 0.38      |  |
| Score5 | Year         | 168.9 | <0.001*** | Comparisons for factor: year   |
|        | Station      | 1.60  | 0.092     | 2003 <sup>a</sup> 2004 <sup>a</sup> 2005 <sup>a</sup> 2002 <sup>b</sup> 2000 <sup>bc</sup> 2001 <sup>c</sup> 1999 <sup>d</sup> 1998 <sup>e</sup> 1997 <sup>e</sup>   |
|        | year*station | 1.04  | 0.393     |  |

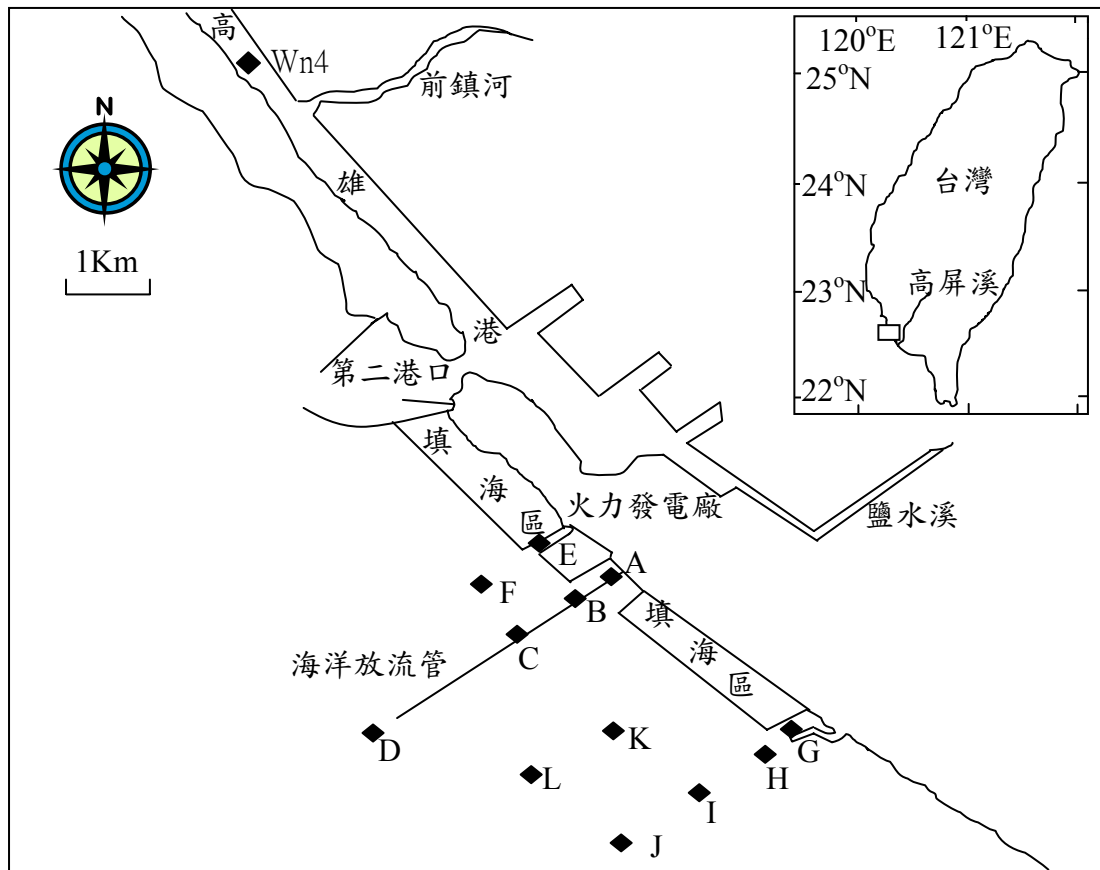


圖 4-1 高雄南星計畫沿岸海域測站位置圖

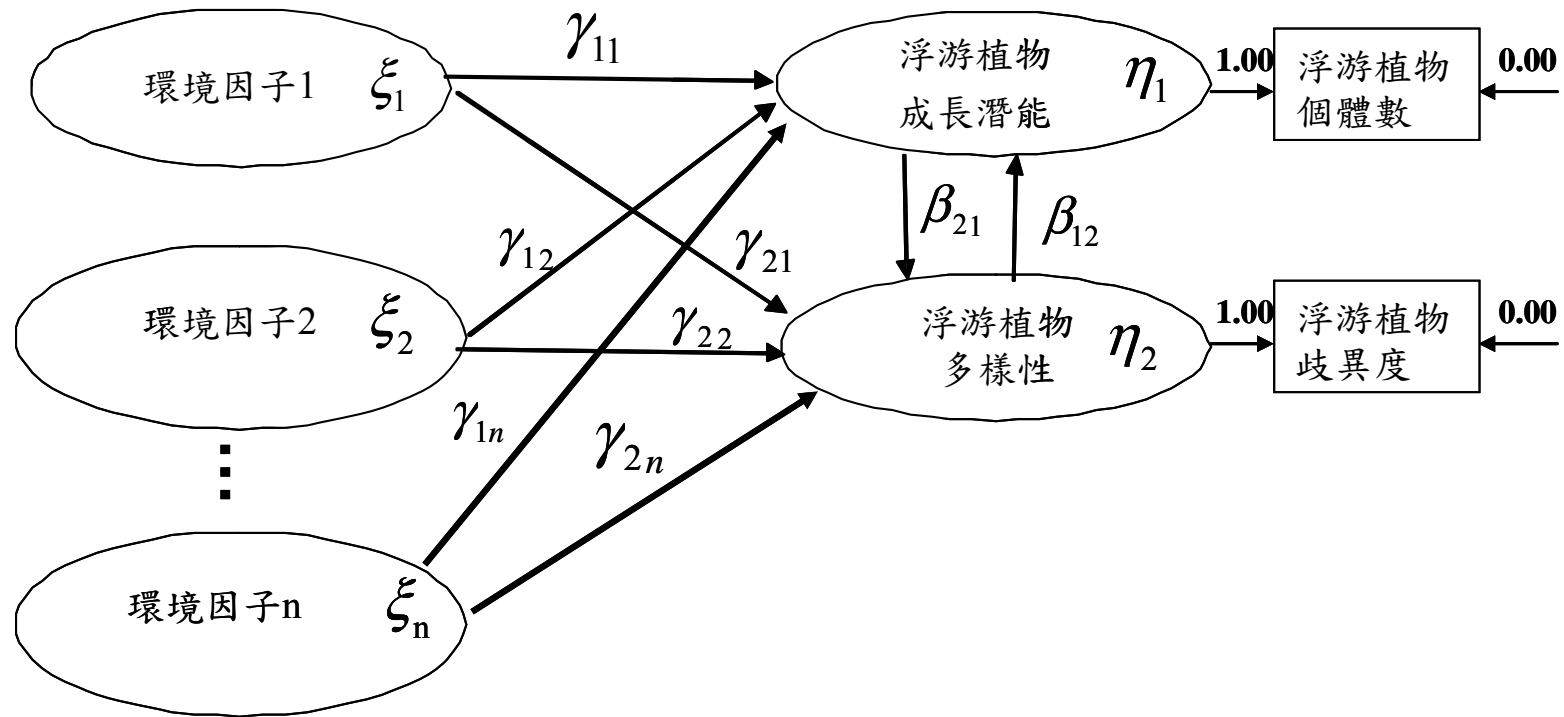


圖 4-2 高雄南星計畫沿岸海域生態系之概念模式圖 1

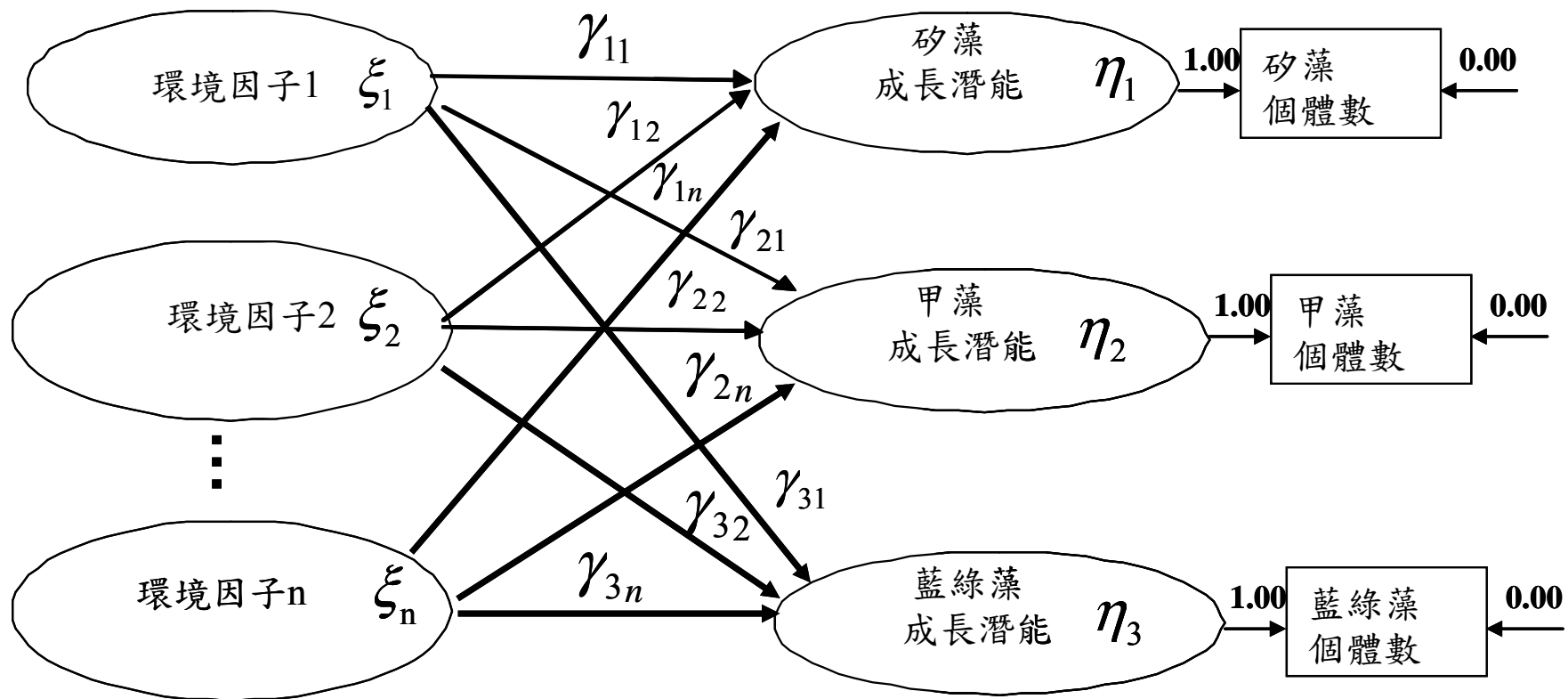


圖 4-3 高雄南星計畫沿岸海域生態系之概念模式圖 2

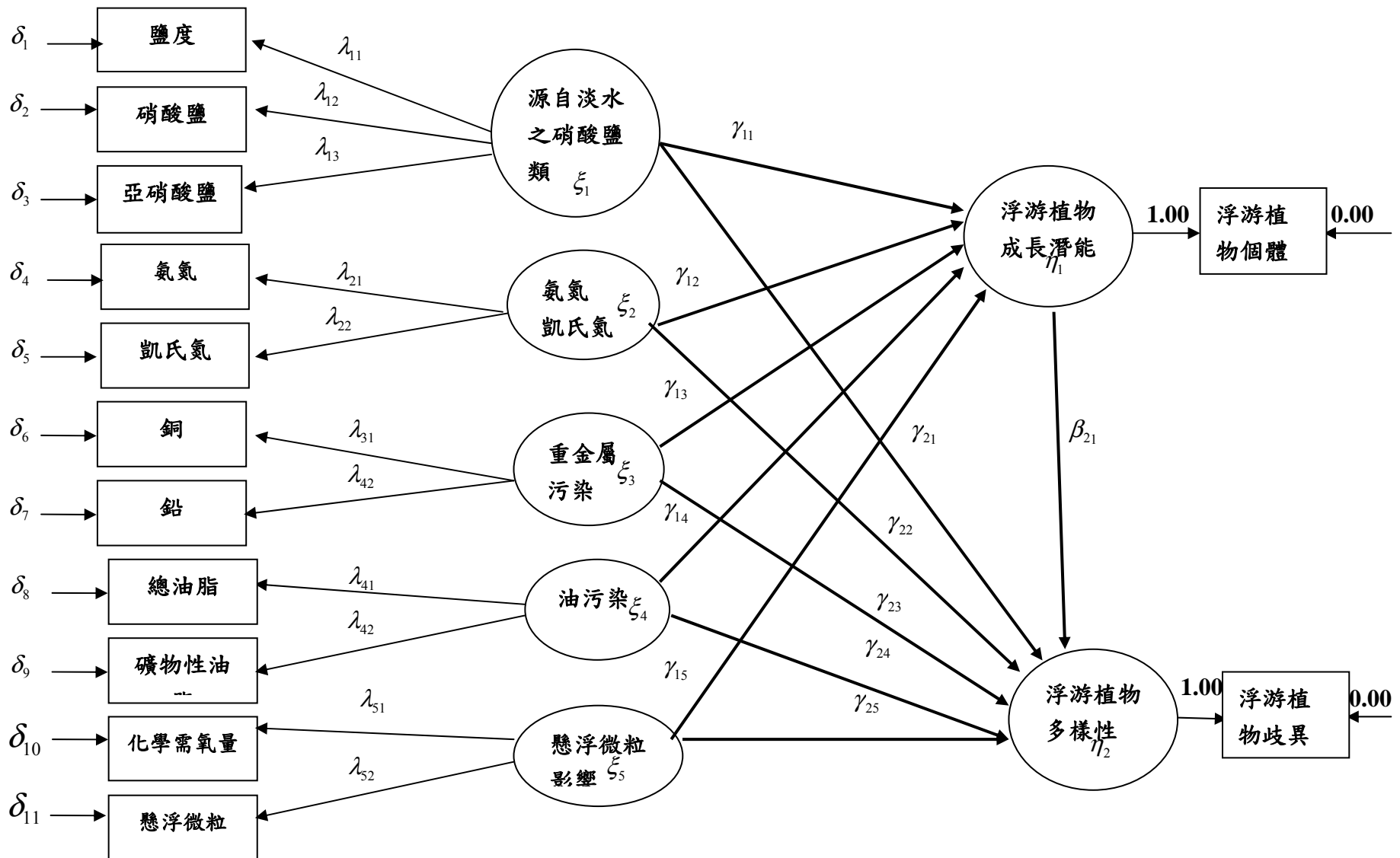


圖 4-4 高雄南星計畫沿岸海域生態系修正後之概念模式 1



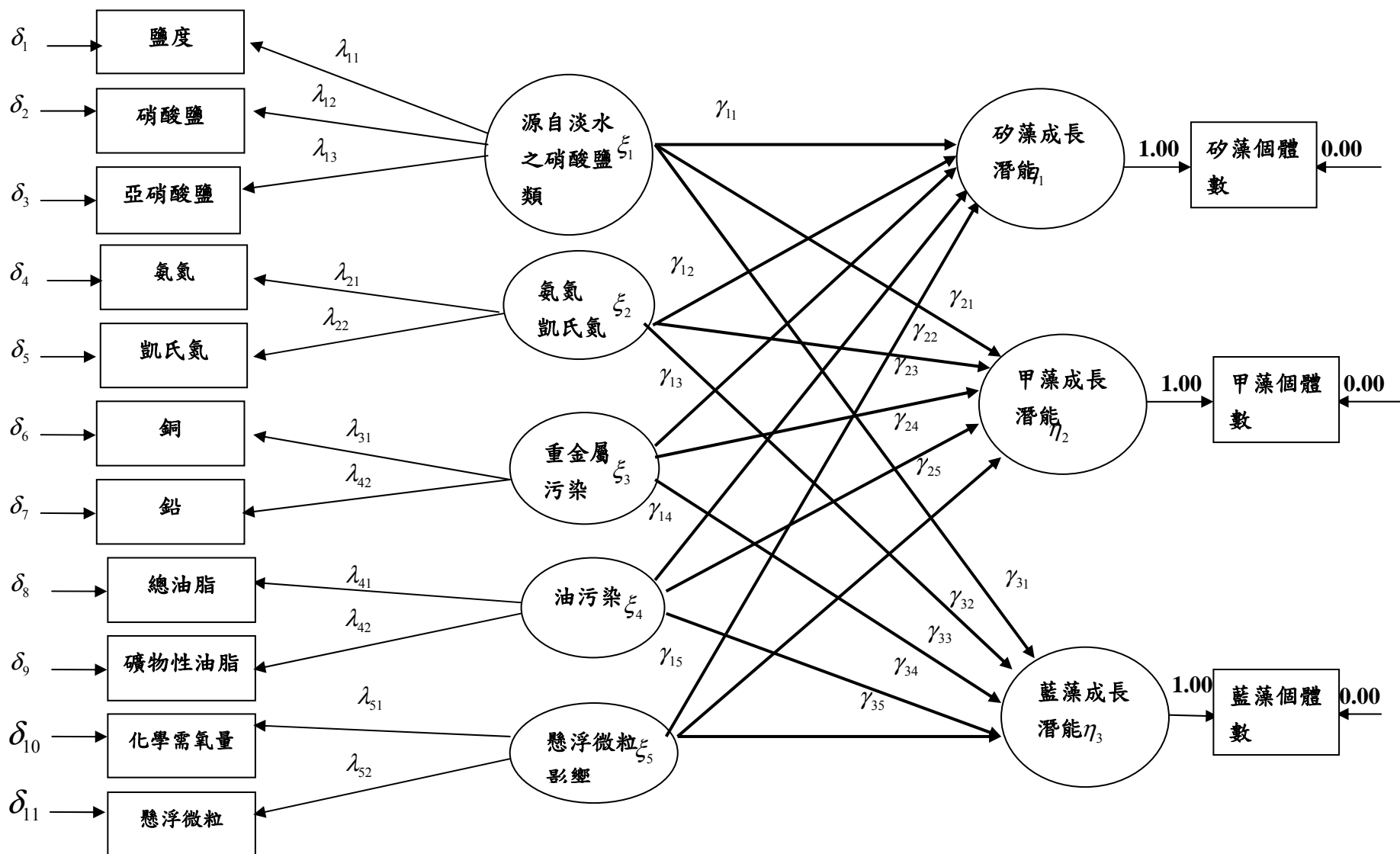


圖 4-5 高雄南星計畫沿岸海域生態系修正後之概念模式 2

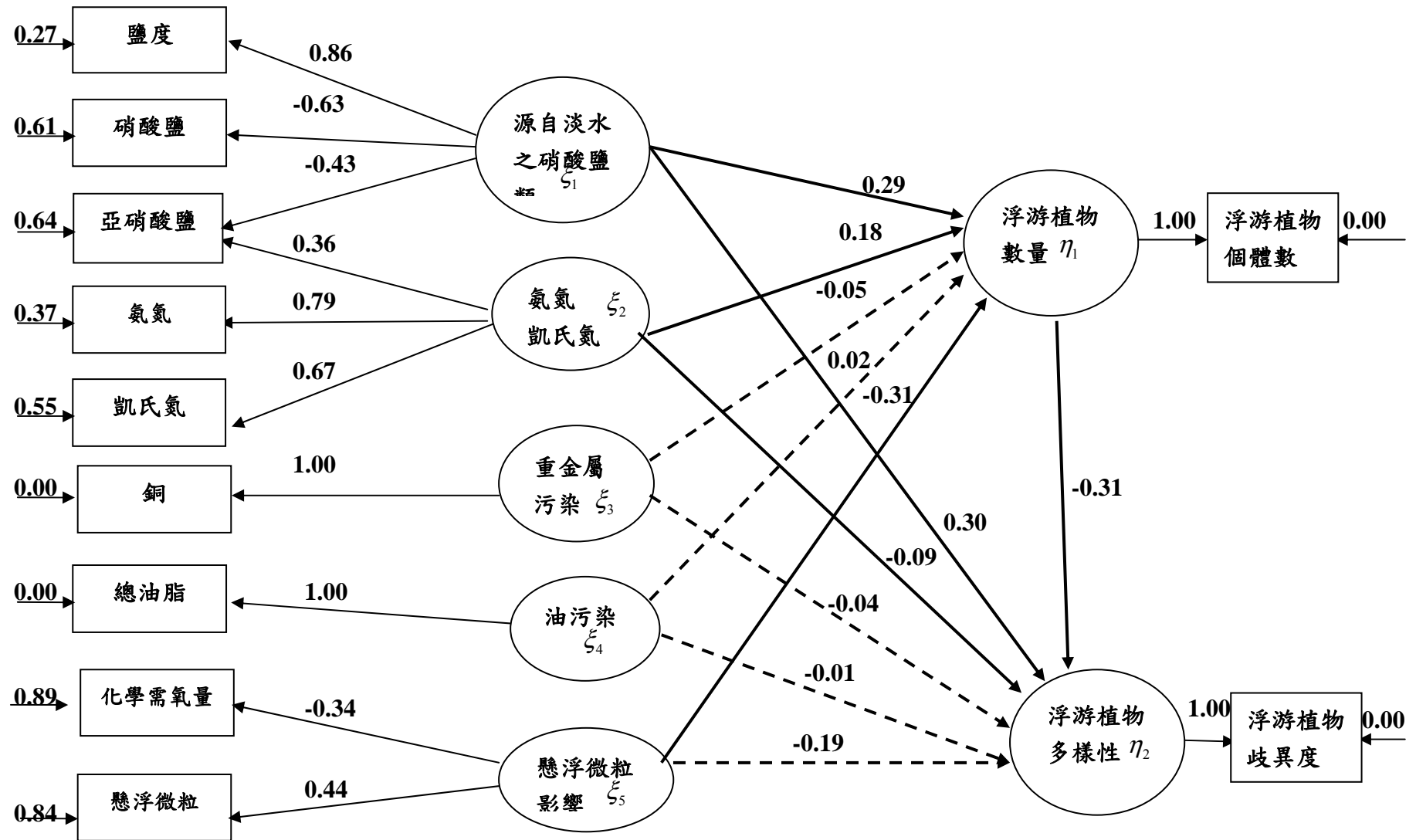


圖 4-6 高雄南星計畫沿岸海域生態系之實証模式 1

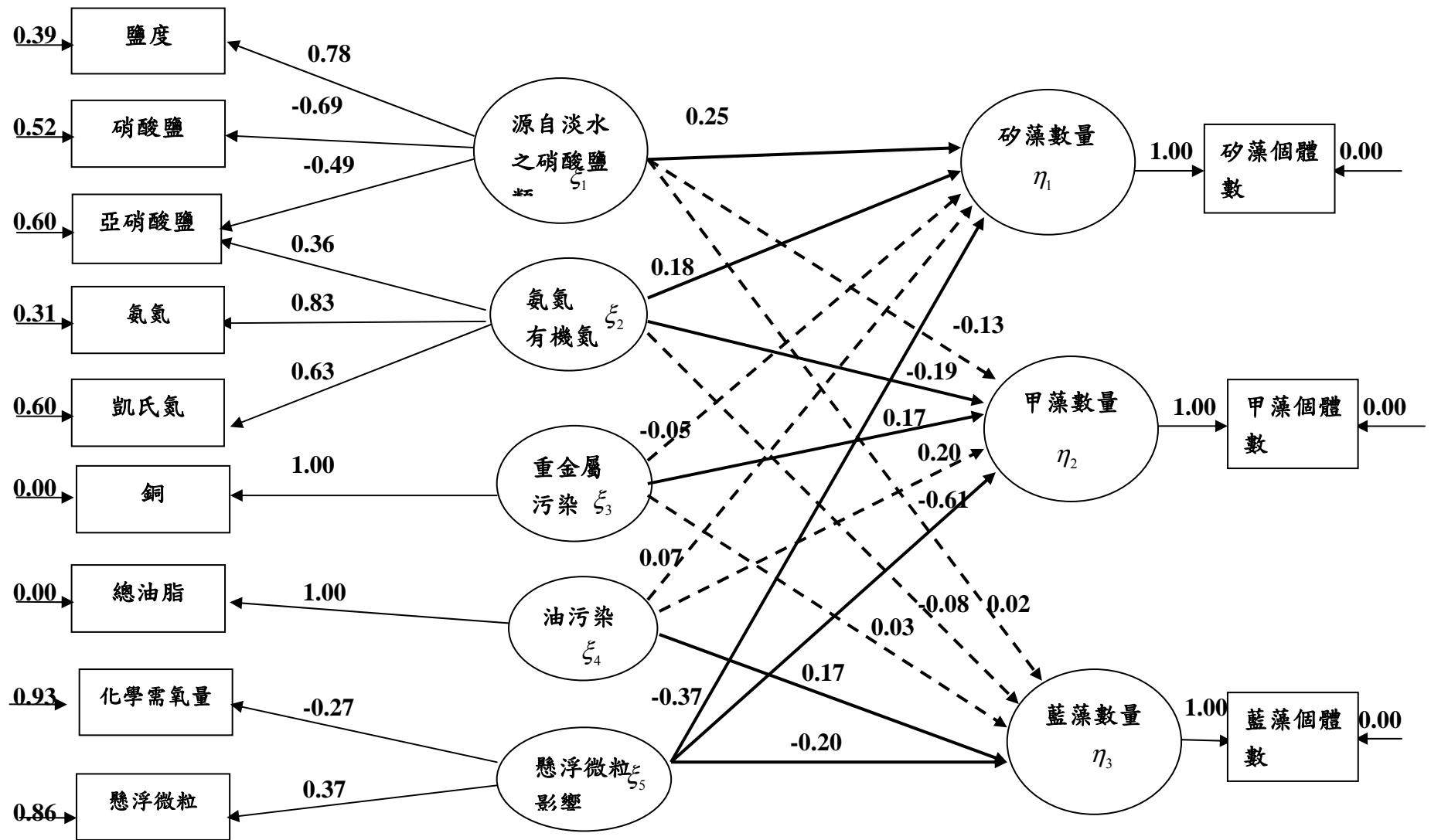


圖 4-7 高雄南星計畫沿岸海域生態系之實証模式 2

## 第五章 綜合討論

### 5.1 三個模式之比較及探討

#### 5.1.1 模式適配度比較

Hair et al.(1998)將結構方程模式的整體適配評鑑分為三類，分別為絕對適配量測(absolute fit measures)，例如概度比率卡方考驗值( $\chi^2$ )、GFI、RMSEA、AGFI，增值適配量測(incremental fit measures)，例如NFI、NNFI、CFI、IFI、RFI，以及簡效適配量測(parsimonious fit measures)，例如 PNFI、PGFI、CN。絕對適配在評估整體模式與實際資料相配之程度，而增值適配是比較研究者所提出之模式與基準模式(baseline model)差異的統計量(王，2004)，簡效適配的目的在於更正模式的任何過度適配的情形，也就是對模式的複雜性加以懲罰(黃，2002)。在陸域生態(Iriondo et al., 2003; Pugeseck et al., 2003)及社會科學(Tempelaar et al., 2007; Lee, 2011)的文獻中，所建構的模式大都均能符合上述三大類之適配指標，而在海域生態部份 Malaeb et al.(2000)以及 Chou et al.(2010)的模式各項適配指標均達到可接受的範圍，Liu et al.(2010)的RMSEA 為 1，已處於不良適配的邊緣，其於 AGFI、GFI 等也都未能符合標準，而 Arhonditsis et al.(2006)及 Arhonditsis et al.(2007)的研究更僅呈現概度比率卡方考驗值( $\chi^2$ )的結果。顯示過去有關海域生態結構方程模式的文獻，並非所有研究的模式適配均能達到符合標準的條件。至於本研究以 SEM 所建構的三個海域生態系模式，其各種適配指

標則大都達可接受的範圍，以 RMSEA 為例，根據 Steiger(1989)及 Pugesek et al.(2003)當 RMSEA 小於 0.05 代表「良好的適配」，0.05~0.08 可視為「不錯的適配」，0.08~0.1 則為「中度的適配」，大於 0.1 表示「不良適配」。而本研究第二章彰化沿海模式的 RMSEA 為 0.069，第三章高雄港淤泥海拋的模式 1 為 0.046、模式 2 為 0.051，第四章南星計畫沿海的模式 1 為 0.079、模式 2 為 0.076，各模式均至少達到「不錯的適配」，而高雄港淤泥海拋的模式 1 更達到「良好的適配」，代表野外所收集的資料，與所擬定之概念模式有一定程度的適配結果。由本研究三個不同生態系模式的適配度尚佳，顯示就模式適配的角度，結構方程模式在海域生態的應用應屬可行，不過，與陸域生態及社會科等其他領域眾多的研究相比，可能還需更多符合適配的結果來支持。

#### 5.1.2 模式合理性探討

至於模式的合理性，在第二章彰化沿海模式中，估計季節變動潛在變項的溫度及溶氧，符合低溫時海水可溶入較多氧氣之物理現象象 (Shrestha and Kazama, 2007)，河川變動之潛在變項與濁水溪流量呈現顯著相關，近岸之影響較大也符合淡水源自於陸地，季節變動之潛在變項則與鹿港區之雨量顯著相關；第三章高雄港海拋模式中，總有機碳與重金屬呈現反向的變動，可以用重金屬很容易吸附於有機及無機顆粒上 (Salomons, 1980)，海水中溶解性的重金屬離子可能因為被吸附

於有機及無機顆粒上而導致其濃度降低予以解釋。溫鹽變動的潛在變項與高屏溪的流量以及高雄地區的雨量呈現顯著正相關，矽藻、藍藻與溫度間的關係也與文獻記載矽藻與藍藻季節性演替的結果相符合；在南星計畫的模式，則發現油污染之潛在變項與漏油事件契合，氨氮及凱氏氮以及重金屬等兩個潛在變項則均與前鎮河整治時程相配合，至於懸浮微粒之潛在變項的長期變動，亦能用放流水法令頒布的時間來解釋，對矽藻、甲藻及藍藻的負向影響，也符合光線被遮蔽，抑制浮游植物光合作用的進行，不利生長的說法(Facca et al., 2002)。以上種種證據，對所建構之三個模式，提供了合理的解釋，特別是其中的河川流量、雨量、污染事件、河川整治、法令頒布等外在資料，能符合本研究 PCA-SEM 的結果，支持了本研究模式建構的正確性。

### 5.1.3 模式複雜度

另外目前有關海域生態 SEM 所發表的研究，其模式仍相當簡單，例如 Arhonditsis et al.(2006)、Arhonditsis et al.(2007) 及 Malaeb et al.(2000)的研究均各僅包含 4~6 個潛在變項，而本研究從第二章無重大人為干擾之彰化沿海模式的潛在變項有 4 個，第三章單一人為擾之高雄港海拋模式則有 6 個，第五章多個人為干擾之南星計畫海域模式則有 7~8 個，顯示隨著生態系環境變動的因素增加，所建構之模式複雜程度亦隨之增加。不過若與陸地生態系(Iriondo et al., 2003; Pugsek et

al., 2003)及社會科學(Tempelaar et al., 2007; Lee, 2011)所建構之複雜模式相比，仍然相對簡單，這反映結構方程模式在海域生態的研究還有許多進步的空間。

#### 5.1.4 三個模式在生態學上之特殊發現

##### 5.1.4.1 生態系變動架構及人為干擾與自然變動的量化

本研究第二章彰化沿岸海域、第三章高雄港海拋區及第四章高雄南星計畫等三個海域，分別代表沿岸河口生態系、大洋生態系及眾多人為干擾之生態系。其中在彰化沿岸海域的研究中，發現了台灣西部海域浮游生物自然變動的架構，釐清了河川注入及季節變動為影響海域浮游植物的主要因素，而又以後者的影響略大。

在第三章高雄港海拋的模式中則以 SEM 釐清大洋生態系浮游植物的變動架構，此為 SEM 首度在大洋生態系完成模式建構的案例。模式中清楚顯現屬於自然因素的季節性溫度改變，是影響浮游植物變動的首要因素。至於，源自於海拋之溶解性有機質可能隨著懸浮微粒的出現，對藍綠藻的成長有促進的作用，則是影響浮游植物變動的次要的因素。顯示該海域浮游植物的變動架構同時受到自然變動及人為干擾因素所掌控。

南星計畫沿海的人為干擾甚多，污染程度嚴重(方，1996; Lee and Fang, 1997; Lee et al., 1998; Lee et al., 2005)，而第四章的模式則在眾多

干擾中，得以釐清對環境及生物影響程度相對較大者，也是 SEM 首次在如此複雜之海域，成功建構模式的案例。研究並顯示大林電廠抽取高雄港污染的海水，做為冷卻機組用水後排放至本海域所導致營養鹽及重金屬的變動，此與漏油事件有關之油污染，是影響本海域環境變動的重要人為干擾因素。

#### 5.1.4.2 多個環境因素對水質變數的加成影響

在第二章彰化沿岸海域的模式中，海水鹽度受到河川淡水注入及降雨的影響，溶氧則受到低溫時海水可溶入較多氧氣之物理現象 (Shrestha and Kazama, 2007) 以及伴隨河川注入效應的增加而降低，在第四章南星計畫海域的模式中，亞硝酸鹽亦有來自”氮氮及凱氏氮”以及”源自淡水的硝酸鹽類”等兩個來源。以上情形顯示在水質監測中的各個變數，其來源可能不只一個途徑，此若不是經 SEM 建構出模式，以傳統的分析方法將無法區別。

#### 5.1.4.3 直接影響及間接影響:

Shannon diversity 歧異度指數常被用來代表生物群聚之多樣性 (Shannon and Weaver, 1949)，其數值的高低則通常用來反應生態系的穩定或健康程度(healthy functioning) (Reynolds and Elliott, 2002)，然而在論文中第四章發現，淡水注入將導致浮游植物歧異度降低的直接影響，同時卻也造成浮游植物數量的減少，進而導致歧異度增加的間接



影響，此種同一環境變動因素，透過不同途徑，對歧異度同時產生正向及負向的影響。而在第三章高雄港海拋的模式中，歧異度的變動卻僅受單一途徑的影響。此外 Chou et al. (2010)在安平港 SEM 的研究中也指出，河川注入的影響增強時，會造成溶氧降低的直接影響，而同時浮游植物數量會增多，再透過光合作用釋放出氧氣的效應，導致水中溶氧增加，此為透過浮游植物對溶氧產生的間接影響。這也是顯示出同一環境變動因素(河川注入)，透過不同途徑，對溶氧產生正負向影響的例子。再者，在第二章物理環境因子對浮游動物的變動無顯著影響，卻是經由浮游植物所產生的間接影響。以上案例，使我們清楚得知，SEM 建構的生態系模式，能顯現出直接影響及間接影響等不同途徑的複雜架構。

#### 5.1.4.4 交互作用的影響

Chou and Fang(2005)在台灣爐石海拋的研究中指出，海拋於深水域的爐石，在穩定後有成為漁礁，吸引魚類的功效，而然卻因為一次嚴重的颱風，將爐石移動至較淺的海域，導致棲地產生干擾，而降低了生物的歧異度。此為因自然變動及人為干擾產生交互作用時，使原本穩定的環境產生負面的影響。在論文第四章中，前鎮河整治及電廠抽取港區水冷卻機組後，再排放至南星計畫沿岸海域，卻造成了浮游植物的變動。第三章高雄港海拋區因長年進行海拋，導致中底層營養

鹽濃度的增加(方, 2008), 倘若營養鹽濃度再持續上升, 未來在冬季溫躍層消失時, 將有可能造成表層浮游植物增加的效應增強。此外, 在第二章彰化沿岸海域的模式中, 河川淡水會導致浮游植物多樣性的降低, 倘若未來鄰近之工業區或石化業大量取用濁水溪的河水時, 將有可能造成海域浮游植物群聚的變動。以上無論是兩個人為干擾, 或是人為干擾與自然變動產生交互作用均將導致生態系的變動。

#### 5.1.4.5 以少數參數即可偵測到生態系細微的變動

方及周(2004)在客雅溪 66 至 93 年的長期水質資料分析中, 以溶氧、生化需氧量、懸浮固體、氨氮、酸鹼值、導電度及水溫等 8 個參數成功分離出竹科廢水及垃圾場滲水等兩個環境變動潛在變項, 並反映出竹科廢水排放及垃圾場的污染及整治史。該研究中之垃圾場位於客雅溪的下游, 其滲水之水量遠較竹科廢水為低, 且是在水質監測站下游, 僅靠海水漲潮時上溯之極少量廢水, PCA 分析即成功分離出垃圾場滲水此一潛在變項。而本研究之第二章彰化沿海則僅以 5 個水質參數即分離出海域水質受河川注入及季節變動的影響, 第三章也以 7 個水質參數了解了大洋生態系的環境變動架構。上述研究顯示, PCA-SEM 對環境變動之偵測能力極高, 且僅要少數關鍵參數, 即有可能窺探生態系中若干現象變動的能力。因此, 對於許多長期以來累積的資料庫, 即使資料的完整性有所欠缺, 但仍能挖掘出寶貴的訊息,

這即是 PCA-SEM 的特長。

#### 5.1.4.6 污染事件的影響及環保措施的成效

在探討污染事件與環保政策對生態的影響及成效方面，第四章南星計畫的研究顯示前鎮河整治前有機物質持續排入南星計畫海域，因而促進了甲藻的繁生，而前鎮河的截流，則阻斷了氮營養鹽輸入，因而降低了矽藻的數量，並增高了群聚的歧異度。而高雄港海拋的研究中，也發現淤泥海拋的溶出物，似乎對藍藻的成長有幫助。過去，鑒於海域環境變動原因的複雜，常不易顯現污染事件及環保政策對生態的影響，而本研究藉由 PCA 先釐清污染事件及環保政策對環境的干擾情形，再以 SEM 有效探討其對生物的影響程度，能提出科學性的數據深入瞭解生物變動的背後原因，此對未來污染事件的影響及環保政策執行的成效進行有效的評估。

#### 5.1.5 小結

本研究三個模式的適配度已符合結構方程模式的標準，也能合理建構出複雜度相對較高的生態系模式，顯示 SEM 的應用已能有效釐清環境變動架構，量化自然及人為干擾的影響程度，解析多個環境變動因素對水質變數的加成效應，並可偵測到生態系次要影響因子的變動，以及分離生態系中直接影響及間接影響的途徑。此外藉由 PCA-SEM 的分析尚能使我們得以客觀判斷污染事件的影響及環保措

施的成效，反應其在實際應用上的價值。總而言之，本研究成功建構出三個海域的生態系模式，顯現 PCA-SEM 對生態系有深入解析的功能，應可適用於不同型式的海域生態系。

## 5.2 PCA-SEM 應用於海域生態研究之探討

在傳統社會科學 SEM 的研究中，當缺乏理論依據，或前人之研究成果時，可先用 PCA 或探索性因素分析(EFA, Exploratory Factor Analysis)先行進行探索性的研究，以其所得之潛在變項作為概念模式擬定之參考，再以另一筆資料進行 SEM 模式的驗證 (White et al., 2008)。在嚴謹的 SEM 研究中，只要模式進行修正後，通常會再取另一筆新的數據再進行一次模式驗證的工作，亦可先行將資料分為兩半，一半進行模式修正，另一半再對修正後之模式進行驗證，已確定修正後之模式確實正確(黃，2002)。以上作法在社會科學具備極高的可行性，因為僅需再次發放一次問卷，或當初發放兩倍的問卷即可。但是這在海域生態方面，困難度卻極大，因為通常每個樣本均有其不可取代的代表性。此外，由於水質及生物樣本的取得不易，往往還需面臨樣本數不足的情形，而且常均需耗費大量的人力及經費。再者，社會科學的理論通常不會因為時間及地點的不同，有過大的差異，但是在海域生態的領域中，縱使鄰近或在時間上相隔不久的海域，其環境變動因素已經有所改變，況且許多多年累積的數據，已無法藉由重新採樣而取代，

此確實為 SEM 在海域生態所需面臨的難題。

而本研究在 PCA-SEM 的研究過程中，已將原本驗證性質的 SEM 轉變為探索性的研究，不過對於各別海域生態變動架構的釐清，原本即偏向存在有探索的性質。此外，目前海域生態 SEM 的研究仍屬於萌芽階段，相關環境變動架構尚未釐清以及相關理論基礎仍嫌薄弱之際，可藉由探索性的研究建構出初步的模式，作為未來建構更完整模式的參考。事實上，在本研究第二章彰化沿海的研究中，將原本 256 筆資料，選取前 200 筆資料進行分析，其結果大致與原有之模式類似。此外在第四章南星計畫沿海的模式中，PCA 所使用的水質資料共計 2543 筆，依此擬定之 SEM 概念模式，後續則僅取用 745 筆水質及生物可配對的資料成功完成驗證工作，顯現由 PCA 及 SEM 兩種方法的結果大致符合，反映海域生態的架構相當穩定。另外，在同一個海域後續 2006~2009 年間 SEM 的研究，發現南星計畫的主要變動因素仍為「源自淡水之硝酸鹽類」、「氨氮及凱氏氮」、「重金屬污染」、「油污染」以及「懸浮微粒」等五大項因素，其中影響浮游植物的主要因子為「源自淡水之硝酸鹽類」、「氨氮及凱氏氮」以及「懸浮微粒」(方及周 2011)，亦與本研究相同。顯示兩筆獨立數據針對同一地點建構之模式，其結構大致相同，顯示 PCA-SEM 確實具備一定的穩定性。

至於過去在海域生態 SEM 概念模式的擬定方面，Arhonditsis et al.

(2006)、Arhonditsis et al.(2007)及 Malaeb et al.(2000)對於其所引用生態架構的交代並不够清楚，特別是在選擇特定實測變項以估計潛在變項的部分未有明確的根據，其中 Arhonditsis et al.(2006)及 Arhonditsis et al.(2007)的研究似乎是完成最後的實證模式後，再將模式中各項實測變數去除，所剩餘之潛在變項間的架構即作為概念模式，而 Malaeb et al.(2000)的研究則是自實測變項完成單一潛在變項的估計，再逐步完成整體模式的架構。而本研究概念模式的擬定，係參考 PCA 的結果，以該海域環境變異程度相對較大者，與生物參數進行連結，因此以此種作法所建構之 SEM 模式相較前人更有依據。不過 PCA 為一高度主觀的分析方法，其過程中有關成分軸數目的決定、轉軸的選擇、成分軸的命名都涉及研究人員的主觀判斷(Aaker, 1981)，使用時須特別謹慎，而且海域生態牽涉之學問甚廣，舉凡海洋物理、海洋化學、各類海洋生物以及統計學等均與海域生態有關，且均有其深厚之學理，要建構出一個合理且能對生態系進行剖析的模式，事實上需要一個結合各種專業，具備深厚生態涵養的團隊方能做的完善。

理論上，PCA 可以有不同的結果，因此後續所衍生出之 SEM 模式亦不是僅有一個。在 Malaeb et al.(2000)的研究中，對同一個海域從簡單逐步到複雜，同時即建構了數個模式，而每一個模式的適配指標都符合標準，理論上都可對生態系進行一定的解釋，只不過最後的模式

對生態系能提供最多的訊息。因此，對於一個海域而言，可建構出許多不同的模式，只是不論簡單的模式、相對複雜的模式，在解釋生態系的變動上都有其價值，其不同之處，僅是各模式從不同角度對生態系進行解析。而本研究目前所建構的三個模式，雖能對各自的生態系提供一定的解釋，但是肯定並非最完整的模式，必然均仍有其無法解釋的盲點，不過可作為下一個更完整模式的參考，卻是無庸置疑的。特別是針對不同目的時，可藉由增加環境及生物變數的監測，以回答所需的問題。例如，在人為干擾複雜的南星計畫沿岸海域，欲探討電廠溫排水的影響程度為何？在季節性溫度變動比電廠溫排水變異更大的現實狀況下，可嘗試增加與溫排水同步變動的次氯酸鹽的分析，如此將有機會分離出電廠溫排水的潛在變項，以及與生物間的關係。另外，家庭廢水及畜牧廢水均有高 BOD、高氨氮、低溶氧的特性，在區分兩者對浮游植物影響的差異時，則可增加調查可代表清潔劑的縮合磷酸鹽，藉以估計家庭廢水的潛在變項。

本研究所提之 PCA-SEM 方法，除了解析浮游植物與環境間的變動架構之外，理論上也能適用於其他的海洋生物，例如 Malaeb et al.( 2000) 發表的底棲生物模式，探討了底質與底棲生物間變動的關係。方及周 (2012a) 於 500 米深海拋區的底棲生態系的模式中，發現了底泥顆粒、底泥含水量、底泥有機物含量及海流與腔腸動物、棘皮動物、軟體動

物、十足目甲殼類和魚類間的關係。方及周(2012b)建構之淡水河優勢種魚類的變動模式中，解析了尼羅河口鯽魚、鱸屬魚類、鰕虎科魚類與水質環境及水生昆蟲、淡水蝦類等食物間的關係。另外，也可用葉綠素 A(Chou et al., 2010; Liu et al., 2010; 陳及方，2010)或藻類毒素做為代表生物的變數以進行模式建構。

### 5.3 PCA-SEM 在海域生態環境影響評估的應用

#### 5.3.1 國內海洋生態評估的制度與現況

目前國內海洋生態評估及監測的流程，簡略而言是在工程進行前執行若干次的環境調查，再依據調查結果撰寫環境影響評估報告書，其中包含未來工程進行、營運時期對海洋生態的影響預測，以及後續的監測計畫。而後續的監測計畫，則在環境影響評估通過審查後執行，其目的應為監控工程建設及營運時對環境的影響，同時驗證事前的評估是否正確。

至於現實的情形，多數的評估案，僅參考有限的事前調查結果，即以生態學基本學理進行預測的工作。此種事前監測與評估內容未緊密連結的做法，自然導致後續的驗證工作無法進行。此一情形的發生與數據收集不足，以及欠缺有效的分析能力有關。就資料收集而言，國內部分海域累積的監測數據甚至已達二十年以上，這些長期累積的寶貴資料，只需再花些時間進行數據分析即可做為評估海洋生態的重



要參考，如不善加利用豈不相當可惜，而在數據分析方面，由前述幾章對 PCA 及 SEM 的介紹與利用，得知可深入釐清人為干擾對生態所造成的影響，此外 SEM 具備驗證功能之特性，則正好適用於環境影響評估後之驗證工作。

### 5.3.2 結構方程模式的特性

在本研究第一章已對 PCA 及 SEM 進行了簡單的介紹，其中有一部分特性，適合國內環境影響評估的利用如下：

- (1)國內目前環境監測所調查資料的項目，主要包括水質、底質等環境資料，以及浮游植物、浮游動物、底棲生物、魚類等生物種類及數量的數據，正好適合 PCA-SEM 分析之用。
- (2)過去長期累積的環境監測資料可用於 PCA-SEM 分析之用。
- (3)結構方程模式的包容性大，在一個模式中可容納不同類型的數據，例如海洋底棲生態系模式可包含底泥、水質以及生物資料，而表層生態系模式可包含水質、光照及生物資料。
- (4)結構方程模式具備預測的能力，可藉由模式中環境與生物間之路徑係數，計算當環境因子變動時，生物參數的改變程度。例如在第四章南星計畫的模式中，潛在變項「氮氮凱氏氮」對浮游植物數量有 0.18 的正向影響，在實際「氮氮凱氏氮」的範圍中，減少若干比例的氮氮凱氏氮的排放，將可計算並推估會造成浮游植物減少的比例。同樣的

以第二章彰化沿海的模式，也可計算出若干量的濁水溪水移做工業用途後，浮游生物歧異度會產生的變動程度。

(5)結構方程模式分析之流程，適合融入環境影響評估中，即以主成分分析進行環境之探索，再以結構方程模式中概念模式之擬定做為評估之依據，最後以結構方程模式進行驗證的工作。

### 5.3.3 海洋生態評估方式之建議

由於主成分分析及結構方程模式分別具有探測及驗證的功能，這些特性正好可用於海洋生態的評估工作。理想中海洋生態評估的執行方式，建議如圖 5-1，在工程開工前所進行的環境調查，先以主成分分析及生物群聚分析，初步瞭解該海域環境變動的因素及與生物的關係，參考工程進行時及營運時可能對海域產生的干擾因素，配合過去執行的相關案例之研究結果，擬定出未來可能影響環境變動的潛在變項（包括自然因素及人為干擾等），再將其與生物資料建構成為海洋環境生態變動之概念模式(conceptual model)，以作為主要的評估內容。在環境監測計畫的擬定方面，則需注意監測的次數與頻率，選取適當的實測參數以為未來估計各個潛在變項(自然因子或人為干擾)之用，特別是待評估工程，務必要納入能監測到其關鍵影響的參數。

環境影響評估報告書(需包含評估內容及後續監測計畫)的審查，如因監測數據不足以解釋現有之生態系而未能通過，則重新進行事前

的環境監測加強數據的收集，如僅因數據未進行適當分析，則要求進行深入的統計分析。在環境影響評估通過審查後，依據所擬定之環境監測計劃進行環境調查，所收集的資料以結構方程模式驗證當初所提之概念模式是否正確，並予以修正，以作為日後相關案例的參考。特別需強調，在 PCA-SEM 過程中，即使分離出待評估工程對生態有顯著影響因素(例如第三章海拋計畫中之潛在變項”懸浮微粒”)，未必代表此工程影響過大不宜再開發，有關影響的程度可進一步考量其發生影響的頻率與地點，而這些數據均能從 PCA-SEM 的潛在變項結果中擷取。若影響次數不高、影響範圍不廣、影響時間不長，則代表其影響程度還是相對有限。需知道，工程進行或多或少會對生態產生若干之影響，藉由客觀分析實際分離出特定人為干擾之潛在變項，並瞭解其影響程度，才是有效的監測。否則在擬定環境監測計畫時，從測站位置及監測項目的設置上，採取故意規避的策略，就失去了環境影響評估的意義，在審查時即應與以糾正。

國內海洋生態環境影響評估的政策雖以實施多年，然而卻因為缺乏客觀及有效的分析方法，得以判斷工程或人為干擾對生態產生的影響程度。而更值得關注的是，環評報告書中後續監測計畫的往往未能依據未來分析方式而擬定，對於生態的預測，也無法於事後進行驗證，這使得長久以來所進行的諸多環評案件，其研究成果無法累積，評估

的水準及準確性無法建立在過去的經驗上而逐漸提升。因此進一步探討 PCA-SEM 在海域生態環境影響評估的應用，應能提升國內海洋生態評估的水準。

#### 5.4 總結

本研究以 PCA-SEM 成功建立了彰化沿岸海域、高雄港淤泥海拋區海域及高雄南星計畫沿岸海域等三個生態系模式，分別解析了台灣西海岸沿岸河口生態系、大洋生態系以及多個人為干擾生態系的變動架構，並量化了人為干擾與自然變動的相對影響程度。PCA-SEM 還可應用於其他各類型環境生態的研究，得以從量化的角度解釋生態學上未知的問題。此外，PCA-SEM 若用於國內的海域環境影響評估，當可以提出客觀的分析及架構進行理性的討論。

## 文獻整理

- Aaker, D., 1981, "Factor Analysis: An Exposition". In D. Aaker, D., (Ed.), *Multivariate Analysis in Marketing*, 2nd ed. pp. 163-171.
- Arhonditsis, G.B., Paerl, H.W., Valdes-Weaver, L.M., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Reckhow, K.H., 2007. Application of Bayesian structural equation modeling for examining phytoplankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 63-80.
- Arhonditsis, G.B., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Kenney, M.A. Lathrop, R.C., McBride, S.J., Reckhow, K.H., 2006. Exploring ecological patterns with structural equation modeling and Bayesian analysis. *Ecological Modelling* 192, 385–409.
- Chou, W.R., Fang, L.S., 2005. Study on the development of decapods community in a steel-slag disposal site with disturbance from typhoon. *Bulletin of Marine Science* 76, 637-645.
- Chou, W.R., Fang, L.S., Wang, W.H., Tew, K.S., 2010. Assessing the influence of a new entrance to a fishing harbor on coastal phytoplankton dynamics using Principal Component Analysis and Structural Equation Modeling. *Platax* 7, 41-55.

- Facca, C., Sfriso, A., Socal, G., 2002. Changes in Abundance and Composition of Phytoplankton and Microphytobenthos due to Increased Sediment Fluxes in the Venice Lagoon, Italy. *Coastal and Shelf Science* 54, 773-792.
- Hyeon, W. L., 2011. An application of latent variable structural equation modeling for experimental research in educational technology. *The Turkish Online Journal of Educational Technology* 10, 15-23.
- Iriondo, J. M., Albert, M. J., Escudero, A., 2003. *Biological Conservation* 113, 367–377.
- Lee, C.L., Fang, M.D., 1997. Sources and distribution of chlorobenzenes and hexachlorobutadiene in surficial sediments along the coast of Southwestern Taiwan. *Chemosphere* 35, 2039-2050.
- Lee, C.L., Fang, M.D., Hsieh, M.T., 1998. Characterization and distribution of metals in surficial sediments in southwestern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 36, 464–471.
- Lee, C.L., Song, H.J., Fang, M.D., 2005. Pollution topography of chlorobenzenes and hexachlorobutadiene in sediments along the Kaohsiung coast, Taiwan-a comparison of two consecutive years'

- survey with statistical interpretation. *Chemosphere* 58, 1503-1516.
- Liu, Y., Guo, H. C., Yang, P. J., 2010. Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll *a*: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modelling* 221, 681–688.
- Malaeb, Z.A., Summers, J.K., Pugesek, B.H., 2000. Using structural equation modeling to investigate relationships among ecological variables. *Environmental and Ecological Statistics* 7, 93-111.
- Pugesek, B.H., Tomer, A., von Eye, A., 2003. *Structural Equation Modeling: Applications in Ecological and Evolutionary Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 336 pp.
- Reynolds, C.S., Elliott, J.A., 2002. Phytoplankton diversity: discontinuous assembly responses to environmental forcing. *Verhandlungen der Internationalen ereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 28, 336-344.
- Salomons, W., 1980. Adsorption processes and hydrodynamic conditions in estuaries. *Environmental Technology Letters* 1, 356-365.
- Shannon, C. E., Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, IL.

Shrestha, S., Kazama, F., 2007. Assessment of surface water quality multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling and Software* 22, 464–475.

Steiger, J.H., 1989. EZPATH: A supplementary module for SYSTAT and SYGRAPH, SYSTAT, Evanston, IL.

Tempelaar, D.T., Loeff, S., Gijselaers, W., 2007. A structural equation model analyzing the relationship of students' attitudes toward statistics, prior reasoning abilities and course performance. *Statistics Education Research Journal*, 6, 78-102,

White, D.D., Virden, R.J., van Riper, C.J., 2008. Effects of place identity, place dependence, and experience-use history on perceptions of recreation impacts in a natural setting. Environmental management 42, 647-657.

方力行，2008，浚泥海拋對海域生態影響之評估。國立高雄海洋科技大學。2008，97 年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估監測報告。交通部高雄港務局，P9-1~9-67。

方力行、周偉融，2012a，浚泥海拋對海域生態影響之評估。國立高雄海洋科技大學。2012，100 年度高雄港浚泥海洋棄置影響評估



監測報告。交通部高雄港務局。

方力行、周偉融，2012b，河域生態調查。美商傑明工程顧問（股）台灣分公司。2012，100 年度新北市水污染整治整合計畫。新北市市政府環境保護局。

方力行、周偉融，2004，多變數分析。中環科技事業股份有限公司。2004，93 年河川環境水體整體調查監測計畫(客雅溪-含三姓公溪及北港溪流域)。行政院環境保護署，P6-1~6-31。

方孟德，1996，台灣西南海域沉積物中重金屬與氯苯類化合物含量分布之研究。國立中山大學海洋環境研究所碩士論文。

王保進，2004，多變量分析：套裝程式與資料分析。高等教育文化，台北市。

陳一鳴、方力行，2010，屏東縣南灣海域珊瑚監測。台灣電力股份有限公司，87 pp.。

黃芳銘，2002，結構方程模式理論與應用。五南圖書出版公司，台北。

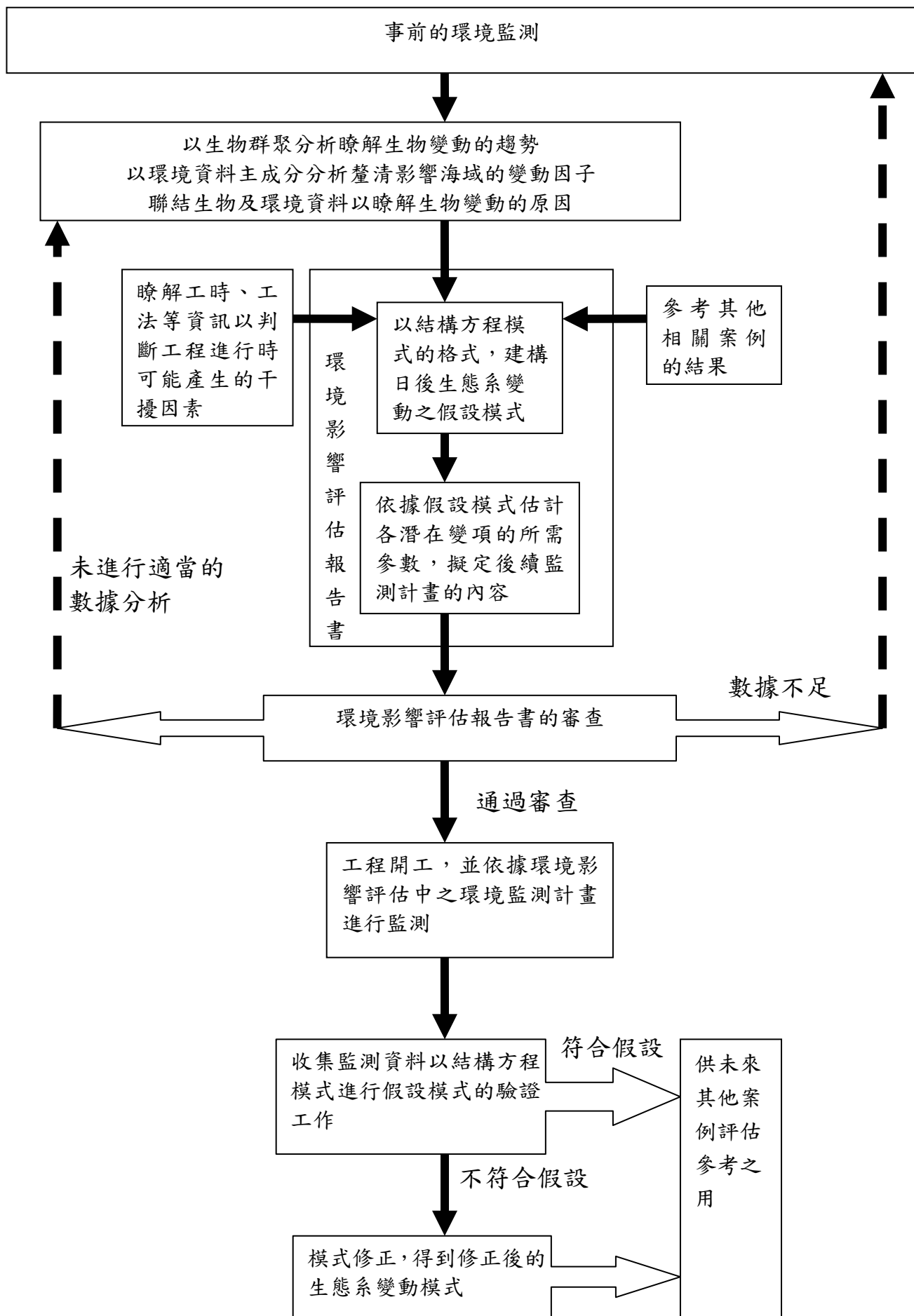


圖 5-1 海洋生態評估方式之流程圖