

灌區農田停灌對河川水質之影響

Effects on Stream Water Quality Due to Suspension at Irrigation Area Farmland

農業工程研究中心
副研究員兼組長

簡傳彬

Chuan-Pin Chien

農業工程研究中心
副研究員兼秘書

方文村*

Wen-Tsun Fang

農業工程研究中心
高級研究助理

陳淑貞

Shu-Chen Chen

摘 要

台灣地區近年來由於受到生活與工業用水需求增加，及乾旱時期供水量不足以滿足各標的需求之情況下，常停灌部分灌區以移用農業用水供民生使用。此項大區域之停灌措施將影響水田三生功能之效益，例如部份灌區之停灌將降低水稻田之水質淨化功能，進而影響區域之河川水質；為了解停灌對區域河川水質之影響，本研究在石門水庫灌區內選擇大堀溪灌區作為研究區域，進行水稻田灌區水質資料之蒐集及調查，並建立水質模式以分析大區域停灌對電導度、生化需氧量、總氮及總磷等河川水質之影響；結果可作為維持農業永續發展與生態保育環境之條件下，區域水資源調配之參考。

關鍵詞：河川水質，水質模式，水稻田。

ABSTRACT

Because of recent increasing demand of domestic and industrial water uses and unsatisfied water supply for different sectors during drought, Taiwan often suspends irrigation for part of irrigation areas so that agricultural water can be transferred to domestic use. Such irrigation suspension practices at large area will influence beneficial results from paddy field. For example, irrigation suspension would reduce the purifying function of water quality for paddy field. Furthermore, stream water quality in the area may also be affected. To understand the effects on stream water quality due to farmland irrigation suspension, this research selected Da-Jue Creek area as a demonstration area at the Shihmen Reservoir irrigation area. Collecting and investigation for the data for water quality of paddy field was conducted. A water quality model for analyzing the effects on

*通訊作者，財團法人農業工程研究中心，32061 桃園縣中壢市中園路 196-1 號，wtfang@aerc.org.tw

river water quality, such as EC, BOD, TN and TP, due to large-area farmland irrigation suspending is established. The results can be the references for regional water resources allocation by maintaining agricultural sustainable development and ecological conservation environment.

Keywords: Stream Water Quality, Water Quality Model, Paddy Field.

一、前言

近年來台灣地區由於受到生活與工業用水需求量的增加，使得乾旱時期供水量無法滿足各標的用水需求，因此常需停灌部分灌區以移用農業用水供應生活等其他標的用水。如民國 91~98 年間，石門水庫灌區即有 4 次停灌部分灌區以調用農業用水供應生活等其他標的用水。此項大區域之停灌措施將影響水稻田三生功能之效益，從水質自然淨化的觀點，對於已受污染的水或非潔淨的水，在經由水稻田、灌溉水路、濕地、埤塘等介質機制之作用，可將污染物質分解、去除，亦即水稻田、埤塘及灌排系統具備了提升水的品質或是淨化水質之機能。部份灌區之停灌將降低灌區水稻田之水質淨化功能，水稻田之回歸水水質又與此淨化功能息息相關，進而影響區域之河川水質。時值我國農業政策面臨調整之際，若僅是定性描述水稻田對水質維護的貢獻，是無法具體看出農業政策改變對河川水質的影響，因此若能針對水稻田在正常供灌與停灌，對於水稻田之貢獻提出相關之數據，將有助於量化各項決策對水質變化效應的呈現。

本研究主題所稱灌區農田停灌係指因乾旱造成水源不足時，政府為用水調配而執行的一種規劃性、強迫性的行為，其停灌期間一般以期作為單位，並由政府公佈停灌之範圍或區域；與一般所稱「休耕」不同，休耕乃農糧單位為因應加入 WTO 後為改變農業生產型態而推動的措施，其目的在調整稻米的產量(經濟部水利署水利規劃試驗所，2009)。

為了解停灌對區域河川水質之影響，本研究於石門水庫灌區選擇一研究區域，進行水田灌區

之河川水質資料蒐集及調查，並以水質模式模擬大區域停灌對河川水質之影響。再進行灌區農田停灌對區域河川之生化需氧量、總氮、總磷及電導度等水質項目之影響評估。研究成果將可作為評估灌區農田停灌對河川水質影響之基本資料。

二、文獻回顧

石門水庫灌區之農田以種植水稻為主，由於水稻田具有生產、生活以及生態等三生功能(劉振宇等，2004)，且水稻田於作物生長期間，可視為廣義的濕地，因此水稻田對於污染物的去除、水質穩定具有相當程度的貢獻。此外，張鈞凱及張慶源(2005)針對河川廊道之重要性，提及廊道具有棲地、通導、過濾、來源及沉澱等五大功能，並對於河川水質維護提出正面的肯定，特別是水稻田以及相關水路等。張鈞凱及張慶源(2005)藉由台北縣 91 年統計要覽中水田之面積，配合地理資訊系統判斷三峽河兩岸 1,500 公尺範圍內之水稻田面積與毗鄰三峽河之長度，估算污染物經由水稻田淨化削減後，剩餘流入河川之污染負荷，以輸入 QUAL2K 非點源污染單元中，並配合點源污染單元來模擬三峽河之水質狀況，以推估河川廊道上水稻田面積變化或開發等行為，對河川水質的影響。前述研究就水稻田面積變化對河川水質之影響，已提出初步之成果。

河川水質模式於 1870~1900 年首先在英國發展，主要考慮有機物於河川中受細菌分解及河川之曝氣能力下進行河川水質分析，並提出河川生化需氧量及溶氧關係的 Streeter-Phelps 方程式 (Streeter and Phelps, 1925)。其後於 1960 年代有多位學者對水質模式發展作出貢獻，如 Thomann (1964)、Dobbins (1964)等學者分別針對光合作用

表 1 河川水質模式比較

模式名稱	適用水體	穩態或動態模擬	可模擬之污染物
QUAL2E、K	非感潮河川	穩態或擬動態	BOD、DO、養分、藻類
WASP	河川、水庫及海口	動態	BOD、DO
QUAL11	非感潮河川	穩態	BOD、DO、養分、藻類
ESTUARY	感潮及非感潮河川	穩態	BOD、DO
DOSAG-1	非感潮河川	穩態	BOD、DO
RECEIV-11	感潮及非感潮河川	動態	BOD、DO、養分、藻類
WQRRS	河川水庫	動態	BOD、DO、養分、藻類
Link-Node	感潮河川及海口	動態	BOD、DO、養分、藻類
HSPF	河川及水庫	動態	BOD、DO、養分、藻類
Streeter-Phelps	河川	靜態	BOD、DO
SWMM-RE-CEIV	河川	動態	DO、氮及保守性污染物
HSP-11	河川	動態	DO、氮及保守性污染物

資料來源：Chapra等，2006、黃聖授，2000、吳芳池，2003、張秀琴，2003。

用、底泥耗氧量、逕流、氨氮及植物呼吸作用詳細考慮，使水質模式可應用於更複雜的系統。

水質模式依模擬標的，可分為 BOD-DO 模式、優養模式及毒性物質模式(黃聖授，2000)；依模擬水域之不同，可分為感潮河川模式、非感潮河川模式、河口模式、港口模式、海洋模式及湖泊水庫模式(吳芳池，2003)；依模擬之時間變化，可分為穩態與動態之模擬。真實世界中幾無穩態之情形，但在可接受之近似情況，穩態狀態不失為一有用之假設，因穩態模式較動態模式簡單許多，通常模式之發展大多從穩態模式開始(黃聖授，2000)。

台灣地區常用之模式，包括模式適用水體、穩態或動態模式及可模擬污染物等(Chapra 等，2006、黃聖授，2000、吳芳池，2003、張秀琴，2003)如表 1 所示。河川水質模擬，過去國內外常採用美國環保署所研發之 QUAL2E 水質模式來進行演算(陳宜清、柳孟宏，2007)，由於 QUAL2E 水質模式僅能單點輸入，因此必須先對流域進行集污區的劃分，再針對各集污區進行污染量的推估計算，以作為模式之輸入資料；其後美國環保署於 2000 年將 QUAL2E 修正為 QUAL2K，並於 2003 年正式推出 QUAL2K 水質模式，允許不同單位長度的單元存在，且增加非點源之輸入與輸出單元，非常適合本研究之使用，因此本研究乃

利用 QUAL2K 來模擬石門水庫灌區在穩態(steady state)的狀況下，利用水質監測資料及研究區河川之水理資料，進行研究區域河川水質模式建立，考量本研究之目的及資料下，由於 QUAL2K 水質模式已符合本研究的需求，且 QUAL2E、QUAL2K 在國內河川水質之模擬中，已有相當多之研究成果，如陳倩虹(1994)運用 QUAL2E 及線性規劃，推估烏溪的涵容能力；黃照群(2002)及陳美瑜(2005)，以 QUAL2E 與 ArcView 地理資訊系統作連結，分別針對北港溪流流域之涵容能力與鹽水溪流流域污染整治規劃進行研究；張秀琴(2003)利用 QUAL2E 分析淡水河系之污染量，藉由水質模擬評估污水下水道之效率；劉慶醇(2006)及劉慶醇等(2006)以蘭陽溪流域為研究區域，利用 QUAL2K 探討蘭陽溪氮鹽削減之影響。綜合前述案例，顯示 QUAL2K 模式於台灣地區之河川已有相當多之應用，且其模擬結果與實測資料多能符合，故本研究選定 QUAL2K 來進行河川水質模擬，並以石門水庫灌區中之大堀溪流流域為研究範圍，針對流域相應的灌區之停灌與否，進行對河川水質之影響模擬，以提出相關數據供決策者參考。

在水環境品質研究課題上，經常為國內外專家、學者或機構，引用作為分析評估指標之水質項目，主要為電導度、生化需氧量、總氮、總磷

等。儘管應用上，都是以水環境品質探討為背景，然而因為不同的研究目的，或不同的需求，評估所採用的指標，都會有所不同。由於水稻田田面澆水後經土壤中微生物作用，可將水體內之營養物質加以分解，又同時具有物理沈澱作用，可降低水體之生化需氧量、氮、磷等物質，另外植物之根區效應(root zone effect)將氧氣傳輸至根部，使周圍土壤成為好氧區，促進田區內營養物質分解消耗，進而達到水質淨化之效果。因此，本研究對流域相應的灌區之停灌與否對河川水質之影響模擬，選擇電導度、生化需氧量、總氮、總磷等項目為水質分析之標的。

三、研究區域概述

石門水庫灌區包括桃園農田水利會及石門農田水利會所轄灌區，分述如下：

3.1 桃園農田水利會

桃園農田水利會灌溉事業區原為桃園大圳單獨 1 條圳路供水之灌溉系統，民國 45 年政府將桃園大圳末端之光復圳及石門以下同屬自大漢溪取水之大溪灌區併入桃園農田水利會，其後又於民國 59 年將原「新海農田水利會」灌區，劃併為桃園農田水利會，使桃園農田水利會事業區域擴及台北、桃園、新竹 3 縣，分布於 25 鄉鎮市之廣大轄區，灌溉面積達 34,568 公頃。近年來，由於人口日漸增多，工商業發達，以及社會結構變遷等因素，部分灌區農田變更使用，使耕地日益減少，灌溉面積逐年遞減，目前灌溉面積約為 24,721 公頃，共有埤塘 284 口，有效蓄水量約為 4,634 萬立方公尺。

桃園農田水利會之灌溉水源來自石門水庫蓄水，約占總水源水量 56%，河水取入及埤塘集水量占總水源水量 44%。以民國 97 年灌溉計畫資料為例，桃園農田水利會灌區之水庫配水量為 34,431 萬立方公尺，而河水取入量與埤塘集水量為 27,289 萬立方公尺；灌區內各埤塘除具有蓄水調度灌溉用水功能外，尚具有防洪功能，其水源除配合水庫之營運，可由水庫放水經由幹支分線灌注外，亦可由河水堰取入，或由各埤塘上游集

水區匯集雨水蓄於埤塘中，再依計畫放水灌溉，如遇降雨將依實際狀況關閉水門或減少放水量，以節省灌溉用水及提高有效雨量之利用。

灌區內耕地土壤以黏質壤土所占比例最高，約為 40.8%；砂質壤土次之，約占 22%；輕黏土及砂質黏壤土較少，分別約占 18.9% 及 18.3%。

3.2 石門農田水利會

石門農田水利會灌區標高在 240~100 公尺之間，以 1 比 80 至 1 比 120 坡度由東南向西北傾斜，形成扇形之丘陵地帶。石門水庫建設委員會渠管工程處於民國 51 年興建石門大圳幹渠及其附屬設施(當年主要水利設施，包括支渠 16 條、分渠 43 條及小給水路 1,700 公里)完成後，石門農田水利會在民國 53 年成立並負責接管上述石門大圳供水灌溉系統。事業區域位於台灣省西北部，跨越台北縣、桃園縣及新竹縣等 3 縣，涵蓋鶯歌、桃園、八德、大溪、觀音、中壢、平鎮、新屋、楊梅、湖口、新豐及竹北等 12 鄉鎮市，原規劃灌溉面積 21,926 公頃，目前供灌面積 12,085 公頃，共有埤塘 407 口，有效蓄水量約 1,054 萬立方公尺。

灌區主要水源引自石門水庫，另不足水量部分則靠補助水源，如有效雨量、河水堰取水及埤塘集水。以民國 97 年灌溉用水計畫第 1 期作而言，埤塘集水量為 1,147 萬立方公尺，河水取入量為 1,122 萬立方公尺，水庫供水量約為 7,909 萬立方公尺；第 2 期作之水庫供水量為 9,315 萬立方公尺；以水門用水量之水源分配量計算，其他水源(埤塘集水及河水取入)約佔水門用水量的 22.6%。

灌區內耕地土壤以黏壤土、植壤土與壤土所占比例最高，約為 63.3%；黏土次之，約占 21.3%；砂壤土最少，僅占 15.4%。

經就桃園及石門農田水利會灌區內區域河川流量及水質等資料進行蒐集與分析後，選擇河川流量及水質資料較為完整之大堀溪灌區作為研究區域，該區域位於桃園大圳第 9、10 及 11 支線之間，其灌區水路分布示意圖如圖 1 所示，

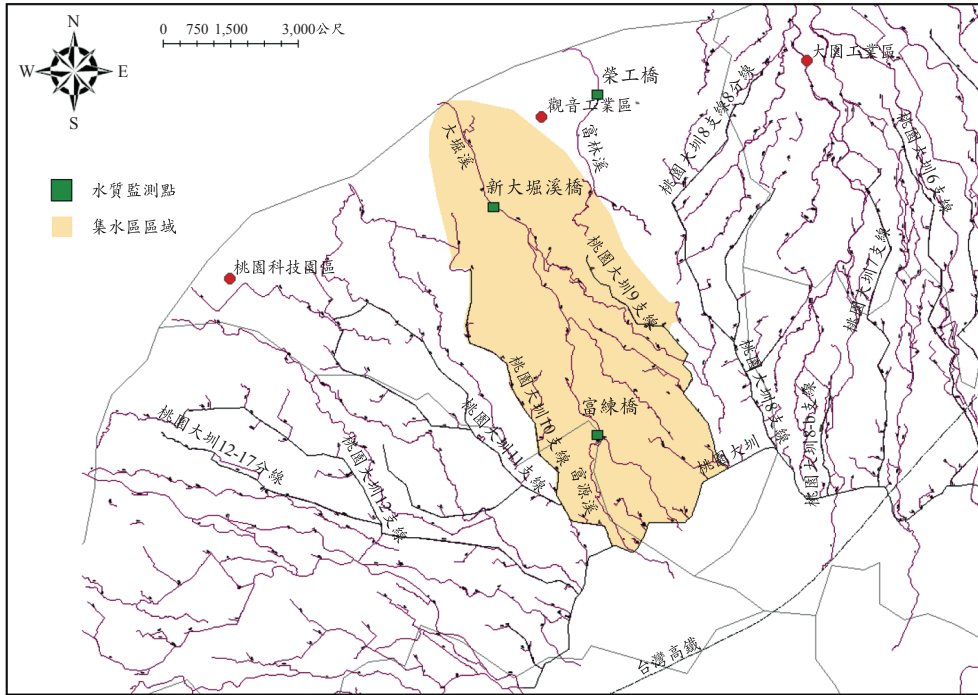


圖 1 桃園大圳第 9、10 及 11 支線灌區水路分布示意圖

圖中顯示本研究之大堀溪流域南起桃園大圳，東臨桃園大圳 9 支線，西臨桃園大圳 10 及 11 支線，北臨台灣海峽，大堀溪可作為灌區農田之排水渠道，亦可提供桃園大圳 9 支線與 10 及 11 支線之灌溉用水，監測點位置分別在大堀溪距海 3.5 及 9.8 公里處。相關基本資料分述如下：

(1) 河川水量

大堀溪流域中，桃園縣環境保護局雖於富練橋及新大堀溪橋兩處設立有水質監測站，惟流量僅於水質檢測時一併量測；亦即桃園地區僅南崁溪有流量紀錄，因此若要推估大堀溪的流量，就必須採用無流量紀錄的方式推估流量，無流量紀錄之推估方法可參考李光敦(2002)所著之水文學。藉由南崁溪之流量以及南崁溪與大堀溪所控制之集水區面積，推估大堀溪之流量，此外，經濟部水利署北區水資源局(2007)年曾於大堀溪設置流量觀測站進行流量觀測，並以系統動力模式進行模擬，本研究之流量將參考經濟部水利署北區水資源局(2007)研究報告中之超越機率流量值進行水質模擬。

(2) 河川水質

依據桃園縣政府環境保護局(2009)之河川水質監測資料，包括大堀溪之富練橋及新大堀溪橋 2 個觀測站，與鄰近之富林溪榮工橋觀測站資料均可供參考。本研究蒐集榮工橋、富練橋及新大堀溪橋於民國 88 年至 97 年之水溫、酸鹼值、電導度、溶氧量、總氮、總磷、氨氮及生化需氧量等資料進行分析，並繪製電導度、總氮、總磷及生化需氧量等歷線圖如圖 2~5 所示(其中總氮僅民國 93~97 年有資料)。

由於大堀溪東臨桃園大圳 9 支線，西臨桃園大圳 10 及 11 支線，除桃園大圳 9 支線與 10 及 11 支線之灌區農田排水可排入大堀溪外，同時前述灌區亦引用大堀溪之河水作為灌溉水源，因此大堀溪之水質是否符合灌溉用水標準亦屬重要資訊，以下將就河川水質與灌溉水質標準進行比較。

由檢測資料顯示所檢測之水溫均符合灌溉水質標準(35°C 以下)。酸鹼值在 120 筆資料中有 4 筆超出限值(6.0~9.0)，餘均符合灌溉水質標準，

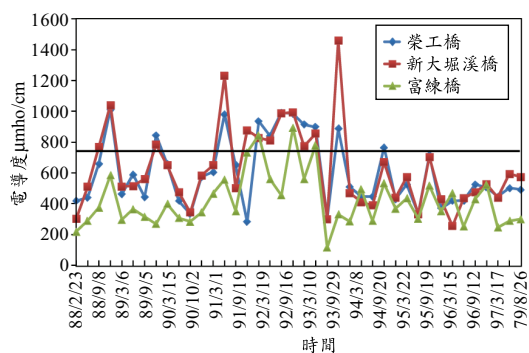


圖 2 榮工橋、富練橋與新大堀溪橋電導度歷線

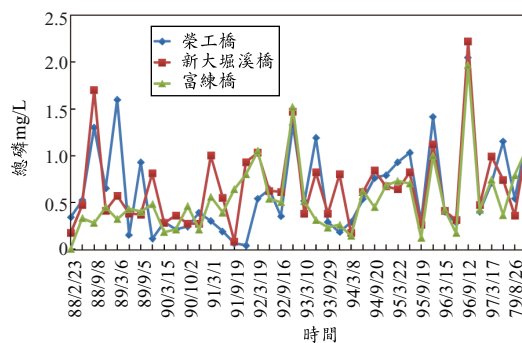


圖 4 榮工橋、富練橋與新大堀溪橋總磷歷線

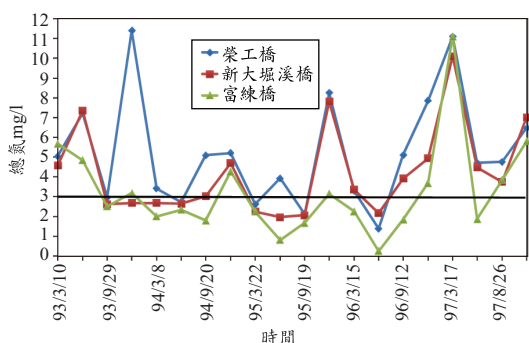


圖 3 榮工橋、富練橋與新大堀溪橋總氮歷線

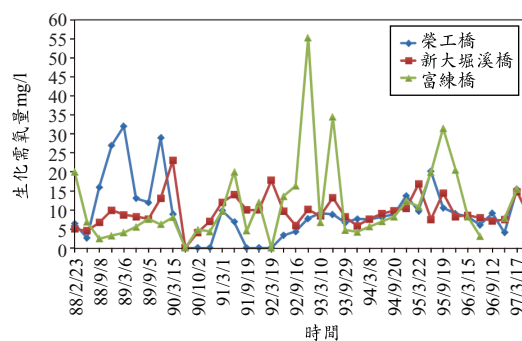


圖 5 榮工橋、富練橋與新大堀溪橋生化需氧量歷線

不合格率為 3%。由圖 2 中顯示電導度在 120 筆資料中有 26 筆超出限值(750 $\mu\text{mho/cm}$)，餘均符合灌溉水質標準，不合格率為 22%。溶氧量在 120 筆資料中僅 6 筆低於標準(3.0 以上)，餘均符合灌溉水質標準，不合格率為 5%，而不符合灌溉水質標準之 6 筆資料中有 5 筆為富練橋之資料。由圖 3 中顯示總氮在 60 筆資料中有 37 筆超出限值(3 mg/l)，餘符合灌溉水質標準，不合格率達 62%。

總磷、氨氮及生化需氧量等 3 項，在灌溉水質標準中並未規定限值，如以地面水體分類及水質標準而言，適用灌溉用水之丁類水體，亦未規定基準值。因此本研究將與其他有基準值規定之水體比較。由圖 4 中顯示各測站之總磷並不符合乙類水體基準(0.05 mg/l 以下，丙類以下無基準值規定)。氨氮之檢測結果顯示，各測站並不符合乙類及丙類水體基準(0.3 mg/l 以下，丁類以下無基準值規定)。由圖 5 中顯示各測站之生化需氧量

大部分不符合丙類水體基準(4.0 mg/l 以下，丁類以下無基準值規定)。

前述資料之檢測頻率以季為時間單位，考量水稻之生長階段，針對整田插秧期、分蘗期及開花抽穗期之水質檢測資料，於大堀溪灌區有經濟部水利署北區水資源局(2007)於 95 年度二期作及 96 年度一期作之水溫、pH 及 EC 值等資料，如表 2~3 所示，整體而言，均符合灌溉水質標準，在表 2 及表 3 備註欄所註明之水稻生長期係參考桃園農田水利會之水稻生長時期加以註明。

依據經濟部水利署北區水資源局(2007)之資料，95 年度二期作(95 年 8 月及 10 月)及 96 年度一期作(96 年 3 月及 6 月)之農藥與重金屬之檢測結果顯示各測站均未檢測出農藥(低於偵測極限)，6 項重金屬中，除砷之外，其餘 5 項均低於偵測極限；而砷的含量亦小於飲用水水質標準之最大限值。亦即就所檢測之重金屬及農藥結

表 2 95 年二期作大堀溪新大堀溪橋上游水質檢測

地點	日期	時間	酸鹼度 pH	電導度 μmho/cm	水溫 ℃	備註
大堀溪新大堀溪橋 上游	95.08.04	14:51	7.87	423	32.4	整田插秧期
	95.08.15	16:00	7.81	420	33.2	分蘗期
	95.08.24	15:50	7.55	436	30.6	分蘗期
	95.08.28	12:30	7.21	375	34.3	分蘗期
	95.09.12	15:42	7.26	392	30.3	分蘗期
	95.09.22	11:42	8.35	409	28.2	開花抽穗期
	95.10.05	13:35	7.58	544	28.2	開花抽穗期
	95.10.14	11:01	7.50	651	27.9	開花抽穗期
	95.10.31	15:10	7.44	477	21.3	
	95.12.15	13:10	7.11	297	19.1	

資料來源：經濟部水利署北區水資源局，2007。

表 3 96 年一期作大堀溪新大堀溪橋上游水質檢測

地點	日期	時間	酸鹼度 pH	電導度 μmho/cm	水溫 ℃	備註
大堀溪新大堀溪橋 上游	96.01.26	14:20	7.25	711	18.8	
	96.02.12	15:00	7.47	654	21.8	
	96.03.05	14:47	7.18	289	17.8	整田插秧期
	96.03.29	13:27	7.54	381	23.8	分蘗期
	96.04.20	16:10	7.35	365	22.3	分蘗期
	96.05.17	14:10	7.13	523	27.1	開花抽穗期
	96.06.12	10:35	—	258	25.1	
	96.07.02	13:55	8.45	489	33.9	
	96.08.01	14:05	7.75	494	34.1	

資料來源：經濟部水利署北區水資源局，2007。

果顯示：均符合飲用水水源水質標準。

(3) 灌區土壤類別

本研究以桃園大圳所屬之 9、10、11 支線為研究範圍，彙整近 5 年灌區土壤種類與需水量如表 4、5 所示，結果顯示 9、10、11 支線近 5 年來灌區需水量變化不大。第 9 支線隸屬於新坡工作站，其 2008 年灌溉總面積為 1,329 公頃，灌區之土壤分為四種，包括 57.86%之輕粘土，7.67%之砂質粘壤土，23.18%之砂質壤土和 11.29%粘質壤土。第 10、11 支線隸屬於觀音工作站，其灌溉總面積為 2,842 公頃，灌區土壤分為二種，包括 62.91%之粘質壤土及 37.09%之砂質壤土。

(4) 灌區配水量

桃園農田水利會之作物需水量計算，可藉由

各種土壤所需之灌溉水深乘上其對應面積予以推估，進而計算水門需水量，最後估算各灌溉水源之配水量。表 6 為桃園大圳 9、10 及 11 支線近 5 年配水量統計。

由表 6 中顯示，灌區水門需水量可分為支線及幹直(桃園大圳幹線直接灌溉)二大類，其水源則包括河水取水量及埤塘集水與支線取水量，亦即支線水門需水量(1)加幹直水門需水量(2)等於河水取入及埤塘集水(3)與支線取水量(含幹直，4)；其中支線取水量之水源係來自石門水庫；支線取水量(4)加上幹支線輸水損失(5)為桃園大圳配水量(6)；此桃園大圳配水量即為水庫供水量，另河水取入及埤塘集水分別來自河川(如大堀溪)及埤塘集水，兩者各約占河水取入及埤塘集水之 50%左右。

表 4 近五年桃園大圳 9 支線灌區土壤面積與需水量統計表

桃園水利會-9 支線-土壤別面積					單位:公頃	作物需水量 (萬立方公尺)
年別	輕粘土	粘質壤土	砂質粘壤土	砂質壤土	合計	
2004	568	102	308	150	1,128	2,299
2005	568	102	308	150	1,128	2,299
2006	568	102	308	150	1,128	2,299
2007	568	102	308	150	1,128	2,299
2008	769	102	308	150	1,329	2,682

資料來源：台灣省桃園農田水利會，2004、2005、2006、2007、2008，本研究彙整。

表 5 近五年桃園大圳 10、11 支線灌區土壤別面積與需水量統計表

桃園水利會-10、11 支線-土壤別面積					單位:公頃	作物需水量 (萬立方公尺)
年別	輕粘土	粘質壤土	砂質粘壤土	砂質壤土	合計	
2004	0	1,814	0	1,063	2,877	6,283
2005	0	1,798	0	1,044	2,842	6,205
2006	0	1,798	0	1,044	2,842	6,205
2007	0	1,798	0	1,022	2,820	6,149
2008	0	1,798	0	1,060	2,858	6,245

資料來源：台灣省桃園農田水利會，2004、2005、2006、2007、2008，本研究彙整。

表 6 近五年桃園大圳 9、10 及 11 支線灌區配水量

年度	支線別	水門需水量		河水取入及 埤塘集水(3)	支線 取入量(4)	幹支線輸水損失		大圳配水量 (6)
		支線(1)	幹直(2)			損失率	損失量(5)	
2004	9 支線	2,210.0	445.0	1,609.7	1,045.3	14.13%	172	1,217.3
	10、11 支線	6,130.0	599.0	3,249.9	3,479.1	14.03%	568	4,047.1
2005	9 支線	2,210.0	445.0	1,656.9	998.1	14.00%	162.5	1,160.6
	10、11 支線	6,053.0	599.0	3,360.8	3,291.2	14.00%	535.8	3,827.0
2006	9 支線	2,210.0	445.0	1,559.7	1,095.3	14.00%	178.3	1,273.6
	10、11 支線	6,053.0	599.0	3,077.4	3,574.6	14.00%	581.9	4,156.5
2007	9 支線	2,210.0	444.4	1,559.1	1,095.3	14.00%	178.3	1,273.6
	10、11 支線	5,997.1	600.5	3,022.9	3,574.6	14.00%	581.9	4,156.5
2008	9 支線	2,574.0	445.0	1,923.7	1,095.3	14.00%	178.3	1,273.6
	10、11 支線	6,093.0	599.0	3,117.4	3,574.6	14.00%	581.9	4,156.5

資料來源：台灣省桃園農田水利會，2004、2005、2006、2007、2008，本研究彙整。

(5) 土地利用

研究區域內土地利用如圖 6 及表 7 所示，由圖表中顯示，區域內之土地利用以農業用地佔 78.14% 為最多，其中農業用地內之農作物主要以水稻為主。

四、河川水質模擬分析

本研究選擇河川流量及水質資料較為完整

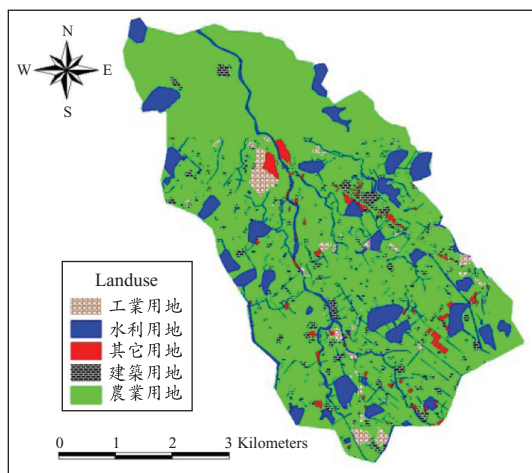
之大堀溪灌區作為研究區域後，進行研究區之流量與溶氧量、生化需氧量、總氮、總磷及電導度等水質資料蒐集。並選擇 QUAL2K 河川水質模式，進行研究區域於正常供灌或停灌之水質模擬分析，最後針對水質項目中的生化需氧量、總氮、總磷與電導度等進行討論，以提出相關數據供相關單位參考。

QUAL2K 為美國環保署(USEPA)改良 QUAL2E

表 7 大堀溪土地利用資料

土地使用類別	面積(km ²)	百分比(%)
農業用地	22.01	78.14
水利用地	3.34	11.86
建築用地	1.70	6.03
工業用地	0.73	2.59
其它用地	0.39	1.38
總計	28.17	100.00

資料來源：經濟部水利署北區水資源局，2007。



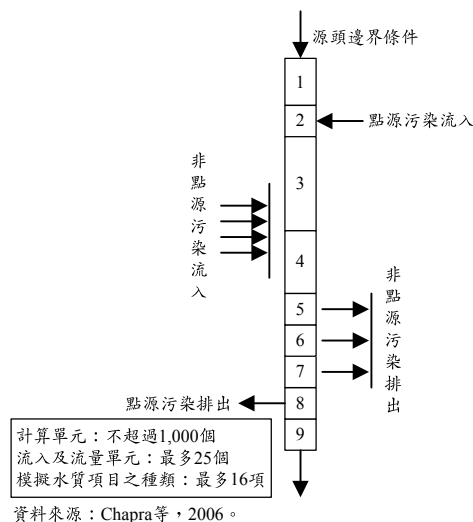
資料來源：經濟部水利署北區水資源局，2007。

圖 6 大堀溪研究區域土地利用資料

之水質模擬模式，用於模擬河川污染傳輸，使用者可根據不同的需求，任意組合 16 種水質參數。此模式之基本理論為一維擴散傳輸方程式，在穩態狀態下進行模擬，並可描述河川水質隨空間之變化情形。

4.1 模式之河川網格

QUAL2K 模式是將實際之一條河川以一系列網格（如圖 7 所示）取代，每一網格之間並無等間距之限制，依所劃分之間距進行各單元計算，且每個網格之計算單元具有相同的水力特性。QUAL2K 於水質模擬使用時，需輸入五大類型資料，包括流域污染量、水體水文資料、氣象資料、模式相關參數及水質監測值等資料。模擬程序主要為先劃分流域污染區及河段，進而推估各流域污染區的污染量。河段劃分原則包括：(1)水力特



資料來源：Chapra 等，2006。

圖 7 QUAL2K 模式河流分段示意圖

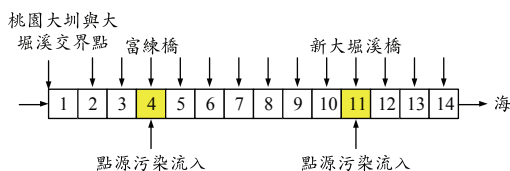
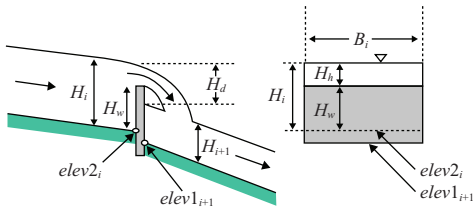


圖 8 大堀溪網格分割示意圖

性有顯著變化之處；(2)主、支流交匯處；(3)流域污染源排入點；(4)橋樑或具水質監測資料處；(5)水源取水口上游；(6)水質水體分類界限處；(7)平直河段若干間隔處；本研究之網格劃分如圖 8 所示；最左側(1 號網格左側)為桃園大壩與大堀溪交界點，最右側(14 號網格右側)為出海口(台灣海峽)；全長 13.5 公里，除第 14 網格長度為 500 公尺外，其餘 13 個網格之長度為 1,000 公尺。第 4 及 11 網格分別為富練橋及新大堀溪橋所在位置；橋樑上游端有支流匯入，以點源方式輸入，橋樑位置分別為距出海口 3.5 及 9.8 公里，此外，橋樑位址亦為監測點位置。

4.2 QUAL2K 流量估算方法

QUAL2K 流量估算法有三種：堰流量法(Weirs)、率定曲線法(Rating Curves)、曼寧方程式(Manning Equations)，以下分別介紹此三種方法：



資料來源：Chapra 等，2006。

圖 9 堰斷面示意圖

(1) 堰流量法

堰斷面示意如圖 9 所示，圖中各符號之定義說明如下： H_i 為堰上游之水深； H_{i+1} 為堰下游之水深； $elev2_i$ 為上游段距海平面之高度； $elev1_{i+1}$ 為下游段距海平面之高度； H_w 為堰頂至 $elev2_i$ 之高差； H_d 為相鄰河段（網格）間端表面水位差； H_h 為堰址處的水頭； B_i 為河段的寬度。

當 $H_h / H_w < 0.4$ ，流量 Q_i 可以下式計算 (Finnemore 及 Franzini, 2002)：

$$Q_i = 1.83 B_i H_h^{3/2} \quad \dots\dots\dots (1)$$

而每一河段之斷面面積與流速則以下二式計算：

$$A_{c,i} = B_i H_i \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$U_i = \frac{Q_i}{A_{c,i}} \quad \dots\dots\dots (3)$$

(2) 率定曲線法

QUAL2K 流量估算法中之率定曲線法，係採用乘幕方程式 (Power equations) 來計算流速及水深，如下二式所示：

$$U = aQ^b \quad \dots\dots\dots (4)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad \dots\dots\dots (5)$$

而每一河段之斷面面積與河段寬度則以下二式計算：

$$A_c = \frac{Q}{U} \quad \dots\dots\dots (6)$$

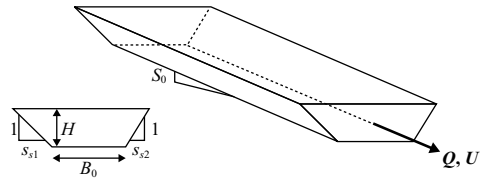
$$B = \frac{A_c}{H} \quad \dots\dots\dots (7)$$

式中 Q 為流量； U 為平均流速； H 為平均水深； A_c 為截面積； B 為河段寬度； a 、 b 、 α 、 β 為經驗

表 8 水位流量率定曲線指數建議值

方程式	指數符號	代表值	範圍
$U = aQ^b$	b	0.43	0.4~0.6
$H = \alpha Q^\beta$	β	0.45	0.3~0.5

資料來源：Chapra 等，2006。



資料來源：Chapra 等，2006。

圖 10 梯形渠道示意圖

常數，常數之求法，可由水位流量率定曲線計算而得。其中 b 及 β 兩指數較具代表性的建議值如表 8 所示 (Barnwell 等，1989)。

(3) 曼寧方程式

曼寧方程式假設各河段為梯形渠道，如圖 10 所示，圖中各符號之定義說明如下： Q 為流量； S_0 為渠底坡度； U 為流速； H 為渠道之水深； B_0 為渠底的寬度； S_{s1} 及 S_{s2} 為渠道兩側邊坡斜率。流量計算如下式所示：

$$Q = \frac{S_0^{1/2}}{n} \frac{A_c^{5/3}}{P^{2/3}} \quad \dots\dots\dots (8)$$

式中， n 為曼寧係數； A_c 為河道之截面積； P 為濕周。

4.3 QUAL2K 模式之數學方程式

QUAL2K 的基本方程式是以一維傳輸-延散傳輸方程式，來描述河水水質隨著時間與空間之變化情形。該方程式包括傳流、延散、稀釋及水質間相互反應之源 (Sources) 與減 (Sinks) 等物理、化學和生物作用。對於水質參數 c ，可以下列方程式表示之：

$$\begin{aligned} \frac{dc_i}{dt} = & \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) \\ & + \frac{E_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (9)$$

其中, c 為污染濃度[mg/L 或 $\mu\text{g/L}$], Q 為流通河段 $i-l$, i 及 $i+1$ 間的流量[cms], $Q_{ab,i}$ 為河段 i 之流量[cms], E 為河段 i 及 $i+1$ 間的延散係數 [m^2/s], V 為河體 i 之水體體積[m^3], S 為河段 i 內之反應生成或消失[$\text{g}/\text{m}^3/\text{day}$ 或 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{day}$], W 為河段 i 之額外污染負荷[g/day 或 mg/day], 計算式為:

$$w_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} C_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} C_{nps,i,j} \dots\dots\dots(10)$$

其運動模式包括: 溶解(dissolution)、水解(hydrolysis)、氧化(oxidation)、硝化(nitrification)、脫硝(de-nitrification)、光合作用(photosynthesis)、死亡(death)及呼吸(respiration)等; 質量傳遞包括: 再曝氣(re-aeration)、沉降(settling)、底泥需氧(sediment oxygen demand, SOD)及沉積物無機碳流(sediment inorganic carbon flux)等。整個質量平衡之機制包括河段內之傳遞及延散、與大氣間之交換(熱交換)、額外污染負荷之進入或取出、與底泥間之交換、與底藻間之交換。

4.4 守恆性物質之模式

QUAL2K 模式允許三種守恆性物質之模擬。在元素內守恆性物質無反應發生, 即元素內之質量只受源頭排出、排入點源及沿河段增加流量之影響。

4.5 模式模擬項目選取

模擬項目的選取, 除考量研究之需求外, 尚需考量模擬結果需與桃園縣政府環境保護局之監測值比對, 以確定模擬結果具有合理性。模式之水理水質內容包括流量、BOD₅、DO、總氮、總磷及電導度等。

- (1) 流量: 河川流量的大小影響河川本身之自淨能力, 故選擇適當的設計流量就成為建立河川水質模式相當重要的一環。目前國內已建立之河川水質模式一般採 80%(Q₈₀)超越機率流量, 作為規劃設計流量, 本研究將分別就 Q₅₀ 及 Q₈₀ 進行模擬。
- (2) 水質項目: QUAL2K 模式中, 可模擬之 16 種

表 9 QUAL2K 模式中之 16 種水質參數

水質項目名稱		單位
Temperature	溫度	°C
Conductivity	電導度	µmho/cm
Inorganic Solids	無機固體	mgD/L
Dissolved Oxygen	溶氧量	mg/L
CBOD slow	緩慢反應碳生化需氧量	mgO ₂ /L
CBOD fast	快速反應碳生化需氧量	mgO ₂ /L
Organic Nitrogen	有機氮	µgN/L
NH ₄ -Nitrogen	氨氮	µgN/L
NO ₃ -Nitrogen	硝酸鹽氮	µgN/L
Organic Phosphorus	有機磷	µgP/L
Inorganic Phosphorus (SRP)	無機磷	µgP/L
Phytoplankton	浮游植物	µgA/L
Detritus (POM)	碎屑	mgD/L
Pathogen	病原體	cfu/100 mL
Alkalinity	鹼度	mgCaCO ₃ /L
pH	pH 值	—

水質項目如表 9 所示, 考量本研究之需求針對 BOD₅、DO、總氮、總磷及電導度等進行模擬項目之選取。

4.6 模式參數校正

建立水質模式時, 模式參數之校正為一重要的步驟, 其重要性不僅因為參數對於模式輸出之結果佔舉足輕重之影響, 也會對實際模擬產生不確定性。所以當模式參數過多且無法迅速判斷要如何調整水質參數時, 則可進行參數之敏感度分析, 分析參數對於模擬結果之敏感程度, 以作為檢定模式、調整參數之依據。

- (1) 脫氧係數 K_1 : 脫氧係數(Deoxygenation rate)主要指水體中的有機物被微生物分解之係數, 在 QUAL2E 模式時, K_1 為利用河川中各河段之 BOD 的實際監測值, 並假設其去除機制為一階反應(First-order reaction), 進行推估。河川 K_1 建議值一般介於 0.02~3.4 之間(20°C, 1/day)。 K_1 越大, 代表河川之污染越嚴重; QUAL2K 模式雖依循 QUAL2E 模式之質量守恒基本原則, 但將 CBOD (Carbonaceous BOD)

表 10 各案例之條件說明表

案例別	期作別	供灌條件	超越機率	流量(cms)
1	一	停灌	Q ₈₀	0.48
2	一	正常供灌	Q ₈₀	1.78
3	一	正常供灌	Q ₅₀	2.80
4	二	停灌	Q ₈₀	0.45
5	二	正常供灌	Q ₈₀	1.31
6	二	正常供灌	Q ₅₀	1.53

分為緩慢反應的 CBOD 及快速反應的 CBOD 兩種型式來表示與非活性有機微粒的相關性，而非活性之有機微粒組成包括微粒碳、氮及磷三種。

- (2)再曝氣係數 K_2 ：在 QUAL2K 中預估或推算再曝氣係數的方式有四種選項來決定。依台灣文獻中一般使用 O'connor-Dobbins 的模式模擬，如下式：

$$K_2 = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}, \dots\dots\dots(11)$$

其中 U 為流速(m/s)； H 為水深(m)。

- (3)有機氮水解係數：有機氮水解係數為在水體中將有機氮分解為無機氮所減少之係數。
 (4)硝化係數(Nitrification)：硝化係數為水體中的氮氮被生物氧化分解而減少之係數，其氧化分解的過程會將消耗水體的溶氧。
 (5)脫氮係數(De-nitrification)：脫氮係數為水體中的硝酸鹽經生物性的還原反應而減少之係數。
 (6)溫度修正係數(Temperature Correction)：由於水溫的變化會造成水質的影響，所以水質參數必須進行溫度的校正。一般水質模式模擬的參數以 20°C 為標準，當水溫度不等於 20°C 時，就必須對各參數做修正。

$$K(T) = K(20)\theta^{T-20}, \dots\dots\dots(12)$$

式中， $K(T)$ 為 T °C 下的係數值； $K(20)$ 為 20°C 下的係數值； θ 為溫度修正係數，各水質參數之溫度修正係數不同。

五、結果與討論

本研究以河川水體之電導度、生化需氧量、總氮、總磷等為水質模擬分析之標的，並以一、

二期作停灌條件之 Q_{80} 及正常供灌下之 Q_{50} 及 Q_{80} 進行水質模擬，各案例流量參考經濟部水利署北區水資源局(2007)之不同灌溉取水條件下不同機率值之流量獲得，例如正常供灌條件下之 Q_{80} 為完全灌溉供水之超越機率 80%之流量值，停灌條件下之 Q_{80} 為無灌溉供水之超越機率 80%流量值，如表 10 所示，各案例之流量與污染負荷平均值如表 11 所示，表中之流量與污染負荷量係參考經濟部水利署北區水資源局(2007 年)之超越機率流量、土地利用資料(詳圖 6 及表 7)與不用土地利用類型之污染負荷獲得。此外，本研究並以民國 90、92~94 年之不同供灌條件模擬生化需氧量污染總量，以比較灌區對生化需氧量污染量提供之淨化能力。以下分兩部分說明：

5.1 不同流量超越機率，停灌與正常供灌條件下各案例模擬河川水質：

各案例之電導度、生化需氧量、總氮及總磷之模擬結果如圖 11~圖 16 所示，並將同時間之觀測值點點繪於圖中以供比較，圖中縱軸為各水質模擬值(或觀測值)，橫軸為距出海口距離，茲說明如下：

圖 11~圖 16 中之觀測值，係參考南崁溪歷年流量(大堀溪灌區缺乏長期流量紀錄)，依超越機率分佈，選擇民國 92、94 及 96 年之 6 月水質觀測值為案例 1、2 及 3 之觀測代表值；而民國 92、94 及 96 年之 9 月水質觀測值為案例 4、5 及 6 之觀測代表值。依桃園縣政府環境保護局檢測水質時之流量紀錄，92 年 6 月為 0.50 CMS，92 年 9 月為 0.30 CMS；其中 92 年 9 月(16 日)之實測流量值，低於機率統計值，惟整體而言，92 年 9 月之流量仍屬平水年流量。

表 11 各案例之流量與污染負荷量說明表

案例別	項目別	點源污染流入處			非點源污染流入處			
		上游 入流處	距海 9.8 km 處	距海 3.5 km 處	1~3	4~10	11~13	14
		污染負荷量			污染負荷量			
案例一	流量(cms)	0.08	0.15	0.25	0	0	0	0
	導電度(μmho/cm)	500	600	1000	0	0	0	0
	BOD (kg/day)	67.0	207.4	172.8	0	0	0	0
	TN(kg/day)	6.4	58.3	105.8	0	0	0	0
	TP (kg/day)	4.4	7.8	15.1	0	0	0	0
案例二	流量(cms)	0.08	0.2656	0.6352	0.0193	0.0578	0.096	0.0481
	導電度(μmho/cm)	500	600	1000	300	300	300	300
	BOD (kg/day)	67.0	114.7	164.6	1.0	2.98	4.98	2.48
	TN (kg/day)	6.4	45.9	82.3	0.33	0.99	1.66	0.83
	TP (kg/day)	4.4	6.9	16.5	0.11	0.32	0.53	0.26
案例三	流量(cms)	0.08	0.3562	0.9374	0.0344	0.1031	0.1719	0.0858
	導電度(μmho/cm)	500	600	1000	300	300	300	300
	BOD (kg/day)	67.0	114.7	164.6	1.0	2.98	4.98	2.48
	TN (kg/day)	6.4	45.9	82.3	0.33	0.99	1.66	0.83
	TP (kg/day)	4.4	6.9	16.5	0.11	0.32	0.53	0.26
案例四	流量(cms)	0.08	0.14	0.23	0	0	0	0
	導電度(μmho/cm)	500	600	1200	0	0	0	0
	BOD (kg/day)	67.0	217.7	119.2	0	0	0	0
	TN (kg/day)	6.4	66.5	109.3	0	0	0	0
	TP (kg/day)	4.4	7.3	13.9	0	0	0	0
案例五	流量(cms)	0.08	0.2164	0.4848	0.0127	0.0382	0.0637	0.0322
	導電度(μmho/cm)	500	600	1200	300	300	300	300
	BOD (kg/day)	67.0	93.5	125.7	0.66	1.98	3.30	1.65
	TN (kg/day)	6.4	28.1	62.8	0.22	0.66	1.10	0.55
	TP (kg/day)	4.4	5.6	12.6	0.16	0.50	0.83	0.41
案例六	流量(cms)	0.08	0.236	0.55	0.016	0.048	0.08	0.04
	導電度(μmho/cm)	500	600	1200	300	300	300	300
	BOD (kg/day)	67.0	93.5	125.7	0.66	1.98	3.30	1.65
	TN (kg/day)	6.4	28.1	62.8	0.22	0.66	1.10	0.55
	TP (kg/day)	4.4	5.6	12.6	0.16	0.50	0.83	0.41

圖 11~13 為一期作(案例 1~3)之模擬結果，整體而言，在水田供灌之條件下，河川之電導度較未供灌之條件大幅下降，以距出海口約 3 km 為例，停灌時之案例 1 電導度約為 800 μmho/cm，而正常供灌之案例 2 及 3 約為 400~450 μmho/cm；在水田供灌之條件下，河川之生化需氧量較未供灌之條件大幅下降，以距出海口約 5 km 為例，停灌時之案例 1 生化需氧量約為 14 mg/L，而案例 2 及 3 約為 7~8 mg/L；在水田

供灌之條件下，河川之總氮亦較未供灌之條件為低，以距出海口約 5 km 為例，停灌時之案例 1 總氮約為 3,200 μg/L (3.2 mg/L)，而案例 2 及 3 約為 1,500~2,200 μg/L (1.5~2.2 mg/L)；河川之總磷，以距出海口約 5 km 為例，停灌時之案例 1 總磷約為 500 μg/L，而案例 2 及 3 約為 300~600 μg/L，推論主要在於水田耕作時施用肥料所造成，而一般肥料中常含較高之磷，顯示正常供灌之河川總磷可能高於休耕停灌之情形。

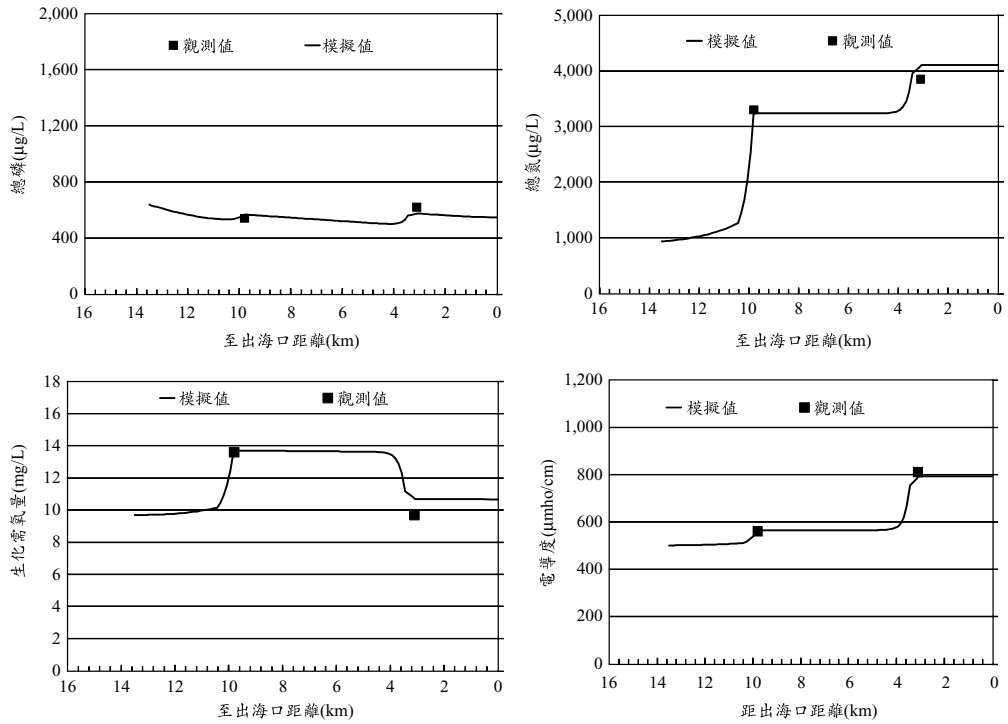


圖 11 案例 1 之水質模擬結果

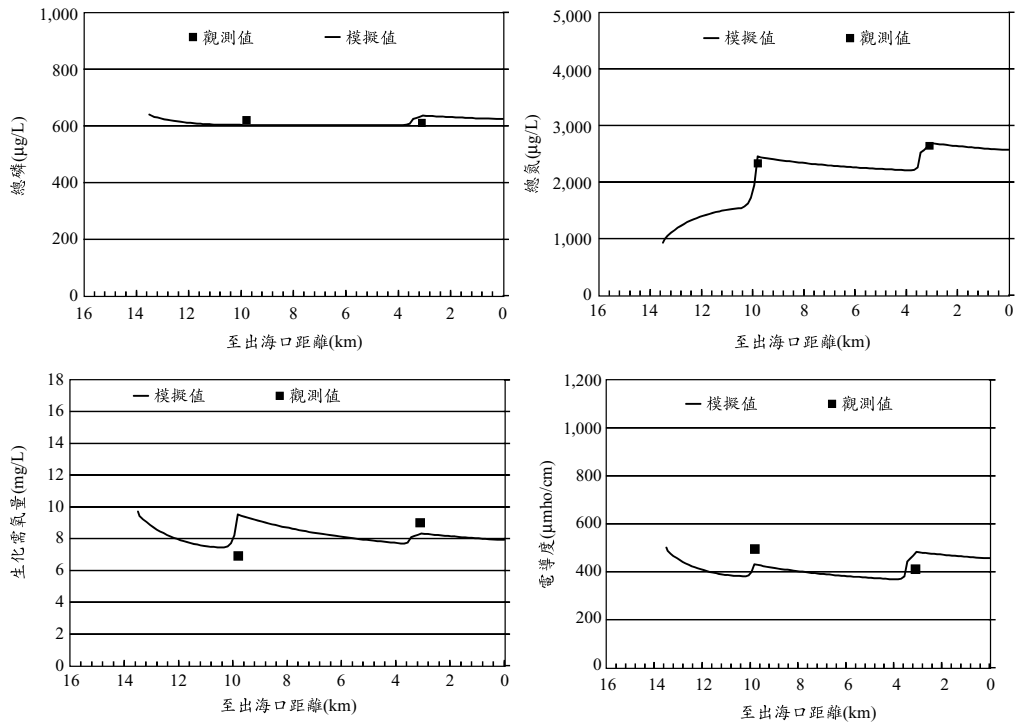


圖 12 案例 2 之水質模擬結果

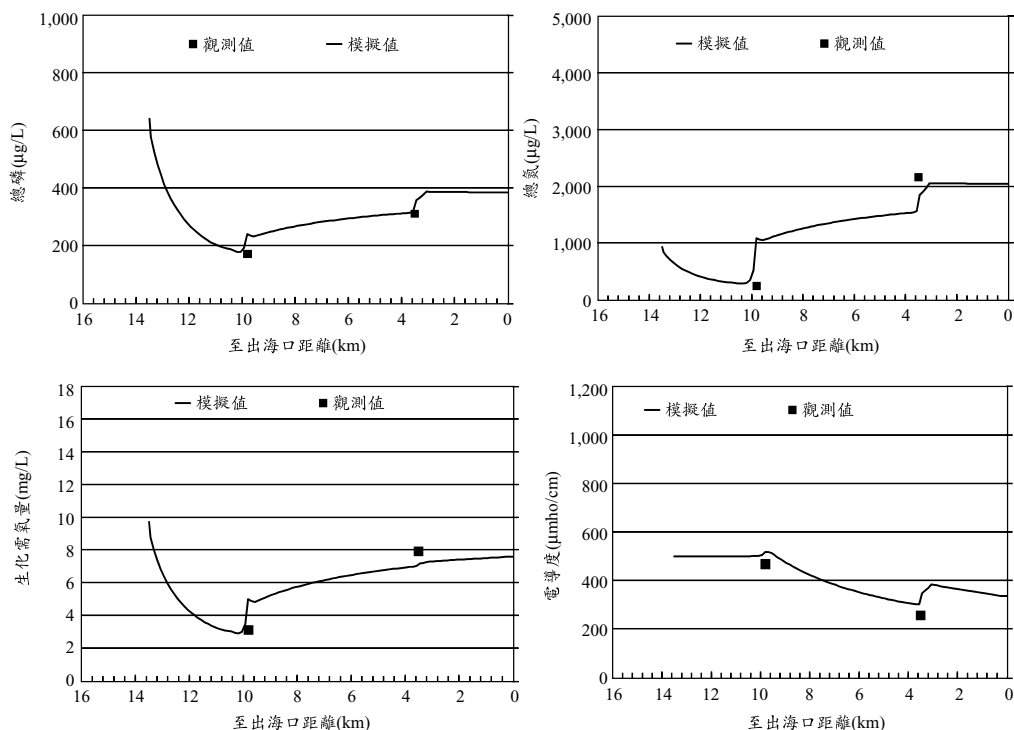


圖 13 案例 3 之水質模擬結果

圖 14~16 為二期作(案例 4~6)之模擬結果，整體而言，與一期作(案例 1~3)之模擬變化趨勢相似，在水田供灌之條件下，河川之電導度較未供灌之條件大幅下降，以距出海口約 3 km 為例，停灌時之案例 4 電導度約為 900 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ ，而案例 5 及 6 約為 400~450 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ ；在水田供灌之條件下，河川之生化需氧量較未供灌之條件為低，以距出海口約 5 km 為例，停灌時案例 4 之生化需氧量約為 14 mg/L，而案例 5 及 6 約為 4~10 mg/L；在水田供灌之條件下，河川之總氮較未供灌之條件略低，以距出海口約 5 km 為例，停灌時之案例 4 總氮約為 3,500 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，而案例 5 及 6 約為 2,000~3,200 $\mu\text{g}/\text{L}$ ；河川之總磷以距出海口約 5 km 為例，停灌時案例 4 之總磷約為 500 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，而案例 5 及 6 約為 700~2,000 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，顯示正常供灌下之河川總磷高於停灌之情形，推論其原因應為水田耕作施用肥料所致。

比較一、二期作之模擬結果，整體而言，模擬變化趨勢相似，惟二期作之總氮及總磷高於一

期作(案例 1 及案例 4 屬停灌案例，兩案例之總磷相仿)；其餘包括電導度及生化需氧量等水質大致相仿；其原因為配合桃園縣環境保護局之水質檢測資料，一期作之水質代表值為 6 月中、下旬，而二期作之水質代表值為 9 月中旬；由於一期作之水質代表值的日程已過開花抽穗期(參考表 3 之日期及備註)，而二期作之水質代表值的日程正值分蘗期與開花抽穗期之交界(參考表 2 之日期及備註)，推論二期作之總氮及總磷高於一期作之原因應為水田耕作施用肥料所致。

比較案例 2 與 3 之模擬結果，兩者均為正常供灌，惟流量分別為 1.78 及 2.80 CMS；其水質包括電導度、生化需氧量、總氮及總磷，案例 3 均低於案例 2，推論為案例 3 之流量高於案例 2 所致。而案例 5 與 6 間之亦為正常供灌，其流量分別為 1.31 及 1.53 CMS；其水質在電導度部分差異並不明顯；而案例 6 之生化需氧量明顯低於案例 5，惟總氮及總磷，案例 6 均高於案例 5，其中尤以總磷最為明顯，推論案例 6 之流量雖然

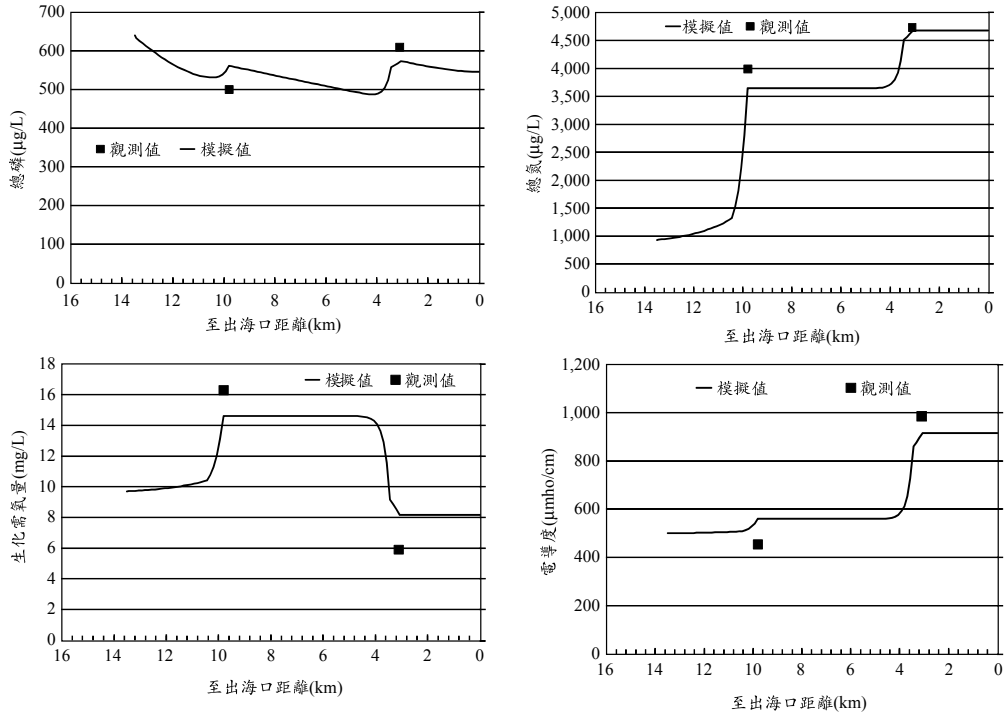


圖 14 案例 4 之水質模擬結果

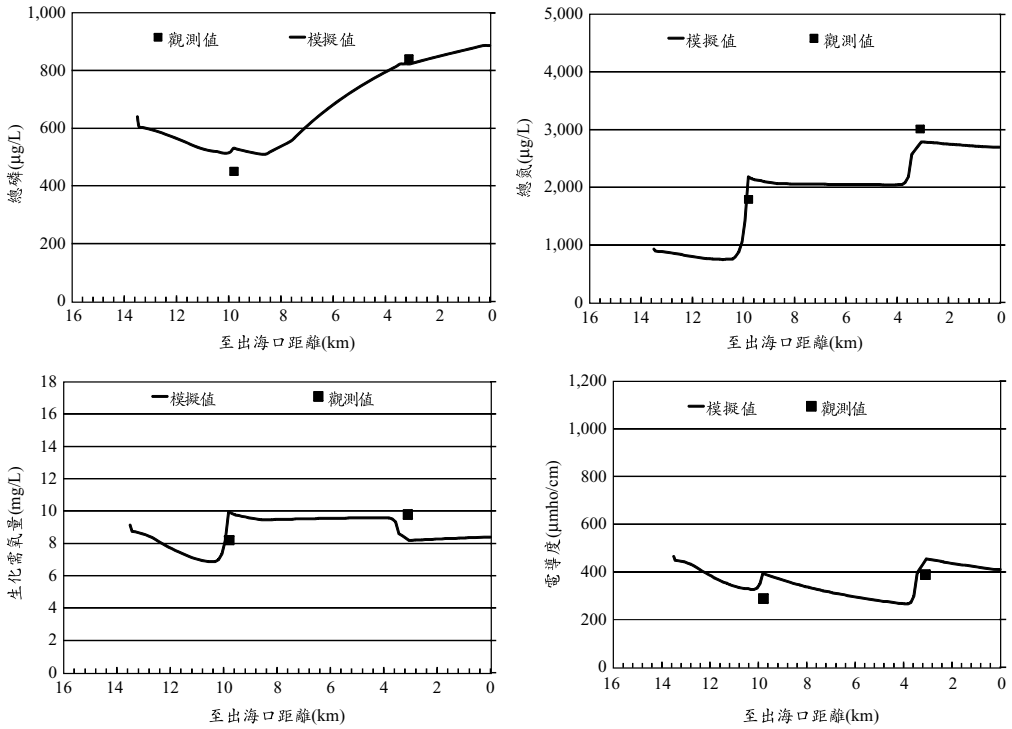


圖 15 案例 5 之水質模擬結果

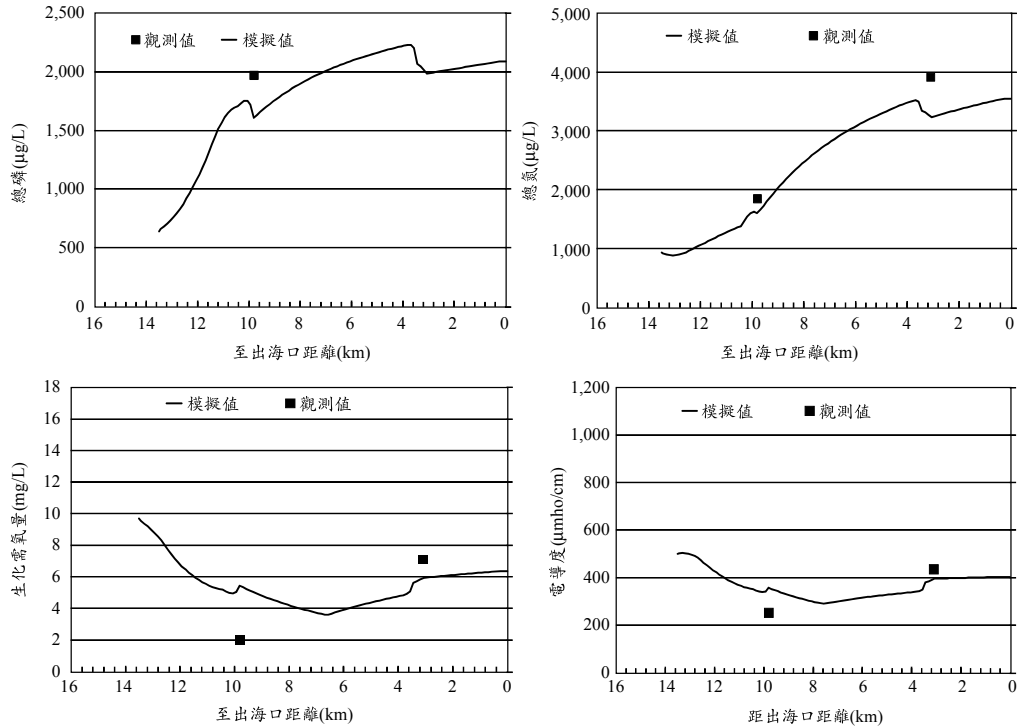


圖 16 案例 6 之水質模擬結果

高於案例 5，但因案例 5 及案例 6 之水質代表值為 9 月中旬，此時期正值分蘗期與開花抽穗期之交界(參考表 2 之日期及備註)，推論其原因應為水田耕作施用肥料所致。

綜合前述模擬結果，正常供灌條件下電導度及生化需氧量均明顯下降，且淨化效果達 50%，總氮及總磷部份雖亦有淨化之效果，但因受水田施肥之影響，其效益並不顯著，甚至可能產生較停灌為高之情形。

5.2 不同年度灌區停灌與正常供灌條件下模擬 BOD 污染總量

將 BOD 濃度值乘上河川水量，最後累計期作天數(2~11 月，共約 300 天)，即可求得 BOD 污染總量。經計算後得知，大堀溪灌區 90 年度之 BOD 污染總量約為 79,169 kg，除以灌區農地面積 2,201 公頃，可獲得 BOD 單位面積污染負荷約為每公頃 35.97 kg；92 年度大堀溪灌區之 BOD 污染總量 143,585 kg，BOD 單位面積污染負荷約

為每公頃 65.24 kg；93 年度大堀溪灌區之 BOD 污染總量 141,986 kg，BOD 單位面積污染負荷約為每公頃 64.51 kg；以 90 年為基準，92 及 93 年大堀溪灌區水稻田之 BOD 單位面積污染負荷約增加 29.27 及 28.54 kg/ha，顯示停灌後大堀溪之 BOD 含量大幅增加，如以 94 年之水文水理條件下，進行供灌與否，對河川水質之影響，結果顯示：在農地面積為 2,201 公頃且正常供灌之條件下，大堀溪 2~11 月之 BOD 總量約為 66,290 kg，而停灌之條件下，大堀溪全年之 BOD 總量約為 177,578 kg，可以推論在本研究之假設下，大堀溪灌區水稻田全年 2 個期作對於 BOD 之淨化能力約為 50.56 kg/ha。

六、結論與建議

本研究針對台灣北部石門水庫灌區之農田，依據民國 88 年至 97 年所蒐集之水質等相關資料進行比較，選擇河川流量及水質資料較為完整之大堀溪灌區作為研究區域；以此研究區域採

用美國環保署所研發之 QUAL2K 水質模式，與區域內河川之水力及水質監測資料，分別以灌區農田供灌與否為條件，來模擬灌區在穩態狀況下之電導度、生化需氧量、總氮及總磷等水質變化的情形。

本研究首先就灌區供灌與否與不同超越機率之流量條件下，以 QUAL2K 進行河川水質模擬；在電導度之模擬結果顯示，以大堀溪距出海口 3 公里為例，停灌條件下之電導度約為 800 $\mu\text{mho/cm}$ ，正常供灌條件下之電導度約為 400~450 $\mu\text{mho/cm}$ ，顯示水田供灌對河川電導度有其貢獻；在生化需氧量之模擬結果顯示，以大堀溪距出海口約 5 km 為例，停灌時之生化需氧量約為 14 mg/L，正常供灌條件下之生化需氧量約為 7~8 mg/L，顯示水田供灌對生化需氧量有非常顯著之效益；在總氮及總磷之模擬結果顯示，水田供灌雖亦有其淨化之效果，惟因受水田施肥之影響，其效益並不顯著，甚至部分案例在正常供灌條件下之河川總磷含量較停灌為高之情形。

本研究再以民國 94 年之水文水力條件下，進行停灌與否，對河川水質之影響，結果顯示：在農地面積為 2,201 公頃且正常供灌之條件下，大堀溪 2~11 月之 BOD 總量約為 66,290 kg，而停灌之條件下，大堀溪全年之 BOD 總量約為 177,578 kg，可以推論在本研究假設下，大堀溪灌區水稻田全年 2 個期作對於 BOD 之淨化能力約為 50.56 kg/ha。

本研究目前已完成大堀溪灌區之模擬分析，對於水稻田可以提供之灌區河川水質淨化之能力的探討，應可以較大面積來進行模擬，如在河川流量及水質等相關資料能夠較完整的蒐集與建立後，未來可擴大至整個石門水庫灌區進行研究。此外，本研究目前係以 QUAL2K 進行穩態模擬，惟各期作間之河川水量、水質及灌區水稻田之需水量於時間上都有變化，為能更精確呈現灌區停灌休耕對河川水質之影響，建議未來可以非穩態方式進行研究。

誌 謝

本研究承蒙行政院農業委員會提供經費，使

本研究得以順利完成。研究期間農業工程研究中心翁懿凡助理研究員協助資料蒐集，使本研究得以完成，謹致謝忱。

參考文獻

1. Barnwell, T.O., Brown, L.C., and Mareck, W., 1989, Application of Expert Systems Technology in Water Quality Modeling, Water Sci. Tech. 21(8-9): pp. 1045-1056.
2. Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H., 2006, QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA., Steven, USA.
3. Dobbins, W.E., 1964, BOD and Oxygen relationships in stream., J. San. Eng. Div., ASCE, 94, pp. 319-344.
4. Finnemore, E.J. and Franzini, J.B., 2002, Fluid Mechanics with Engineering Applications, 10th Ed. New York, McGraw, Hill.
5. Streeter, H.W. and Phelps, E.B., 1925, A Study of the pollution and natural purification of the Ohio river, U.S. Public Health Service, Washington D.C., Health Bulletin No. 146.
6. Thomann, R.V., 1964, "Mathematical Model for Dissolved Oxygen", J. Sanit. Eng. Div., ASCE, 89(SA45), pp.1-30.
7. 台灣省桃園農田水利會，2004，桃園農田水利會灌溉計畫書。
8. 台灣省桃園農田水利會，2005，桃園農田水利會灌溉計畫書。
9. 台灣省桃園農田水利會，2006，桃園農田水利會灌溉計畫書。
10. 台灣省桃園農田水利會，2007，桃園農田水利會灌溉計畫書。
11. 台灣省桃園農田水利會，2008，桃園農田水利會灌溉計畫書。
12. 吳芳池，2003，「河川流域管理- WASP 水質模式評估愛河之整治方案」，國立中山大學

- 環境工程研究所碩士論文。
13. 李光敦，2002，「水文學」，五南出版社，台北市，。
 14. 桃園縣政府環境保護局，2009，河川水質監測資料，網址：<http://labweb.tyepb.gov.tw/>。
 15. 張秀琴，2003，「利用 QUAL2E 水質模式模擬淡水河系興建汙水下水道之水質影響」，中原大學土木工程研究所碩士論文。
 16. 張鈞凱、張慶源，2005，利用 Qual2K 模擬河川廊道上之水稻田對水質之影響—以三峽河為例，2005 水稻田農業多樣性機能研討會論文集，第 215 至 225 頁。
 17. 陳宜清、柳孟宏，2007，QUAL2K 模式應用於河川水質管理—以筏子溪為例—，環境與管理研究第 8 卷第 2 期，第 89 至 113 頁。
 18. 陳美瑜，2005，「地理資訊系統(GIS)應用在鹽水河流域污染整治規劃之研究」，崑山科技大學環境工程研究所碩士論文。
 19. 陳倩虹，1994，「烏溪流域涵容能力分析」，逢甲大學土木及水利工程所碩士論文。
 20. 黃照群，2002，「北港溪流域涵容能力分析--以 GIS 為輔助工具」，國立中興大學環境工程學系碩士論文。
 21. 黃聖授，2000，「高屏溪涵容能力分析」，國立中山大學環境工程研究所碩士論文。
 22. 經濟部水利署水利規劃試驗所，2009，「桃園地區灌溉配水與停灌對灌溉用水影響研究(1/2)」。
 23. 經濟部水利署北區水資源局，2007，「多元化水資源開發—桃園及新竹地區農業迴歸水調查與可行性評估」。
 24. 劉振宇、簡傳彬、方文村，2004，水田生態性機能與地下水涵養補注效益，工程，第 77 卷，第 1 期，第 21~29 頁，中國工程師學會。
 25. 劉慶醇，2006，「利用 QUAL2K 探討蘭陽溪氮鹽消滅之影響」，國立東華大學環境政策研究所碩士論文。
 26. 劉醇慶、蘇銘千、高年信，2006，利用 QUAL2K 模式探討蘭陽溪氮鹽削減之影響，2006 環境規劃與管理研討會論文集，第 1 至 12 頁。

收稿日期：民國 99 年 1 月 21 日
修正日期：民國 99 年 6 月 15 日
接受日期：民國 99 年 6 月 22 日