

東海大學環境科學與工程學系

碩士論文

以系統動力學模擬重金屬之多介質傳輸

Simulating Heavy Metal Transportation by Multiple
Media Model with System Dynamics Approach

指導教授：陳鶴文 博士

陳維燁 博士

研究生：曾耀州

中華民國 105 年 11 月

東海大學碩士班研究生
論文指導教授推薦書

環境科學與工程學系曾耀州君所提之論文

題目：以系統動力學模擬重金屬之多介質傳輸

Simulating Heavy Metal Transportation by Multiple Media
Model with System Dynamics Approach

係由本人指導撰述，同意提付審查。

指導教授：陳朝輝 陳懿文 (簽章)

105年11月28日

東海大學環境科學系碩士班

論文口試委員審定書

環境科學與工程學系碩士班曾耀州君所提之論文

題目：以系統動力學模擬重金屬之多介質傳輸

Simulating Heavy Metal Transportation by Multiple Media
Model with System Dynamics Approach

經本委員會審議，認為符合碩士資格標準。

論文口試委員召集人 賴文雲 (簽字)

委員 陸建中

黃昌志

陳雅文

陳維輝

中華民國105年11月28日

誌謝

於研究所一年半期間，承蒙恩師 陳鶴文教授與陳維燁教授於課業及研究上悉心指導與觀念啟迪，使得學生得以順利完成此篇研究論文，亦師亦友的關係教導未來人生的課題，在此致上萬分敬意與謝意。

論文審查期間，感謝大仁科技大學環境與職業安全衛生學系賴文亮教授、東海大學環境科學與工程學系陳鶴文教授及陳維燁教授、輔英科技大學環境工程與科學學系陳建中教授與國立高雄大學土木與環境工程學系甯蜀光教授細心斧正與詳加審查，提供許多精闢的見解與建議，使得本論文得以更臻完備，在此深表謝意。

在完成此篇論文的期間，特別感謝環境系統分析與管理實驗室團隊的夥伴(鶴師、燁師、玫華、輝哥、鈺雯、瑋倫、硯勛、阿聖、姿吟、雅今、于婷、金剛、澄喬、啟宇、安哥、熊熊、昱廷)給我許多鼓勵與陪伴，增添不少快樂的回憶。

最後感謝父母的栽培與養育，全心全力的付出，使我在這一段求學路上更加順利，在此與所有關心我的人共同分享這一份喜悅。

摘要

隨著經濟快速發展，從農業走向以工商業之重心，使得土地利用狀況改變而產生農工爭地之現象。許多中小企業將工廠設立於農地附近，伴隨而來的環境衝擊逐漸增加，其中非法廢水、固體廢棄物處理和農地之灌排水系統不明確成為土壤污染的主要來源。

因此需瞭解了解過去與近期台灣土壤重金屬污染狀況，近期經行政院環境保護署調查，台灣土壤重金屬污染場址以彰化縣與桃園市最為嚴重。如今土壤污染成為必須探討的環境污染問題，因此本研究以農地為主要受體初步分析重金屬在灌溉水源與農地空間關聯性，納入污染物空間傳輸觀念，建立空間系統動力模型模擬重金屬在水、土壤及農作物之多介質傳遞關係及濃度變化；另一方面，利用不確定性分析，評估多介質傳輸模式中參數對重金屬傳輸的影響如何。

研究結果顯示，模擬農地中鉻濃度之模擬值與實際值比較，模擬值偏低；另外「作物-土壤生物濃縮因子」、「穩定入滲率」與「灌溉廢水濃度」為影響重金屬鉻濃度傳輸的重要參數。

關鍵字：重金屬、多介質傳輸模式、系統動力學、不確定性分析

Abstract

With the booming economic development, focusing turns from agriculture to business. The conflict between agriculture and business cause insufficient demands for land. There is a trend that factories located nearby agricultural area even creating serious environmental pollution. Factories have discharged wastewater, disposed solid waste, and indefinite farm drainage system. Under these reasons impel soil pollution toward the main source.

Therefore, it is necessary to understand Taiwan soil situation with heavy metal contamination in the past and nowadays. Recently, the Environment Protection Department (EPA) investigated that the most serious pollutant soil with heavy metal were Changhua and Taoyuan. Undoubtedly, we should take highly attention on environmental problem caused by soil pollution. In this study, we use agricultural land as the main receptor to preliminary analysis the relevant on heavy metals in irrigation system and agricultural space. Adding pollutant transmission concept and establishing spatial systems dynamics to simulate the multi-media transport as well as concentration change of heavy metals in water, soil and plant. On the other hand, evaluating how the parameters affect the heavy metal transport in the model by uncertainty analysis.

According to the results show that the simulated values of Cr concentration in farmland was lower than actual values. In addition, "Plant-soil bioconcentration factor", "The final infiltration capacity", and "Concentration of waste water" are important parameters affecting the transportation of Cr concentration.

Keywords : Heavy Metal, Multiple Media Transport, System Dynamics, Uncertainty Analysis.

總目錄

摘要.....	I
Abstract.....	II
總目錄.....	III
表目錄.....	VI
圖目錄.....	VIII
第一章 緒論.....	1
1.1 研究緣起.....	1
1.2 研究目的.....	5
第二章 文獻回顧.....	6
2.1 土壤重金屬來源.....	6
2.2 重金屬的特性與危害.....	9
2.3 多介質傳輸模式.....	11
2.3.1 田間水之傳輸途徑.....	12
2.3.2 入滲.....	12
2.3.3 作物蒸發散量.....	15
2.3.4 土壤之重金屬傳輸途徑.....	17
2.4 多介質傳輸模式之比較.....	18
2.5 多介質傳輸模式應用.....	21
2.6 系統動力學.....	23
2.6.1 系統動力學之組成單元.....	24

2.6.2 系統動力學之建模流程	25
2.7 系統動力學之應用	28
2.8 空間系統動力學之應用	30
2.9 不確定性分析	31
2.9.1 不確定性之種類	32
2.9.2 不確定性評估方法	32
2.9.3 蒙地卡羅模擬	33
第三章 研究方法	35
3.1 研究流程	35
3.2 建立基本空間概念模型	37
3.2.1 分析樣區物件與物件空間關聯	38
3.3 系統動力學數學模型理論	42
3.3.1 高斯空氣擴散模式理論	43
3.3.2 空氣污染物之沈降	48
3.3.3 水體污染物之傳輸途徑分析	49
3.3.4 土壤污染物之傳輸途徑分析	57
3.4 不確定性分析	60
第四章 案例研討與結果	62
4.1 埔心鄉背景概述	62
4.2 研究樣區	68
4.3 模式基本資料	69

4.4 水系統動力模式建置	73
4.4.1 重金屬質量系統動力模式建置	80
4.5 土壤重金屬系統動力模式建置	85
4.6 農地重金屬濃度趨勢	90
4.6.1 農地重金屬空間分佈圖	94
4.7 不確定性參數之敏感度分析	96
第五章 結論與建議	105
參考文獻	107



表目錄

表 1-1 重金屬之參考劑量	2
表 1-2 台灣地區土壤污染案例	3
表 2-1 土壤及地下水污染整治法第 8 條第 1 項之事業及檢測污染物 項目	7
表 2-2 環境多介質傳輸模型比較	20
表 2-3 系統動力模型物件定義	25
表 3-1 物件編號說明	38
表 3-2 物件關聯之編號說明	41
表 3-3 氣象檔輸入資料	47
表 3-4 水稻各生育階段之 K_c 值與生育度數	52
表 3-5 台灣傳統水稻淺水灌溉栽培水深管理	55
表 4-1 彰化縣土壤分布與特性	64
表 4-2 103 年第 1 期作濁水溪系統灌區	66
表 4-3 103 年第 2 期作濁水溪系統灌區	67
表 4-4 彰化地區灌溉用水量	75
表 4-5 入滲公式參數值	77
表 4-6 淋溶公式參數值	88
表 4-7 不確定性參數之使用表	97
表 4-8 影響 S_6 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	98
表 4-9 影響 S_7 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	99
表 4-10 影響 S_8 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	100
表 4-11 影響 S_9 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	101
表 4-12 影響 S_{10} 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	102
表 4-13 影響 S_{22} 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表	103

表 4-14 不確定性參數排名表104



圖目錄

圖 1-1 歷年土壤重金屬控制場址趨勢圖.....	4
圖 1-2 全台農地重金屬控制場址分佈.....	4
圖 2-1 多介質傳輸模式.....	11
圖 2-2 系統動力模型圖.....	25
圖 2-3 系統動力學之建模流程圖.....	27
圖 2-4 SD 和 GIS 之間模擬流程示意圖.....	30
圖 2-5 Daisyworld 的時空變化示意圖.....	31
圖 2-6 蒙地卡羅分析流程圖.....	34
圖 3-1 研究流程圖.....	36
圖 3-2 建立空間動力模型示意圖.....	37
圖 3-3 渠道與農地分段示意圖.....	39
圖 3-4 農地與農地空間關聯示意圖.....	40
圖 3-5 灌溉水與農地空間關聯示意圖.....	40
圖 3-6 物件之空間關係.....	42
圖 3-7 定位受體點.....	46
圖 3-8 空氣污染物之沉降示意圖.....	48
圖 3-9 水收支平衡圖.....	50
圖 3-10 重金屬質量傳輸途徑.....	57
圖 3-11 土壤系統傳輸途徑.....	58
圖 4-1 二重段灌溉系統.....	65
圖 4-2 研究樣區.....	69
圖 4-3 單一農田架構圖.....	70
圖 4-4 單一農田正負回饋圖.....	72
圖 4-5 S_1 水量系統動力模式.....	73

圖 4-6 S_1 田間儲蓄水量結果.....	74
圖 4-7 S_1 每日灌溉水量結果.....	75
圖 4-8 彰化氣象站雨量直條圖.....	76
圖 4-9 S_1 每日入滲水量.....	77
圖 4-10 S_1 每日蒸發散量.....	78
圖 4-11 S_1 每日逕流量.....	80
圖 4-12 S_1 重金屬質量系統動力圖.....	81
圖 4-13 S_1 每日田間水重金屬質量結果.....	81
圖 4-14 S_1 每日灌溉水重金屬質量.....	82
圖 4-15 S_1 每日田間入滲重金屬質量.....	84
圖 4-16 S_1 每日田間逕流重金屬質量.....	85
圖 4-17 S_1 土壤重金屬系統動力圖.....	86
圖 4-18 S_1 土壤重金屬濃度結果.....	86
圖 4-19 S_1 每日土壤重金屬輸入濃度.....	87
圖 4-20 S_1 每日土壤重金屬淋溶濃度.....	89
圖 4-21 S_1 每日作物吸收重金屬濃度.....	90
圖 4-22 S_6 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	91
圖 4-23 S_7 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	91
圖 4-24 S_8 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	92
圖 4-25 S_9 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	92
圖 4-26 S_{10} 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	93
圖 4-27 S_{22} 土壤中鉻濃度趨勢圖.....	93
圖 4-28 102 年土壤鉻濃度空間分佈圖.....	94
圖 4-29 104 年土壤鉻濃度空間分佈圖.....	95

第一章 緒論

1.1 研究緣起

台灣 1950 年代後期，經濟快速發展從農業走向以工商業之重心，於是發生農工爭地之現象，使得農地工作面積及土地利用狀況發生改變且極為複雜(毛育剛, 2002)，許多中小企業將工廠設立於農地附近，使得周遭土壤、水與空氣遭受污染，從過去學者 Lai et al. (2010)、Williams et al. (2005)研究指出農地之灌排水系統不明確，非法廢水和固體廢棄物處理成為土壤污染的主要來源(Chen and Lee, 1995; Chen, 1991)。

當污染物進入土壤後，造成土壤性質的惡化，尤其是重金屬及特定有害物質會蓄積於土壤(王一雄, 1997)，重金屬一旦進入土壤中便不易被稀釋、擴散、轉化或降解，經過長期的累積而造成土壤污染，若農作物吸收重金屬進入食物鏈，會產生生物累積作用等問題，進而危害人體健康。在毒理學上劑量反應評估為探討人體暴露於污染物中程度之高低、與其產生反應之機率，或嚴重程度之間有無關連。污染物的毒性被分為致癌性(carcinogenic)及非致癌(non-carcinogenic)兩類，其中非致癌毒性因子即為對於閾值的估計，又稱參考劑量(Reference Dose, RfD)(U.S. EPA, 1998)。因此本研究整理重金屬之參考劑量，如下表 1-1 判斷其毒性高低。由於 RfD 值越小表物種毒性越高，故可說明 Cr(VI)與 Cd 有較強毒性，然而長期暴露鎘中會產生肺癌、高血壓；長期暴露六價鉻會引起尿毒症、肝臟受損症狀等(Zukowska and Biziuk, 2008)。

表 1-1 重金屬之參考劑量

Heavy metal	Oral RFD (mg/kg-day)
Chromium(VI)	0.003
Nickel (soluble salts)	0.02
Copper	-
Cadmium	0.0005
Zinc	0.3
Lead	-

資料來源：(U.S. EPA, 1998)

故重金屬是必須探討的問題，因此需瞭解了解過去與近期台灣土壤重金屬污染狀況，將台灣地區歷年較知名之土壤污染事件彙整如下表 1-2 所示(黃麗正，2008)，表中污染行為多以廢水排放與廢棄物棄置。近期經行政院環境保護署調查，2002 至 2015 年台灣農地重金屬污染超過土壤管制標準，而被列為控制場址，從下圖 1-1 看出趨勢，現今土壤污染控制場址數量約比十年前高出百倍，反增不減；由縣市分類來看，其廠址分佈如下圖 1-2 所示，台灣土壤重金屬污染場址高達 2559 處場址，圖中以彰化縣與桃園市最為嚴重，部分的場址之污染物為單一重金屬，包括鎳、鋅、鉛、銅、鉻與鎘；而另一部份控制場址之污染物為多種重金屬。如上述種種原因，台灣土壤重金屬污染是迫切關注的問題。

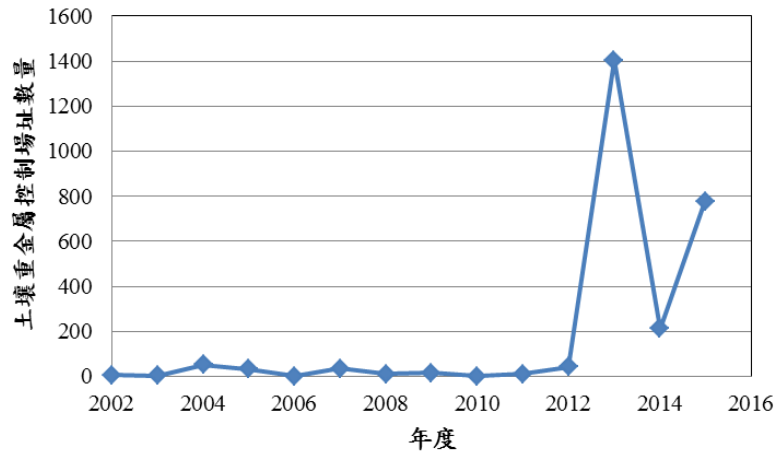
國內解決土壤重金屬污染策略上，過去學者張尊國(2015)提出進行農地重金屬調查，多採用網格式採樣法，結果發現此區域污染，再切分為較小網格，進一步調查，較耗費龐大資源，雖然可篩選出污染之農地，但缺乏污染物傳輸之空間觀念，農地污染與引灌水源之間的

關聯性薄弱，難以判讀污染趨勢。而且土壤污染具有不易察覺的特點，一旦發覺污染大都距離污染之初都有段時日，因而污染源確認更加不易(傅怡菁，2012)；另一方面，以土壤整治的角度上，國內常用之翻轉稀釋、土壤酸洗及排土容土法等物理或化學技術整治需龐大的經費(Caruana, 1997)。

表 1-2 台灣地區土壤污染案例

污染場址及來源	主要污染物	污染形式	造成影響
基隆市興業金屬公司	鉛	廢水排放及廢棄物放置	—
台北縣泰山鄉	鎘	廢水排放	—
桃園縣觀音鄉大潭村高銀化工	鉛、鎘	廢水排放	鎘米
桃園縣蘆竹鄉中福地區基力化工	鉛、鎘	廢水排放(硬脂酸鎘之製造)	鎘米
中石化公司台南市安順廠	五氯酚、戴奧辛、汞	廢水排放及廢棄物放置	—
彰化市和美鎮東西二沿岸工廠	鎘	廢水排放	鎘米
彰化縣花壇鄉白沙村農田灌溉渠道上游之染整、電鍍廠	重金屬	廢水排放	鎘米
雲林縣虎尾鎮台灣色料廠	鉛、鎘	廢水排放	鎘米
屏東縣麟洛鄉	鉛	廢水排放	—
台中縣大甲鎮	鎘	廢水排放	鎘米

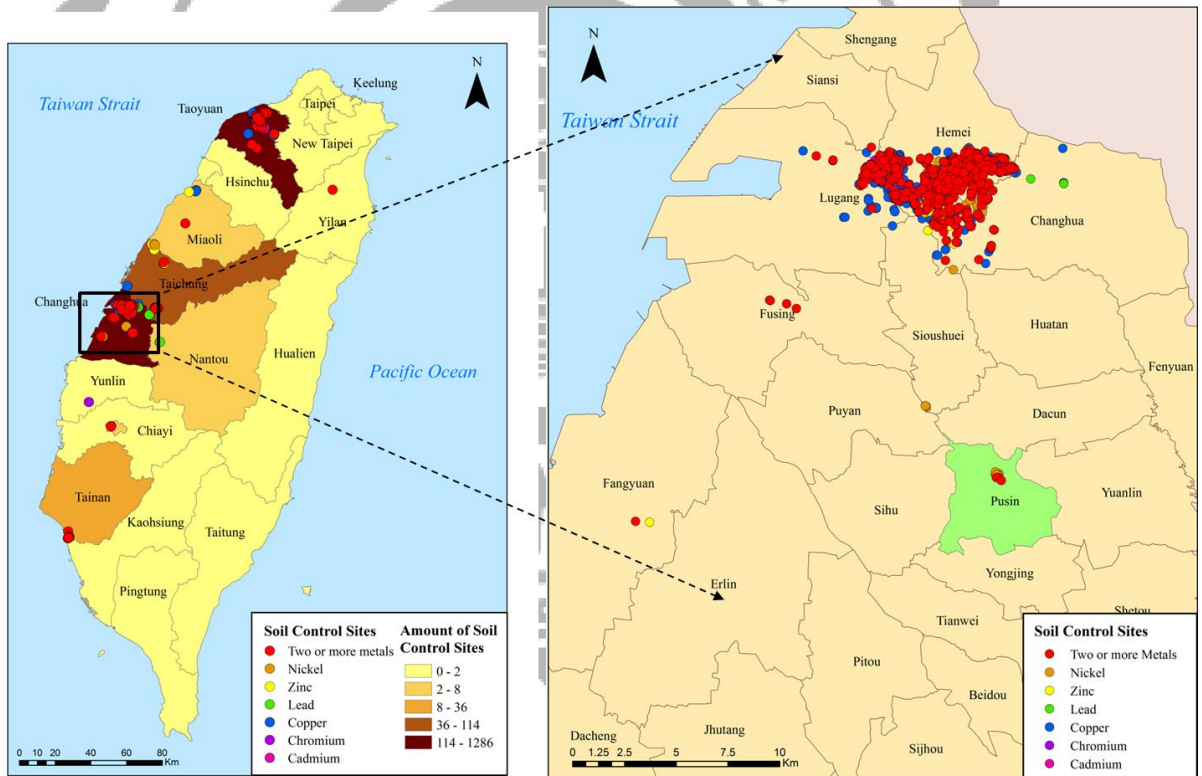
資料來源：(黃麗正，2008)



資料來源：行政院環保署土壤及地下水整治網

<http://sgw.epa.gov.tw/public/ContaminatedSitesMap/Default.aspx>

圖 1-1 歷年土壤重金屬控制場址趨勢圖



資料來源：行政院環保署土壤及地下水整治網

<http://sgw.epa.gov.tw/public/ContaminatedSitesMap/Default.aspx>

圖 1-2 全台農地重金屬控制場址分佈

上述討論回顧中，欲找出污染源或是嚴重污染熱區，以過去方法都相當耗時費力，因此本研究想建立一套污染物環境多介質模式，模擬污染物在空間上之傳輸，可以了解污染源周界之污染物影響範圍，也可以得知土壤重金屬濃度趨勢，故可以找出嚴重污染熱區；另一方面從污染源之排放行為上控管，對排放量做情境模擬，則可得知此排放量所影響周界之污染程度。

1.2 研究目的

如上所述之種種原因，如今土壤污染成為必須探討的環境污染問題，為其建立方法論，以電鍍廠研究範例，因其排放形式單純，無空污排放。本研究以農地為主要受體，初步分析重金屬在灌溉水源與農地空間關聯性，納入污染物空間傳輸觀念，建立空間系統動力模型模擬重金屬在水、土壤及農作物之多介質傳遞關係及濃度變化。此方法可以了解污染灌溉水影響農地之範圍、重金屬傳輸過程且能掌握土壤重金屬濃度趨勢，另一方面，利用不確定性分析，評估多介質傳輸模式中參數對重金屬傳輸的影響如何。主要研究目的如下所述：

1. 利用空間系統動力模型建立重金屬多介質傳輸模型
2. 利用不確定性分析，探討影響重金屬傳輸之重要因子

第二章 文獻回顧

2.1 土壤重金屬來源

重金屬傳輸除了傳輸途徑的重要性，污染源特性也是相當重要，因此對於土壤重金屬來源可分為以下兩類：

1. 自然來源：自然來源指岩石或礦物中風化的金屬離子，藉由落塵、降雨及土壤水等方式傳遞，含量屬於微量級(何念祖等，1987)，只有某些土壤含有特定之礦物，使得土壤具有高濃度重金屬之背景值(Alloway, 1995)，另外火山爆發的大氣沉積、降雨，大陸性塵土的轉移也是來源之一。(Vangronsveld and Cunningham, 1998)。
2. 人為來源：人為活動排放重金屬之常見行為包含：(1)交通及工業廢氣之沉降；(2)都市及工業廢水排放；(3)農業施肥及施藥；(4)畜牧業排泄物再利用；(5)廢棄物處置不當、垃圾掩埋場使用；(6)礦區開礦及冶金工業；(7)人造材料燃燒使用(Alloway, 1995; Lasat, 2000)。台灣有別於國外沒有礦區開採，所以沒有礦採污染問題，在交通廢氣上有學者指出使用含鉛汽油，車輛排放廢氣中有鉛，因此公路兩旁之土壤含鉛量往往比其他區域高出許多(Preciado and Li, 2006)，在畜牧業方面，處理豬隻與家禽廢水常含有高含量銅與鋅，廢水若未經妥善處理排入灌溉水道，則會造成土壤污染。以上所述大致可將土壤重金屬來源傳輸途徑可分為水體污染、氣體污染與固體廢棄物，在台灣土壤重金屬大多來源是灌溉水受到污染，其原因台灣早期工業推動政策，許多企業下鄉設廠，工廠密度過高與農地相鄰，部分土地規畫不佳及渠道灌排分離不清楚，製程產生的廢水排放至灌溉渠道，造成農地重金屬污染(張尊國, 2015)。其中產業的製程由於需求不同排放重金屬種類也不同，

因此廢水及廢棄物種類隨製程改變有相當大的變化。表 2-1 列出行政院環境保護署於土壤及地下水污染整治法中訂定之各事業別與其相關污染檢測項目(行政院環境保護署，2011)。

表 2-1 土壤及地下水污染整治法第 8 條第 1 項之事業及檢測污染物項目

事業	主要製成	檢測項目
皮革、毛皮整治業	皮革、毛皮鞣製業	鉻
	塗飾或染色製程	鎘、鉻、銅、鋅、VOC
石油及煤製品製造業	石油及煤製品製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH
基本化學材料製造業	基本化學材料製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH
石油化工原料製造業	石油化工原料製造	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH
合成樹脂及塑膠製造業	合成樹脂及塑膠製造	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC、SVOC、TPH
合成橡膠製造業	合成橡膠製造	VOC、SVOC、TPH
人造纖維製造業	人造纖維製造	VOC、SVOC、TPH
農業及環境衛生用藥製造業	使用砷、有機砷為原料製造農業及環境衛生用藥製程	砷、VOC、SVOC、農藥
	使用汞、有機汞為原料製造農業及環境衛生用藥製程	汞、VOC、SVOC、農藥
	使用銅為原料製造農業及環境衛生用藥製程	銅、VOC、SVOC、農藥
	其他製程	VOC、SVOC、農藥
塑膠皮、板、管材及塑膠皮製品製造業	使用石化基本原料及中間產品合成製造塑膠皮、板、管材及塑膠	VOC、TPH

	皮製品製程	
鋼鐵冶煉業	煉焦製程	VOC、TPH
	煉鋼製程	鉛、鋅、TPH
	轉爐煉鋼製程	鉛、鋅、TPH
	電弧爐煉鋼製程	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、TPH
金屬表面處理業	使用有機溶劑之製程	鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅、VOC
	化成、電鍍製程	鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅
	塗裝製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅、VOC
	其他製程	鎘、鉻、銅、鉛、鋅
半導體製造業	半導體製造製程	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC
印刷電路板製造業	印刷電路板製造製程	鉻、銅、鎳、鉛、VOC
電池製造業	非汞電池製造	鎘、銅、鎳、鉛、鋅、VOC
	汞電池製造	鎘、銅、汞、鎳、鉛、鋅、VOC
電力供應業	燃煤機組發電製程	砷、汞、鉛、TPH、PCBs
	燃油機組發電製程	鉛、TPH、PCBs
加油站業	汽油、柴油銷售儲存	苯、乙苯、甲苯、二甲苯、TPH
廢棄物處理業	廢棄物焚化處理或熱處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC、TPH、戴奧辛
	含農藥成分廢棄物之處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC、農藥
	含多氯聯苯成分廢棄物之處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC、PCBs
	含戴奧辛成分廢棄物之處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC、戴奧辛
	應回收廢機動車輛處理程序	銅、鎳、鉛、鋅
	應回收廢輪胎類處理-熱裂解程序	TPH
	應回收潤滑油類處理程序	鉛、鋅、TPH
	應回收鉛蓄電池類處理程序	鉛、鋅

	應回收農藥廢容器類處理程序	砷、銅、汞、VOC、SVOC、農藥
	應回收廢照明光源類處理程序	汞
	其他廢棄物處理程序	砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、 VOC、SVOC

由上述表格可看出事業類別與製程影響排放污染物的種類，本研究關心的是人為來源的電鍍廠，其可能排放之重金屬種類為鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅。

2.2 重金屬的特性與危害

重金屬污染物經由採礦、廢氣排放與污水灌溉直接或間接地影響土壤、空氣與水，若已受重金屬污染的土壤，人體食入其栽種的蔬菜，重金屬進入人體後，不易排泄，逐漸蓄積，當超過人體的生理負荷時，就會引起生理功能改變，導致急、慢性疾病或產生遠期危害。本研究對於樣區的土壤重金屬特徵污染物為鉻與鎳，說明其污染特性與危害。

1. 鉻 (Cr)

目前環保署訂定土壤重金屬污染管制標準中，鉻之管制標準濃度為 250 mg/kg (行政院環境保護署，2011)，鉻主要污染來源為皮革染整、不鏽鋼、金屬電鍍及化學藥品等製造業

Cr(III)對動物而言是必需元素且有益人體健康，特別有助於糖分的移動，而 Cr(VI)是人類致癌物質，是刺激及腐蝕的物質(Zayed et al., 1998)，鉻污染土壤造成毒害之鉻濃度，依植物種類而異，一般在 30~500 mg/kg 之間。作物植體中鉻含量則多在 4~100 mg/kg 之間 (Zayed and Terry, 2003)。Hossner et al. (1998)指出，剛營養液中鉻濃度約為 0.5~5.0 μ g/mL 或土壤中有效性鉻濃度約為 5~100 μ g/g 時，其鉻會造成農作物的毒害產生。

土壤中的鉻藉由植物根吸收而移除，若鉻的含量過高，不論 Cr(VI) 或 Cr(III)，均能引發植物的毒害，通常主要的中毒症狀發生在植物的根部。當鉻進入植體中，產生之毒害症狀包括黃化症 (chlorosis)、抑制根系發展、地上部凋萎、妨礙發育、葉片窄化、葉片捲曲變色及減產等(Zayed and Terry, 2003)。

攝入大量 Cr(VI)所引起的影響是急性腎小管損傷，碰觸皮膚會引起皮膚表面潰爛，因此，六價鉻已被美國環保署 IRIS 歸類為為 A 種人類致癌物(Class A Human Carcinogen)，為已證實的人體致癌物，而三價鉻則列為 D 種未分類物質(Class D unclassified substance)。

2. 鎳 (Ni)

目前環保署訂定土壤重金屬污染管制標準中，鎳之管制標準濃度為 200 mg/kg (行政院環境保護署，2011)。主要污染來源為鎳電鍍廠之廢水，近年來電池與電子產品及石化燃料的使用亦為污染來源之一。在 pH<5 的狀況下，鎳對於農作物是具有毒性的，但是對於哺乳類動物的毒性較低，因此人體食用了生長在嚴重鎳污染之作物較少呈現毒害 (葉琮裕，2002)。國際癌症研究中心(International Agency for Research on Cancer, IARC)將鎳化合物認定為「人類致癌物」，因此可能引起肺癌、鼻癌等疾病，則金屬鎳被歸類為「疑似人類致癌物」。此外，鎳對微生物有極大的毒害，殘留於土壤中的鎳會造成植物缺鐵而枯黃、根部及地上部矮化，葉部及莖部有不正常的斑點(陳振興，1995)，並降低葉綠素含量及植物產量(林玉菁，1994。)

2.3 多介質傳輸模式

環境污染案例是我們熟知，但對於污染物多介質擴散、傳輸至環境中整個宿命是陌生的，美國環保署(EPA)已提出許多具有公信力的多介質模式，包含 MEPAS、MMSOILS 等。

過去幾年來，使用多介質模式(Multiple media transport, MMT)評估環境污染造成的健康風險越來越普遍(Boxall et al., 2000; Chen and Ma, 2006; Fan et al., 2009; LIU et al., 2007)。多介質模式意指環境中的污染物可藉由環境介質(空氣、土壤、水體)的擴散與流動等方式分佈至不同的環境介質，再經由多種的暴露途徑，對人體造成不同的健康風險。同時必須考量污染源特性、土地利用狀況、環境介質特性與各種環境介質如何傳遞，並瞭解污染源擴散、傳輸到各個環境介質中的濃度，整個傳輸的機制如圖 2-1(Meneses et al., 2004)。多介質模式可以說是提供污染物宿命在環境中的整合(許妙雅，2007)。

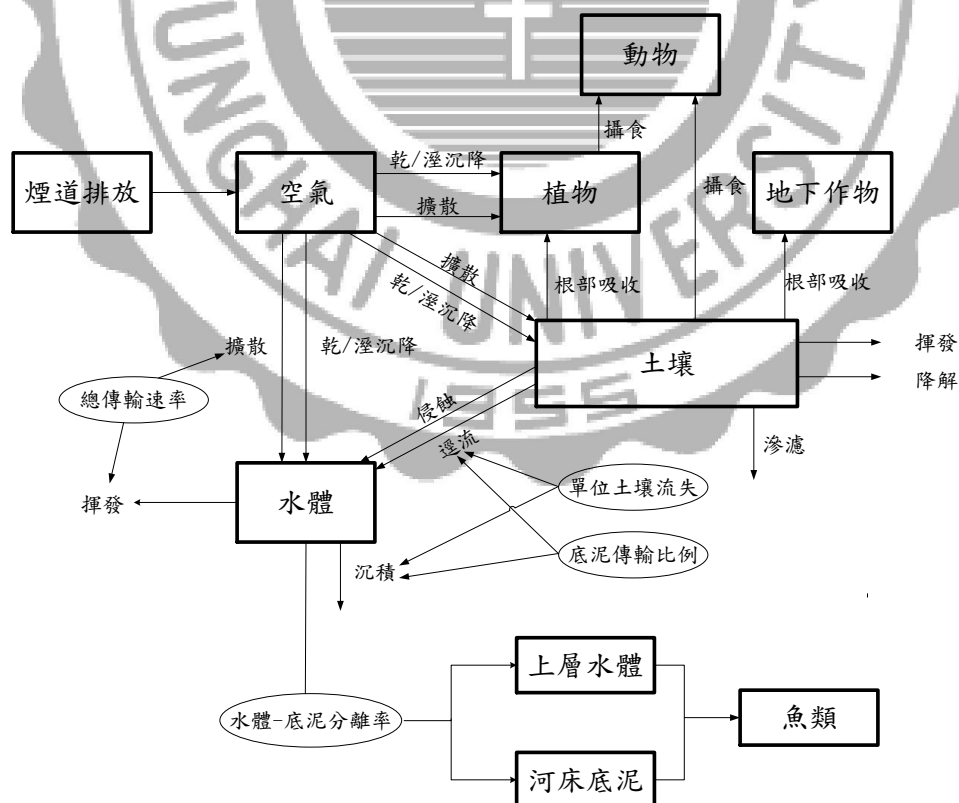


圖 2-1 多介質傳輸模式

2.3.1 田間水之傳輸途徑

根據圖 2-1 了解多介質傳輸途徑的基本架構，其污染源考慮為空氣之固定污染源排放，但由於本研究電鍍廠無空污排放，因此污染行為著重在廢水。若廢水誤排至灌溉渠道，使得灌溉水污染間接影響污染農地，因此灌溉水在農田中的水文現象需加以考慮。一般而言，灌溉水進入農田後會入滲至地下水、作物蒸發散量、田間逕流等水文現象(Kim et al., 2009)，以下針對這些水文現象所使用的數學模式做回顧。

2.3.2 入滲

入滲基本定律為達西定率(Darcy's Law)，依據不同條件可推討出相關之入滲方程式，一般而言入滲初期入滲量為最大，隨時間增加入滲量降低，降低的速度主要受到土壤性質影響。不同的土壤條件，其入滲曲線具有不同形狀與特性，以下針對常用之入滲公式做回顧。

1. Kostiakov 入滲公式

Kostiakov (1932)其無考慮穩定入滲率的情況可利用此式子：

$$F = c \cdot t^n \quad (\text{式 2-1})$$

其中：

F 為累積入滲量；

t 為時間；

c, n 為係數。

上式微分後可得到入滲率，如下式(2-2)所示：

$$f = \frac{dF}{dt} = cn \cdot t^{n-1} = K \cdot t^{n-1} \quad (\text{式 2-2})$$

其中：

K 為係數；

f 為入滲率。

2. Horton 入滲公式

Horton (1941)考慮初始與穩定入滲率，以指數遞減型式表示：

$$f(t) = f_c + (f_0 - f_c)e^{-kt} \quad (\text{式 2-3})$$

其中：

f_c 為穩定入滲率或最小入滲率；

f_0 為起始入滲率； k 為遞減常數；

e 為自然底數；

t 為時間。

入滲初期為最大，隨著時間增加，土壤含水量增加，入滲量減少，土壤含水量趨於飽和，最後會趨近穩定入滲率，也約為土壤飽和時之水利傳導係數值。若對上式的時間做積分，可以得到入滲總量，式子如下式(2-4)：

$$F = \int_0^t f dt = f_c t + \frac{1}{k}(f_0 - f_c)(1 - e^{-kt}) \quad (\text{式 2-4})$$

其中， f_0 、 k 主要由降雨前的土壤含水量決定， f_c 可代表土壤性質之固定係數。

3. Philip 入滲公式

Philip (1957)以 Richards 方程式為基本概念推出以下方程式：

$$f(t) = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + k_s \quad (\text{式 2-5})$$

其中：

S 為土壤水分吸收度(sorptivity)；

k_s 水力傳導係數。

當時間趨近於無限大時，土壤飽和入滲率為 k_s 。將上式對時間積分，可以得到下式(2-6)：

$$F(t) = S t^{1/2} + k_s t \quad (\text{式 2-6})$$

4. Huggins and Moke 入滲公式

王如意(1997)提及 Huggins and Moke 其優點為應用範圍廣泛，可以用於降雨率小於入滲率之情況，如下式(2-7)：

$$f = f_c + A \left[\frac{S_p - F}{p_y} \right]^B \quad (\text{式 2-7})$$

其中：

S_p 為不透水層的土壤之儲存勢能；

p_y 為不透水層上的土壤總孔隙率；

A 、 B 為係數。

5. Richards 非飽和傳輸公式

Richards (1931) 依據質量守恆，並假設土層與水不可壓縮，而導出均質非飽和土層水流控制方程式。其一維垂直方向方程式可因變數不同而有不同形式，如以水頭 h 和體積 θ 為變數之方程式，如式(2-8)

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} K(h) \quad (\text{式 2-8})$$

其中：

θ 為體積含水量；

K 為水力傳導係數；

h 為壓力水頭；

z 為垂直方向且定向下為負；

t 為時間。

如果不考慮含水量，以水頭 h 為單一變數之方程式，將上式利用 Chain rule 將左邊第一項對時間微分可得下式(2-9)：

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \theta}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (\text{式 2-9})$$

令 $C = \frac{d\theta}{dh}$ ，將上式改成如(2-10)：

$$c \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} K(h) \quad (\text{式 2-10})$$

由於入滲公式繁多，因資料取得方便引用 Horton 入滲公式作為本文初步建立方法之公式。

2.3.3 作物蒸發散量

蒸發散量是水文循環中非常重要的循環機制之一，蒸發散所指為蒸發(Evaporation)與蒸散(Transpiration)作用的總和。蒸散是自由液面之水分由液態轉變為氣態而進入大氣中，蒸散則是植物根部從土壤吸收水分，經由葉面氣孔使水分散逸至空氣之水分。由於蒸發與蒸散兩者在量測上難以區分，一般在研究上常將兩者物理量合而為一(錢紀銘等，2010)，關於蒸發散量目前已發展出許多方法，以下回顧三種蒸發散量公式。

1. 彭門-蒙地斯組合法(Penman-Monteith combination)

Penman-Monteith 法以下式表示(Allen et al., 1998; Hupet and Vanclooster, 2001)：

$$ET = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (\text{式 2-11})$$

其中：

ET ：參考蒸發散量(mm/day)；

Δ ：汽壓曲線斜率(kPa/°C)；

R_n ：淨輻射量(MJm⁻²day⁻¹)；

G ：土壤熱通量(MJm⁻²day⁻¹)；

γ ：濕度常數(kPa/°C)；

T ：溫度(°C)；

u_2 ：2 公尺高所量測之風速(m/sec)；

e_s ：飽和水汽壓；

e_a ：露點水汽壓。

上式公式中需要每天、每週、或每個月的空氣溫度、濕度、輻射能及風速資料計算。

2. 溫度估計法(Temperature-based methods)

Jensen et al.(1990)提出溫度因子與蒸發散量之關係，其公式如下式(2-12)：

$$ET = cT^n = c_1 d_1 T (c_2 - c_3 h) \quad (\text{式 2-12})$$

其中：

ET ：參考蒸發散量(mm/day)；

T ：溫度(°C)；

h ：濕度項(%)；

d_1 ：日照時間(hr)；

c 、 c_1 、 c_2 、 c_3 ：常數。

3. 輻射能法(Radiation-base)

Xu and Singh(2000)提到以輻射法推估參考作物之蒸發散量的基礎公式如式(2-13)：

$$\lambda ET = C_r (\omega R_s) \quad (\text{式 2-13})$$

其中：

λ ：水之潛能汽化熱(cal/°C)；

ET ：參考蒸發散量(mm/day)；

R_s ：總輻射量(MJm⁻²day⁻¹)；

ω ：溫度與高程權重因子；

C_r ：隨著相對溼度與風速的係數。

從過去 Allen et al. (1998) 等人研究指出建議採用 FAO Penman-Montieth Method 估算蒸發散量，較符合實際情況，因此本文以此公式模擬。

2.3.4 土壤之重金屬傳輸途徑

重金屬進入土壤後，可能傳輸的途徑有以下兩種：植物吸附重金屬與重金屬淋溶至地下水，以下為這兩種途徑做回顧。

1. 植物吸附重金屬

植物經由根部吸收土壤中重金屬，其吸收量仰賴土壤中重金屬總量、根部可接受比率、植物將重金屬轉移至根部能力。植物對重金屬的接受度是受到其化學型態和土壤中的位置影響(Berrow and Burridge, 1991)。重金屬由土壤傳輸至植物根部主要的過程為：(1) 根部攔截：植物根部的根毛因細胞壁上羧基和酚基脫氫之後帶負電能吸收陽離子，因此可與膠體上之陽離子直接交換，將膠體上之離子吸收至根部；(2) 質流(Mass flow)：植物吸收水分時，因蒸散作用使得水分會經由根部往莖與葉移動，而土壤溶液中之重金屬同時跟著水分移動至其他部位；(3) 擴散作用：植物自土壤溶液吸收營養離子後，根部周圍這些離子濃度降低，而其他地方高濃度之離子因擴散定律往低濃度的地方移動，植物利用此作用再次吸取離子(莊作權，2004)。上述說明重金屬經由植物根部吸收等過程與方式，Travis and Arms (1988)利用生物富集因子建立簡單模式計算土壤污染物到植物體內的濃度。生物富集因子(Bioconcentration factor, BCF)被定義為生物體內污染物濃度與環境介質中的污染物濃度之比值(Nowell et al., 1999)。其計算如下式(2-14)(Boekhold et al., 1991)：

$$P = k_1 T^m \quad (\text{式 2-14})$$

其中：

P ：植物吸收重金屬量(mg/kg)；

k_1 ：植物吸附速率係數(year⁻¹)；

m ：常數； T ：土壤重金屬含量(mg/kg)。

2. 重金屬淋溶

$$L = \frac{\theta v c}{l_p} = \frac{\theta v}{l_p} \left[\frac{T}{\rho k_2} \right]^{1/n} \quad (\text{式 2-15})$$

其中：

L ：重金屬淋溶量(mg/kg)；

v ：入滲速度(m/year)；

c ：土壤溶液重金屬濃度(mg/L)；

θ ：體積含水量(m^3/m^3)；

l_p ：植物根的長度(m)；

T ：土壤重金屬含量(mg/kg)；

ρ ：土壤密度； k_2 ：Freundlich 係數；

n ：常數。

2.4 多介質傳輸模式之比較

我國行政院環保署提出「健康風險評估技術規範」(行政院環保署, 2011), 建議五種多介質傳輸模式, 其中包含: MEPAS(Multimedia Environmental Pollutant Assessment System)、MMSOILS(Multimedia Contaminant Fate, Transport, And Exposure Model)、MULTIMED(The Multimedia Exposure Assessment Model)、3MRA(Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor Risk Assessment 與 TRIM(Total Risk Integrated Methodology), 上述模式適用於不同情況, 表 2-2 針對各模式適用性與限制性進行比較。

許多學者也進行了模式比較, 例如 Fan et al. (2010)比較 MEPAS 與 MMSOILS 兩種模式對於台灣三個土壤與地下水污染場址之風險評估結果, 發現使用 MMSOILS 評估揮發性有機化合物的風險會低估公共健康的潛在威脅, 因為 MMSOILS 沒有考慮室內吸入的暴露途徑。Chen and Ma (2006)使用 MEPAS、MMSOILS 和 CALTOX 三種模型並

結合蒙地卡羅模擬地下水污染場址，試圖比較模式的適用性，結果發現考慮不同的暴露途徑和使用數學模式的不同會產生不同的模擬結果，所以選擇適合的模式與主要的暴露途徑會降低模式不確定性。上述列出模式的適用性與限制性，可以選出適合污染場址的模式模擬，但是無法針對模擬的風險結果，來判斷模式的好壞，只能了解模式的限制與適用，大幅降低評估的誤差(Mills et al., 1997; Whelan et al., 1999)。

以上述討論與表格整理中，選擇適合污染場址的模式模擬是較為重要的，本研究污染源為電鍍廠，以污染源種類來看，較為適合的為 MEPAS 模式，MEPAS 可以新設污染源，但由於此模式只考慮空污排放，不能考慮多種排放行為(空污排放、廢水排放)，且無法直接進行敏感度分析，因此研究試圖開發系統動力模型模擬重金屬之多介質傳輸。

表 2-2 環境多介質傳輸模型比較

項目 \ 模式		MEPAS	MMSOIL	MULTIMED	3MRA	TRIM
適用性	危害性化學物質種類	有機、無機性化學物質	有機、無機性化學物質 (含有 240 種)	有機、無機性化學物質	有機、無機性污染物，包含戴奧辛類化合物與水銀	有毒空氣污染物(HAP)包括微粒狀物質、臭氧、一氧化碳、二氧化氮、二氧化硫和鉛
	污染源種類	既存或新設污染源	地下儲槽、地表圍塘、露天棄置堆和掩埋場	污染土壤、掩埋場、地表圍塘、地表水與空氣等環境介質	地表圍塘、Aerate tank、掩埋場、露天棄置堆、Land application unit	空氣污染源
	傳輸途徑	空氣、土壤、地下水、地表水、地表漫流、食物鏈	空氣、土壤、地下水、地表水、地表漫流、食物鏈	空氣、土壤、地下水、地表水、地表漫流、食物鏈	空氣、土壤、地下水、地表水、地表漫流、食物鏈	空氣、水、土壤、食物鏈、室內空氣
	暴露途徑	吸入、食入、皮膚接觸與食物鏈	吸入、食入、皮膚接觸	吸入、食入、皮膚接觸	吸入、食入、皮膚接觸	吸入、食入
	危害評估	致癌性、非致癌性	致癌性、非致癌性	致癌性、非致癌性	致癌性、非致癌性	致癌性、非致癌性
	受體族群	人體、生態	人體	人體及生態	人體及生態	人體及生態
基本限制	Win95 以上作業系統	MS-DOS	MS-DOS	Win98/NT/2000/XP	Win98/NT/2000/XP	Win95 以上作業系統
	敏感度分析	無法直接進行	無法直接進行	無法直接進行	無法直接進行	無法直接進行
	其他	-	主要適合有害場址污染土壤與地下水之污染源		主要適合於空氣污染源與有毒氣體排放	

資料來源：台中市環保局委託計畫(2012)

2.5 多介質傳輸模式應用

國內學者大多將多介質模式與健康風險結合，特別是在焚化爐高密度建設的地區。在台灣，預估至 2004 年平均每年的都市廢棄物容量超過一千萬公噸的垃圾，是由焚化爐焚化，佔了總都市垃圾處理量的 94%(Ma, 2002)。然而在焚化的過程，一定會有些危害的化學物質由燃燒的過程經由煙囪而釋放出，這些污染物包含了毒性的金屬(如砷、鎘、汞、鉛、鉻、鎳、鈹、鋇、銀、銻等)和有機化合物(如苯、多環芳香族碳氫化合物、多氯聯苯與戴奧辛類化合物)(Schuhmacher et al., 2001)。其中以戴奧辛的毒性最受人們而重視。(許妙雅，2007)研究南部地區屏東縣焚化爐「多介質傳輸模式」評估其排放之戴奧辛對模擬範圍內之居民暴露於當地焚化廠之致癌風險值及非致癌風險值。(洪世明，2003)蒐集戴奧辛在大氣中物理及化學反應相關資料，建置一箱型模式，模擬戴奧辛在大氣中之氣固分布和乾溼沉降情形，而後評估進入環境各介質(植物、土壤、水體與動物)之戴奧辛暴露劑量。(李明燕，2002)擴大研究台灣九座都市垃圾焚化廠所排放戴奧辛經 ISCST3(Industrial Source Complex 3)模擬後經由沉降於焚化廠附近鄉鎮，結合多介質傳輸模式計算附近居民經由各種暴露途徑所受到的劑量與風險，且進行風險之不確定分析，了解各種暴露途徑對此風險的貢獻變異範圍。

國外學者(Vezaro et al., 2014)提出了動態模型資料庫評估城市綜合廢水和雨水系統(Integrated Urban Wastewater and Stormwater system)中環境微量污染物的流動通量，目前現有的水質模型(如 ASM 模式)與本研究不同之處在於加入多介質傳輸模式，完整評估環境微量污染物在環境中的宿命，以利比較污染物管制之策略。Meneses et al. (2004)分別在研究戴奧辛與呋喃類化合物之增量對於居住在垃圾焚化廠的

人口健康風險，利用多介質傳輸模式預測污染物在環境(空氣-土壤-植被)中含量並與實測值做比較。Cangialosi et al. (2008)也利用多介質傳輸模式探討義大利垃圾焚化廠戴奧辛、呋喃類化合物及重金屬對於居民的暴露量並評估風險性。其中包含空氣吸入、皮膚接觸、土壤和食物攝入之暴露因子，結果顯示焚化廠排放污染物增量風險遠小於最大可接受個人風險。在土木工程方面 Panik and Necas (2013)研究輻射廢棄物作為再生材料應用在建材上，並假設再生材料應用於六種不同建材而造成長期輻射對於附近居民的影響。結合多介質傳輸模式，計算六種建材之輻射性經由傳輸途徑進入環境受體之人類暴露量。結果顯示食入被污染的水和食物與吸入沾染的灰塵造成影響最顯著的途徑。

上述文獻大多將多介質傳輸模式結合健康風險，計算各種暴露途徑所受到的劑量與風險，對此風險畫出風險地圖，鮮少研究污染物多介質傳輸加入時間觀念，探討隨著時間變化與空間上的移動之動態趨勢，因此，本研究試圖了解多介質傳輸模式中的環境流程、結構與數學模型，代入具有時間特性的系統動力模型中。詳細的系統動力模型基本結構與特性將在下一節進行深入回顧。

2.6 系統動力學

系統動力學是由美國麻省理工學院佛睿思特教授(J.W. Forrester)於 1950 年代提出。佛瑞斯特認為，人類所從事的每一種活動都會涉及「變遷」。因此系統動力學透過動態回饋(Dynamic Feedback)的機制分析各因子間的因果影響關係，解決非線性關係、因果循環、資訊回饋、時間滯延等動態性複雜之問題(Forrester, 1961)。J.W. Forrester(1968)教授指出系統動力學具有如下特性：

1. 以系統化的方式表示複雜的管理問題，利用變數間之因果關係說明系統的結構與問題
2. 根據欲解決問題的本質，以因果關係為基礎，定義積量變數(Level Variable)與率量變數(Rate Variable)及交互影響關係形成決策回饋迴路。
3. 模式將真實決策過程所運用之訊息、訊息延遲、行為延遲予以具體表達。
4. 模式提供分析者觀察系統行為之訊息傳遞、時間延遲所產生的變化，提供給管理決策之參考。

2.6.1 系統動力學之組成單元

系統動力學利用流(flow)以及元素組成的模型，其中流又分為實體流(material flow)與資訊流(information flow)，元素分為建構系統動力學的三個基本元件，如表 2-3 所示，其組成基本系統動力模型如圖 2-2 所示，元件包括積量、率量及輔助變數。分別說明如下：(Forrester，1968)

- 積量

又稱存量(stock)，在真實世界中隨著時間推移所累積之數量。模式中表示系統的狀態，任何 t 時刻之狀態是根據前一時刻($t-1$)之狀態加上單位時間(dt)內的累積量而定，因此積量受到率量的影響而增與減。建構系統動力學模型時，通常欲將要探討的問題設為積量，經由模擬後觀察其變化情形。現實中有形的積量如農田內累積之水量、金錢與人數的總量；亦可能為無形之型態如壓力、能量等。

- 率量

為單位時間內積量的改變量，具有方向性，決定積量狀態改變的控制點，例如農田中流入與流出之水量。當流入量大於流出量，反映積量將增加；反之流出量大於流入量，則反映積量將減少，可視為改變系統狀態的一種行為。

- 輔助變數

輔助變數在系統動力學中有三種含意，第一為資訊處理的過程，可做為積量與率量之間訊息傳遞的中間者。第二為某些特定的環境參數值，該參數為一常數值，例如農田入滲水量的多寡，透過土壤含水量為其中之一的輔助變數來影響。第三為系統的輸入測試數值，可以用常數或是函數。(屠益民，2006)

表 2-3 系統動力模型物件定義

圖型	變數定義	備註
stock	系統內之流量的累積量	積量
	表示影響作用，連接物件	連接箭頭
	單位時間內輸入或輸出支 流量	率量
word	輔助變數，表示改變流量作 用之因子	輔助變量

資料來源：(Sterman, 2001)

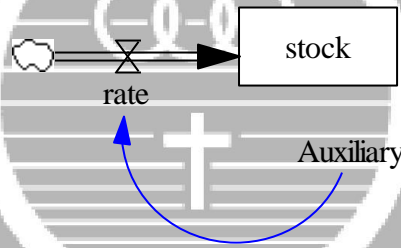


圖 2-2 系統動力模型圖

2.6.2 系統動力學之建模流程

Richardson and Pugh (1981)認為系統動力學模式是了解變數之間的因果關係，設計一個有效的數學方程式來計量複雜性的問題，並提供管理者進行情境模擬與決策上之建議。建立模式可分為六個步驟，前兩個屬於概念性的思考階段，目的在確認要解決怎樣的問題，決定影響問題之系統範圍。確立好系統邊界時，再將系統內的相關變數以及系統外影響系統的外生變數具體化，最後將變數之間的因果關係表示出來。後四個屬於技術階段，承接前一個階段的因果關係建立變數

之間的數學方程式並驗證模式，最後以解決問題為方向提出情境模擬進行探討。建模流程圖如圖 2-3 所示，各步驟說明如下：

1. 確認問題、系統邊界：

首先確認需解決之問題，並訂定模式建立之目標與影響問題所涉及之因素，界定出所需探討的系統範圍，才不致使系統過於發散而喪失其主要意義。

2. 系統變數與因果回饋圖：

問題與目標確認後，找出影響系統範圍內的內生變數與系統外的外生變數。每個變數之間的因果關係以箭線方式繪製，繪製完成行程因果回饋圖，利用此結構觀察變數之間關連性並探討問題。

3. 利用數學方程式建立變數間的關係：

初步的因果回饋圖為整個模式的架構，進一步蒐集相關文獻與資料，嘗試利用數學方程式建立變數之間的因果關係，量化變數之間的影响程度。

4. 建立系統動力模型：

根據因果回饋圖，通常將所要解決的問題以及重要的因子設為積量，透過方程式與公式連結率量與輔助變數之間的關係，模解結果以量化的方式清楚呈現。

5. 模式驗證：

此步驟之目的即在驗證所建立之系統動力模式與真實系統之間的差異能否被接受，可以依據模式結構測試、參數驗證測試，以及系統邊界適宜性測試等方法來作驗證。如未達成，則須回到第三步驟重新檢視模式，並進行改良與修正。

6. 情境模擬與探討：

模式驗證合理後，根據管理者的角度假設各種情境模擬，分析系

統行為趨勢，探討在何種情境下有效解決問題，提供管理者作為
決策之參考建議。



圖 2-3 系統動力學之建模流程圖

2.7 系統動力學之應用

林喬莉(2010)利用系統動力學模擬農業灌溉系統，在有限的灌溉水源與降雨量情況下，探討引水灌溉使用量以及埤塘灌溉系統之調蓄效益。以三種不同的引灌方式作為操作：正常灌溉、關閉河水堰取水及關閉埤塘灌溉系統進行模擬，發現關閉埤塘灌溉系統對於作物生長情況最為不利，結果顯示出作物為二期作與集中降雨型態，在無埤塘灌溉系統之情況下有缺水現象發生。張又仁(2005)應用系統動力學模擬高雄市美濃鎮及湖內鄉之廢水隨灌排系統進入農田後，探討「深水灌溉」、「灌排分離與下水道系統」、「農田休耕」、「農田輪作」等不同環境狀況下，對於灌溉水污染、農地土壤污染、地下水污染及回歸水水質影響河川水質之影響。在河川流域管理方面，李明益(2001)將驅動力-狀態-回應(Driving force-State-Response)永續發展指標、決策支援系統之物件導向與資料庫之關聯式架構的觀念，導入系統動力學模式中，建立物件導向關聯式(OOP)，目的是在河川流域的水資源使用效益、土地使用型態及人口狀態之分析，以提供決策單位之參考依據。結果顯示，目標為最大人口數與經濟效益時，住商用地增加而其他土地使用型態降低。在生態環境方面，李良山(2007)研究大鵬灣中密集的牡蠣生態模式、浮游生物、營養鹽、碎屑物質、溶氧及箱網養殖設施等複雜關係作用，以系統動力學建立個變數動力機制間的關係。結果顯示，在大鵬灣優養化的環境下，因牡蠣為主要濾食者，因此可在浮游生物向多或有機物濃度高的區域適量養殖牡蠣，藉由大量濾食，應可有效控制該區域的浮游生物量改善水體水質。

國外學者在土木工程方面 Panik and Necas (2013)研究輻射廢棄物作為再生材料應用在建材上，並假設再生材料應用於六種不同建材而造成長期輻射對於附近居民的影響。利用 GOLDSIM 結合多介質傳

輸模式建立放射性物質傳輸模組，計算六種建材之輻射性經由傳輸途徑進入環境受體之人類暴露量。結果顯示食入被污染的水和食物與吸入污染的灰塵造成影響最顯著的途徑。人為產生的溫室氣體造成溫度上升，氣候快速變遷，國外學者(Zhang et al., 2007)開發制定地質儲存二氧化碳的系統模型，探討二氧化碳儲存到地層(鹽水含水層)深處等方案(儲存性能、儲存容量、人體健康影響與環境安全)，並考慮二氧化碳的捕捉和相關成本。工程風險評估上(Mathias et al., 2016)，發展動態模型在太空探索時產生物理性質的失效風險評估，並利用蒙地卡羅抽樣進行敏感度分析，分析衝擊動態模型的風險參數。

核廢料儲存是必須關心的議題，國外學者(Jeong et al., 2016)開發一個系統模型評估放射性儲存槽的可行性，比較兩種鑽孔深度的儲存核廢料儲存槽，模擬放射性物質的傳輸，以及傳輸至生物圈和相關暴露途徑，是否足夠輻射安全餘量。並進行三種情境模擬，如地震、核廢料初始缺陷與系統入侵。製造各種風險概況，評估安全性，已獲得民眾支持。Lee and Hwang (2009)利用 GOLDSIM 軟體模擬高放射性廢棄物(High-Level waste)所釋放的放射性物質經過短程傳輸與長程傳輸後影響生物圈。

上述文獻回顧中，系統動力模組能模擬污染物在生物圈傳輸，表達環境中的宿命，也能利用蒙地卡羅抽樣進行敏感度分析，分析參數對於污染物傳輸的敏感性，因此本研究想利用系統動力軟體建立污染物多介質傳輸模式，並利用蒙地卡羅抽樣分析重金屬傳輸影響之參數，探討重金屬影響土壤污染程度。

2.8 空間系統動力學之應用

Neuwirth et al. (2015)利用 Python 程序結合 System dynamics (SD) 與 Geographic Information System (GIS)，建立空間系統動力學(spatial system dynamics)應用於農業與災害管理。模擬流程如下圖 2-4，先是利用 SD 進行一段時間的模擬，並更新 GIS 地理資訊，接著在進行下一時段的 SD 模擬，再更新 GIS 地理資訊，重複一連串模擬，結果最後呈現於下圖 2-5，景觀的動態演變。

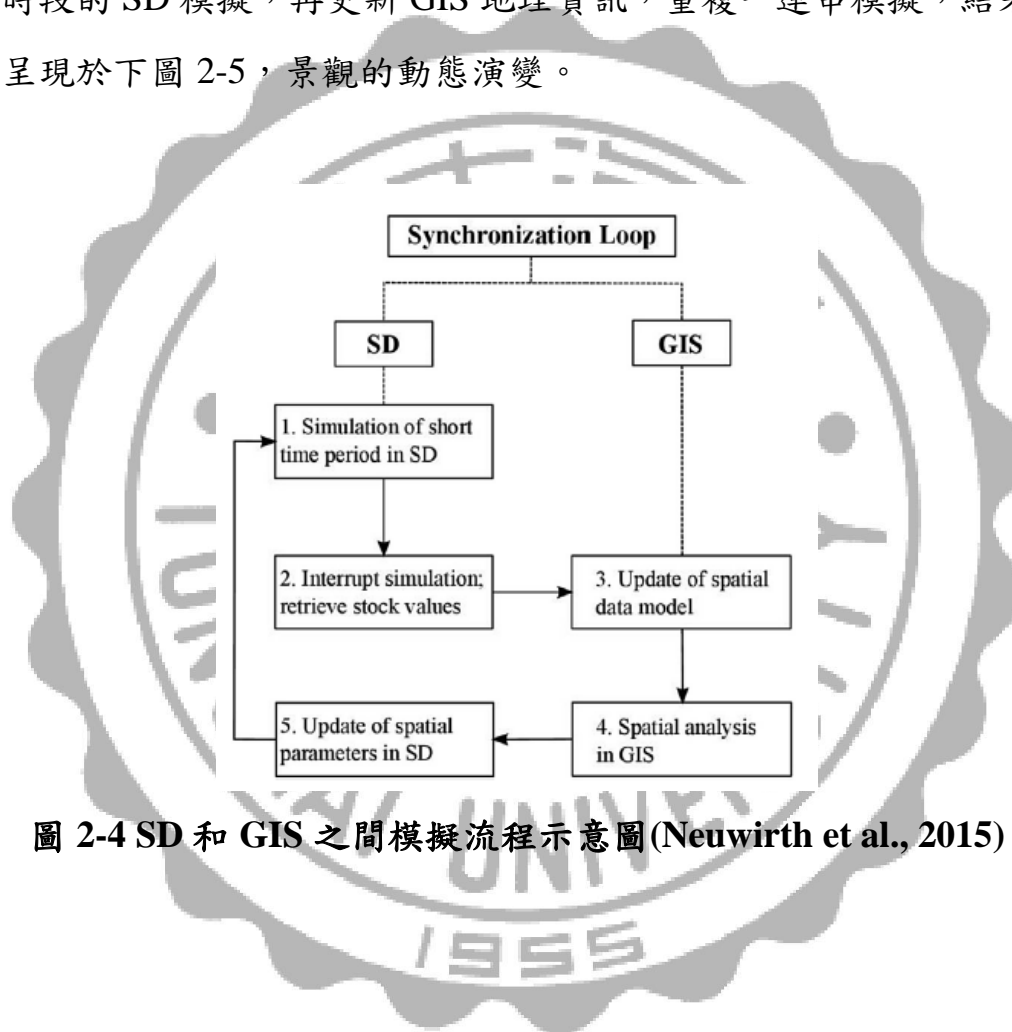


圖 2-4 SD 和 GIS 之間模擬流程示意圖(Neuwirth et al., 2015)

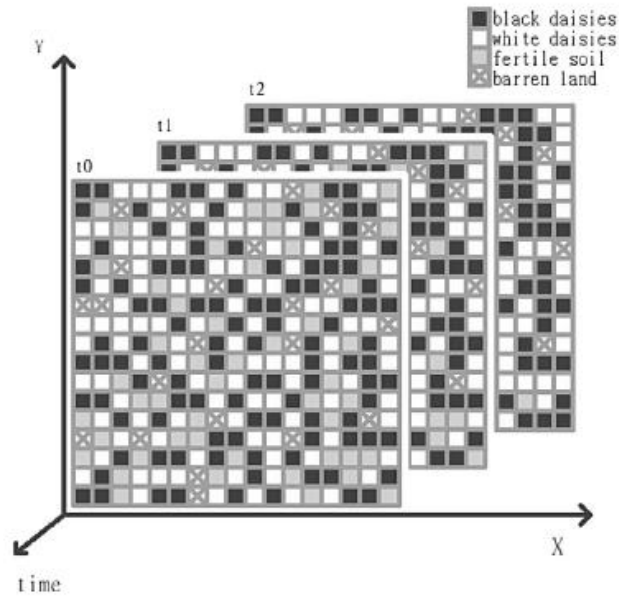


圖 2-5 Daisyworld 的時空變化示意圖(Neuwirth et al., 2015)

由上述文獻中可以看出近年來系統動力模式應用廣泛，包括經濟、生態、環境資源與環境污染、醫學與工商管理，且緊密結合時間的連動關係，因此非常適合應用於跟時間演進相關之研究。本研究設想概念為龐大的樣區依照農地切分成單元元件，灌溉水的水流方向視為單元元件間的訊息之流動，表達實體空間上的對應關係，建立空間系統動力之多介質傳輸模型。

2.9 不確定性分析

Zimmermann (2000)對不確定性的定義是指在某一狀態下，人無法對資訊作適當定性或定量處理，或是其他的特徵做適當決定性且具數據性的描述、指定或預測，即指估計與真實之間的差異。例如在本研究中所使用之數據因取得不易而造成資料不足，數據進行簡化、刪除，亦或使用簡化模式模擬，皆會對結果產生影響，因此需進行不確定性評估。

2.9.1 不確定性之種類

美國環保署(1992, 1997)將不確定性綜合彙整為參數不確定性、模式不確定性及情境不確定性等三類，其來源說明如下：

1. 參數不確定性：其來源包括量測誤差、採樣誤差、變異性、使用替代資料等，其中量測誤差是指隨機誤差或系統誤差所造成的；採樣誤差來自採樣筆數太少或是不具代表性的採樣方式；變異性則來自環境參數中原本就具有空間性變異、季節性變異所造成的變異；另外，使用替代資料存在與原始資料不同而有所誤差。例如土壤吸附常數因實驗設計不當，造成所得參數與實際值有誤差。
2. 情境不確定性：是指須對場址現況、周界環境條件做完整的描述，因資訊缺乏所產生的描述誤差；來自時間、空間近似或同質假設(Homogeneity assumption)所產生的綜合誤差(Aggregation errors)。
3. 模式不確定性：模式不確定性包括：模式結構、模式詳細度、驗證(Validation)、推斷(Extrapolation)等。模式的不確定性通常是由於現實條件的簡化及假設所造成，而模式本身的完整性與其能反應真實情況的程度有關，然所有模式的建立都避免不了對實際情形的簡化。

2.9.2 不確定性評估方法

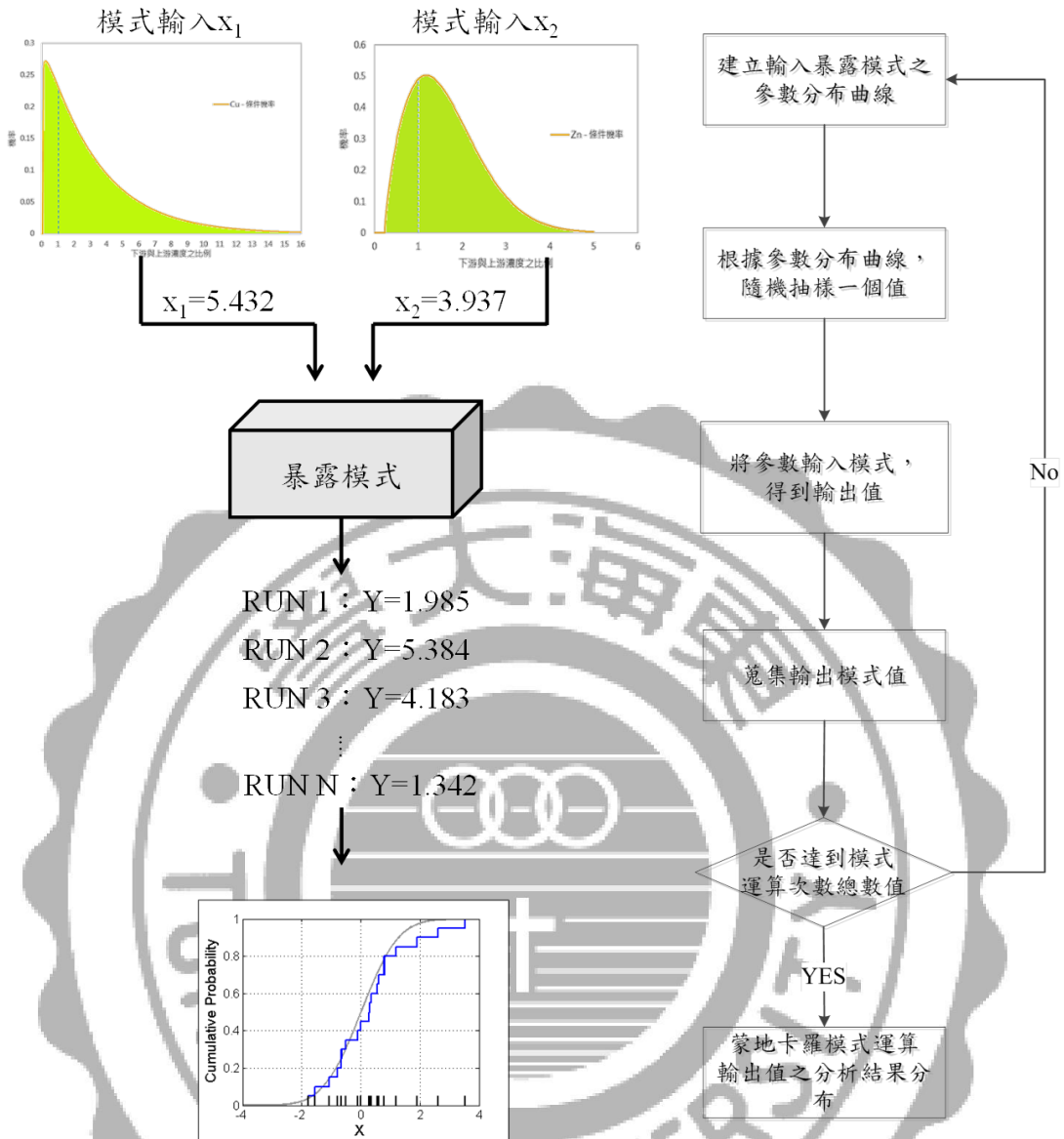
陳彥全(2007)認為參數不確定性具有容易量化分析的特質，且有關參數不確定性的研究方法日益成熟；然而模式與情境不確定性的量化方法能在發展當中，目前量化方法主要以數個模式或是情境之間的結果差異，做為模式或情境不確定性的大小。因此本研究僅探討參數之不確定性。

量化參數不確定性有以下幾種常用之方法(Cox and Baybutt, 1981)：(1)反應曲面法(response surface approaches)；(2)差分分析法(differential analysis)；(3)傅立葉振幅敏感度測試法(Fourier Amplitude Sensitivity Test)；(4)模糊計算法(Fuzzy calculus method)；(5)蒙地卡羅模擬(Monte Carlo simulation)。其中蒙地卡羅是屬於不確定性分析機率理論方法之一，也是最常使用的方法，由於蒙地卡羅模擬最後常伴隨敏感度分析，因此瞭解輸入參數對不確定性的貢獻程度。所以本研究選擇以蒙地卡羅方法作為分析。(陳彥全，2007；羅時麒，2005)

2.9.3 蒙地卡羅模擬

蒙地卡羅模擬法是屬於不確定性分析機率理論的方法之一，適用於分析設定參數(assumption)和預測值(forecast)之間的關係。通常不確定性分析的最終目的在於運算出預測值95%或90%信賴區間範圍的值；以及分析參數(assumption)對於預測值(forecast)的影響貢獻。(李明燕，2002)

在進行模擬時，將模式中輸入之參數建立參數的機率分布曲線，依據統計出來的機率分布曲線亂數抽樣一個值，將所挑選的參數值代入模式中計算，即可得到一次的模擬結果，如此重複 100、1000、10000 次或更多次的情况下，輸出值也將呈現新的分佈。如圖 2-6 為蒙地卡羅示意圖(Cullen and Frey, 1999)。



資料來源：(Cullen and Frey, 1999)

圖 2-6 蒙地卡羅分析流程圖

第三章 研究方法

3.1 研究流程

污染物擴散時，會經由空氣、表面水、土壤及地下水等不同介質的傳輸而流佈在污染源周界中，為了進行後續的模式分析，本研究確認研究範圍，分析樣區內重要物件(污染源、農地與植物等)與其空間關聯。架構大致分為三個子系統，第一子系統為空氣擴散系統，利用空氣擴散模式模擬污染物在空間上的濃度分布；第二子系統為水系統，污染源排放廢水進入灌溉渠道，灌溉水在農田之間流布，形成污染物經由水在空間上的流動；第三子系統為土壤系統，空氣與水中污染物進入土壤後，土壤成為最終受體，模擬污染物在土壤中傳輸途徑(入滲、逕流、稻作吸收)與濃度變化。上述中三個子系統所需要計算的數學方程式收集完成後，並利用系統動力軟體(Vensim Version 5)建置樣區之系統動力模型。本研究架構如圖 3-1 所示。

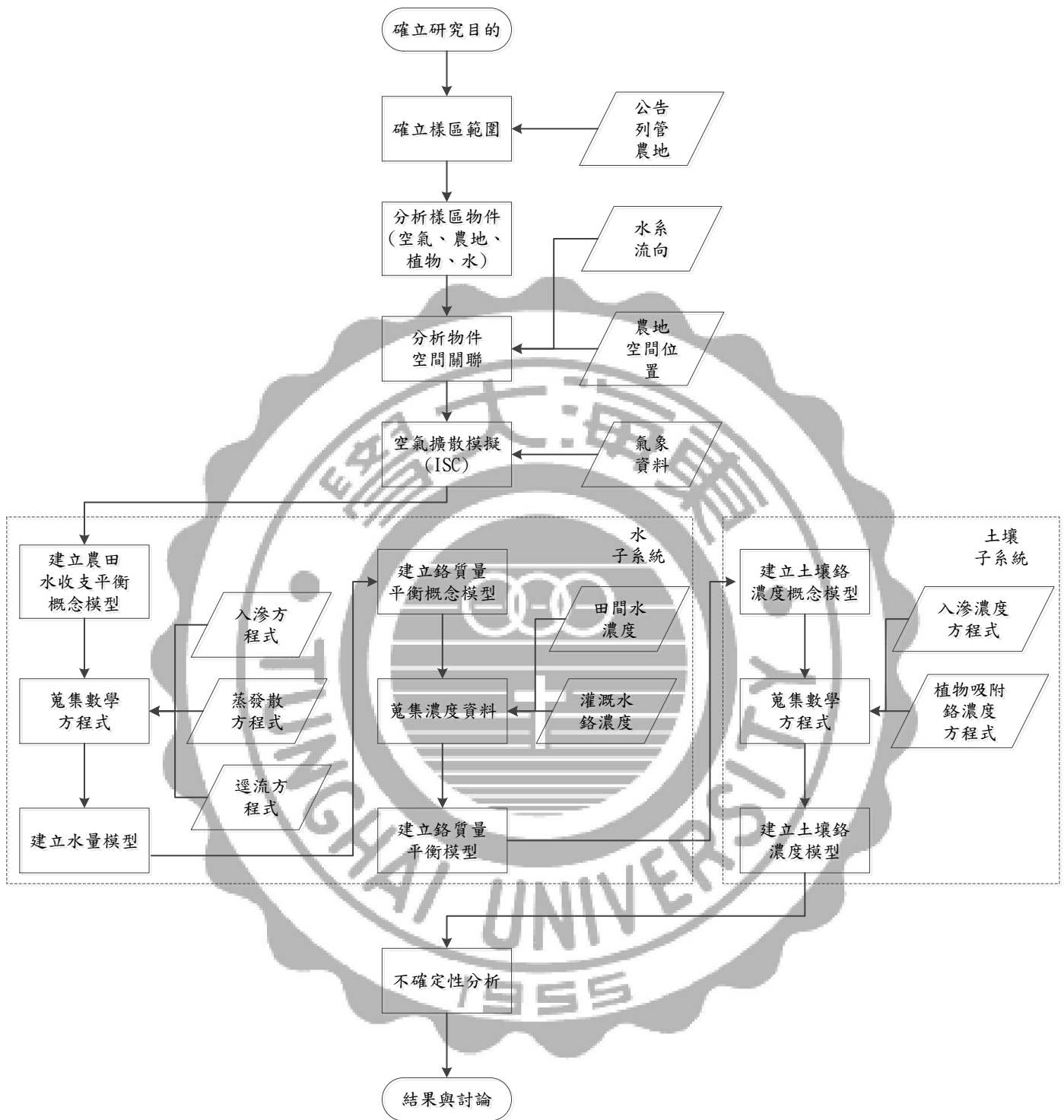


圖 3-1 研究流程圖

3.2 建立基本空間概念模型

由先前第二章文獻中討論系統動力學是一種是適合描述時間序列分析的工具，而且可以依據目的可以將系統區分成數個子系統單元，透過子系統與子系統之間的關聯性，並給予子系統間的數學模型計算，可以有效達到目的。雖然系統動力學對時間特性有不錯的體現能力，但由於多介質傳輸模式不可或缺空間特性(污染物的傳輸、灌溉水流動等)，因此必須利用原有系統動力學的時間特性優點再加上空間上特性，才足以同時整合時空特性，模擬污染物在多介質途徑間傳輸。

如下圖 3-2 所示，本研究先確立目的與系統邊界，系統邊界中所有與目的有相關之物件必須確立(污染源、水、土壤等)，水在農地間流動會與農地建立起空間關聯，因此須建立樣區所有物件之空間關聯性，以此關聯性為基礎收集數學模式並建立污染物多介質傳輸的空間動力模型。以下章節詳細介紹步驟。

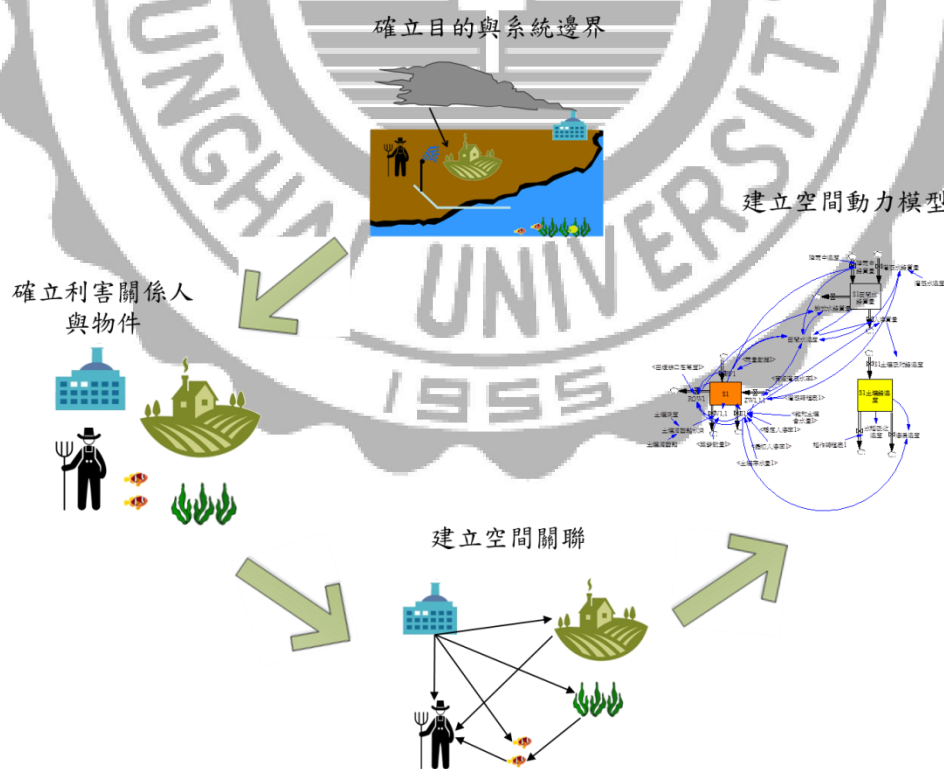


圖 3-2 建立空間動力模型示意圖

3.2.1 分析樣區物件與物件空間關聯

建立樣區之空間物件關聯之前，需了解研究樣區的物件，因此本研究實際走訪樣區，調查物件類別與其數量，樣區中的物件主要為農地、稻作、渠道、地下水井。上述所提之物件數量較多，並將物件進行編號，如表 3-1 所示。為了後續研究方便，將一塊農地視為一個單位；在渠道方面，以農地為單位切割空間單元，將渠道進行分段，如下圖 3-3。

表 3-1 物件編號說明

物件	
符號	說明
$F_t, t \in \mathbb{N}。$	F 為工廠； F_1 表示第 1 座工廠，以此類推。
$W_{ij}, i, j \in \mathbb{N}。$	W 為灌溉渠道； $W_{1,1}$ 表示第 1 條渠道的第 1 段； $W_{1,2}$ 表示第 1 條渠道的第 2 段，以此類推。
$DW_{ij}, i, j \in \mathbb{N}。$	DW 為灌溉渠道； $DW_{1,1}$ 表示第 1 條渠道的第 1 段； $DW_{1,2}$ 表示第 1 條渠道的第 2 段，以此類推。
$G_k, k \in \mathbb{N}。$	G 為地下水井； G_1 表示第 1 口地下水井，以此類推。
$S_y, y \in \mathbb{N}。$	S 為農地； S_1 表示第 1 塊農地； S_2 表示第 2 塊農地，以此類推。
$SP_{y,z}, z=1, 2, 3, 4。$ 1:水稻、2:香蕉 3:葡萄、4:喬木。	SP 為農地上種植的作物； $SP_{1,1}$ 表示第 1 塊農地種植水稻； $SP_{2,1}$ 表示第 2 塊農地種植水稻，以此類推。

W _{8.1}	W _{1.15}	W _{1.14}	W _{1.13}	W _{1.12}	W _{1.11}	W _{1.10}	W _{1.9}	W _{1.8}	W _{1.7}	W _{1.6}	W _{1.5}	W _{1.4}	W _{1.3}	W _{1.2}	W _{1.1}	W _{7.1}
W _{8.2}	S ₁₃	S ₁₂	S ₁₁	S ₁₀	S ₉	S ₈	S ₇	S ₆	S ₅	S ₄	S ₃	S ₂	S ₁	S ₀	S ₁	W _{7.2}
W _{8.3}	DW _{1.15}	DW _{1.14}	DW _{1.13}	DW _{1.12}	DW _{1.11}	DW _{1.10}	DW _{1.9}	DW _{1.8}	DW _{1.7}	DW _{1.6}	DW _{1.5}	DW _{1.4}	DW _{1.3}	DW _{1.2}	DW _{1.1}	W _{7.3}
W _{8.4}	S ₂₂	S ₂₁	S ₂₀	S ₁₉	S ₁₈	S ₁₇	S ₁₆	S ₁₅	S ₁₄							W _{7.4}
W _{8.5}	W _{2.15}	W _{2.14}	W _{2.13}	W _{2.12}	W _{2.11}	W _{2.10}	W _{2.9}	W _{2.8}	W _{2.7}	W _{2.6}	W _{2.5}	W _{2.4}	W _{2.3}	W _{2.2}	W _{2.1}	W _{7.5}
W _{8.6}	W _{3.15}	W _{3.14}	W _{3.13}	W _{3.12}	W _{3.11}	W _{3.10}	W _{3.9}	W _{3.8}	W _{3.7}	W _{3.6}	W _{3.5}	W _{3.4}	W _{3.3}	W _{3.2}	W _{3.1}	W _{7.6}
W _{8.7}	S ₃₃	S ₃₂	S ₃₁	S ₃₀	S ₂₉	S ₂₈	S ₂₇	S ₂₆	S ₂₅	S ₂₄	S ₂₃					W _{7.7}
W _{8.8}	DW _{2.15}	DW _{2.14}	DW _{2.13}	DW _{2.12}	DW _{2.11}	DW _{2.10}	DW _{2.9}	DW _{2.8}	DW _{2.7}	DW _{2.6}	DW _{2.5}	DW _{2.4}	DW _{2.3}	DW _{2.2}	DW _{2.1}	W _{7.8}
W _{8.9}	S ₄₀	S ₃₉	S ₃₈	S ₃₇	S ₃₆	S ₃₅	S ₃₄									W _{7.9}
W _{8.10}	W _{4.15}	W _{4.14}	W _{4.13}	W _{4.12}	W _{4.11}	W _{4.10}	W _{4.9}	W _{4.8}	W _{4.7}	W _{4.6}	W _{4.5}	W _{4.4}	W _{4.3}	W _{4.2}	W _{4.1}	W _{7.10}
W _{8.11}	S ₅₅	S ₅₄	S ₅₃	S ₅₂	S ₅₁	S ₅₀	S ₄₉	S ₄₈	S ₄₇	S ₄₆	S ₄₅	S ₄₄	S ₄₃	S ₄₂	S ₄₁	W _{7.11}
W _{8.12}	DW _{3.15}	DW _{3.14}	DW _{3.13}	DW _{3.12}	DW _{3.11}	DW _{3.10}	DW _{3.9}	DW _{3.8}	DW _{3.7}	DW _{3.6}	DW _{3.5}	DW _{3.4}	DW _{3.3}	DW _{3.2}	DW _{3.1}	W _{7.12}
W _{8.13}	S ₇₀	S ₆₉	S ₆₈	S ₆₇	S ₆₆	S ₆₅	S ₆₄	S ₆₃	S ₆₂	S ₆₁	S ₆₀	S ₅₉	S ₅₈	S ₅₇	S ₅₆	W _{7.13}
W _{8.14}	W _{5.15}	W _{5.14}	W _{5.13}	W _{5.12}	W _{5.11}	W _{5.10}	W _{5.9}	W _{5.8}	W _{5.7}	W _{5.6}	W _{5.5}	W _{5.4}	W _{5.3}	W _{5.2}	W _{5.1}	W _{7.14}
W _{8.15}	DW _{4.15}	DW _{4.14}	DW _{4.13}	DW _{4.12}	DW _{4.11}	DW _{4.10}	DW _{4.9}	DW _{4.8}	DW _{4.7}	DW _{4.6}	DW _{4.5}	DW _{4.4}	DW _{4.3}	DW _{4.2}	DW _{4.1}	W _{7.15}
W _{8.16}	S ₈₅	S ₈₄	S ₈₃	S ₈₂	S ₈₁	S ₈₀	S ₇₉	S ₇₈	S ₇₇	S ₇₆	S ₇₅	S ₇₄	S ₇₃	S ₇₂	S ₇₁	W _{7.16}
W _{8.17}	W _{6.15}	W _{6.14}	W _{6.13}	W _{6.12}	W _{6.11}	W _{6.10}	W _{6.9}	W _{6.8}	W _{6.7}	W _{6.6}	W _{6.5}	W _{6.4}	W _{6.3}	W _{6.2}	W _{6.1}	W _{7.17}

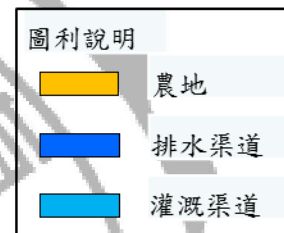


圖 3-3 渠道與農地分段示意圖

確立了樣區之空間物件類別，接下來要談及空間關聯。空間關聯主要分為兩類，農地與農地之空間關聯，灌溉水與農地之空間關聯。樣區中農地相互緊連，本研究在空間位置上緊鄰農地視為有空間關聯，如下圖 3-4 所示，圖中 S₁ 緊鄰 S₂，S₂ 緊鄰 S₃ 與 S₅，S₃ 緊鄰 S₅，因此形成一連串空間關係。

另外農夫會挖田埂缺口，使得灌溉水在農地與農地之間流動，以便灌溉，此流動方向極為重要，因為關係到水體污染物傳輸方向，因此需建立水與農地之間的關聯性，如下圖 3-5。

由於上述空間關聯性眾多，需進行編號命名，以利分辨，如下表 3-2 所示。水與農地之空間關聯與水流方向有關，因此根據現地調查灌溉水流向，並記錄下來，再利用上述之方法建立物件完整空間關聯圖，繪製如圖 3-6 所示。圖中以棕色線連結表示農地與農地空間關聯；

以藍色線表示灌溉水與農地之空間關聯，另外舉例農地 S_{25} 與農地 S_{23} 因為不是緊連一起所以沒有直接的農地空間關聯，但因灌溉水流向，使得 S_{23} 與 S_{25} 產生空間上關聯。

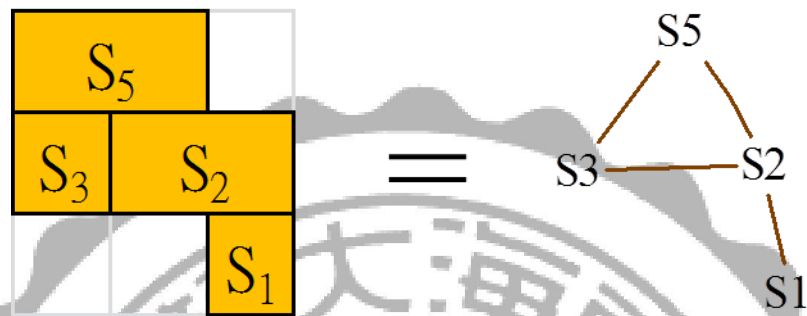


圖 3-4 農地與農地空間關聯示意圖

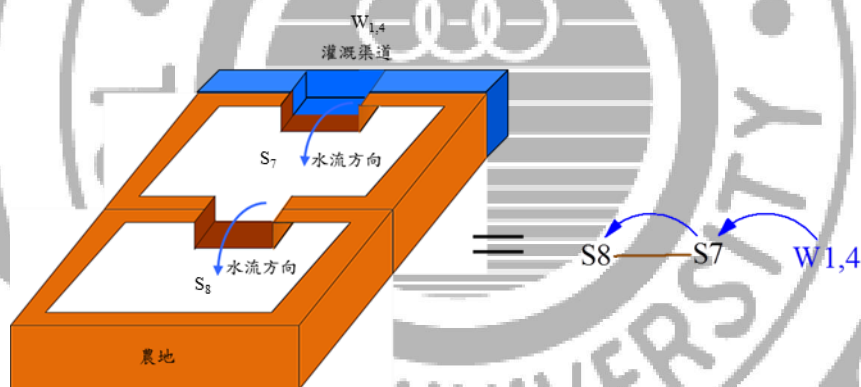


圖 3-5 灌溉水與農地空間關聯示意圖

表 3-2 物件關聯之編號說明

關聯	
符號	說明
$ZW_{i,j,y}, i, j, y \in \mathbb{N}。$	ZW 為灌溉渠道水； ZW _{1,2,2} 表示第 1 條渠道的第 2 段渠道水，灌溉至第 2 塊農地，以此類推。
$ZG_{k,y}, k, y \in \mathbb{N}。$	ZG 為灌溉地下水； ZG _{1,2} 表示第 1 口地下水井之地下水，灌溉至第 2 塊農地，以此類推。
$RO_{Wm,n}, m, n \in y \in \mathbb{N} \text{ 且 } i \neq j。$	RO 為逕流水； RO _{W3,4} 表示第 3 塊農地中之渠道水，逕流至第 4 塊農地，以此類推。
$RO_{Gm,n}, m, n \in y \in \mathbb{N} \text{ 且 } i \neq j。$	RO 為逕流水； RO _{G7,8} 表示第 7 塊農地中之地下水，逕流至第 8 塊農地，以此類推。
$DR_{Wy,i,j}, y, i, j \in \mathbb{N}。$	DR 為排放水； DR _{W2,2,3} 表示第 2 塊農地中之渠道水，排放至第 2 條渠道的第 3 段，以此類推。
$DR_{Gy,i,j}, y, i, j \in \mathbb{N}。$	DR 為排放水 DR _{G3,5,6} 表示第 3 塊農地中之地下水，排放至第 5 條渠道的第 6 段，以此類推。

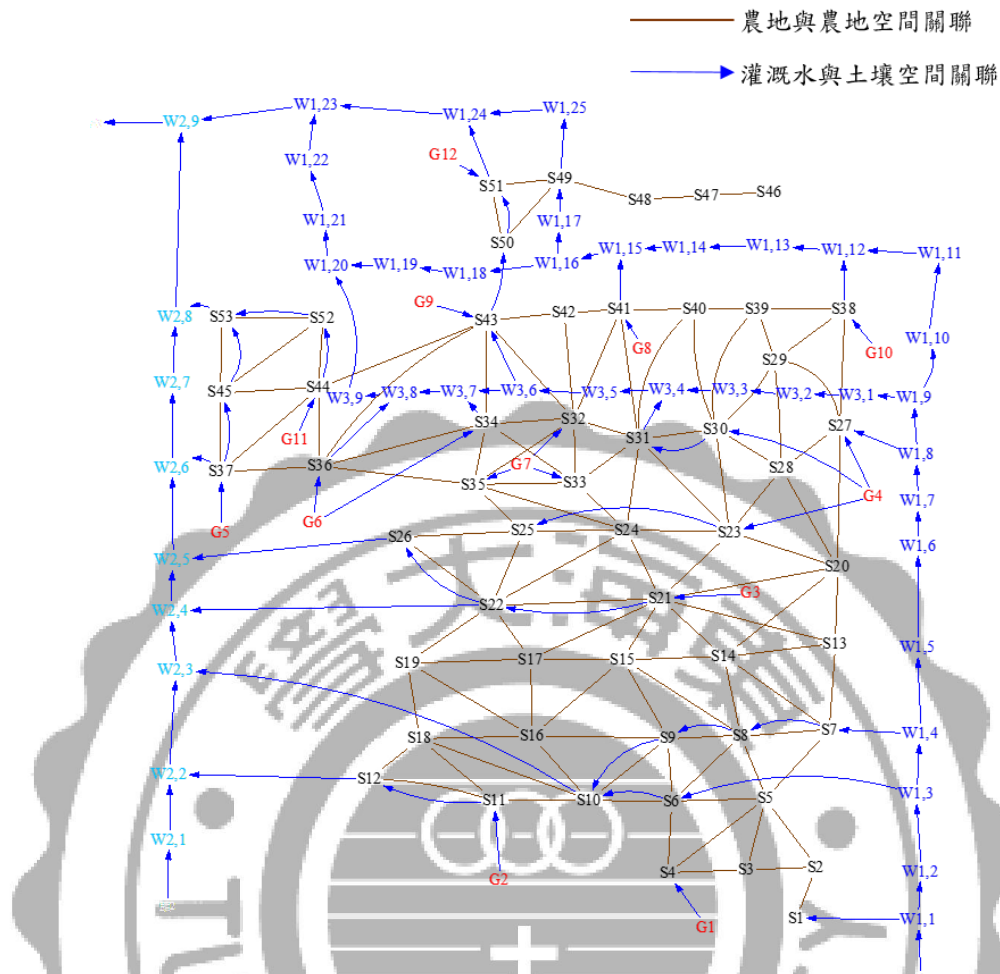


圖 3-6 物件之空間關係

3.3 系統動力學數學模型理論

藉由上章節了解物件類型與物件之間的空間關聯，空間關聯需以數學理論運算重金屬在空間上的多介質傳輸。此章節分為三個部分，空氣擴散子系統，利用 ISCST3 模擬空氣污染源排放重金屬在空氣中的濃度，此步驟為了得到重金屬在空間上的濃度分布，再利用沈降公式計算沈降量，本研究利用此結果帶入系統動力模型中作為空氣污染物的貢獻量；水子系統，探討灌溉水與重金屬質量在農地中的流入與流出；土壤子系統，主要探討重金屬進入土壤系統被土壤吸附，與存留在土壤中的重金屬流失。

3.3.1 高斯空氣擴散模式理論

工業污染源複合模式 (Industrial Source Complex, ISC) 是美國環保署 (USEPA, 1988) 所發展的一套空氣品質預測模式，該模式以高斯擴散理論為基礎。ISC 模式假設連續排放的污染源，經過大氣擴散、稀釋、沉降等自然作用，到達穩定狀態的煙流則以中間主軸方向濃度最高，而垂直於風向之水平面及垂直面二邊，濃度分佈均為高斯分佈。ISC 模式可以針對不同需求計算污染源濃度，一般而言污染源類型分為四種：

1. 點源：煙囪高度較高排放率較大。
2. 線源：由移動污染源於固定路線所排放之污染源。
3. 面源：排放率小且均勻分佈於某一面積範圍內污染源，如學校、住宅區等人為活動所釋出之污染源。
4. 體源：工業區中煙囪高度較低且排放率較低者或污染物由屋頂行通風孔的排氣設備排出者。

選擇適合以上四種不同型態的污染源能精確模擬各類型態的污染源擴散，根據資料可分為長期與短期模式分別說明如下：

1. 長期擴散模式：長期擴散模式 ISCLT 是由 Air Quality Display Model (AQDM) 與 Climatological Dispersion Model (CDM) 聯合發展而來。可藉由相關資料來計算一月、一季或一年之平均濃度。
2. 短期擴散模式：ISCST 模式 (Industrial Source Complex Short-term Model) 是從單一污染模式 (CRSTER) 發展而來，可用來計算時距為 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 12, 24 小時之平均濃度。

短期擴散模式應用最廣，也最常被使用短期且區域性的模擬。ISC 模式模擬各類型態污染源的濃度擴散，還能計算乾溼沉降，以評估污染源與受體的關係，在均勻的大氣場中，模式必須是穩定的風速與風

向假設，並且只單純考慮物理機制，並未考慮產生化學反應，因此適用於惰性污染物，這是運用 ISC 模式上的本身限制。ISCST 模式計算方法則是利用直線型(straight-line) 穩定狀態下之高斯煙流擴散方程式，以模擬計算點污染源(如煙道或獨立排放口)排放污染物之濃度分布，本模式之主體運算除高斯擴散模式外，決定擴散參數(dispersion parameters)之計算函數，對於每小時的濃度在順風距離 x(公尺)和側風距離 y(公尺)的計算公式如下(3-1)與(3-2)式：

$$X = \frac{QKVD}{2\pi\mu_s\sigma_y\sigma_z} \cdot \exp\left[-0.5\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \quad (\text{式 3-1})$$

一般 V 表示如下

$$V = \exp\left[-0.5\left(\frac{z_r-he}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-0.5\left(\frac{z_r+he}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (\text{式 3-2})$$

其中：

X：污染物於 x、y 方向之每單位時間濃度值($\mu\text{g}/\text{m}^3$)；

Q：點源污染物之排放率(g/s)；

K：濃度單位轉換係數($1 \cdot 10^6$)；

V：垂直方向之分佈係數；

D：污染物之衰減係數；

y：側風距離(m)；

μ_s ：排放口之平均風速(m/s)；

he：煙囪高度(m)；

σ_y 、 σ_z ：在水平風向及垂直風向之擴散係數(m)；

Z_r ：受體點之高度(m)。

3.3.1.1 ISCST3 輸入資料

執行 ISCST3 模式需要輸入兩項檔案，分別為氣象檔與輸入檔。輸入檔包含五個參數，其中為控制參數、污染源參數、受體地形資料、

氣象資料、輸出參數，以下詳細說明五個參數：

1. 控制參數(Control, CO)主要設定如下：

(1)模擬類型：鄉村或城市。

(2)模擬時距：表示輸出之平均濃度時段長短，一般為 1、3、8、12、24 小時為模擬時距。

(3)欲模擬污染物：輸入欲模擬污染物，如 SO₂。

(4)受體高程：若不設定則模擬地形為平地。

2. 污染源參數(Source, SO) 主要設定如下：

(1)污染源類型：點源、線源、面源(以下以點源所需參數)

(2)排放口座標

(3)排放口高度

(4)排放量

(5)排氣溫度

(6)內徑寬

3. 受體點資料(Receptor, RE) 主要設定如下：

此設定參數主要決定模擬的範圍、受體點位置與高程。其中 GRIDCART 為矩形網格受體點參數 XYINC 後方數字依序代表：X 起始點、受體點數、網格間距；Y 起始點、受體點數、網格間距。若為直接輸入敏感受體點座標，參數為 DISCCART。

因農地為不規則大小，因此本研究利用 DISCCART 函數表示受體點座標，如圖 3-7 所示，由先前分段的農地與渠道之四角作為受體點進行模擬。

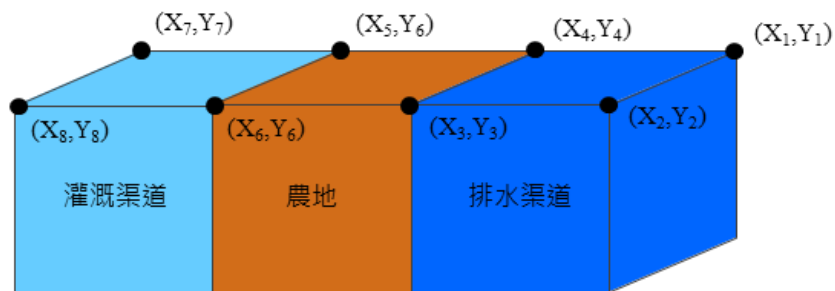


圖 3-7 定位受體點

4. 氣象資料(Meteorology, ME)主要設定如下：

- (1)定義風的去向或來向
- (2)測站風速計高度
- (3)欲模擬日期

5. 輸出參數(Output, OU) 主要設定如下：主要設定輸出結果格式，例如受體點特定時段結果、時距內平均濃度等。另外氣象檔之格式為ASXII，其中所需資料如下表 3-3 所示。

表 3-3 氣象檔輸入資料

參數	欄位
年份	1-2
月份	3-4
日期	5-6
小時	7-8
風向 (deg.)	9-17
風速(m/s)	18-26
周圍溫度 (K)	27-32
穩定度 (A=1, B=2,...F=6)	33-34
鄉村型混合層高度 (m)	35-41
都市型混合層高度 (m)	42-48
風剖面指數(Wind Profile Exponent) (CARD only)	49-56
垂直勢溫梯度(Vertical Potential Temperature Gradient) (K/m) (CARD only)	57-65
摩擦速度(Friction Velocity) (m/s) (Dry or Wet Deposition Only)	49-57
Monin-Obukhov Length (m) (Dry or Wet Deposition Only)	58-67
表面粗糙長度(Surface Roughness Length) (m) (Dry or Wet Deposition Only)	68-75
降雨指數(Precipitation Code) (00-45) (Wet Deposition Only)	76-79
降雨量(Precipitation Rate) (mm/hr) (Wet Deposition Only)	80-86

3.3.2 空氣污染物之沉降

空氣污染物之乾沉降是指粒狀污染物在大氣中因物理性的自然沉降，轉移至地表包括水體、土壤、植被等可視為這些介質的空氣貢獻量，此機制可以解釋成污染物在大氣中被移除的情形。其架構圖如下圖 3-8。

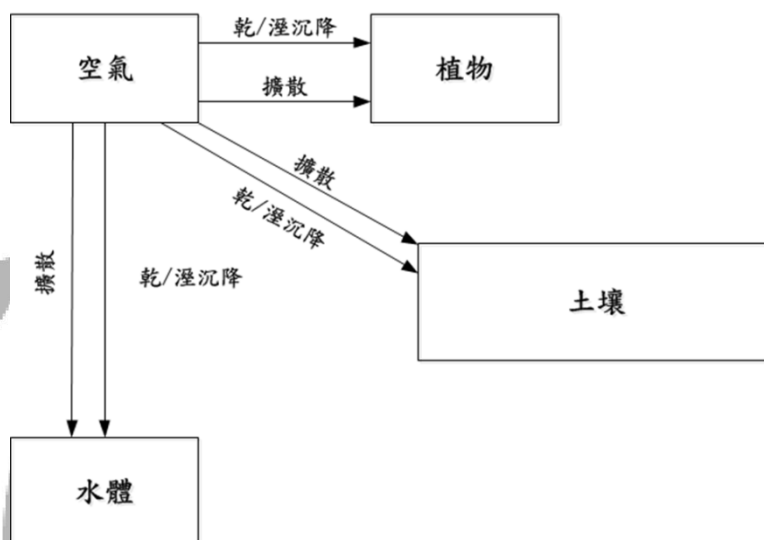


圖 3-8 空氣污染物之沉降示意圖

一般而言粒狀污染物的沉降過程是污染物質量濃度吸附在大氣顆粒物每單位時間透過重力和大氣紊流擴散的物理力從地表上面傳輸至地表附近，而這樣的過程稱為沉降通量。每年乾沉降通量 F_d 被定義為污染物吸附到大氣顆粒的濃度乘以顆粒的沉降速度，其計算公式如下：

$$F_d = 0.31536V_d C_{pa} \quad (\text{式 3-3})$$

其中：

F_d ：污染物吸附顆粒的乾沉降通量($\text{g}/\text{m}^2\text{-yr}$)；

V_d ：乾沉降速率(m/s)；

C_{pa} ：污染物吸附顆粒濃度($\mu\text{g}/\text{g}$)。

濕沉降發生在雨、冰雹與雪沉降時伴隨洗下空氣中懸浮微粒，其

公式計算如下：

$$F_w = 3.1536 \times \Lambda \times X \quad (\text{式 3-4})$$

其中：

F_w ：濕沉降通量($\text{g}/\text{m}^2\text{-year}$)；

Λ ：清除率(scavenging ratio, s^{-1})；

X ：高斯煙柱方程式計算出的污染物濃度值($\mu\text{g}/\text{m}^3$)。

$$\Lambda = \lambda \times R \quad (\text{式 3-5})$$

其中：

Λ ：清除率(scavenging ratio, s^{-1})；

λ ：清除係數，($\text{s}/\text{mm}/\text{h}$) $^{-1}$ ；

R ：降雨速率，(mm/h)。

3.3.3 水體污染物之傳輸途徑分析

此章節描述灌溉水進入農地中所發生的水文現象，本研究採用水收支平衡法(Water Balance)，將農田視為一個系統，系統中流入量為降雨量、灌溉水量、鄰近田區入流量；流出量為蒸發散量、垂直入滲量、側向入滲量、田區逕流量；水深為田間累積水量，如圖 3-9。利用上述原理將其系統內之關係式表達如下公式(3-6)：

$$WS_i = WS_{i-1} + RF_i + IR_i + IO_i - ET_i - DR_i - DF_i - R_{hi} \quad (\text{式 3-6})$$

其中：

WS 為田間累積水深(mm/day)；

RF 為降雨量(mm/day)；

IR 為灌溉水量(mm/day)；

IO 為鄰近田區入流量(mm/day)；

ET 為作物蒸發散量(mm/day)；

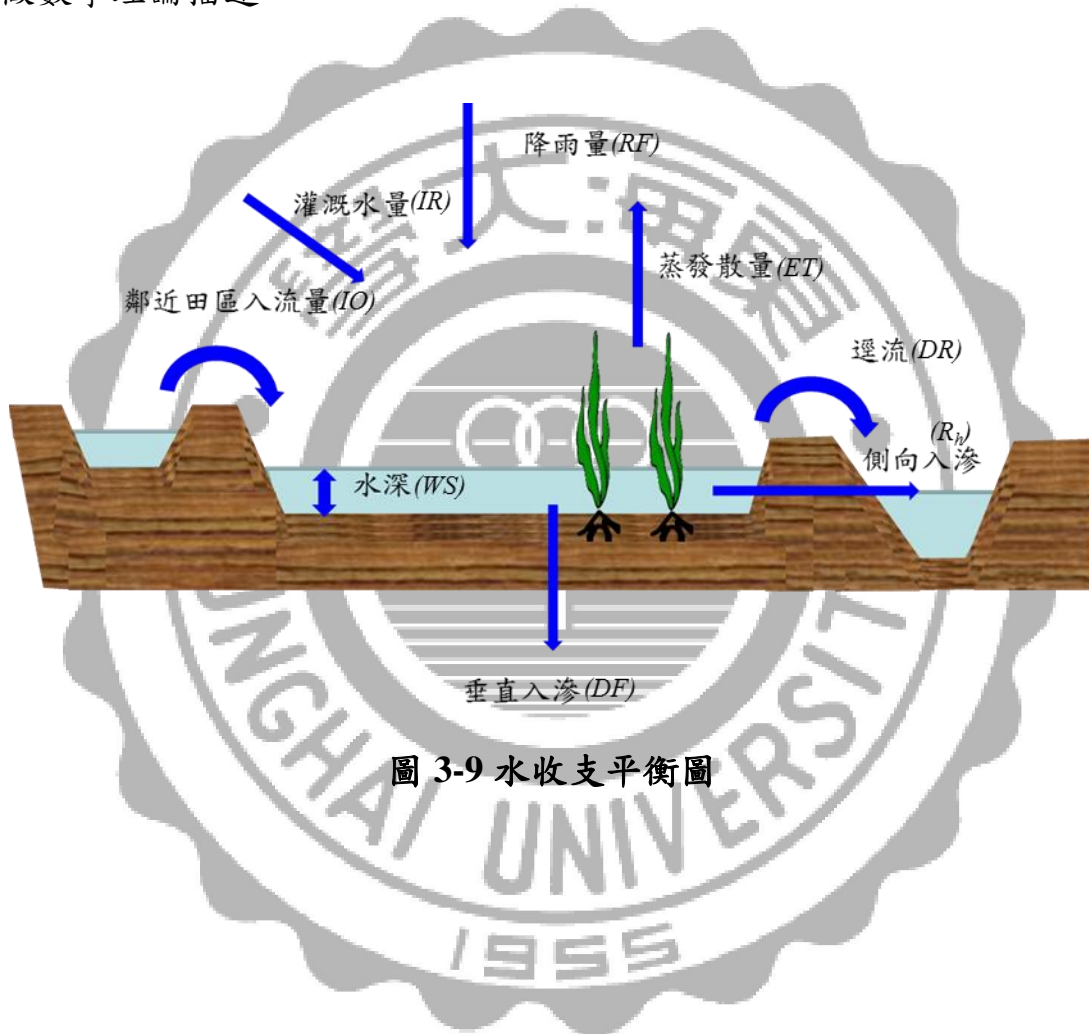
DR 為田區逕流量(mm/day)；

DF 為垂直入滲量(mm/day)；

R_h 為側向入滲(mm/day)；

i 為時間(day)。

側向入滲由於目前數據不足，暫不考慮。後續小節對系統各收支途徑做數學理論描述。



3.3.3.1 作物蒸發散量評估

蒸發散(evapotranspiration)是自然界水圈及大氣圈之間水分與能量流動的關係因子，受氣候、土壤、溫度等複雜因素影響，蒸發散量為水面蒸發、土壤蒸發、葉面蒸發、截留蒸發等所有蒸發量之總和。水氣蒸散於大氣中，空氣能容納多少水分子是視當時氣候條件而定，假設某種氣象條件下，水源持續發生蒸發散，此時充足水源供應下會產生最大蒸發散量，稱為潛勢能蒸發散(potential evapotranspiration)。關於潛勢能蒸發散量之估計，目前已發展許多的方法，根據國際糧農組織(FAO)於 1977 年建議使用 Modified Penman Method，其計算公式如下(3-7)式：

$$ET = \frac{0.408(R_n - G) + r \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + r(1 + 0.34u_2)} \quad (\text{式 3-7})$$

其中：

ET 為蒸發散量(mm/day)；

Δ 為氣壓曲線斜率(slope of vapor pressure curve)(kpa/°C)；

T 為平均溫度(°C)；

R_n 為淨輻射量(daily net radiation)(MJm⁻²day⁻¹)；

r 為溼度常數(psychrometric constant)(kpa/°C)；

G 為土壤熱通量(soil heat flux density)(MJm⁻²day⁻¹)；

u_2 為 2m 高所量測之風速(m/sec)；

$e_s - e_a$ 為飽和水氣壓力(saturation vapor pressure)；

露點水氣壓力差(actual vapor pressure)(kpa)。

田間以不受到土壤水分與養分的條件限制下，而土壤能提供充足之水分與養分，能讓作物產生最大生長和產能的潛能稱為作物蒸發散量以 ET_{corp} (mm/day)表示。因此必須考慮氣象因子與作物因子，氣象

因子以蒸發散量(ET)計算，作物因子以作物係數(Crop Coefficient， K_c)計算。作物蒸發散量以下式(3-8)表示：

$$ET_{corp} = K_c \times ET \quad (\text{式 3-8})$$

其中，作物係數(K_c)隨著作物各生長階段有所變化，評估作物生長情形可以藉由插秧後天數或是累積生育度數，其生育度數定義為在特定的生育期中，每日的平均溫度減基礎生長度數的總和(連宛渝，2000)。表 3-4 為對於水稻各生育時期相對應之作物係數，其為台灣地區實驗所得。

表 3-4 水稻各生育階段之 K_c 值與生育度數

累積生育度數(°C)	作物係數(K_c)		插秧後天數	生育階段
	一期作	二期作		
185	0.6	1	1~15	插秧期
381	1	1.3	16~30	分蘗初期
589	1.3	1.6	31~45	分蘗末期
808	1.5	1.7	46~60	抽穗開花初期
1032	1.5	1.6	61~75	抽穗開花末期
1259	1.4	1.4	76~90	成熟初期
1487	1.1	1	91~105	成熟中期
1715	0.6	0.5	106~120	成熟末期

資料來源：連宛渝，2000。

3.3.3.2 田區入滲量評估

Horton (1933)提出一個指數遞減公式計算水穿過土壤表面流進地下之過程，公式如下(3-9)式：

$$f(t) = f_c + (f_0 - f_c)e^{-kt} \quad (\text{式 3-9})$$

其中：

f 為入滲率(mm/day)；

f_0 為初始入滲率(mm/day)；

f_c 為穩定入滲率(mm/day)；

t 為時間(day)；

k 為遞減速率常數。

在考慮入滲時，Horton 公式僅和時間有關，但若應用在長期推估時，不甚方便，對於土壤入滲率回復的預估難以推算，因此本研究將 Horton 公式的時間項去掉，加入土壤水含量因子，根據 BAUER (1974) 採用公式如下：

$$f(t) = f_c + (f_0 - f_c) \left(\frac{S_s - S(t)}{S_s} \right) \quad (\text{式 3-10})$$

其中：

f 為入滲率(mm/day)；

f_0 為初始入滲率(mm/day)；

f_c 為穩定入滲率(mm/day)；

t 為時間(day)；

S_s 為飽和時土壤含水量(mm)；

$S(t)$ 為土壤水含量(mm)。

3.3.3.3 田區逕流流出量

田區逕流量指田區經由降雨和灌溉水灌溉經過時間的累積，田區水深超過田埂缺口高度，產生逕流流出量。因此田埂高度根據水稻田耕作時程，考慮作物生長階段之水量需求，適時調整田埂缺口高度。本研究之田埂高度參考甘俊二(2000)依據台灣傳統水稻一期稻作栽培之水深管理，如表 3-5 所示。其數學判斷式為 3-11 式：

$$\begin{aligned} & \text{if } WS_{i-1} + RF_i + IR_i + IO_i - ET_i - DF_i > H_i, \text{ then} \\ & DR_i = WS_{i-1} + RF_i + IR_i + IO_i - ET_i - DF_i - H_i \\ & \text{if } WS_{i-1} + RF_i + IR_i + IO_i - ET_i - DF_i < H_i, \text{ then} \\ & DR_i = 0 \end{aligned} \quad (\text{式 3-11})$$

其中：

DR 為田區逕流量(mm/day)；

WS 為田間累積水深(mm/day)；

RF 為降雨量(mm/day)；

IR 為灌溉水量(mm/day)；

IO 為鄰近田區入流量(mm/day)；

ET 為作物蒸發散量(mm/day)；

DF 為垂直入滲量(mm/day)；

H 為田埂缺口高度(mm)；

i 為時間(day)。

表 3-5 台灣傳統水稻淺水灌溉栽培水深管理

插秧後 日數	生長期	控制點	水深 (cm)	備註
1	成活期至分蘗期	保持存活	3~5	水深勿淹及葉身
6	成活期至分蘗期	更換秧苗，觀測 是否存活	3~5	排水口防止滲漏及田 埂防止滲漏
15	成活期至分蘗期	存活期過，秧苗 不得更換，水量 注意維持	3~5	防止土壤還原必須排 水，施第一次追肥(田 間保持淺水 0.5cm)
20	分蘗始期	壤土後五天淺水 灌溉	2~3	考慮水的蓄存不排水
38	有效分蘗終期	田間保持水深	0~3	施第二次追肥
40	幼穗分化期	光合作用三天後 水深灌溉	5	使用穗肥，並深水灌 溉至幼穗完成
55	幼穗形成終期	施用穗肥前要淺 水灌溉，之後第三 天深水灌溉至幼 穗完成	5~10	氮肥減少中斷，稻身 防止倒伏
67	孕穗期	抑制節間生長，酌 行濕潤灌溉	5~10	持續深水，灌溉期間 從抽穗開始至齊穗為 止
82	抽穗開花期	深水的控制	5~10	齊穗後水深減少
97	乳熟期至糊熟期	入糊熟期保持田 面的堅硬	2~3	齊穗後水深減少
110	黃熟期至完熟期	準備收割	2~3	可以準備停止灌溉
120	收割		0	排水收割，讓土壤風 化保持乾旱狀態

資料來源：甘俊二(2000)

3.3.3.4 重金屬質量傳輸途徑分析

農田引用河川與溝渠用水來灌溉，若灌溉水已受重金屬污染，進入土壤時會被土壤吸附，吸附量則考慮到灌溉水的濃度。先前已經考慮田區水量的流動，還需要再考慮重金屬質量流動，同樣地將農田視為一個系統，思考系統中重金屬流動途徑。如下圖 3-10 所示，流入量為降雨中重金屬、灌溉水重金屬質量；流出量為逕流重金屬質量、入滲重金屬質量。其數學計算式如下 3-12 式：

$$M_i = M_{i-1} + MIR_i + MIO_i + MRF_i - MDF_i - MDR_i \quad (\text{式 3-12})$$

$$MIR_i = C_{IR} \times IR_i$$

$$MIO_i = C_{IO} \times IO_i$$

$$MRF_i = C_{RF} \times RF_i$$

$$MDF_i = CS_i \times DF_i$$

$$MDR_i = CS_i \times DR_i$$

$$CS_i = (M_i + MIR_i + MIO_i + MRF_i) / (WS_i + IR_i + IO_i + RF_i)$$

其中：

M 為田中水重金屬質量(mg/day)；

MIR 為灌溉水重金屬質量(mg/day)；

MIO 為鄰近田區入流水重金屬質量(mg/day)；

MRF 為降雨中重金屬質量(mg/day)；

MDF 為入滲重金屬質量(mg/day)；

MDR 為逕流(排放水)重金屬質量(mg/day)；

C_{IR} 為灌溉水重金屬濃度(mg/L-day)；

C_{IO} 為鄰近田區入流水重金屬濃度(mg/L-day)；

C_{RF} 為降雨中重金屬濃度(mg/L-day)；

CS_i 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)；

i 為時間(day)。

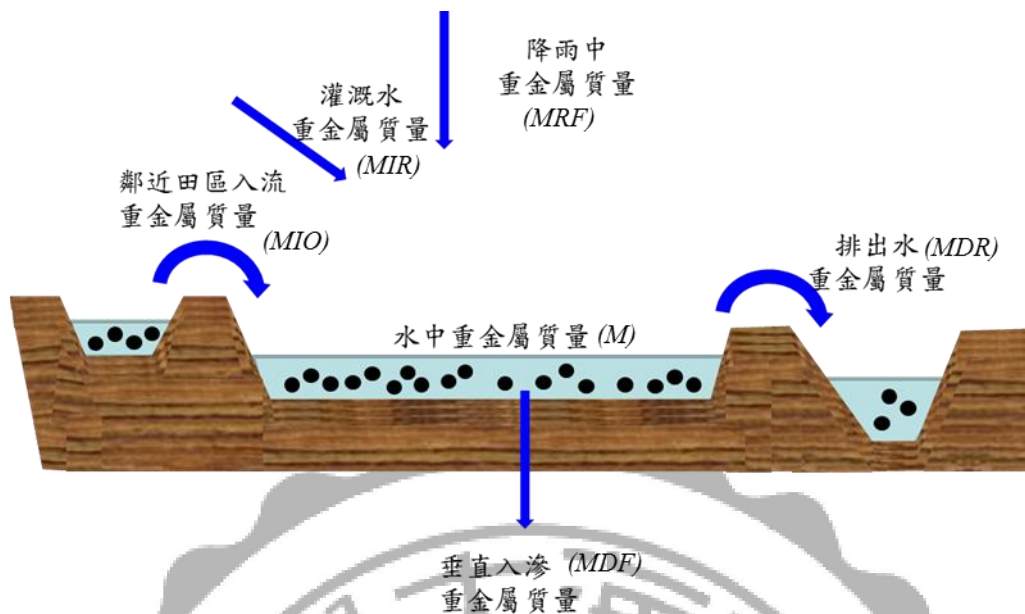


圖 3-10 重金屬質量傳輸途徑

3.3.4 土壤污染物之傳輸途徑分析

微量重金屬可作為植物或生物營養素，若長期累積，土壤重金屬上升，因此植物吸收重金屬增加；土壤水也可能溶出重金屬入滲至地下水。根據 Boekhold et al. (1991) 學者提出一個長時期推估土壤中重金屬模式，將土壤視為一個系統，分析重金屬入流與出流如下圖 3-11 所式。其數學計算是如下 3-13 式：

$$T_i = T_{i-1} + IN_i - P_i - J_i \quad (\text{式 3-13})$$

其中：

T 為土壤中重金屬總量(mg/kg-day)；

IN 為重金屬輸入量(mg/kg-day)；

P 為植物吸收重金屬量(mg/kg-day)；

J 為淋溶重金屬量(mg/kg-day)；

i 為時間(day)。

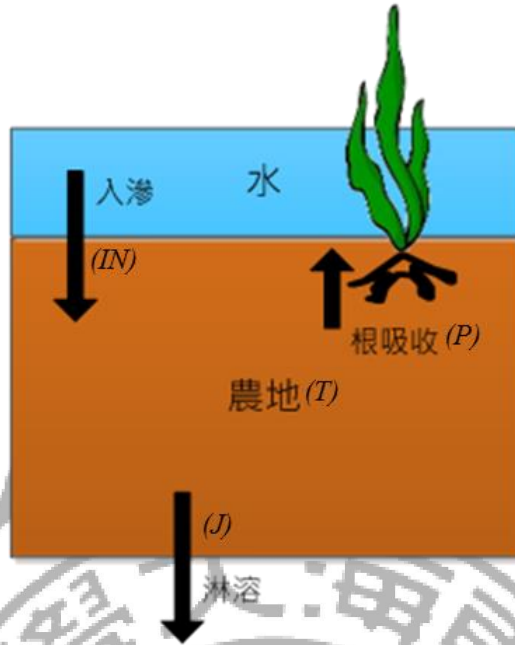


圖 3-11 土壤系統傳輸途徑

上述土壤系統之出流(P_i 與 J_i)的量都與土壤重金屬總量有關係(T_i)，因此我們必須將式 3-14 導向 T_i 的關係式，以下為此作推導。

土壤具有極高的表面積，能吸附重金屬污染物，一般量化吸附傾向的方式為在恆溫下，以足夠的時間讓污染物在不同濃度達吸附平衡後，分析其固相、液相與氣相之濃度，所以常用的等溫吸附曲線可分為 Langmuir 或是 Freundlich adsorption isotherms。本研究使用 Freundlich adsorption isotherms，其計算數學式如下 3-14 式：

$$q_i = k \times CS_i^n \quad (\text{式 3-14})$$

其中：

q 為土壤吸附重金屬量(mg/kg-day)；

CS_i 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)；

k 為 Freundlich 常數；

n 為經驗常數；

i 為時間(day)。

利用 Freundlich 吸附方程式表示 T_i (固相與液相總和)的關係式如下式 3-15：

$$T = \theta \cdot CS + \rho \cdot k \cdot CS^n \quad (\text{式 3-15})$$

其中：

θ 為土壤中水的單位體積容量(m^3/m^3)；

CS 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)；

ρ 為土壤密度(kg/m^3)；

k 為 Freundlich 常數；

n 為經驗常數。

當吸附量遠大於土壤溶液中的濃度，可以忽略 $\theta \cdot CS$ ，因此可以表示如下式 3-16 式：

$$CS = \left[\frac{T}{\rho k} \right]^{1/n} \quad (\text{式 3-16})$$

因此上述討論將土壤淋溶(leaching)作用表示數學式如下 3-17 式：

$$J_i = \frac{\theta \cdot DF_i \cdot CS_i}{l_p} = \frac{\theta DF_i}{l_p} \left[\frac{T_i}{k\rho} \right]^{1/n} \quad (\text{式 3-17})$$

其中：

J 為淋溶重金屬量(mg/kg-day)；

CS 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)；

θ 為土壤中水的單位體積容量(m^3/m^3)；

DF 為垂直入滲量(m/day)；

l_p 為作物耕層深度(m)；

ρ 為土壤密度(kg/m^3)；

T 為土壤中重金屬總量(mg/kg-day)；

k 為 Freundlich 常數；

n 為經驗常數；

i 為時間(day)。

作物中污染物濃度透過根部吸收，其表示為 T_i 的關係式如下 3-18 式：

$$P_i = k_2 \times T_i \quad (\text{式 3-18})$$

其中：

P 為作物吸收重金屬量(mg/kg-day)；

k_2 為作物-土壤生物濃縮因子(Plant-soil bioconcentration factor)；

T 為土壤中重金屬總量(mg/kg-day)；

i 為時間(day)。

其中 k_2 係數因土壤與植物種類不同而不同。

最後統整式 3-13、3-18、3-19，其計算式如下：

$$T_i = T_{i-1} + IN_i - k_2 \times T_i - \frac{\theta DF_i}{l_p} \left[\frac{T_i}{k\rho} \right]^{1/n} \quad (3-19)$$

3.4 不確定性分析

本研究主要利用蒙地卡羅抽樣進行參數不確定性分析，蒙地卡羅模擬是在已知數據之機率分布及相關參數時，產生亂數的一種方法，其機率分布類型常見有均勻分布(Uniform Distribution)、常態分佈(Normal Distribution)、Gamma、Beta 等機率分布，本研究假設參數之間統計獨立，機率分布為均勻分布，其分析流程以下做介紹。

1. 參數蒐集：本研究將所有使用的公式之參數進行蒐集。
2. 參數機率分布型式設定：本研究假設機率分布型式為 Uniform Distribution。
3. 隨機參數產生：在軟體中設定完各參數之機率分布型式，依據機率分布類型進行蒙地卡羅模擬，再所抽取的參數帶入模式中計算，即可得到一次的模擬結果，再重複 200 次。

4. 敏感度分析：將模擬結果進行敏感度分析，以瞭解各參數對土壤重金屬累積濃度之不確定性貢獻。



第四章 案例研討與結果

本模式模擬時由於現地狀況不易掌握，多項因素考量不夠周全，因此僅就以下假設條件進行模擬：

1. 由於沒有連續監測渠道水質，因此本模式渠道水中重金屬濃度假設為 1.36mg/L(此濃度為監測一天之數值)，此濃度作為灌溉廢水濃度。
2. 農地種植作物大部分為水稻，少許農地種植其他作物，因此本研究假設所有農地均為種植水稻。
3. 本研究污染源為電鍍廠，因此假設沒有空氣污染源。
4. 假設所有農地均為坵質壤土
5. 本研究假設水入滲方向為垂直入滲，無橫向入滲之狀況。
6. 不確定參數之敏感度分析時，利用蒙地卡羅法抽樣，在本研究中其參數之機率分布類型均假設為 Uniform Distribution。

4.1 埔心鄉背景概述

I. 土系條件

彰化縣土壤分析如表 4-1，其中以粘板岩老沖積土為埔心鄉之主要土壤。此類土壤為臺灣地區之主要耕地土壤，主要分布於臺灣西部，彰化平原是由中央山脈之粘板岩物質經河流沖積而生成的。底土為中至細質土，排水情形不完全。土壤反應為中鹼至微鹼性。適宜種植水稻。

埔心鄉土系分為二林系與員林系，員林系是微鹼性粘板岩老沖積物沉積而成之含有石灰結核之排水不安全沖積土。其質地剖面為上層底土之質地以坵質壤土為主，下層底土之質地以砂質壤土至壤質細砂土為主。二林系與員林系質地剖面不同，全剖面均以坵質壤土為主。員林系土壤遍布於彰化沖積平原，分佈面積相當大，大部份均被利用

於種植水稻，為農業生產重要土系，本系土型共有砂質壤土、壤土、
粉質壤土及粉質粘壤土，而以粉質壤土為主要土型。因此本研究假設
樣區為粉質壤土。



表 4-1 彰化縣土壤分布與特性

土壤	面積(公頃)	主要分布鄉鎮	特性
砂頁岩及粘板岩混合沖積土	10,300	彰化、和美、線西、伸港、芬園	底土質地適中，但排水情形不完全。土壤反應微酸至中性，透水性適中，灌溉流失量少。適宜種植水稻，早期適宜於裡作旱作物。
粘板岩新沖積土	15,241	溪湖、埤頭、大村、竹塘、田中、二水、二林	多屬粗地質，排水過剩至不完全。土壤反應為微鹼至中鹼，生產力頗低。
粘板岩老沖積土	51,961	永靖、二林、鹿港、員林、秀水、大城、福興、芳苑、花壇、社頭、北斗、埔心	底土為中至細質土，排水情形不完全。土壤反應為中鹼至微鹼性。適宜種植水稻。
砂頁岩新沖積土	227	彰化、花壇等鄉鎮山坡地範圍	分布於八卦山脈間谷底野溪兩旁，土壤質地相差很大。多利用為稻田及果園。
石質土	46	花壇之山坡地範圍	有機質含量高，養份含量多。分布於地勢陡峻地位，土壤不易攷定。作農用時，水土保持為一大問題。
崩積土	2131	彰化、花壇、員林等鄉鎮山坡地範圍	淋溶作用強，土壤反應值偏酸，屬較貧瘠之土壤。本類土壤利用時，水土保持應列為首要工作，否則土壤及養分易於流失殆盡。

資料來源：彰化縣埔心鄉新館社區農村再生計畫(2011)

II. 埔心鄉灌排系統

埔心鄉主要以農業為主，在灌溉資源上有一大排(員林大排)及四條的灌溉排水系統(陳厝厝排水、埔心排水、東溝排水及羅厝排水)。樣區位於二重段上，其灌排系統以柳仔溝左岸為區域。灌溉水源以八堡一圳補注入員林大排水，再由柳仔溝南岸抽水站抽取地面迴歸水至柳仔溝圳，如下圖 4-1 所示。

III. 作物與輪灌方式

研究須了解農田灌溉需水量與調配用水，如逢一期作春耕時會遭遇乾早期，必須有輪灌公告分送各站，實施輪流灌溉，以往採用為大區輪灌制，由上述第參節討論水源為八堡一圳，因此如下表 4-2，4-3 所示，需查看八堡一圳通水時間，濁水溪系統分為二大輪區，擬採用四、六制，荊仔埤圳系統編在第一大輪區四天；八堡圳系統在第二大輪區六天，其中八堡圳又分一圳、二圳，一圳定三天八小時，二圳定兩天十六小時。中部地區的水田為兩期作田，第一期作灌期自每年 2 月中旬至 7 月中旬；第二期作灌期為每年 7 月下旬至 11 月中旬左右。農作物方面以種植水稻為主，經濟作物如葡萄、蕃石榴、蔬菜。本研究少部分農地有種植經濟作物如葡萄、香蕉，由於經濟作物的參數難以收集，因此假設樣區中的農田皆種植水稻。

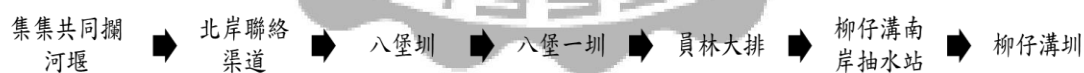


圖 4-1 二重段灌溉系統

表 4-2 103 年第 1 期作濁水溪系統灌區

區別	第 1 大區		第 2 大區			
圳別	荊仔埤圳		同源圳、八堡一圳			
輪灌區域	荊仔埤圳，包括：永基、深耕、菁埔等圳		同源圳、八堡一圳，包括：頭汴埤		八堡二圳，包括：泉成圳、挖子圳及舊濁水溪北岸灌區	
通水時間	自初日上午 8 時起 至訖日上午 8 時止 共計 4 天		自初日上午 8 時起 至訖日下午 4 時止 共計 3 天 8 小時		自初日下午 4 時起 至訖日上午 8 時止 共計 2 天 16 小時	
輪次	1	2	3	4	5	6
	1 月 6 日	1 月 10 日	1 月 10 日	1 月 13 日	1 月 13 日	1 月 16 日
	1 月 16 日	1 月 20 日	1 月 20 日	1 月 23 日	1 月 23 日	1 月 26 日
	1 月 26 日	1 月 30 日	1 月 30 日	2 月 2 日	2 月 2 日	2 月 5 日
	2 月 5 日	2 月 9 日	2 月 9 日	2 月 12 日	2 月 12 日	2 月 15 日
	2 月 15 日	2 月 19 日	2 月 19 日	2 月 22 日	2 月 22 日	2 月 25 日
	2 月 25 日	3 月 1 日	3 月 1 日	3 月 4 日	3 月 4 日	3 月 7 日
	3 月 7 日	3 月 11 日	3 月 11 日	3 月 14 日	3 月 14 日	3 月 17 日
	3 月 17 日	3 月 21 日	3 月 21 日	3 月 24 日	3 月 24 日	3 月 27 日
	3 月 27 日	3 月 31 日	3 月 31 日	4 月 3 日	4 月 3 日	4 月 6 日
	4 月 6 日	4 月 10 日	4 月 10 日	4 月 13 日	4 月 13 日	4 月 16 日
	4 月 16 日	4 月 20 日	4 月 20 日	4 月 23 日	4 月 23 日	4 月 26 日
	4 月 26 日	4 月 30 日	4 月 30 日	5 月 3 日	5 月 3 日	5 月 6 日
	5 月 6 日	5 月 10 日	5 月 10 日	5 月 13 日	5 月 13 日	5 月 26 日
	5 月 16 日	5 月 20 日	5 月 20 日	5 月 23 日	5 月 23 日	5 月 26 日
	5 月 26 日	5 月 30 日	5 月 30 日	6 月 2 日	6 月 2 日	6 月 5 日
	6 月 5 日	6 月 9 日	6 月 9 日	6 月 12 日	6 月 12 日	6 月 15 日
	6 月 15 日	6 月 19 日	6 月 19 日	6 月 22 日	6 月 22 日	6 月 25 日

資料來源：台灣彰化農田水利會(2013)

表 4-3 103 年第 2 期作濁水溪系統灌區

區別	第 1 大區		第 2 大區			
圳別	荊仔埤圳		同源圳、八堡一圳			
輪灌區域	荊仔埤圳，包括：永基、深耕、菁埔等圳		同源圳、八堡一圳，包括：頭汴埤		八堡二圳，包括：泉成圳、挖子圳及舊濁水溪北岸灌區	
通水時間	自初日上午 8 時起 至訖日上午 8 時止 共計 4 天		自初日上午 8 時起 至訖日下午 4 時止 共計 3 天 8 小時		自初日下午 4 時起 至訖日上午 8 時止 共計 2 天 16 小時	
輪次	1	2	3	4	5	6
	6 月 25 日	6 月 29 日	6 月 29 日	7 月 2 日	7 月 2 日	7 月 5 日
	7 月 5 日	7 月 9 日	7 月 9 日	7 月 12 日	7 月 12 日	7 月 15 日
	7 月 15 日	7 月 19 日	7 月 19 日	7 月 22 日	7 月 22 日	7 月 25 日
	7 月 25 日	7 月 29 日	7 月 29 日	8 月 1 日	8 月 1 日	8 月 4 日
	8 月 4 日	8 月 8 日	8 月 8 日	8 月 11 日	8 月 11 日	8 月 14 日
	8 月 14 日	8 月 18 日	8 月 18 日	8 月 21 日	8 月 21 日	8 月 24 日
	8 月 24 日	8 月 28 日	8 月 28 日	8 月 31 日	8 月 31 日	9 月 3 日
	9 月 3 日	9 月 7 日	9 月 7 日	9 月 10 日	9 月 10 日	9 月 13 日
	9 月 13 日	9 月 17 日	9 月 17 日	9 月 20 日	9 月 20 日	9 月 23 日
	9 月 23 日	9 月 27 日	9 月 27 日	9 月 30 日	9 月 30 日	10 月 3 日
	10 月 3 日	10 月 7 日	10 月 7 日	10 月 10 日	10 月 10 日	10 月 13 日
	10 月 13 日	10 月 17 日	10 月 17 日	10 月 20 日	10 月 20 日	10 月 23 日
	10 月 23 日	10 月 27 日	10 月 27 日	10 月 30 日	10 月 30 日	11 月 2 日
	11 月 2 日	11 月 6 日	11 月 6 日	11 月 9 日	11 月 9 日	11 月 12 日
	11 月 12 日	11 月 16 日	11 月 16 日	11 月 19 日	11 月 19 日	11 月 22 日

資料來源：台灣彰化農田水利會(2013)

4.2 研究樣區

I. 農地引灌水源型式

本研究樣區位於彰化縣埔心鄉二重村瑤鳳路三段上之農地，由圖 4-2 所示，樣區農地引水灌溉主要分為四類：直接引灌式、串聯引灌式、複合式與其他類型。其中直接引灌指直接引入渠道水灌溉；串聯引灌是由鄰近直接引灌式農田多餘的水灌溉；複合式是指同一農田有兩種引水型式；其他類型則是利用抽水馬達抽取地下水灌溉。由於有些農田種植作物無須大量引水，像是果樹或林木，此類型無須引用灌溉渠道或地下水灌溉，期水源可能來自降雨與人為灌溉，因此沒有明顯出入水口，其他水稻田都有明顯出入水口。

II. 工廠與灌排系統概述

樣區附近有間電鍍工廠，主要電鍍製程為裝飾性電鍍程序，其工廠產品主要為大型家具、五金電鍍、零件表面處理及各式零組件電鍍，所產生之污染物類型為重金屬鉻與鎳，因此本研究以鉻作為研究範例。電鍍工廠北側為柳仔溝左岸五分線，此溝渠主要為下游農地之引灌水源，此外農民另自設地下水井作為第二引灌水源；西側為二重溝第二排水支線，此溝渠做為農地之排水水路。灌溉引自柳仔溝左岸五分線之農地有五十三塊，其中九塊已被公告為列管重金屬污染農地，農地將進行編號，以方便後續研究分析。

III. 樣區灌溉水流向

樣區灌溉水流向在本研究體現水體傳輸至土壤之途徑關係，因此經過實際田野調查，其田間水系流向如下圖 4-2 所示。樣區灌溉用水來源主要為渠道水及抽取地下水使用為主，先前第壹節討論，直接引灌式是引自柳仔溝左岸五分線的水源；由於水流流向主要為東往西，南往北，因此西側農田以串聯引灌式，排入二重溝第二排水支線。

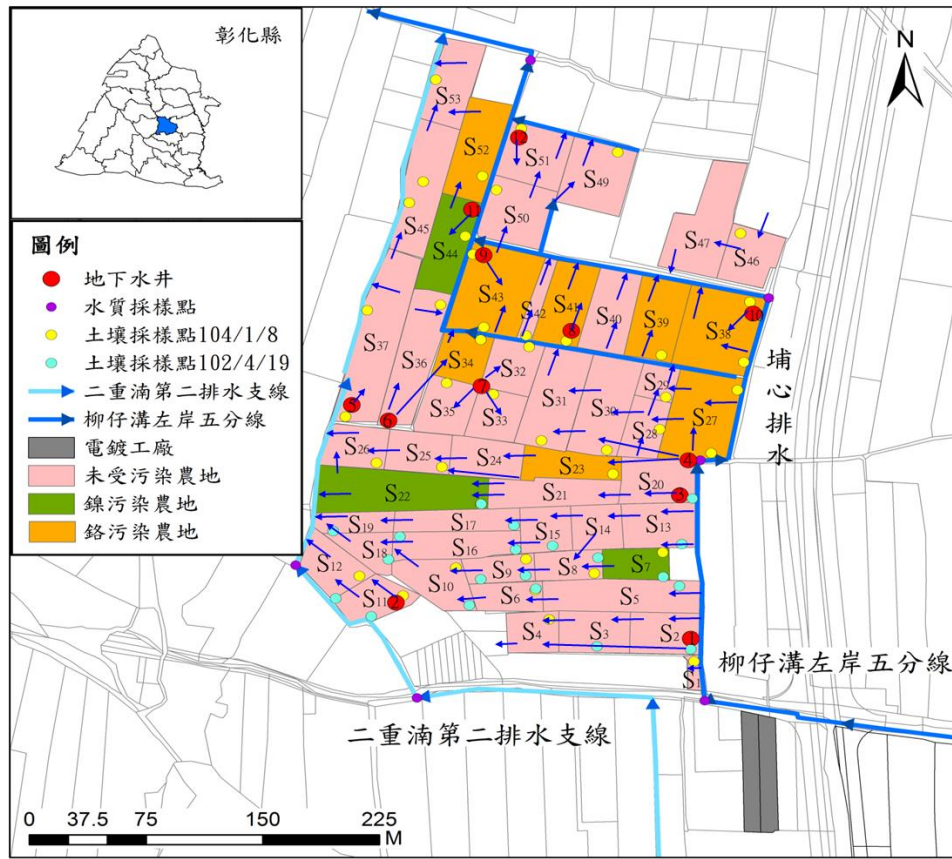


圖 4-2 研究樣區

4.3 模式基本資料

本研究農田以水稻為主要之耕種作物，為二期稻作，其耕作時程可分為秧田、浸田、整田、本田四個時期。第一期稻作播種時間為2月1日至2月25日，浸田用水期間為2月26日至3月22日，整田用水期間為2月28日至3月24日，插秧用水期間為3月1日至3月25日，本田灌溉期間為3月1日至7月23日；第二期作水稻播種時間為7月9日至7月28日，浸田用水期間為7月12日至7月31日，整田用水期為7月23日至8月11日，插秧用水期間為7月24日至8月12日，本田灌溉期間為7月24日至11月30日。上述說明水稻生長所具備的四個用水時期，再配合彰化農田水利會公告之引水灌溉日程，本研究以表 4-2、4-3 作為引水灌溉日程。

本研究以系統動力學軟體 Vensim 模擬，演算的時間單位為日，試模擬之重金屬為鉻，如圖 4-3 為單一農田系統架構圖。模擬時間為 102 年 1 月 1 日至 103 年 12 月 31 日為期兩年，其中模擬方式則以 102 年 1 月 1 日當作土壤鉻濃度背景，模擬至 103 年 12 月 31 日，並比較 104 年 1 月 8 日的土壤鉻實測值。本模式在水量系統(橘色系統)中，演算順序為灌溉水量+降雨量+田間水量，先給植物吸收與入滲使用，多餘的水量則經由田埂缺口流出至其他農田或是排水溝渠。入滲至土壤的鉻則用來演算土壤吸附重金屬濃度(黃色系統)，土壤中鉻濃度則用來計算水稻吸收鉻濃度與入滲致地下水濃度。

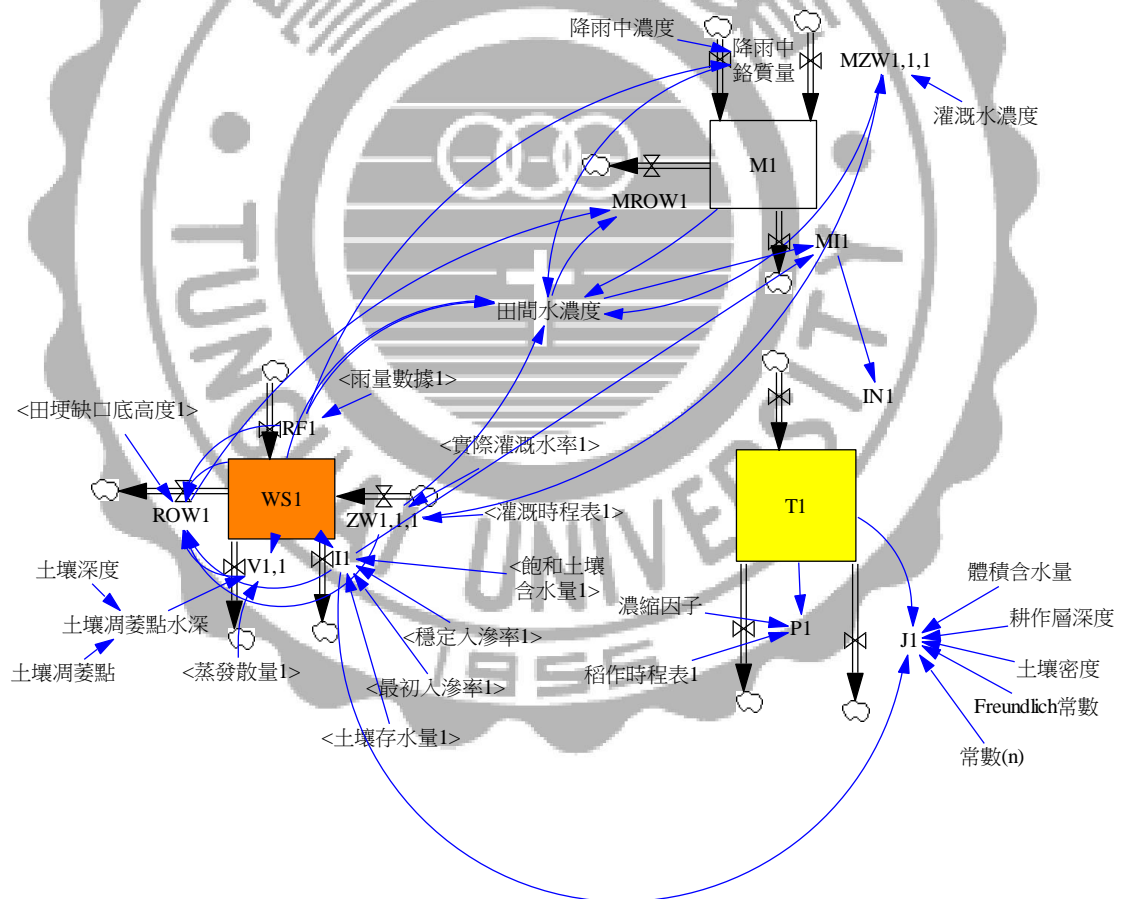


圖 4-3 單一農田架構圖

在系統動力學中界定兩個因子的正、負因果關係後會形成因果鏈。當眾多因果鏈連結成串形成環狀的因果鏈時，稱為因果迴路，然而會產生反饋現象。其中反饋又分為正反饋迴路、負反饋迴路。標示正反饋迴路在中央標示正號；負反饋迴路則為負號。如圖 4-4 所示，迴路 C： $ROW_1 - S_1 - V_{1,1} - ROW_1$ ；迴路 E： $ROW_1 - S_1 - I_1 - ROW_1$ 屬於正反饋迴路，因此會使因子的值不斷增加或減少，所以稱之「自我增強迴路」；迴路 A： $S_1 - I_1 - S_1$ ；迴路 B： $S_1 - V_{1,1} - S_1$ ；迴路 D： $ROW_1 - S_1 - ROW_1$ ；迴路 F： $M_1 - MI_1 - M_1$ ；迴路 G： $M_1 - \text{田間水濃度} - MI_1 - M_1$ ；迴路 H： $MROW_1 - M_1 - \text{田間水濃度} - MROW_1$ ；迴路 I： $MROW_1 - M_1 - MROW_1$ ；迴路 J： $T_1 - P_1 - T_1$ ；迴路 K： $T_1 - J_1 - T_1$ 屬於負反饋迴路，因此會使因子的值在一段時間以後趨於穩定，所以稱之「自我控制迴路」。

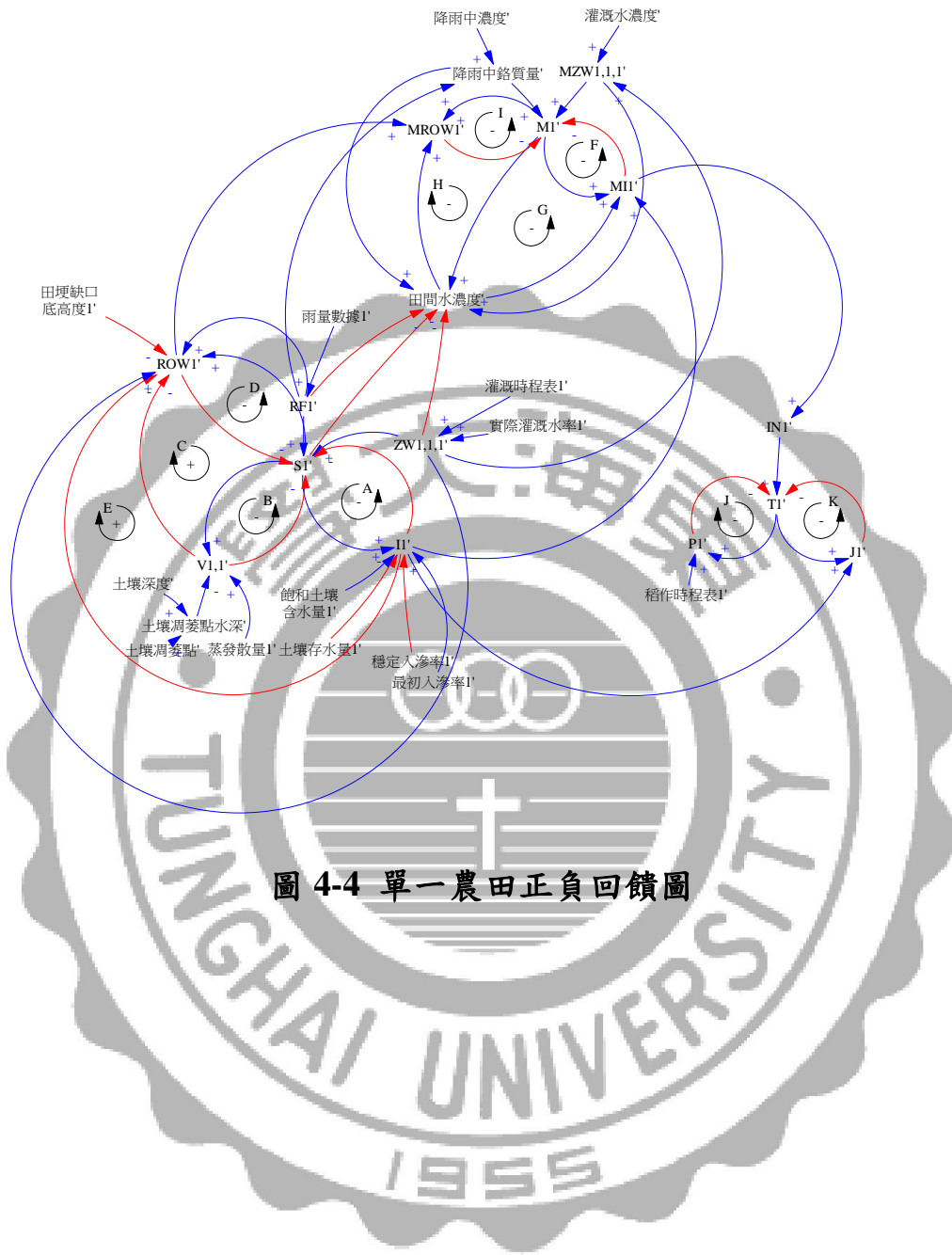


圖 4-4 單一農田正負回饋圖

4.4 水系統動力模式建置

根據 3.3.3 節討論水體污染物之傳輸途徑分析，計算之數學模型如下式 4-1 所示。根據方程式其系統動力模式建置如下圖 4-5 所示，以下會針對圖中之灌溉水($ZW_{1,1,1}$)、降雨量(RF_1)、入滲量(I_1)、蒸發散量($V_{1,1}$)與逕流量(RO_{w1})中之數學模式所使用之參數資料做說明。藉由此水系統動力模式所模擬之每日田間除蓄水量之結果，如圖 4-6 所示，圖中橫軸為時間(day)，縱軸為田間儲蓄水量(m^3)。

$$WS_1 = RF_1 + ZW_{1,1,1} - I_1 - V_{1,1} - RO_{w1} \quad (\text{式 4-1})$$

其中：

WS_1 為田間累積水量(m^3/day)；

RF_1 為降雨量(m^3/day)；

$ZW_{1,1,1}$ 為灌溉水量(m^3/day)；

I_1 原為入滲率(mm/day)需再轉換單位為 m^3/day ；

$V_{1,1}$ 為作物蒸發散量(m^3/day)；

RO_{w1} 為田區逕流量(m^3/day)。

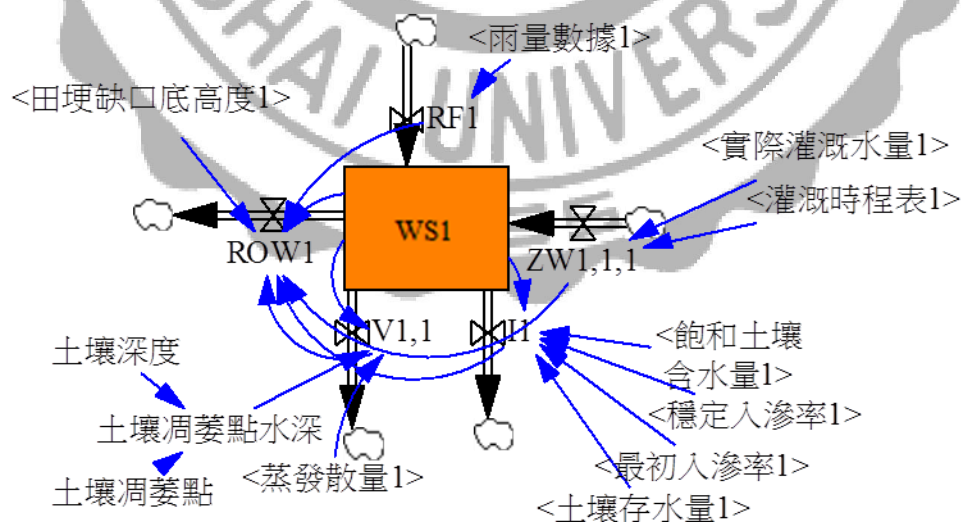


圖 4-5 S_1 水量系統動力模式

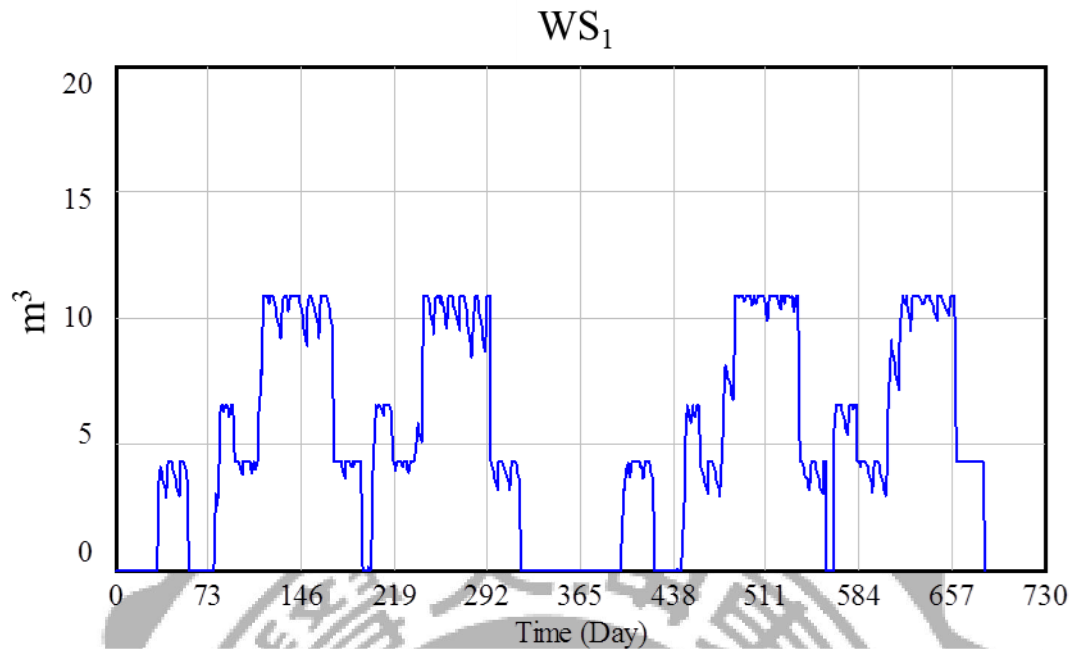


圖 4-6 S₁ 田間儲蓄水量結果

I. 灌溉水量

本研究計算灌溉水量以下式 4-2，其中實際灌溉水量是由農田水利會聯合會之統計資料如下表 4-4，彰化單位面積實際水量為 $3.07 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{yr}$ ，因此在本研究需再乘上農地面積才是實際灌溉水量。藉由此計算式輸入水系統動力模式，其每日灌溉水量之結果，如圖 4-7 所示。

另外灌溉水量須配合灌溉時程表進行灌溉，其時程為先前討論之表 4-2、4-3。表中若當天需要灌溉其值為 1，若不需要灌溉則值為 0。

$$ZW_{1,1,1} = (\text{實際灌溉水量}/365) \times \text{Area} \times \text{灌溉時程表} \quad (\text{式 4-2})$$

其中：

$ZW_{1,1,1}$ 為灌溉水量 (m^3/day)；

實際灌溉水量為 $3.07(\text{m}/\text{year})$ ；

灌溉時程表(若有灌溉為 1，否則為 0)；

Area 為農地面積 (m^2)。

表 4-4 彰化地區灌溉用水量

水利會	灌區面積 (ha)	計畫用水量 ($10^4 \text{ m}^3/\text{yr}$)	實際用水量 ($10^4 \text{ m}^3/\text{yr}$)	單位面積 計畫水量 ($10^4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{yr}$)	單位面積 實際水量 ($10^4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{yr}$)
彰化	46,631	255,276	143,070	5.47	3.07

資料來源：農田水利會聯合會，2010

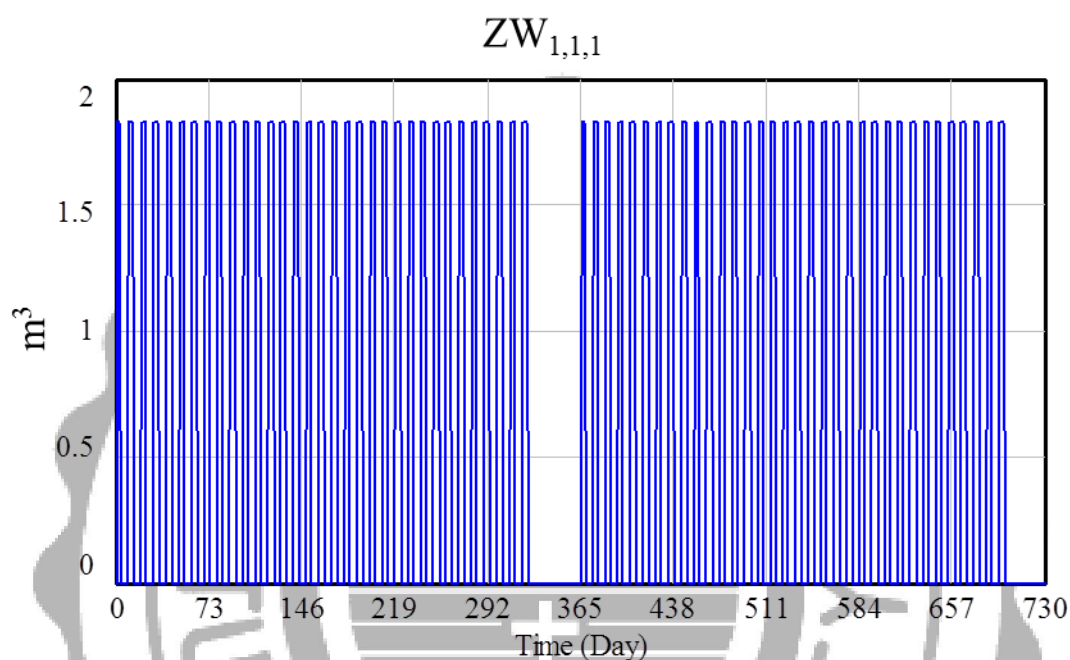


圖 4-7 S₁ 每日灌溉水量結果

II. 降雨量

本研究模擬時間為兩年，因此收集 2013 年 1 月 1 日至 2014 年 12 月 31 日之降雨量，如下圖 4-8 所示。

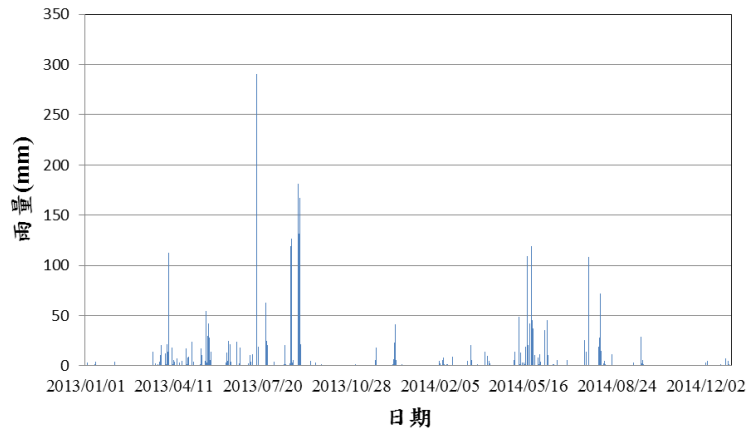
$$RF_1 = \text{雨量數據} \times 0.001 \times \text{Area} \quad (\text{式 4-3})$$

其中：

RF_1 為降雨量(m^3/day)；

雨量數據為下圖 4-7 單位為 mm/day ；

Area 為農地面積(m^2)。



資料來源：行政院環境保護署－空氣品質監測網彰化站

圖 4-8 彰化氣象站雨量直條圖

III. 入滲量

入滲量考慮之參數需要田間實測資料，因缺乏實際測量，故其數值參考吳瑞賢(1996)學者之研究，如下表 4-5。在現實狀況中，農田中有水才會發生入滲量，因此模式計算入滲量之判斷式如下 4-4 式。藉由此計算式輸入水系統動力模式，其每日入滲水量之結果，如圖 4-9 所示。

$$\text{if } S_1 \leq I_1, \text{ then } I_1 = S_1, \text{ else } I_1 = [f_c + (f_0 - f_c) \left(\frac{S_s - S(t)}{S_s} \right)] \times 0.001 \times \text{Area} \quad (\text{式 4-4})$$

其中：

WS_1 為田間累積水量(m^3/day)；

I_1 原為入滲率(mm/day)需再轉換單位為 m^3/day ；

f_0 為初始入滲率(mm/day)；

f_c 為穩定入滲率(mm/day)；

t 為時間(day)；

S_s 為飽和時土壤含水量(mm)；

$S(t)$ 為土壤水含量(mm)；

Area 為農地面積(m^2)。

表 4-5 入滲公式參數值

參數	數值	參考資料
f_0	1440(mm)	吳瑞賢等，1996
f_c	1.1(mm)	吳瑞賢等，1996
k	0.644	吳瑞賢等，1996
S_s	93.1(mm)	吳瑞賢等，1996
$S(t) = f_c(1 - e^{-0.644t})$	-	吳瑞賢等，1996

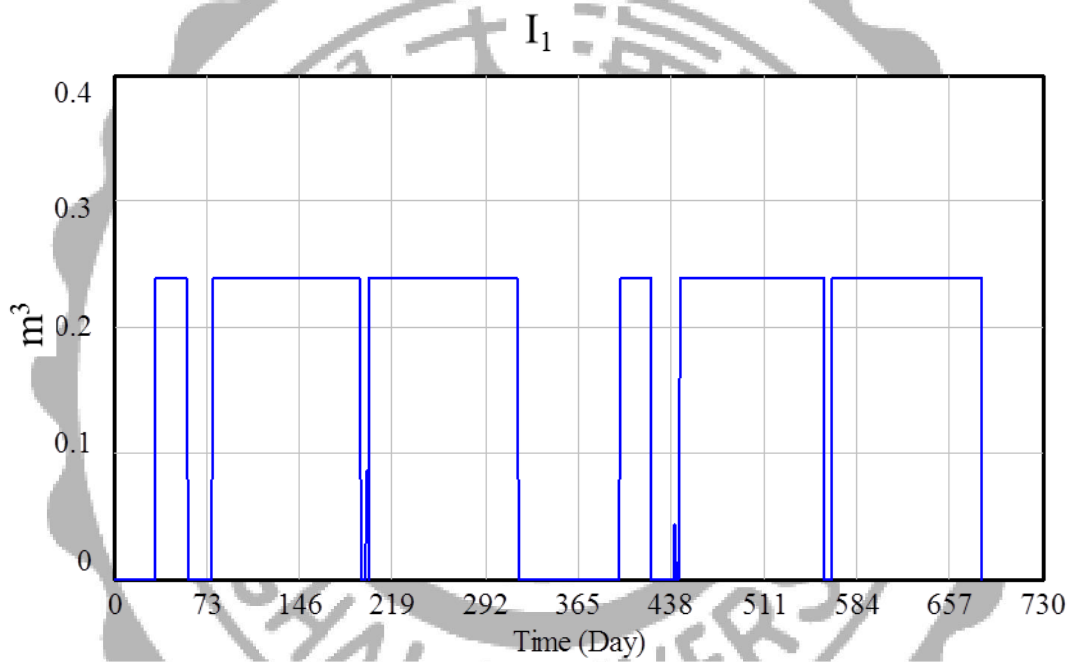


圖 4-9 S_1 每日入滲水量

IV. 蒸發散量

本研究對於蒸發散量之計算部分如下式 4-5，其中以土壤凋萎點作為蒸發散量判斷的門檻值，其意旨植物根部無法再吸收水份之含水量來做判斷。藉由此計算式輸入水系統動力模式，其每日蒸發散量之結果，如圖 4-10 所示。

$$\begin{aligned} & \text{if } WS_1 \leq \text{土壤凋萎點水深} \times 0.001 \times \text{Area}, \text{ then } V_{1,1} = 0, \\ & \text{else } V_{1,1} = ET_{corp} \times 0.001 \times \text{Area} (ET_{corp} \text{ 參考式 3-8}) \end{aligned} \quad (\text{式 4-5})$$

$$\text{土壤凋萎點水深} = \text{土壤深度} \times \text{土壤凋萎點} \quad (\text{式 4-6})$$

其中：

$V_{1,1}$ 為作物蒸發散量(m^3/day)；

土壤深度為 300(mm)；

土壤凋萎點為 0.1(鄭明昇，2007)。

Area 為農地面積(m^2)。

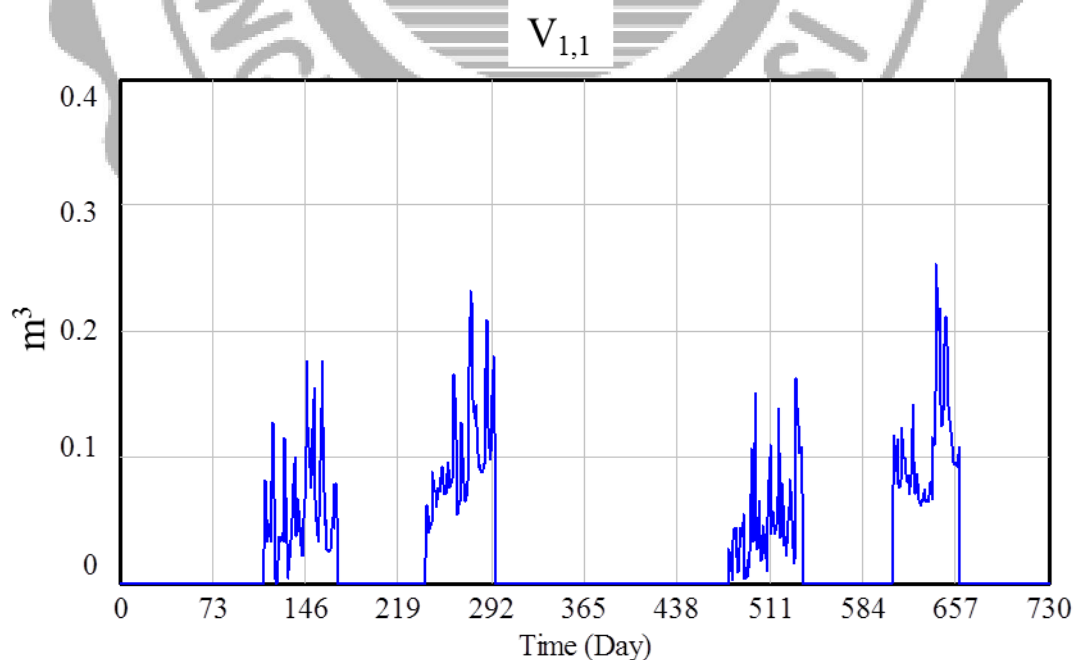


圖 4-10 S₁ 每日蒸發散量

V. 逕流量

本研究假設當天總進水量加上原本田間蓄水水量減掉作物蒸發散量及入滲量後之田間貯蓄水深，高於田埂高度，此時會產生田區逕流。由於田埂缺口大小、流速會影響流量大小，但為了初步建立方法論，因此不考慮缺口大小與流量關係，其數學判斷式為 4-7 式。藉由此計算式輸入水系統動力模式，其每日逕流量之結果，如圖 4-11 所示。

if $WS_1 + RF_1 + ZW_{1,1,1} - V_{1,1} - I_1 \leq \text{田埂缺口高度} \times 0.01 \times \text{Area}$,

then $RO_{w1} = 0$, else

$$RO_{w1} = WS_1 + RF_1 + ZW_{1,1,1} - V_{1,1} - I_1 - (\text{田埂缺口高度} \times 0.01 \times \text{Area}) \quad \text{(式 4-7)}$$

其中：

RO_{w1} 為田區逕流量(m^3/day)；

WS_1 為田間累積水量(m^3/day)；

RF_1 為降雨量(m^3/day)；

$ZW_{1,1,1}$ 為灌溉水量(m^3/day)；

$V_{1,1}$ 為作物蒸發散量(m^3/day)；

I_1 為垂直入滲量(m^3/day)；

田埂缺口高度參考表 3-5，單位為 cm；

Area 為農地面積(m^2)。

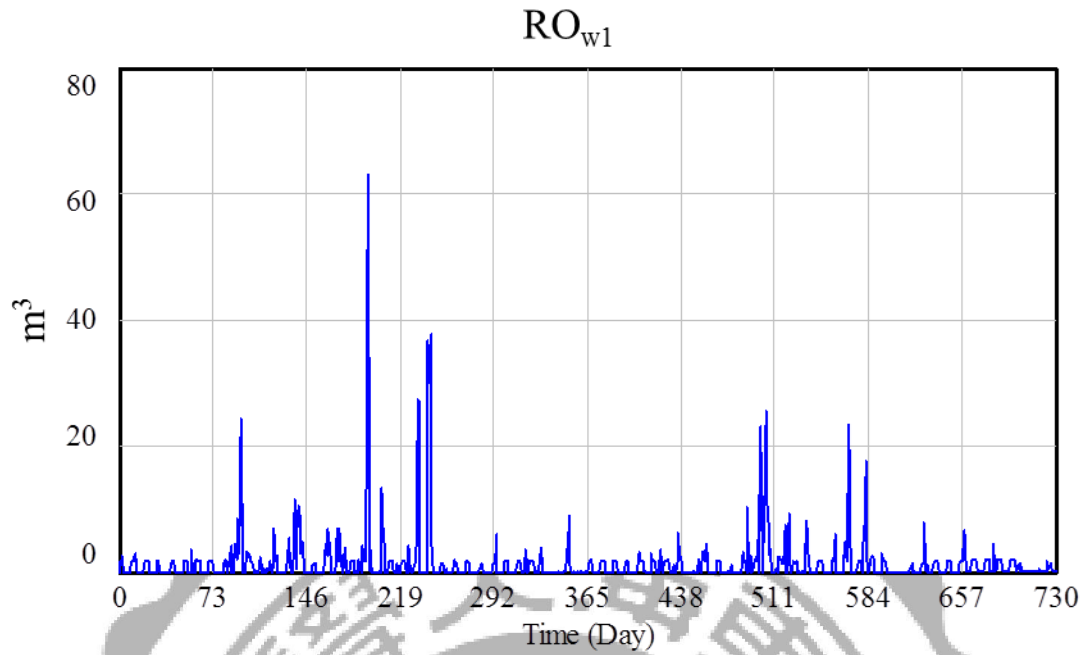


圖 4-11 S_1 每日逕流量

4.4.1 重金屬質量系統動力模式建置

根據 3.3.3.4 節討論重金屬質量之傳輸途徑分析，計算數學模型如下式 4-8。根據此方程式，其系統動力模式建置如下圖 4-12 所示，以下會針對圖中之灌溉水重金屬質量($M_{ZW1,1,1}$)、降雨中重金屬質量(M_{RF1})、入滲重金屬質量(M_{I1})與逕流重金屬質量(M_{ROW1})中之數學模式所使用之參數資料做說明。藉由此重金屬質量系統動力模式所模擬之每日田間水重金屬質量之結果，如圖 4-13 所示。

$$M_1 = M_{RF1} + M_{ZW1,1,1} - M_{I1} - M_{ROW1} \quad (\text{式 4-8})$$

其中：

M_1 為田間水重金屬質量(mg/day)；

M_{RF1} 為降雨中重金屬質量(mg/day)；

$M_{ZW1,1,1}$ 為灌溉水中金屬質量(mg/day)；

M_{I1} 為入滲重金屬質量(mg/day)；

M_{ROW1} 為逕流重金屬質量(mg/day)。

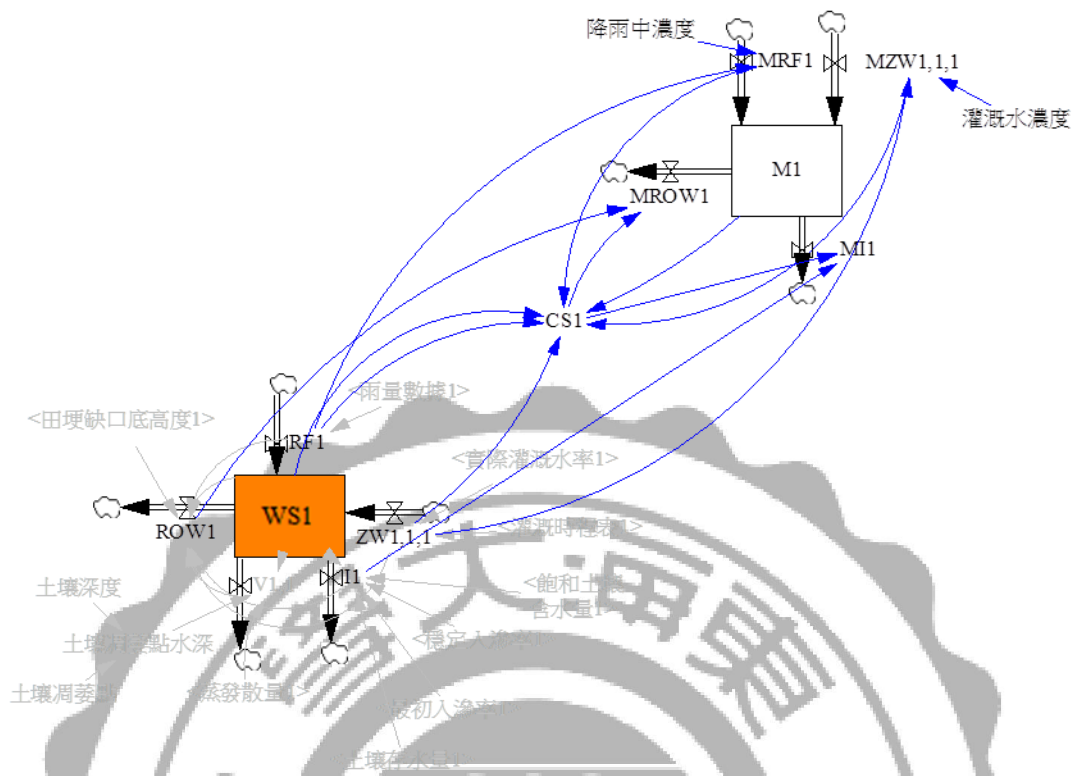


圖 4-12 S₁ 重金屬質量系統動力圖

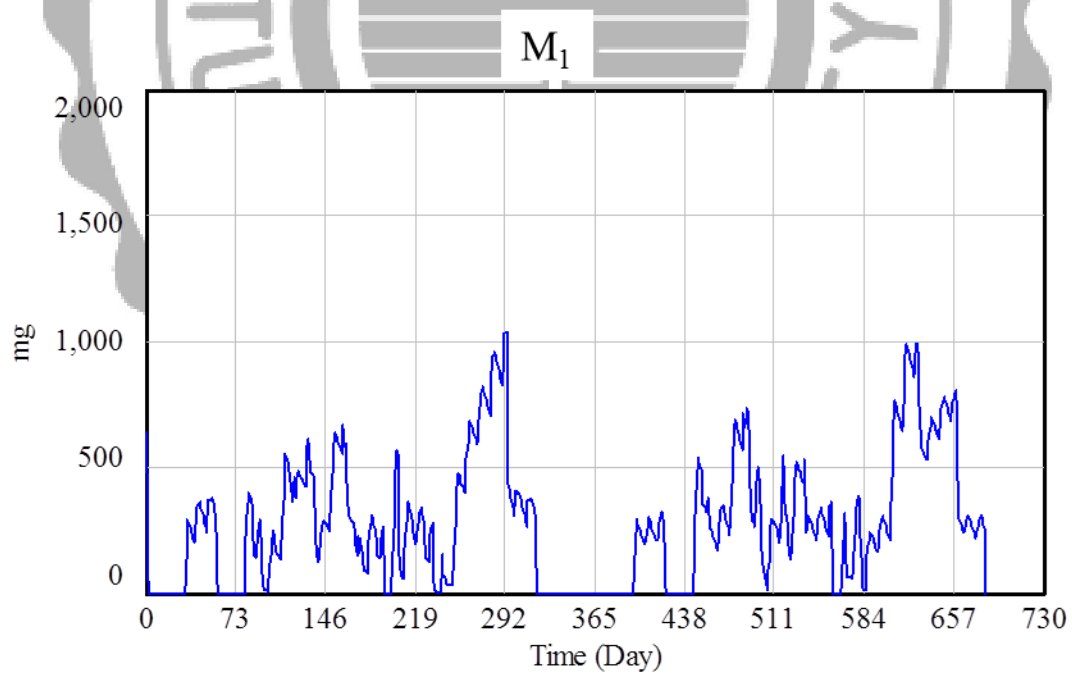


圖 4-13 S₁ 每日田間水重金屬質量結果

I. 灌溉水重金屬質量

本研究計算灌溉水重金屬質量以下式 4-9，其中 $ZW_{1,1,1}$ 為 4.4 之 I 節所討論的灌溉水量；另外灌溉廢水濃度則是實際監測重金屬濃度。藉由此計算式輸入重金屬質量系統動力模式，其每日灌溉水重金屬質量之結果，如圖 4-14 所示。

$$M_{ZW1,1,1} = ZW_{1,1,1} \times \text{灌溉廢水濃度} \times 1000 \quad (\text{式 4-9})$$

其中：

$M_{ZW1,1,1}$ 為灌溉水中金屬質量(mg/day)；

$ZW_{1,1,1}$ 為灌溉水量(m^3/day)；

灌溉廢水濃度為 1.36(mg/L)，1000 為單位轉換。

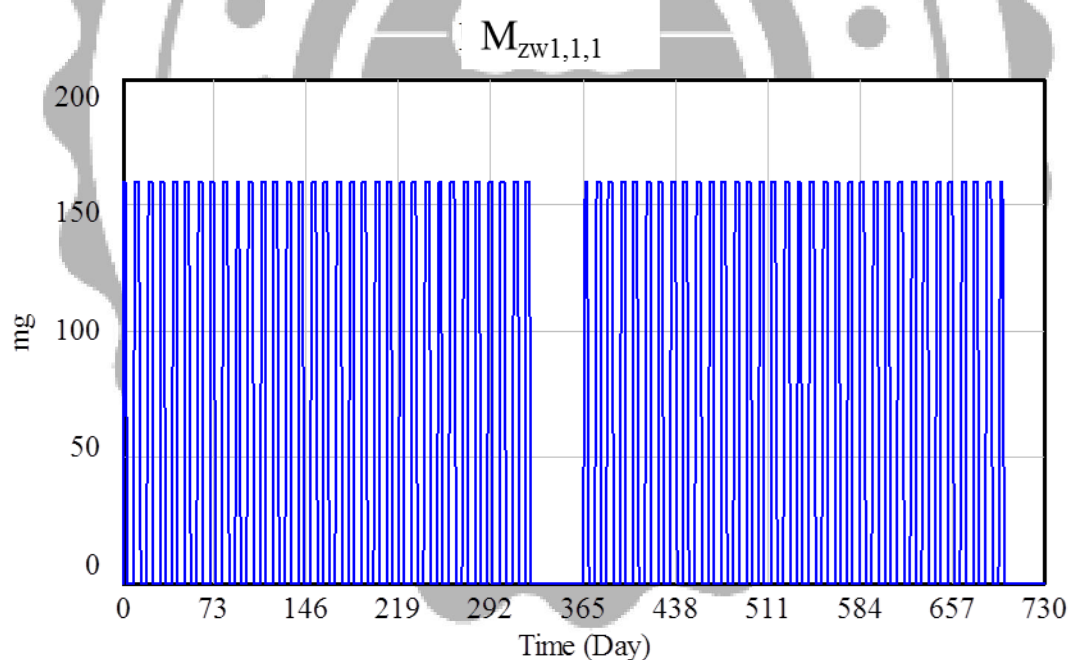


圖 4-14 S_1 每日灌溉水重金屬質量

II. 降雨中重金屬質量

由於本案例為電鍍廠，沒有空氣污染物排放，因此這部份方法論設為 0

III. 入滲重金屬質量

本研究計算入滲重金屬質量以下式 4-10，其中 I_1 為 4.4 之 III 節所討論的入滲水量；另外 CS_1 為田間水之重金屬濃度，其計算順序為 Input(如灌溉水、降雨量等)與田間現存的水濃度混合後，才作為 CS_1 之重金屬濃度。藉由此計算式輸入重金屬質量系統動力模式，其每日入滲重金屬質量之結果，如圖 4-15 所示。

$$M_{I1} = CS_1 \times I_1 \times 1000 \quad (\text{式 4-10})$$

其中：

M_{I1} 為入滲重金屬質量(mg/day)；

I_1 原為入滲率(mm/day)需再轉換單位為 m^3/day ；

CS_1 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)、1000 為單位轉換。

當 Input 與田間現存的水沒有運作時，此時田間水之重金屬濃度也會為 0，因此將此數學判斷是寫入如下式 4-11。

if $CS_1 < 0$ ，then $CS_1 = 0$ ，else

$$CS_1 = (M_1 + M_{ZW1,1,1} + M_{RF1}) / [(WS_1 + RF_1 + ZW_{1,1,1}) \times 1000] \quad (\text{式 4-11})$$

其中：

CS_1 為田間水之重金屬濃度(mg/L-day)；

M_1 為田間水重金屬質量(mg/day)；

$M_{ZW1,1,1}$ 為灌溉水中金屬質量(mg/day)；

M_{RF1} 為降雨中重金屬質量(mg/day)；

WS_1 為田間累積水量(m^3/day)；

RF_1 為降雨量(m^3/day)；

$ZW_{1,1,1}$ 為灌溉水量(m^3/day)。

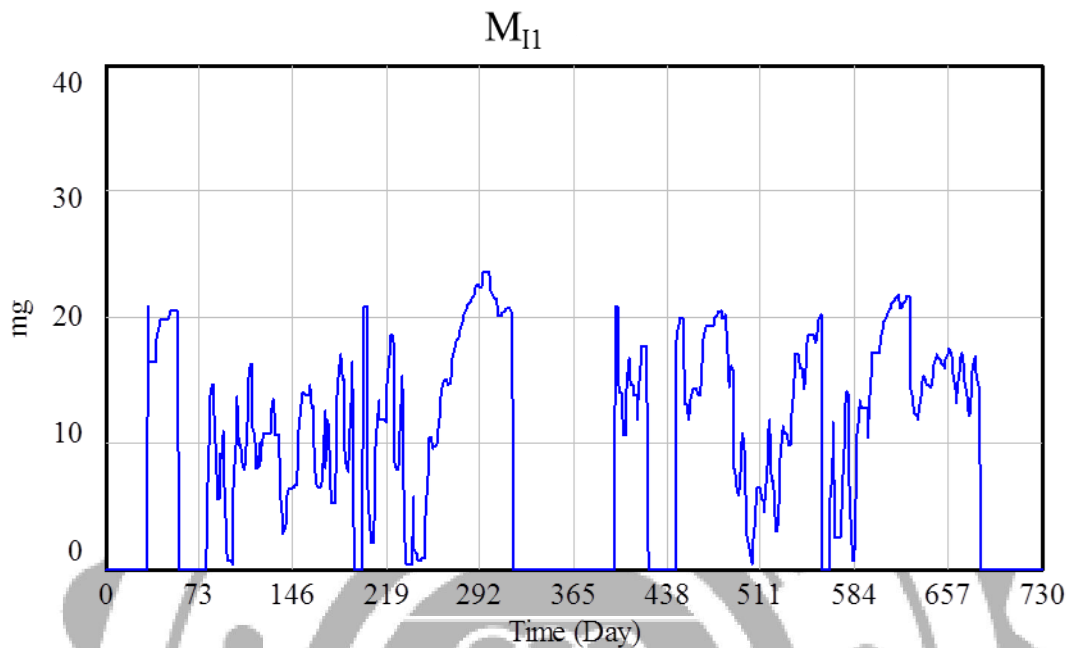


圖 4-15 S_1 每日田間入滲重金屬質量

IV. 逕流重金屬質量

本研究計算逕流重金屬質量以下式 4-12，其中 CS_1 為上節所討論的田間水重金屬濃度；另外 RO_{w1} 為 4.4 之 V 節所討論的逕流量。當有發生逕流量時，才會有逕流重金屬質量，因此當有發生逕流量時，才會有逕流重金屬質量，因此將數學判斷是寫入如下式 4-11。藉由此計算式輸入重金屬質量系統動力模式，其每日逕流重金屬質量之結果，如圖 4-16 所示。

$$\text{if } RO_{w1} > 0, \text{ then } M_{ROW1} = RO_{w1} \times CS_1 \times 1000, \text{ else } M_{ROW1} = 0$$

(式 4-12)

其中：

M_{ROW1} 為逕流重金屬質量(mg/day)；

RO_{w1} 為田區逕流量(mm/day)需再轉換單位為 m^3/day ;

CS_1 為田間水之重金屬濃度(mg/L)、1000為單位轉換。

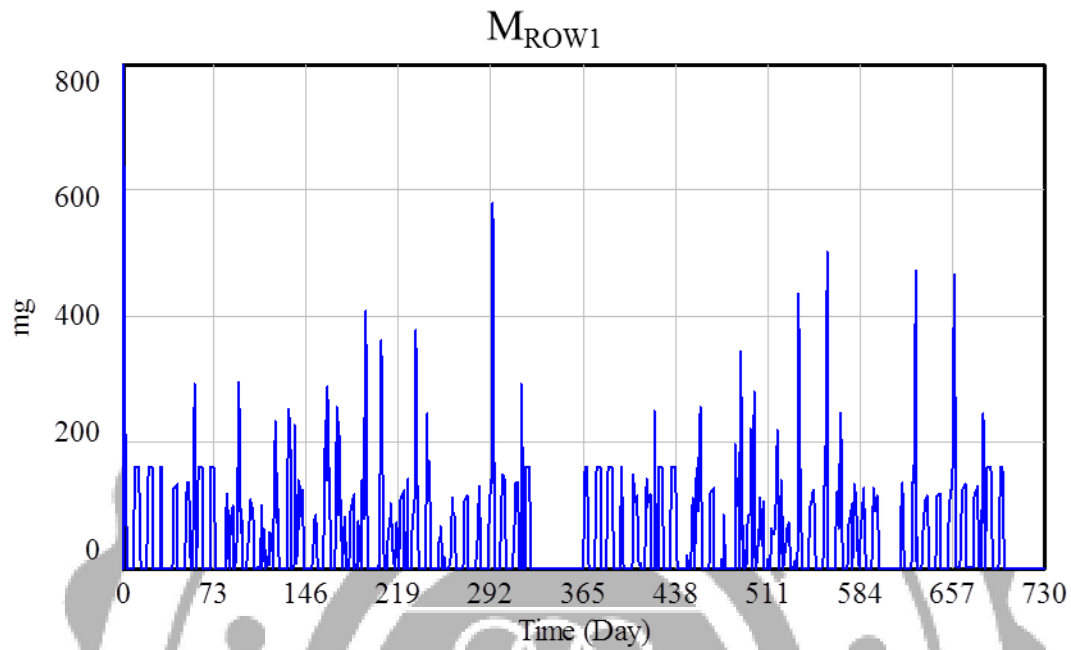


圖 4-16 S_1 每日田間逕流重金屬質量

4.5 土壤重金屬系統動力模式建置

根據 3.3.4 節討論土壤污染物之傳輸途徑分析，計算數學模型如下式 4-13。根據此方程式，其系統動力模式建置如下圖 4-17 所示，以下會針對圖中之重金屬輸入量 (IN_1)、植物吸收重金屬量(P_1)、淋溶重金屬質量(J_1)之數學模式所使用之參數資料做說明。藉由此土壤重金屬系統動力模式所模擬之每日土壤重金屬濃度之結果，如圖 4-18 所示。

$$T_1 = IN_1 - P_1 - J_1 \quad (\text{式 4-13})$$

其中：

T 為土壤中重金屬總量(mg/kg-day)；

IN 為重金屬輸入量(mg/kg-day)；

P 為植物吸收重金屬量(mg/kg-day)；

J 為淋溶重金屬量(mg/kg-day)；

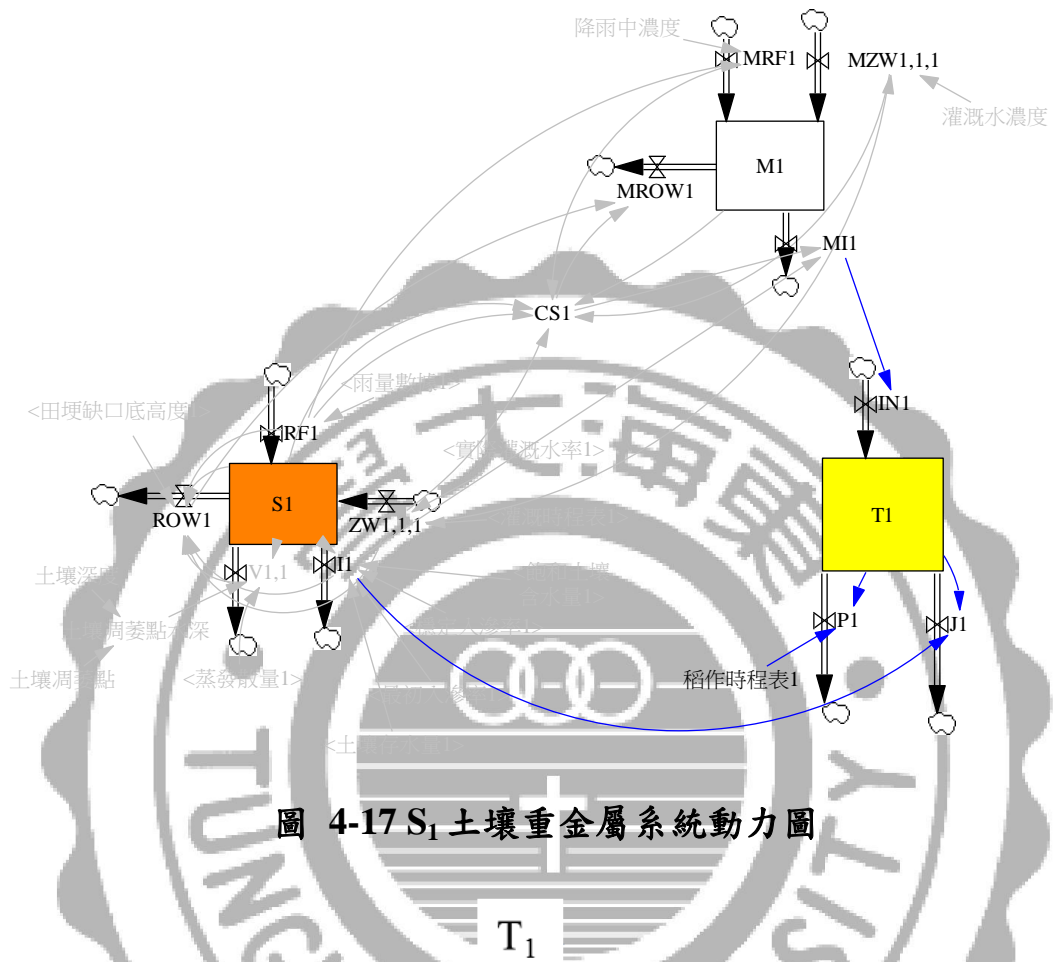


圖 4-17 S_1 土壤重金屬系統動力圖

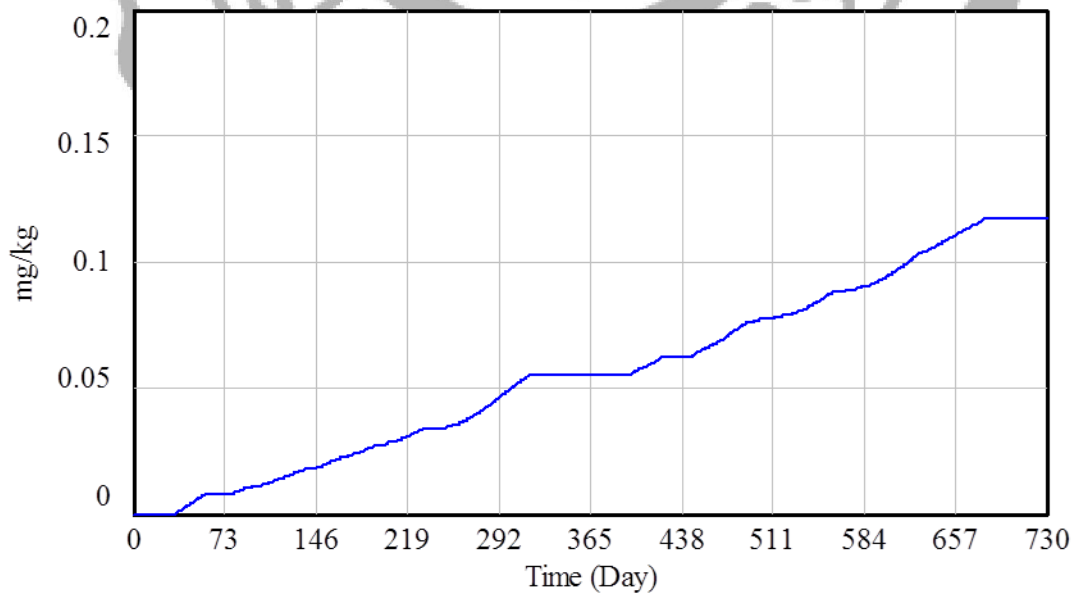


圖 4-18 S_1 土壤重金屬濃度結果

I. 土壤重金屬輸入質量

本研究計算入滲重金屬質量以下式 4-14，其中 M_{I1} 為 4.4.1 之 III 節所討論的入滲重金屬質量，由於本案例無空氣重金屬貢獻，因此以入滲傳輸途徑作為輸入土壤系統的重金屬質量。藉由此計算式輸入土壤重金屬系統動力模式，其每日土壤重金屬輸入質量之結果，如圖 4-19 所示。

$$IN_1 = M_{I1}/(l_p \times Area \times 1330) \quad (\text{式 4-14})$$

其中：

IN_1 為土壤重金屬輸入質量(mg/kg-day)；

M_{I1} 為入滲重金屬質量(mg/day)；

l_p 為作物耕層深度(m)，本研究假設為 0.2(m)；

土壤密度假設為 1330(kg/m³)；

Area 為農地面積(m²)。

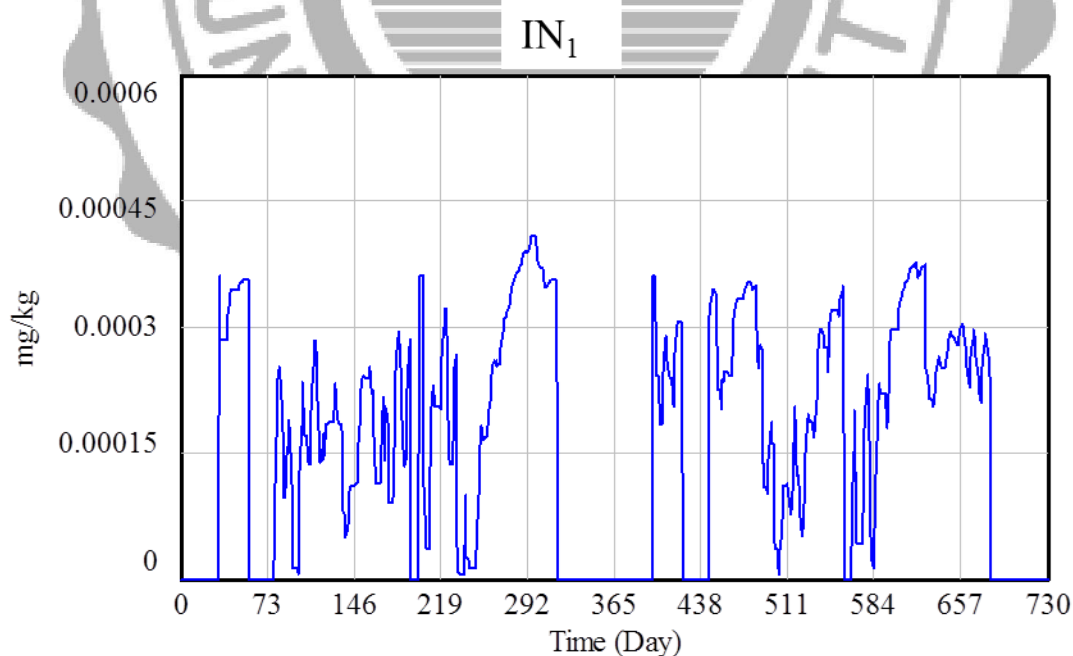


圖 4-19 S₁ 每日土壤重金屬輸入濃度

II. 土壤重金屬淋溶質量

本研究計算土壤淋溶重金屬質量以下式 4-15，其中 I_1 為 4.4 之 III 節所討論的入滲量；另外式子中所考慮的參數需要田間實測資料，因缺乏實際測量，故其數值參考如下表 4-6。藉由此計算式輸入土壤重金屬系統動力模式，其每日土壤重金屬淋溶質量之結果，如圖 4-20 所示。由於本案例無空氣重金屬貢獻，因此以入滲傳輸途徑作為輸入土壤系統的重金屬質量。

$$J = \frac{\theta I_1}{l_p} \left[\frac{T_1}{k\rho} \right]^{1/n} = \frac{0.4325 \cdot I_1}{0.2 \cdot Area \cdot 0.001} \left[\frac{T_1}{54.59 \cdot 1330} \right]^{1/0.3846} \quad (\text{式 4-15})$$

其中：

J 為淋溶重金屬量 (mg/kg-day)；

θ 為土壤中水的單位體積容量 (m^3/m^3)；

I_1 為入滲量 (m^3/day)；

l_p 為作物耕層深度 (m)；

ρ 為土壤密度 (kg/m^3)；

T_1 為土壤中重金屬總量 (mg/kg-day)；

k 為 Freundlich 常數、 n 為經驗常數。

表 4-6 淋溶公式參數值

參數	數值	參考資料
θ	0.4325 (m^3/m^3)	廖雯慧，1999
l_p	0.3 (m)	廖雯慧，1999
ρ	1330 (kg/m^3)	廖雯慧，1999
k	54.59	林財富，2008
n	0.3846	林財富，2008

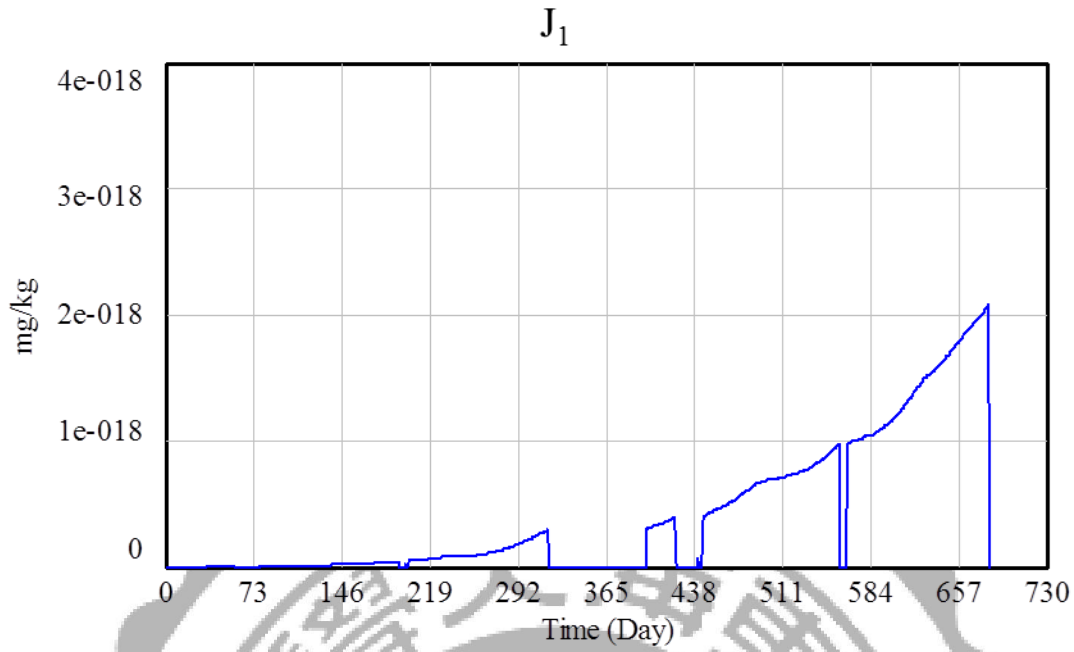


圖 4-20 S_1 每日土壤重金屬淋溶濃度

III. 作物吸收重金屬量

本研究計算作物吸收重金屬量以下式 4-16，其中作物-土壤生物濃縮因子利用田間實測作物重金屬含量(P_1)與土壤重金屬含量(T_1)做線性迴歸，其值為 5×10^{-6} 。另外當有作物生長時，才會發生作物吸收重金屬的情況。因此以「稻作時程表」作為判斷條件，當田間有作物時，其值為 1；若不是則為 0 做運算。藉由此計算式輸入土壤重金屬系統動力模式，其每日作物吸收重金屬濃度之結果，如圖 4-21 所示。

$$P_1 = 5 \times 10^{-6} \times T_1 \times \text{稻作時程表} \quad (\text{式 4-16})$$

其中：

P_1 為作物吸收重金屬量(mg/kg-day)；

T_1 為土壤中重金屬總量(mg/kg-day)。

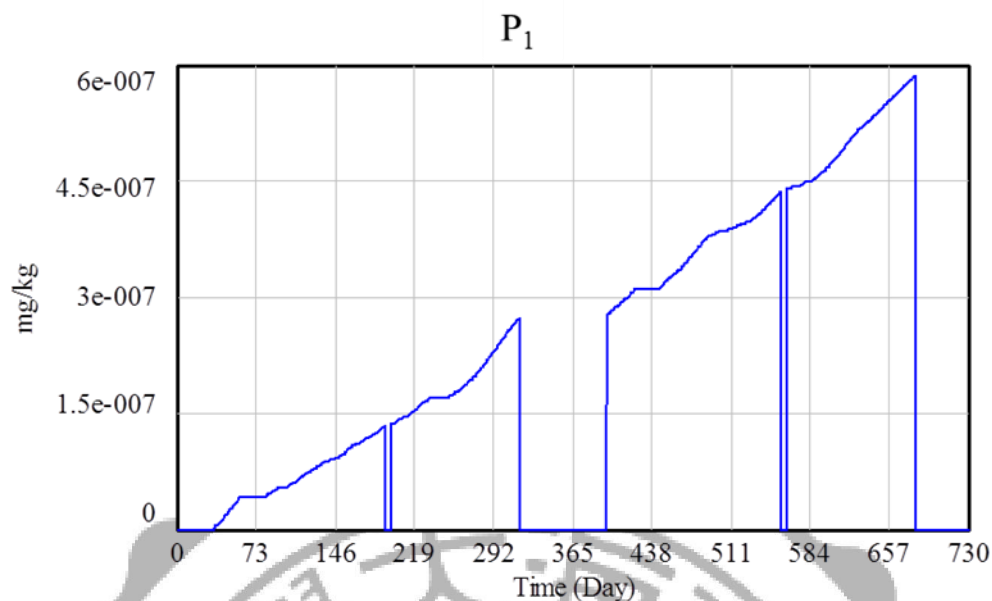


圖 4-21 S₁ 每日作物吸收重金屬濃度

4.6 農地重金屬濃度趨勢

根據圖 4-2，102 年與 104 年土壤重金屬採樣位置重疊的農田為 S₆、S₇、S₈、S₉、S₁₀、S₂₂，由於這些農田有歷史實際監測值，所以並拿出來探討。如圖 4-22、4-23、4-24、4-25、4-26、4-27 所示，S₆ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 54mg/kg，模擬至 104 年後為 55.33mg/kg，則 104 年實際測值為 52.3 mg/kg；S₇ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 101mg/kg，模擬至 104 年後為 102.57mg/kg，則 104 年實際測值為 108 mg/kg；S₈ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 73mg/kg，模擬至 104 年後為 75.02mg/kg，則 104 年實際測值為 82 mg/kg；S₉ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 56mg/kg，模擬至 104 年後為 57.98mg/kg，則 104 年實際測值為 74 mg/kg；S₁₀ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 36mg/kg，模擬至 104 年後為 37.58mg/kg，則 104 年實際測值為 47.52 mg/kg；S₂₂ 農田在 102 年土壤鉻濃度值為 62mg/kg，模擬至 104 年後為 62.36mg/kg，則 104 年實際測值為 78.4 mg/kg。

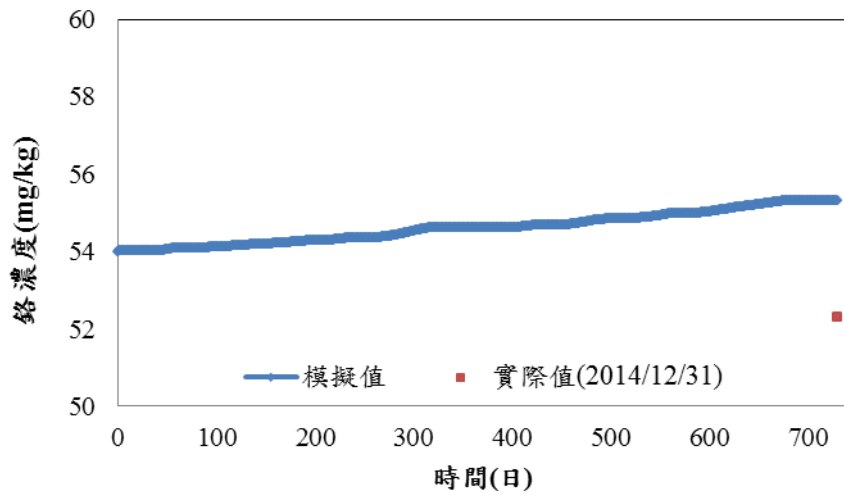


圖 4-22 S₆ 土壤中鉻濃度趨勢圖

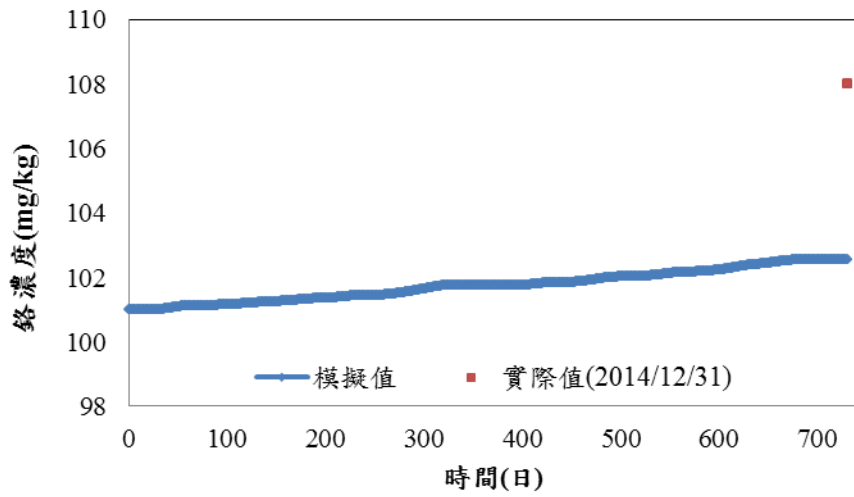


圖 4-23 S₇ 土壤中鉻濃度趨勢圖

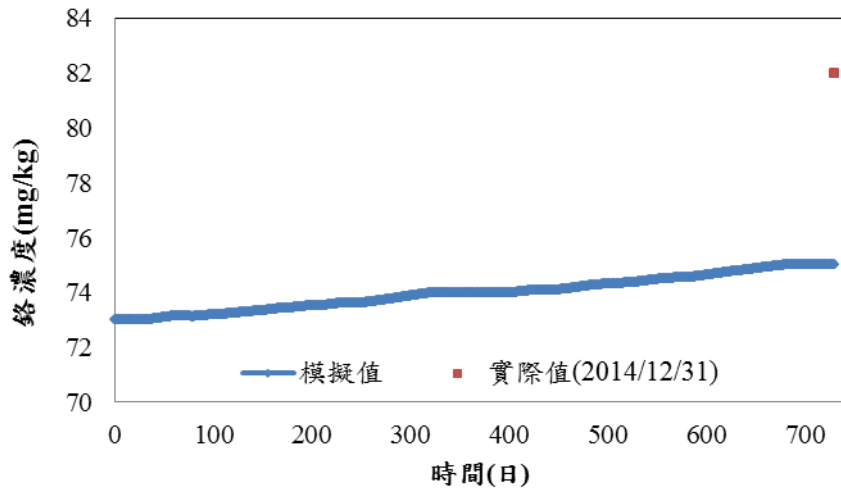


圖 4-24 S₈ 土壤中鉻濃度趨勢圖

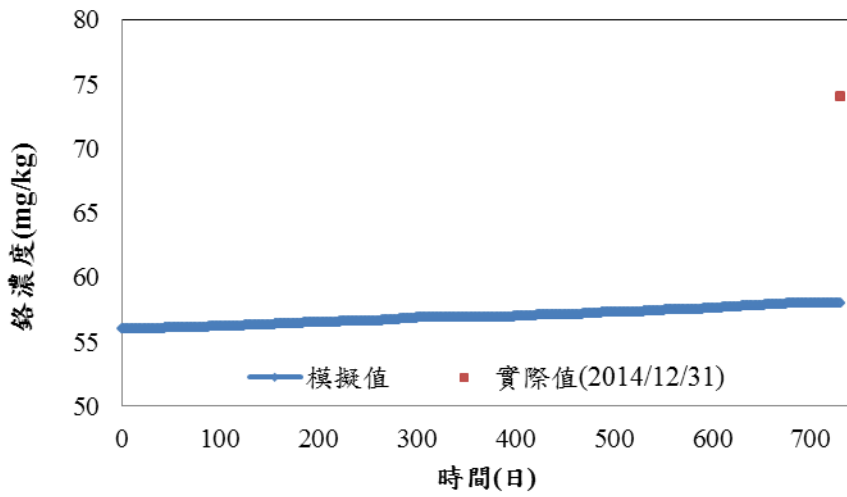


圖 4-25 S₉ 土壤中鉻濃度趨勢圖

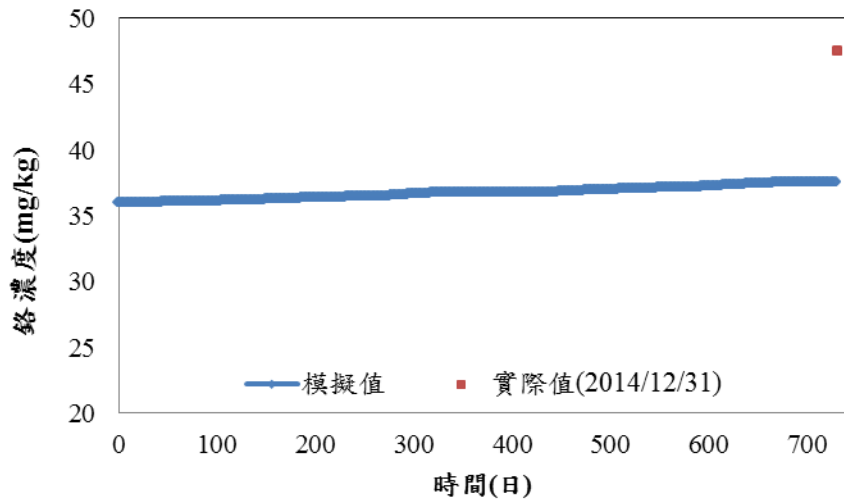


圖 4-26 S₁₀ 土壤中鉻濃度趨勢圖

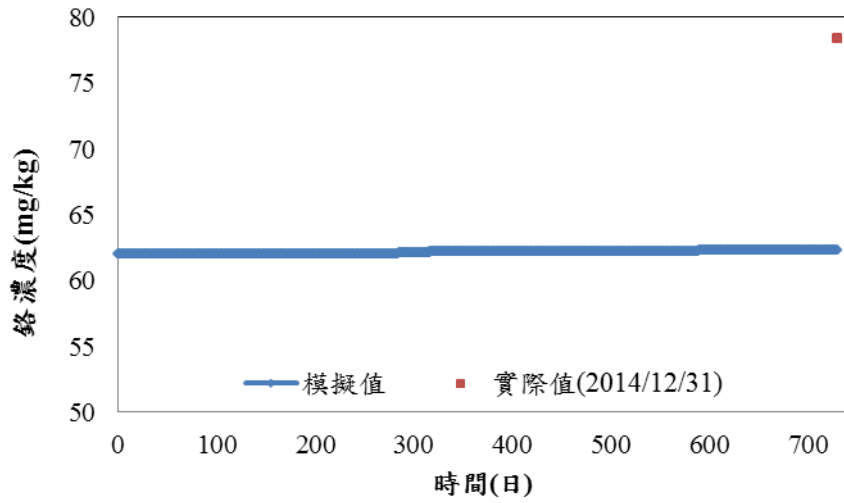


圖 4-27 S₂₂ 土壤中鉻濃度趨勢圖

4.6.1 農地重金屬空間分佈圖

由於 102 年監測點位過少，很多農地沒有數據進行分析，因此利用克利金法(Kriging)推估未進行監測的農地 Cr 濃度。克利金是一套提供空間變異分析的空間內插推估的方法，因此將結果推估如圖 4-28 所示，其中農地 Cr 濃度值最低為 36mg/kg，最高為 101mg/kg。

推估 102 年各農地之 Cr 濃度後，並利用此濃度值作為初始值，輸入系統動力模型中進行模擬，模擬至 104 年，其 Cr 濃度空間分佈圖如圖 4-29 所示。其中空間分佈趨勢大致與 102 年相符，但濃度值有比 102 年增加。

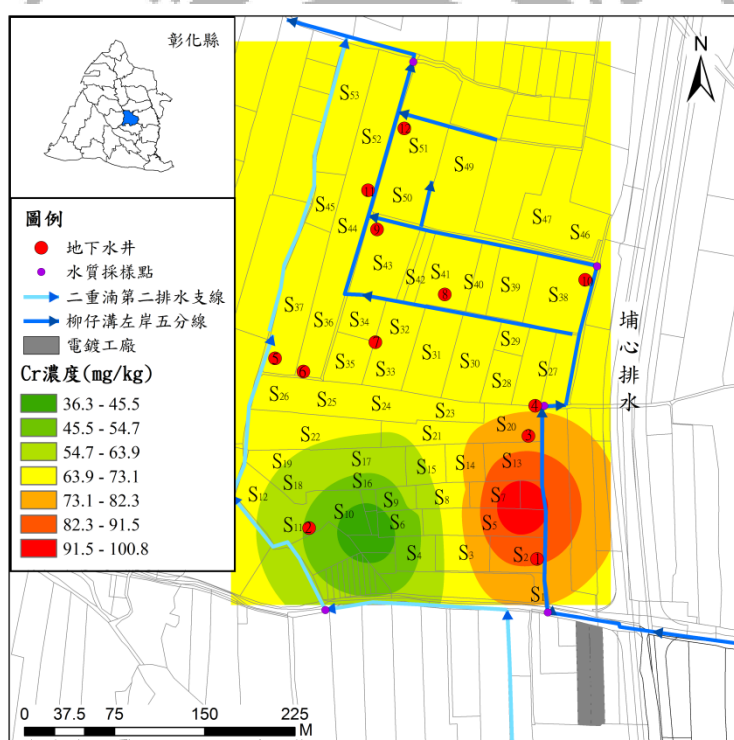


圖 4-28 102 年土壤鉻濃度空間分佈圖

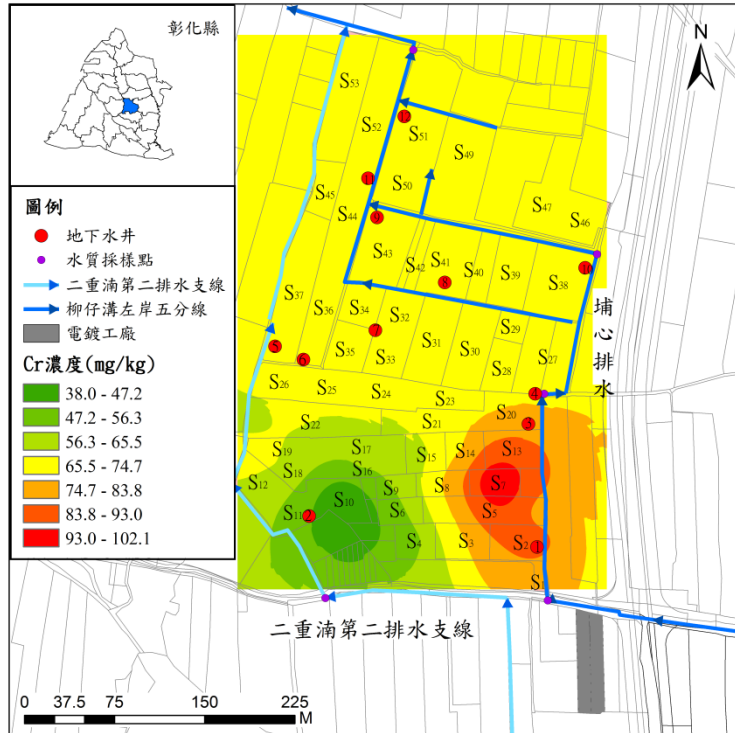
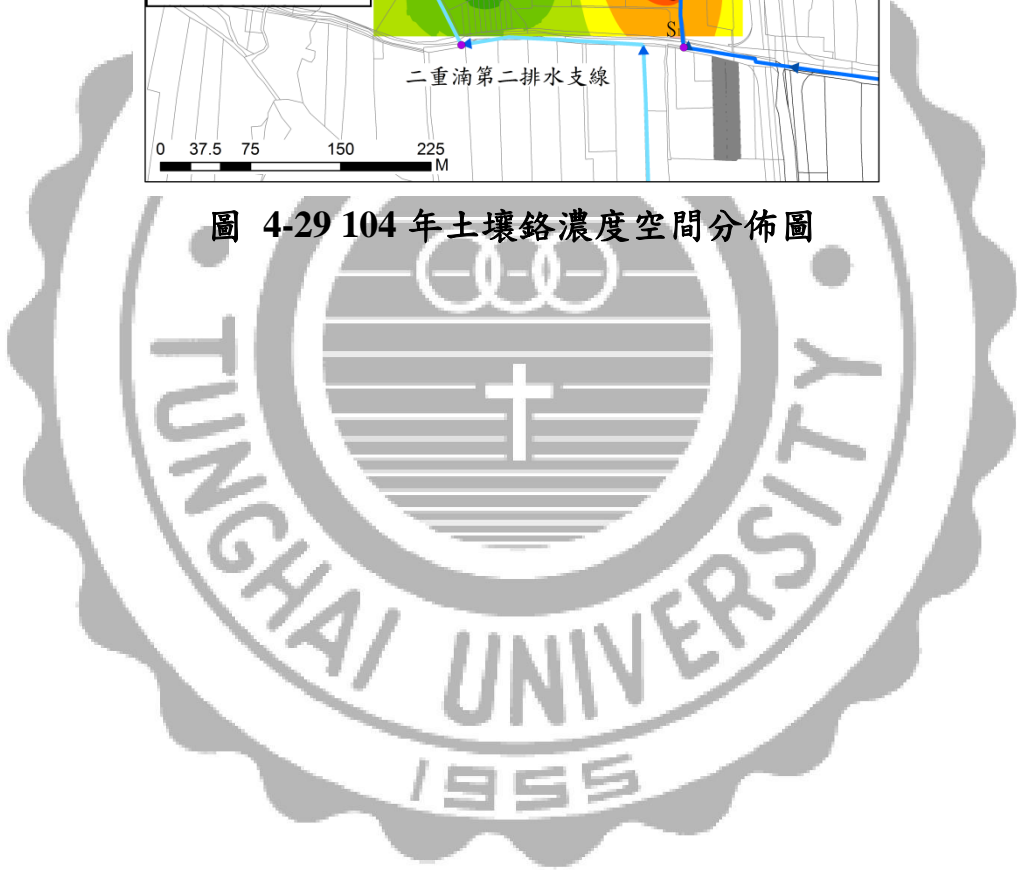


圖 4-29 104 年土壤鉻濃度空間分佈圖



4.7 不確定性參數之敏感度分析

進行敏感度分析時，如果參數不為定值，故不需進行敏感度分析，因此本研究將模式中參數為定值列出如下表 4-7，此表參數分成環境參數與模式參數，其中環境參數之灌溉廢水濃度由於沒有長期連續監測，假設固定值作為模擬，因此對實際狀況不符而產生誤差，需進行不確定性分析；另外模式參數部分由於並不是實際樣區進行監測得到數據，採用引用文獻方式，然而對實際狀況不符而產生誤差，需進行不確定性參數之敏感度分析。

由於參數範圍與機率分布類型在數據蒐集上難以取得，因此本研究假設參數機率分布類型為「Uniform Distribution」，另外參數範圍，在建議之參數範圍內，每次只調整單一參數，增加或減少 20% 的量，來觀察模式模擬項目的模擬結果變化情形，敏感度分析可使用其工具如下(李良山，2007)：

$$S_i = \frac{\partial C_i}{\partial X_i} = \frac{\Delta C_i}{\Delta X_i} \quad (\text{式 4-17})$$

其中：

S_i ：參數 X_i 對欲觀察變數 C_i 的敏感度；

ΔC_i ：欲觀察變數 C_i 之變化量；

ΔX_i ：參數 X_i 增減後之變化量。

本研究將根據表 4-7 列出之參數對探討之農地 S_6 、 S_7 、 S_8 、 S_9 、 S_{10} 、 S_{22} 進行敏感度分析，以下章節將詳細介紹。

表 4-7 不確定性參數之使用表

類別	參數	設定值	範圍	機率分布類型	參考文獻
環境參數	灌溉廢水濃度 (mg/L)	1.36	1.088-1.632	Uniform Distribution	採樣數據計算
模式參數	穩定入滲率 (mm/day)	1.1	0.88-1.32	Uniform Distribution	吳瑞賢等，1996
	最初入滲率 (mm/day)	1440	1152-1728	Uniform Distribution	吳瑞賢等，1996
	飽和含水量水深 (mm)	93.1	74.48-111.72	Uniform Distribution	吳瑞賢等，1996
	土壤深度	300	240-360	Uniform Distribution	鄭明昇，2007
	土壤凋萎點	0.1	0.08-0.12	Uniform Distribution	鄭明昇，2007
	作物-土壤生物濃縮 因子	5×10^{-6}	0.000004 -0.000006	Uniform Distribution	採樣數據計算
	體積含水量(%)	0.4325	0.346-0.519	Uniform Distribution	廖雯慧，1999
	耕作層深(m)	0.3	0.24-0.36	Uniform Distribution	廖雯慧，1999
	土壤密度(kg/m ³)	1330	1064-1596	Uniform Distribution	廖雯慧，1999
	Freundlich 常數	54.59	43.67-65.51	Uniform Distribution	林財富，2008
	常數(n)	0.3846	0.3077-0.4615	Uniform Distribution	林財富，2008

I. S₆ 農地不確定性參數之敏感度分析

根據表 4-7 所列出的參數，本研究將每次只調整單一參數，模擬此參數對於 S₆ 農地中鉻濃度之結果變化情形。表 4-8 所列出的所有參數，是影響 S₆ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 6」、「穩定入滲率 6」、「灌溉廢水濃度 5」位居前三名。

表 4-8 影響 S₆ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₆	穩定入滲率 6(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.563	1.28	2
	最初入滲率 6(mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 6(mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 6	240-360	120	0	0	
	土壤凋萎點 6	0.08-0.12	0.04	0	0	
	作物-土壤 生物濃縮因子 6	0.000004 -0.000006	0.000002	0.061	30500	1
	體積含水量 6(%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 6(m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 6(kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 6	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 6	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	
S ₅	灌溉廢水濃度 5(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.586	1.077	3
	穩定入滲率 5(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.074	0.168	4

II. S₇ 農地不確定性參數之敏感度分析

表 4-9 所列出的所有參數，是影響 S₇ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 γ 」、「穩定入滲率 γ 」、「灌溉廢水濃度 γ 」位居前三名。

表 4-9 影響 S₇ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₇	灌溉廢水濃度 γ (mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.731	1.344	3
	穩定入滲率 γ (mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.734	1.668	2
	最初入滲率 γ (mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 γ (mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 γ	240-360	120	0	0	
	土壤凋萎點 γ	0.08-0.12	0.04	0.011	0.275	4
	作物-土壤 生物濃縮因子 γ	0.000004 -0.000006	0.000002	0.133	56500	1
	體積含水量 γ (%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 γ (m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 γ (kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 γ	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 γ	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	

III. S₈ 農地不確定性參數之敏感度分析

表 4-10 所列出的所有參數，是影響 S₈ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 8」、「穩定入滲率 8」、「灌溉廢水濃度 13」位居前三名。

表 4-10 影響 S₈ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₈	穩定入滲率 8(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.88	2	2
	最初入滲率 8(mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 8(mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 8	240-360	120	0	0	
	土壤凋萎點 8	0.08-0.12	0.04	0.004	0.1	
	作物-土壤 生物濃縮因子 8	0.000004 -0.000006	0.000002	0.082	41000	1
	體積含水量 8(%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 8(m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 8(kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 8	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 8	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	
S ₇	灌溉廢水濃度 7(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.08	0.147	4
	穩定入滲率 7(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.006	0.014	5
S ₁₃	灌溉廢水濃度 13(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.8	1.471	3
	穩定入滲率 13(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.002	0.005	6
S ₁₄	穩定入滲率 14(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.002	0.005	6

IV. S₉ 農地不確定性參數之敏感度分析

表 4-11 所列出的所有參數，是影響 S₉ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 9」、「穩定入滲率 9」、「灌溉廢水濃度 13」位居前三名。

表 4-11 影響 S₉ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₉	穩定入滲率 9(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.843	1.916	2
	最初入滲率 9(mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 9(mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 9	240-360	120	0	0	
	土壤凋萎點 9	0.08-0.12	0.04	0.003	0.075	5
	作物-土壤 生物濃縮因子 9	0.000004 -0.000006	0.000002	0.063	31500	1
	體積含水量 9(%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 9(m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 9(kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 9	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 9	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	
S ₇	灌溉廢水濃度 7(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.071	0.131	4
	穩定入滲率 7(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.004	0.009	6
S ₈	穩定入滲率 8(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.002	0.005	8
S ₁₃	灌溉廢水濃度 13(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.776	1.426	3
	穩定入滲率 13(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.003	0.007	7
S ₁₄	穩定入滲率 14(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.002	0.005	8

V. S₁₀ 農地不確定性參數之敏感度分析

表 4-12 所列出的所有參數，是影響 S₁₀ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 10」、「穩定入滲率 10」、「灌溉廢水濃度 5」位居前三名。

表 4-12 影響 S₁₀ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₁₀	穩定入滲率 10(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.766	1.741	2
	最初入滲率 10(mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 10(mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 10	240-360	120	0.003	0.000025	
	土壤凋萎點 10	0.08-0.12	0.04	0.003	0.075	5
	作物-土壤 生物濃縮因子 10	0.000004 -0.000006	0.000002	0.041	20500	1
	體積含水量 10 (%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 10 (m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 10 (kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 10	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 10	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	
S ₅	灌溉廢水濃度 5(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.11	0.202	3
	穩定入滲率 5(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.005	0.011	6
S ₆	穩定入滲率 6(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.004	0.009	7
S ₇	灌溉廢水濃度 7(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.049	0.09	4
	穩定入滲率 7(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.004	0.009	7
S ₉	穩定入滲率 9(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.002	0.005	8

VI. S₂₂ 農地不確定性參數之敏感度分析

表 4-13 所列出的所有參數，是影響 S₂₂ 農地中鉻濃度變化之參數，利用式子 4-15 計算敏感度，並依據敏感度大小進行排名。結果中參數敏感度以「作物-土壤生物濃縮因子 22」、「穩定入滲率 22」、「灌溉廢水濃度 20」位居前三名。

表 4-13 影響 S₂₂ 土壤中鉻濃度之參數敏感度分析表

農地	參數	範圍	參數改變量 ΔX_i	土壤中鉻濃度 改變量 ΔT_i	敏感度 $\frac{\Delta T_i}{\Delta X_i}$	排名
S ₂₂	穩定入滲率 22(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.208	0.473	2
	最初入滲率 22(mm/day)	1152-1728	576	0	0	
	飽和含水量水深 22(mm)	74.48-111.72	37.24	0	0	
	土壤深度 22	240-360	120	0.013	0.0001	9
	土壤凋萎點 22	0.08-0.12	0.04	0.013	0.325	4
	作物-土壤 生物濃縮因子 22	0.000004 -0.000006	0.000002	0.069	34500	1
	體積含水量 22(%)	0.346-0.519	0.173	0	0	
	耕作層深 22(m)	0.24-0.36	0.12	0	0	
	土壤密度 22(kg/m ³)	1064-1596	532	0	0	
	Freundlich 常數 22	43.67-65.51	21.84	0	0	
	常數 22	0.3077-0.4615	0.1538	0	0	
S ₂₀	灌溉廢水濃度 20(mg/L)	1.36	1.088~1.632	0.21	0.386	3
	穩定入滲率 20(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.066	0.15	5
	土壤凋萎點 20	0.08-0.12	0.04	0.001	0.025	7
S ₂₁	穩定入滲率 21(mm/day)	0.88-1.32	0.44	0.039	0.089	6
	土壤凋萎點 21	0.08-0.12	0.04	0.0003	0.0075	8

VII. 不確定性參數統整

將以上討論影響各農地之不確定性參數統整如下表 4-14，表中影響 S₆ 土壤中鉻濃度變化之參數排名依序為「作物-土壤生物濃縮因子 6」、「穩定入滲率 6(mm/day)」、「灌溉廢水濃度 5(mg/L)」與穩定入滲率 5(mm/day)，其餘的農地則不加以贅述。可以看出參數「作物-土壤生物濃縮因子」與「穩定入滲率」是影響每個農地之重要參數。

表 4-14 不確定性參數排名表

農地	參數	農地中鉻濃度					
		S ₆	S ₇	S ₈	S ₉	S ₁₀	S ₂₂
S ₆	穩定入滲率 6(mm/day)	2	-	-	-	-	-
	作物-土壤生物濃縮因子 6	1	-	-	-	-	-
S ₅	灌溉廢水濃度 5(mg/L)	3	-	-	-	3	-
	穩定入滲率 5(mm/day)	4	-	-	-	-	-
S ₇	作物-土壤生物濃縮因子 7	-	1	-	-	-	-
	穩定入滲率 7(mm/day)	-	2	-	-	-	-
	灌溉廢水濃度 7(mg/L)	-	3	4	4	4	-
	土壤凋萎點 7	-	4	-	-	-	-
S ₈	作物-土壤生物濃縮因子 8	-	-	1	-	-	-
	穩定入滲率 8(mm/day)	-	-	2	-	-	-
S ₉	作物-土壤生物濃縮因子 9	-	-	-	1	-	-
	穩定入滲率 9(mm/day)	-	-	-	2	-	-
S ₁₀	作物-土壤生物濃縮因子 10	-	-	-	-	1	-
	穩定入滲率 10(mm/day)	-	-	-	-	2	-
S ₁₃	灌溉廢水濃度 13(mg/L)	-	-	3	3	-	-
S ₂₂	作物-土壤生物濃縮因子 22	-	-	-	-	-	1
	穩定入滲率 22(mm/day)	-	-	-	-	-	2
	土壤凋萎點 22	-	-	-	-	-	4
S ₂₀	灌溉廢水濃度 20(mg/L)	-	-	-	-	-	3

第五章 結論與建議

5.1 結論

1. 系統動力理論可以透過各個子系統間的互動關聯與整合，模擬一個複雜的污染物多介質傳輸系統；另外可以納入污染物空間傳輸觀念，建立空間系統動力模型。
2. 模擬農地中鉻濃度之模擬值與實際值比較，模擬值偏低，可能原因為排除了空氣的重金屬貢獻量；少考慮上游其他工廠排放廢水至灌溉渠道的額外貢獻量；無考慮到突發事件如高濃度廢水排放等，但模擬農地中鉻濃度趨勢還是逐日增加。
3. 在參數敏感度分析中，「作物-土壤生物濃縮因子」、「穩定入滲率」與「灌溉廢水濃度」均為影響每一塊農地中鉻濃度的重要參數，其中「作物-土壤生物濃縮因子」又遠重要於「穩定入滲率」與「灌溉廢水濃度」。
4. 本研究敏感度分析結果中，可以得知影響農地中鉻濃度的關鍵參數及途徑。其目的了解整個模式變化，針對影響大的參數做完整的調查、採樣與規劃，提高模式準確度；另外若要降低農地中鉻濃度，可以針對影響大的參數著手控管，較其他參數來的有效率。

5.2 建議

1. 案例中的樣區周界，建議應定時定點實施空氣、水體、土壤及植物之重金屬採樣，以利模式的驗證及修正。
2. 本研究進行蒙地卡羅模擬分析時，使用機率分布情形皆假設 Uniform Distribution。應收集更多參數資料與筆數，建立完整的機率分布類型。

3. 本模式模擬之情境無突發事件，如廢水意外洩漏。因此若模式能加入此機制，可能較貼近實際狀況。



參考文獻

- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome 1998; 300: D05109.
- Alloway BJ. Heavy Metals in Soils: Blackie Academic & Professional. 1995.
- BAUER SW. A modified Horton equation for infiltration during intermittent rainfall. Hydrological Sciences Journal 1974; 19: 219-225.
- Boekhold AE, Vanderzee SEATM, Dehaan FAM. Spatial Patterns of Cadmium Contents Related to Soil Heterogeneity. Water Air and Soil Pollution 1991; 57-8: 479-488.
- Boxall A, Oakes D, Ripley P, Watts C. The application of predictive models in the environmental risk assessment of ECONOR®. Chemosphere 2000; 40: 775-781.
- Cangialosi F, Intini G, Liberti L, Notarnicola M, Stellacci P. Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant—A case study. Waste Management 2008; 28: 885-895.
- Caruana CM. New soil-cleaning routes tackle metals. Chemical Engineering Progress 1997; 93: 11-&.
- Chen Y-c, Ma H-w. Model comparison for risk assessment: A case study of contaminated groundwater. Chemosphere 2006; 63: 751-761.
- Chen Z-S, Lee D-Y. Heavy metals contents of representative agricultural soils in Taiwan. Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering 1995; 5: 205-211.
- Chen ZS. Cadmium and Lead Contamination of Soils near Plastic Stabilizing Materials Producing Plants in Northern Taiwan. Water Air and Soil Pollution 1991; 57-8: 745-754.
- Cox DC, Baybutt P. Methods for uncertainty analysis: a comparative survey. Risk Analysis 1981; 1: 251-258.
- Cullen AC, Frey HC. Probabilistic techniques in exposure assessment: a handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs: Springer Science & Business Media, 1999.
- Fan C, Chen Y-c, Ma H-w, Wang G-s. Comparative study of multimedia models applied to the risk assessment of soil and groundwater contamination sites in Taiwan. Journal of hazardous materials 2010; 182: 778-786.
- Fan C, Wang G-S, Chen Y-C, Ko C-H. Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in groundwater in Taiwan. Science of the Total Environment 2009; 407: 2165-2174.

- Horton RE. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 1933; 14: 446-460.
- Horton RE. An approach toward a physical interpretation of infiltration-capacity. *Soil Science Society of America Journal* 1941; 5: 399-417.
- Hossner L, Loeppert R, Newton R, Szaniszlo P. Literature review: phytoaccumulation of chromium, uranium, and plutonium in plant systems. Amarillo National Resource Center for Plutonium, TX (United States), 1998.
- Hupet F, Vanclooster M. Effect of the sampling frequency of meteorological variables on the estimation of the reference evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 2001; 243: 192-204.
- Jensen ME, Burman RD, Allen RG. *Evapotranspiration and irrigation water requirements*. ASCE, 1990.
- Jeong J, Lee Y-M, Kim J-W, Cho D-K, Ko NY, Baik MH. Progress of the long-term safety assessment of a reference disposal system for high level wastes in Korea. *Progress in Nuclear Energy* 2016; 90: 37-45.
- Kim H, Jang T, Im S, Park S. Estimation of irrigation return flow from paddy fields considering the soil moisture. *Agricultural water management* 2009; 96: 875-882.
- Kostiakov A. On the dynamics of the coefficient of water percolations in soils. 6th Commission, Intl. Society of Soil Science Transactions, Part A 1932: 17-24.
- Lai HY, Hseu ZY, Chen TC, Chen BC, Guo HY, Chen ZS. Health Risk-Based Assessment and Management of Heavy Metals-Contaminated Soil Sites in Taiwan. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2010; 7: 3595-3614.
- Lasat M. Use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. Use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil, 2000.
- Lee Y-M, Hwang Y. A GoldSim model for the safety assessment of an HLW repository. *Progress in Nuclear Energy* 2009; 51: 746-759.
- LIU Z-q, ZHANG Y-h, LI G-h, ZHANG X. Sensitivity of key factors and uncertainties in health risk assessment of benzene pollutant. *Journal of Environmental Sciences* 2007; 19: 1272-1280.
- Ma H-w. Using stochastic risk assessment in setting information priorities for managing dioxin impact from a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 2002; 48: 1035-1040.
- Mathias DL, Mattenberger CJ, Go S. Engineering Risk Assessment of a dynamic space propulsion system benchmark problem. *Reliability Engineering & System Safety* 2016; 145: 316-328.
- Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL. Health risk assessment of emissions of

- dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources. *Environment international* 2004; 30: 481-489.
- Mills WB, Cheng J, Droppo JG, Faillace ER, Gnanapragasam EK, Johns RA, et al. Multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Risk analysis* 1997; 17: 187-201.
- Neuwirth C, Peck A, Simonović S. Modeling structural change in spatial system dynamics: A Daisyworld example. *Environmental Modelling & Software* 2015; 65: 30-40.
- Nowell LH, Capel PD, Dileanis PD. Pesticides in stream sediment and aquatic biota: distribution, trends, and governing factors. Vol 4: CRC Press, 1999.
- Panik M, Necas V. GOLDSIM models of long-term radiation impact of conditionally cleared radioactive material. *Progress in Nuclear Energy* 2013; 67: 88-97.
- Philip JR. The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil science* 1957; 84: 257-264.
- Preciado HF, Li LY. Evaluation of metal loadings and bioavailability in air, water and soil along two highways of British Columbia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 2006; 172: 81-108.
- Richards LA. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Journal of Applied Physics* 1931; 1: 318-333.
- Richardson GP, Pugh AL. *Introduction to System Dynamics Modeling with Dynamo*: MIT Press, 1981.
- Schuhmacher M, Meneses M, Xifró A, Domingo JL. The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 2001; 43: 787-799.
- Sterman JD. System dynamics modeling: tools for learning in a complex world. *California management review* 2001; 43: 8-25.
- Travis CC, Arms AD. Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environmental science & technology* 1988; 22: 271-274.
- Vezzaro L, Benedetti L, Gevaert V, De Keyser W, Verdonck F, De Baets B, et al. A model library for dynamic transport and fate of micropollutants in integrated urban wastewater and stormwater systems. *Environmental Modelling & Software* 2014; 53: 98-111.
- Whelan G, McDONALD JP, Gnanapragasam EK, Laniak GF, Lew CS, Mills WB, et al. Benchmarking of the saturated-zone module associated with three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Environmental engineering science* 1999; 16: 67-80.
- Williams P, Price A, Raab A, Hossain S, Feldmann J, Meharg A. Variation in arsenic speciation and concentration in paddy rice related to dietary exposure.

- Environmental Science & Technology 2005; 39: 5531-5540.
- Xu C, Singh V. Evaluation and generalization of radiation-based methods for calculating evaporation. Hydrological Processes 2000; 14: 339-349.
- Zayed A, Gowthaman S, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. Journal of environmental quality 1998; 27: 715-721.
- Zayed AM, Terry N. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. Plant and soil 2003; 249: 139-156.
- Zhang Y, Oldenburg CM, Finsterle S, Bodvarsson GS. System-level modeling for economic evaluation of geological CO₂ storage in gas reservoirs. Energy Conversion and Management 2007; 48: 1827-1833.
- Zimmermann H-J. An application-oriented view of modeling uncertainty. European Journal of operational research 2000; 122: 190-198.
- Zukowska J, Biziuk M. Methodological evaluation of method for dietary heavy metal intake. Journal of Food Science 2008; 73: R21-R29.
- 王一雄,「土壤環境污染與農藥」,明文書局,臺北,第16、229-260頁,1997。
- 王如意、易任,「應用水文學(上冊)」,初版,茂昌圖書有限公司出版,1997。
- 毛育剛,「台灣農地保護政策之演變」,土地問題研究季刊 1.4: 11-23,2002。
- 甘俊二,「輸水損失與灌溉效率」,中國農村復興聯合委員會,2000。
- 行政院環境保護署,「土壤及地下水污染整治法第八條第一項之事業」,2011。
- 行政院環境保護署,「土壤污染管制標準」,2011。
- 何念祖、孟賜福,「植物營養原理」,上海科學技術出版社,上海市,1987。
- 李明燕,「區域風險評估與不確定分析-以台灣九座焚化爐為例」,碩士論文,國立台灣大學環境工程研究所,台北,2002。
- 李明益,「河川流域水管理系統動力學模式之發展與建立」,碩士論文,國立中央大學環境工程研究所,桃園,2001。
- 李良山,「應用系統動力學軟體探討牡蠣在潟湖中對生態環境的影響」,碩士論文,國立中山大學海洋環境及工程研究所,高雄,2007。
- 吳瑞賢、張嘉軒,「水田對逕流系統之影響評估」,農業工程學報,第42卷,第4期,第55~66頁,1996。
- 林玉菁,「過量鎳對水稻幼苗生理作用影響之研究」,碩士論文,國立台灣大學,農藝學系,台北,2004。
- 林喬莉,「以系統動力模式評估水田埤塘灌溉系統」,碩士論文,國立中央大學土木工程學系,桃園,2010。
- 林財富,「土壤與地下水污染整治:原理與應用」,中華民國環境工程學會,2008。
- 洪世明,「焚化廠戴奧辛之健康風險評估及其大氣物理及化學反應模擬」,碩士論文,國立雲林科技大學環境與安全工程研究所,雲林,2003。
- 陳彥全,「健康風險評估中不確定性之量化與降低」,碩士論文,臺灣大學環境工程學研究所,2007。

- 陳振興，「堆肥及腐植質對鎘、銅、鉛、鎳的吸附及生物有效之影響」，博士論文，國立台灣大學農業化學研究所，台北，1995。
- 律豐科技顧問公司，「臺中市中部科學工業園區與臺中港特定區有害空氣污染物健康風險評估計畫—期末報告」，台中市環保局委託計畫。台中：臺中市環保局，2012。
- 張又仁，「農業灌溉水對水體水質污染之研究」，碩士論文，國立交通大學土木工程研究所，新竹，2005。
- 張尊國，「台灣水田重金屬污染潛勢分析」，中日農業水利技術研討會，2015
- 許妙雅，「台灣南部地區-焚化爐排放類戴奧辛物質健康風險評估」，碩士論文，大仁科技大學環境管理研究所，屏東，2007。
- 屠益民、張良政、吳定芳，「系統動力學理論與應用」，高雄，2006。
- 莊作權，「土壤肥料」，三民書局，台北，131-132 頁，2004。
- 連宛渝，「氣候變遷對台灣水稻灌溉需水量及潛能產量之影響」，碩士論文，國立台灣大學農業工程研究所，台北，2000。
- 黃麗正，「評估土壤稀釋法及酸洗法對重金屬污染農地之整治效益」，碩士論文，東南科技大學防災研究所，新北市，2008。
- 傅怡菁，「多變量統計方法應用於台灣土壤重金屬污染特性及評價模式之分析」，碩士論文，屏東科技大學環境工程與科學系所，2012。
- 葉琮裕，「重金屬汙染農地整治」，工業污染防治季刊，84 期，第 184-192，2002。
- 鄭明昇，「桃園灌區之區域迴歸水分析研究」，碩士論文，中央大學水文與海洋科學研究所，2007。
- 臺灣彰化農田水利會，「公告本會 102 年第 1 期作濁水溪系統灌區，實施大區輪灌日程」，彰化縣，2013。
- 廖雯慧，「鎘在水-土-水稻中之空間變異與分佈動態」，碩士論文，國立台灣大學農業工程學研究所，1999。
- 彰化縣埔心鄉新館社區發展協會，「彰化縣埔心鄉新館社區農村再生計畫」，彰化縣埔心鄉新館社區發展協會，2011。
- 錢紀銘、洪萬吉、吳穎祥、溫文瑾、陳奕廷、荊樹人，「台灣南部人工溼地蒸發散之推估」，中華民國環境工程學會 2010 廢水處理技術研討會，2010。
- 羅時麒，「以系統性機率模式鑑定量化與整合生命週期評估之不確定性」，博士學位論文，國立臺灣大學，2005。