

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

自來水廠備載應變技術可行性之評估

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC93-2621-Z-002-034-

執行期間：93年12月01日至94年11月30日

執行單位：國立臺灣大學環境工程學研究所

計畫主持人：駱尚廉

計畫參與人員：翁瑞蓮、陳慶隆、謝慶宏

報告類型：完整報告

報告附件：出席國際會議研究心得報告及發表論文

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 95 年 4 月 12 日

行政院國家科學委員會補助專題研究計畫 成果報告
 期中進度報告

水庫供水機能檢討評估與改善對策—以石門水庫為例

—自來水廠備載應變技術可行性之評估

計畫類別： 個別型計畫 整合型計畫

計畫編號： NSC 93-2621-Z-002-034

執行期間： 2004年 12 月01日 至 2005年 11月 30 日

計畫主持人：駱尚廉

共同主持人：

計畫參與人員： 翁瑞蓮、陳慶隆、謝慶宏

成果報告類型(依經費核定清單規定繳交)： 精簡報告 完整報告

本成果報告包括以下應繳交之附件：

- 赴國外出差或研習心得報告一份
- 赴大陸地區出差或研習心得報告一份
- 出席國際學術會議心得報告及發表之論文各一份
- 國際合作研究計畫國外研究報告書一份

處理方式：除產學合作研究計畫、提升產業技術及人才培育研究計畫、列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢

涉及專利或其他智慧財產權， 一年 二年後可公開查詢

執行單位：國立台灣大學環境工程學研究所

中 華 民 國 95 年 2 月 7 日

摘要

台灣地區山高水急，當暴雨發生時河川水的濁度可能上升至 1000NTU 以上。要避免因高濁度而導致的自來水廠淨水功能全面停擺事件之發生，必須增加自來水淨水廠的備載容量並提升其對高濁度原水處理的應變能力。根據石門供水區供需分析之結果，目前需加上板新水廠的供水能量才能達到理想的備載容量。石門水庫的高濁度原水經離心程序處理後，原水的濁度可降低 80%，加入鋁鹽或鐵鹽可增加離心分離的效果。另外，磁性絮聚技術也可有效的去除原水中的濁度。

關鍵詞：濁度、備載容量、離心分離、磁性絮聚

第一章 前言	1
1.1 研究緣起	1
1.2 研究內容	2
第二章 文獻回顧	3
2.1 固液分離程序	3
2.2 混凝技術	8
第三章 研究方法	13
3.1 整體研究架構	13
3.2 備載容量規劃分析	13
3.3 緊急應變策略評估	16
第四章 結果與討論	19
4.1 備載容量規劃分析	19
4.2 離心分離技術可行性評估	24
4.3 磁性分離法技術可行性評估	32
4.4 經濟可行性分析	35
第五章 結論與建議	41
5.1 結論	41
5.2 建議	42
參考文獻	44

圖目錄

頁次

圖 3-1 整體研究架構圖	14
圖 3-2 磁性顆粒合成方法圖	17
圖 4-1 民國 80 到 90 年桃園地區的尖峰用水量與平均日用水量比值變化圖	20
圖 4-2 民國 80 到 90 年桃園地區備載容量變化圖	20
圖 4-3 民國 80 到 90 年桃園地區備載率變化圖	21
圖 4-4 民國 80 到 110 年桃園地區尖峰用水量推估變化圖	21
圖 4-5 各情境下民國 95 年到 110 年桃園地區備載容量變化圖	23
圖 4-6 各情境下民國 95 到 110 年桃園地區備載率變化圖	23
圖 4-7 轉速 200rpm 下殘餘濁度與離心時間關係圖	25
圖 4-8 離心時間為 5 分鐘時，殘餘濁度與轉速的關係圖	26
圖 4-9 殘餘濁度與離心因數(f)的關係圖	27
圖 4-10 離心分離因數與所需分離時間與顆粒粒徑的關係圖	27
圖 4-11 不同初始懸浮微粒濃度與離心分離效果關係圖	29
圖 4-12 石門水庫原水之轉速與殘餘濁度關係圖	31
圖 4-13 石門原水殘餘濁度與鋁鹽劑量關係圖	31
圖 4-14 石門原水殘餘濁度與鐵鹽劑量關係圖	32
圖 4-15 石門原水殘餘濁度與磁種劑量關係圖(無外加磁場)	33
圖 4-16 石門原水殘餘濁度與磁種劑量關係圖(外加磁場強度 1500Gauss)	34
圖 4-17 常用之離心分離結構示意圖(a 管式 b 螺旋式 c 碟式)	37
圖 4-18 碟式離心分離機結構示意圖	38

表目錄

頁次

表 2-1 圓球顆粒在不同 Re 數範圍的阻力係數表	4
表 2-2 圓球在不同 Re 數範圍的終端速度公式表	4
表 2-3 不同混凝劑優劣比較表	11
表 4-1 工業級氯化鐵、氯化亞鐵以及氫氧化鈉價格純度表	39

第一章 前言

1.1 研究緣起

台灣地區山高水急、河流短促，河川流速快、沖刷嚴重，因此當暴雨發生時河川水的濁度可能上升至 1000NTU 以上。由於人為活動以及氣候變遷的結果使得高濁度原水事件發生的頻率不斷升高。當此種高濁度的原水進入淨水系統時，會使得傳統的混凝沈澱程序處理後殘留之濁度大增，導致過濾單元的負荷升高，造成濾程縮短、反沖洗頻率增加等問題，使得淨水廠被迫減量供水。嚴重時甚至會使得淨水廠的出水水質不符合飲用水標準而關廠停水。由於台灣地區大多數的淨水廠的水源均為地表水，故此種高濁度原水的處理已經成為全台灣每年都必須面對的問題。以民國九十三年八月侵襲北台的艾莉颱風為例，因颱風期間石門水庫集水區降下 1000 毫米以上的大雨，導致水庫原水濁度高達 1 萬 NTU 以上。此高濁度的原水進入淨水系統後造成桃園縣境內所有的自來水淨水廠停擺，嚴重影響民生及工業用水的供應。

要避免淨水廠淨水功能全面停擺事件之發生，除了需就集水區整治、水庫管理等降低原水濁度等治本之道進行努力之外，如何評估自來水淨水廠的備載容量並提升其對高濁度原水處理的應變能力，也是目前不容忽視的問題。另外，開發高濁度原水的處理技術也是一種有效的治標之道。雖然處理此種原水所勢必耗費大量能源及金錢，但與全面停水所造成的損失相比，仍有相當大的經濟效益。

本研究團隊以石門水庫供水區為例，分析桃園地區需水量成長趨

勢以及檢討該區目前及未來的供水能力，對其備載容量提出適當的規劃建議。此外，本研究團隊也針對各種現有高濁度原水處理理論在實廠應用的進行技術可行性及經濟可行性評估，希望能將其有效應用於高濁度原水事件的應變處理上。

1.2 研究內容

本研究主要的研究內容如下：

1. 收集並分析歷年來石門水庫供水區的用水資料，以作為備載容量分析之依據。
2. 依照子計畫二「自來水供需情況及供水風險之評估」所推估之自來水供需情況檢討桃園地區目前及未來的供水能力。
3. 針對各種現有高濁度原水處理理論在實廠應用的技術及經濟可行性進行評估。

第二章 文獻回顧

2.1 固液分離程序

要降低水中之濁度，就是要將水中的固體物質與液體分離，故本研究首先針對各種固液分離程序理論進行瞭解回顧。目前工程上常用的固液分離程序有沈澱、離心、浮除、過濾及薄膜分離程序等。其中較可能用於高濁度原水處理主要以前二種程序為主，分別討論如下：

1. 沈澱程序

物體在流體中運動時，因流體的作用產生的阻力如下式：

$$F_D = C_D A_p (\rho_f u^2 / 2) \quad (1)$$

其中 C_D ：阻力係數； A_p ：截面積； ρ_f ：流體密度； u ：相對速度。

對圓球而言：

$$F_D = C_D \left(\frac{1}{4} \pi D_p^2 \right) (\rho_f u^2 / 2) \quad (2)$$

不同幾何形狀的物體其阻力係數不同；阻力係數的大小為雷諾數(R_e)

的函數，其定義為 $R_e = \frac{\rho_f u D_p}{\mu}$ ，圓球在不同 R_e 數範圍的阻力係數如

表 2-1 所示。粒子運動達到等速運動時，此時的速度稱為終端速度。

圓球在各種範圍 R_e 數下的終端速度如表 2-2 所示。

表 2-1 圓球顆粒在不同 R_e 數範圍的阻力係數表

定理名稱	R_e	C_D	F_D
Stokes' law	$R_e < 2$	$24/R_e$	$3\pi\mu u D_p$
Allen's law	$2 < R_e < 500$	$10 R_e^{-0.5}$	$1.25\pi(\mu\rho_f u^3 D_p^3)^{0.5}$
Newton's law	$500 < R_e < 10^5$	0.44	$0.055\pi\rho_f u^2 D_p^2$

表 2-2 圓球在不同 Re 數範圍的終端速度公式表

R_e	終端速度
$R_e < 2$	$[g(\rho_p - \rho_f)D_p^2 / 18\mu]$
$2 < R_e < 500$	$[4g^2(\rho_p - \rho_f)^2 D_p^3 / 225\rho_f\mu]^{1/3}$
$500 < R_e < 10^5$	$[3.03g(\rho_p - \rho_f)D_p / \rho_f]^{1/2}$

含有多數的懸浮粒子於水中靜置一段時間，水中粒子因重力產生沈澱，在分離過程中由上而下產生明晰的界面，底部則由下而上產生向上移動的堆積界面。以批式沈積試驗可知，在界面上，上層與下層的粒子分別以 U_1 、 U_2 速度向下運動，界面移動速度為 u ，在界面上的質量平衡為：

$$u = \frac{\rho_2 U_2 - \rho_1 U_1}{\rho_2 - \rho_1} \quad (3)$$

$$\rho_1 (U_1 - u) = \rho_2 (U_2 - u) \quad (4)$$

在清晰的界面上，沒有粒子粒子的密度為零，若假設懸浮液內粒子濃度不變（ $\rho_1 = 0, \rho_2 = \rho_0$ ），則界面下降速度如下：

$$u_{top} = U_0 \quad (5)$$

在沈積層的界面上 $\rho_1 = \rho_0$ 、 $\rho_2 = \rho_m$ 、 $U_2 = 0$ ，界面上升速度如下：

$$u_{bottom} = U_0 \left(\frac{\rho_0}{\rho_m - \rho_0} \right) \quad (6)$$

在時間為 t 時兩界面層高度分別為（ x 座標往下為正）

$$x_{top} = U_0 t \quad (7)$$

$$x_{bottom} = H - U_0 \left(\frac{\rho_0}{\rho_m - \rho_0} \right) t \quad (8)$$

達到平衡時粒子完全沈澱在沈積層上，此時平衡時間 (τ) 與高度 (h)

分別可以公式 9、10 計算：

$$\tau = \frac{H}{U_0} \left(1 - \frac{\rho_0}{\rho_m} \right) \quad (9)$$

$$h = H \frac{\rho_0}{\rho_m} \quad (10)$$

在粒子濃度不高時粒子沈降速度符合 Stoke 定律，其清晰層界面移動速度與粒子終端速度相同。但粒子濃度高時粒子對液體與粒子對粒子間都產生影響，上述的線性沈積公式就必須再修正。

2. 離心分離程序

在離心力場中加速度的大小如下所示：

$$Z = r\omega^2 \quad (11)$$

若流體以旋轉半徑 r ，角速度 ω 旋轉，粒子與流體旋轉速度相等，並

忽略慣性力。則可將表 2-2 中終端速度之公式之 g 改成 $r\omega^2$ 。離心程序最大的好處是終端速度可以用角速度加以控制，當角速度增加時，終端速度亦大幅增加，因此固液分離效率可以無限增加，但其缺點為需消耗大量能量。

離心管測試法是實驗室中最常用來測試溶液中顆粒是否會在離心重力下被分離的方法 (Leung, 1998)。懸浮溶液之黏度 (viscosity)、溶液在離心管中之初始深度、溶液與顆粒之密度差、離心轉速、離心時間等會影響離心分離之效率 (Leung, 2004)。另有研究學者指出，離心法與尺寸排除層析法 (size exclusion chromatography) 均可有效分離金屬奈米顆粒 (Novak, 2001; Neesse, 2004; Sturgill, 2000)。這些研究結果均顯示，利用離心法分離/回收顆粒不論在實驗室或放大至工業製程均是可行的。但如何經濟而有效將離心程序大規模應用在淨水程序上，仍有待研究。

3. 磁性分離程序

除了離心法外，近年來磁種絮聚分離 (Magnetic seeding aggregation separation) 技術逐漸受到環工界的重視，舉凡顆粒 (Leun

and Sengupta, 2000)、油污(Chun and Park, 2001)、重金屬(Feng et al., 2000; Kaminski and Nunez, 2002)以及有機物(Oliveria and Rios, 2003)皆可以此技術去除。此技術主要的原理是利用磁性顆粒與水中的污染物結合，再利用磁場對磁性顆粒的磁力作用將污染物與水分離。若在非磁性顆粒存在的系統中，加入少量磁性顆粒與之碰撞絮聚，或加入混凝劑將其混凝形成膠羽，則此膠羽也會受到磁場的磁力作用，故此種磁性膠羽在外加磁場中的去除效果會隨磁場強度的增加而上升。此外，由於常用的磁性顆粒(四氧化三鐵)在中性溶液中表面帶正電，而大多數的濁度顆粒表面帶負電，故這兩種顆粒也會因靜電力而結合變大。

2.2 混凝技術

水中之濁度大多為微小膠體粒子所造成的，若要這些膠體粒子自然沈澱，所需的時間可能長達數天至數年。因此淨水廠多利用混凝技術使水中的膠體粒子互相結合變大，以節省沈澱所需的時間。以下針對混凝理論及混凝劑種類進行回顧。

1. 混凝理論

混凝程序包含了「去穩定」(destabilization)及「膠凝」(flocculation)

兩個過程，其中「去穩定」的過程為其關鍵，若能成功的將膠體粒子去穩定，自然就可使其膠凝。去穩定作用主要的機制有下列四種 (Amirtharagjah and O'Melia, 1990)：

(1)電雙層壓縮 (double layer compression)

膠體粒子之所以能在水中穩定存在，主要是因為其表面帶有相同的電荷（多為負電），使其無法狀形成較大的粒子。若在水中加入相反電荷的離子，則可降低其電斥力而增加其碰撞的機會。值得注意的是不同相反電荷離子所需的臨界混凝濃度 (Critical coagulation concentration, 簡稱 C.C.C.) 與離子價數的 6 次方成反比，故加入離子的價數越高越好。

(2)吸附及電性中和 (adsorption and charge neutralization)

膠體粒子會吸附相反電荷的離子，使其表面電性降低。但若加入的離子太多會導致電性逆轉而形成「再穩定」的現象。

(3)沈澱掃除 (sweep flocculation)

加入高劑量的金屬離子會在適當的 pH 值下形成金屬氫氧化物，此氫氧化物的體積甚大，因此可在沈降的過程中將膠體粒子掃除。此機制不會因過量加藥而引起「再穩定」，但缺點為污泥量較多。

(4) 吸附及架橋作用 (adsorption and bridging)

吸附及架橋作用主要是指當水中加入具有多個官能機的長鍊狀高分子聚合物時，膠體顆粒會吸附在官能機上，當吸附的膠體顆粒大於 1 個時，高分子聚合物就像橋一般，將多個膠體顆粒連結在一起，形成大型的膠羽。此機制也會因加入的高分子聚合物太多而導致「再穩定」的現象，但若與沈澱掃除機制同時發生則可有效降低污泥體積。

2. 混凝劑種類及優劣比較

常用的混凝劑可分為鐵鹽、鋁鹽及高分子聚合物等三大類，其優劣比較如表 2-3 所示。其中高分子聚合物除了可單獨作為混凝劑外，也可與鐵鹽或鋁鹽共用成為助凝劑，以增加膠羽的穩定性與減少鐵鹽或鋁鹽的加藥量及污泥體積(Croll et al., 1974；Edwald and Tobiason, 1999)。國內已有相關研究證實以高分子聚合物搭配多元氯化鋁

(PAC) 可有效處理高濁度的原水且可增加沈降速度並降低污泥體積 (李, 1996; 葉, 2003)。若能以高分子聚合物搭配鐵鹽使用, 應可能可進一步增加沈降速度並降低污泥體積, 減緩高濁度原水所造成的沈澱池污泥堆積問題。

表 2-3 不同混凝劑優劣比較表

混凝劑	鐵鹽	鋁鹽	高分子聚合物
優點	劑量少、效果穩定、膠羽密度高、pH 範圍大 (4~9)。	價格低、效果穩定、無色度殘留。	不受 pH 影響、污泥體積小。
缺點	價格高、具腐蝕性、易造成色度殘留。	具有致病性、膠羽密度低、污泥體積較大、pH 範圍較小 (6~9)。	可能有致癌性、效果不穩定。

雖然高分子聚合物能增加混凝效果，但國外對其使用於飲用水淨水處理均有嚴格的限制；瑞士、日本甚或禁止高分子聚合物在飲用水處理過程中之使用。究其主因可略歸為三項（Aizawa et. al., 1991；Bellar et. al., 1974；Chang et. al., 1999），其一，在於被應用最廣泛的聚丙烯醯胺（polyacrylamide, PAM）聚合物，被認為可能增加致癌之風險。其二，在高分子聚合物之製造過程中可能因合成製程之控制不良，致使產品中含有部份殘餘單體、其他反應物及副產物等，這些物質可能對人體產生不良之影響。其三，分子聚合物本身或其部份殘餘單體及不純物，可能在淨水過程中之消毒程序，與氧化劑如氯氣；次氯酸鹽及臭氧等發生反應，成為三鹵甲烷等消毒副產物。我國環保署公告聚丙烯醯胺，聚氯化已二烯二甲基胺（Poly (diallyl- dimethyl) ammonium chloride, Poly (DADMAC)) 及氯甲基一氧三環二甲基胺（Epichlorohydrin dimethyl-amine polymer, EPI-DMA Polyamines）三種高分子聚合物為可使用於飲用水淨水處理藥劑，不過原水濁度大於 250NTU 時方可使用，且有最大添加量的限制（張，1994）。

第三章 研究方法

3.1 整體研究架構

本研究整體架構如圖 3-1 所示，主要研究項目將包含自來水廠備載容量之規劃建議及高濁度事件發生時應變策略評估兩大主軸。在自來水廠備載容量之規劃方面，本研究首先收集歷年來石門水庫供水區的用水資料，以分析其尖峰用水與平均用水量之間的關係。再參考子計畫二「自來水供需情況及供水風險之評估」所推估之自來水供需情況的研究成果以檢討桃園地區目前及未來的供水能力。在應變策略評估方面，本研究根據第二章文獻回顧所得之結果，針對二種在工業廢水上已證實可行的高濁度原水處理技術，離心分離法以及磁性分離法，進行技術可行性以及經濟可行性分析，以評估其在實廠應用的可行性。各部分的研究方法分述如下。

3.2 備載容量規劃分析

備載容量是由供水能量以及尖峰用水量所決定的，三者的關係如公式 13 所示：

$$\text{備載容量} = \text{供水能量} - \text{尖峰用水量} \quad (13)$$

其中尖峰用水量為最大日用水量，最大日用水量與平均日用水量有關，一般生活用水最大日用水量與平均日用水量的比值約為 1.3～

1.5，但由子計畫二可知桃園地區的用水需求中工業用水也佔了非常大的比例，故最大日用水量與平均日用水量的比值可能會偏低。

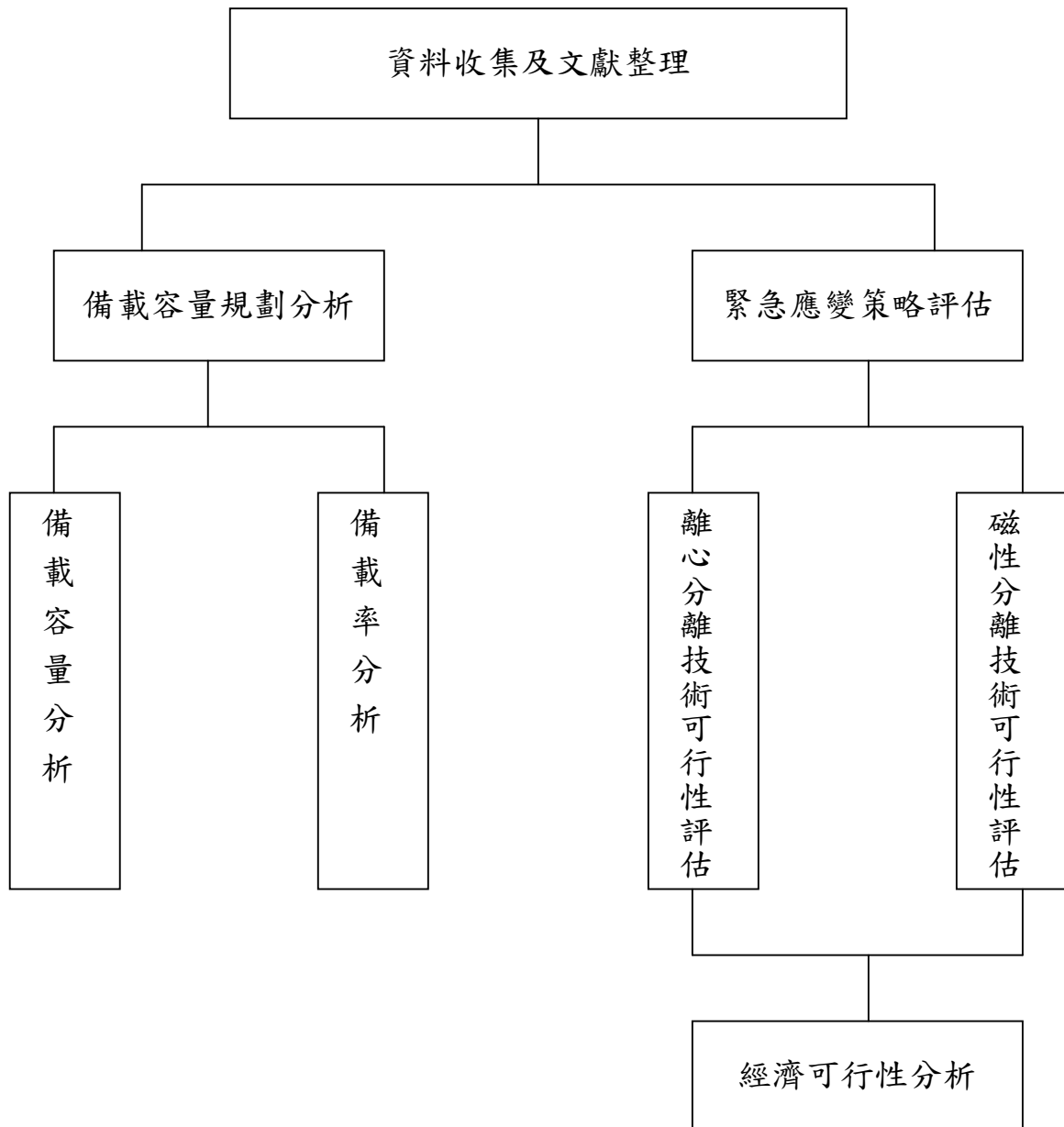


圖 3-1 整體研究架構圖

為避免高估尖峰用水量，本計畫收集民國 80 年至 89 年桃園地區的供水資料，找出尖峰用水量與平均日用水量的關係以作為備載容量分析的依據。

足夠的備載容量可以增加意外事件發生時的應變能力，提供機械設備維修保養的時間，預防停水事件的發生。尤其當高濁度事件發生時，造成停水的主因大多是沈澱池或過濾單元負荷過高，若有足夠的備載容量則可增加沈澱池或快濾單元的使用時間，避免全面停水的情況發生。備載容量是否足夠可用備載率來檢驗。備載率為備載容量與尖峰用水量的比值，如公式 14 所示。

$$\text{備載率} = \text{備載容量} \div \text{尖峰用水量} \quad (14)$$

根據台灣省自來水公司的建議，備載容量應為尖峰用水量的 30% 才能有效降低水廠的供水風險，故備載率要在 0.3 以上。本研究參考子計畫二「自來水供需情況及供水風險之評估」所推估之自來水供需情況的研究成果，並參酌經濟部相關增加桃園地區供水能力的計畫，推估未來該區之備載容量及備載率，以評估經濟部相關增加桃園地區供水能力的計畫是否足夠。經濟部相關增加桃園地區供水能力的計畫計有桃園海淡廠計畫（每日 3 萬噸）及桃園人工湖（每日 20 萬噸）、板新二期計畫（每日可增加供水 30 萬噸）以及增設 80 萬噸自來水處理

廠等。

3.3 緊急應變策略評估

本計畫所選用之緊急應變策略主要有離心分離法以及磁性分離法兩種。其研究方法分述如下：

1. 離心分離法

本研究以離心管測試法評估離心分離應用於高濁度原水處理之可行性。該法是將水樣注入長 8 公分之離心管，再將離心管放入離心機內，設定轉速與時間後即可進行分離程序。離心程序完成後以吸管吸取離心管中央的水樣 10ml 分析其濁度以及總懸浮固體濃度(SS)，每組實驗皆進行 4 重複實驗。

本研究所使用之離心機為 KUBOTA 公司所製造，型號為 6800，濁度以濁度計量測。總懸浮固體濃度則以環檢所之標準方法(NIEA W210.56A)將水樣經濾紙過濾後，烘乾秤重量測過濾前後濾紙的重量變化得之。

2. 磁性分離法

本研究所使用之磁性顆粒是以氯化鐵以及氯化亞鐵加氫氧化鈉所合成之四氧化三鐵顆粒，合成方法如圖 3-2 所示。實驗方法則類似混凝測試常用之瓶杯試驗 (Jar Test)，但在快速攪拌之後直接進入沈澱的過程，省略了慢混的程序。這主要是因為磁性顆粒的密度非常大 (4.8 g/cm^3)，在慢混程序中就會開始沈澱。沈澱時每二分鐘取水樣 1 次，每次 10 ml，以濁度計量測濁度。

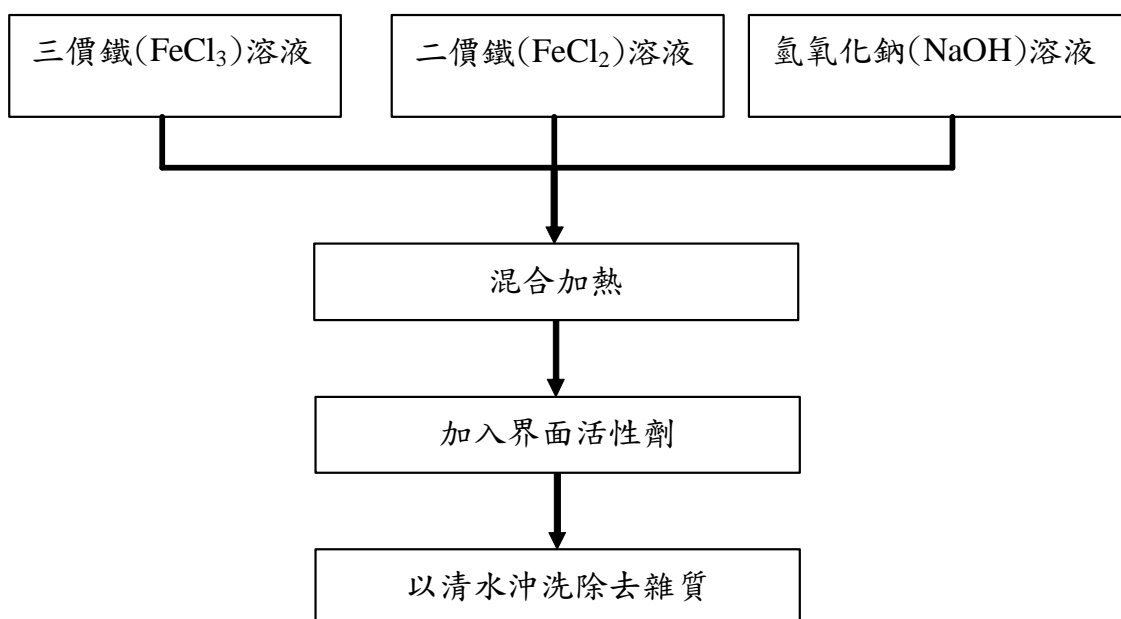


圖 3-2 磁性顆粒合成方法圖

在完成技術可行性分析後，本研究也進行初步的經濟可行性分析探討緊急應變策略的經濟可行性。由於處理成功後的效益差異不大，故本研究所使用的經濟分析方法為成本分析法，只針對此兩種方法的設置成本以及操作成本進行分析以比較其經濟性。

第四章 結果與討論

4-1 備載容量規劃分析

圖 4-1 為民國 80 到 89 年桃園地區的出尖峰用水量與平均日用水量的比值變化圖。由圖可知桃園地區尖峰用水量與平均日用水量的比值大致都 1.12~1.17 之間，變化不大，且比一般生活用水最大日用水量與平均日用水量的比值（1.3~1.5）要低。這主要是因為桃園地區的用水需求中工業用水佔了非常大的比例，而工業用水每日用水量的變化非常小，所以尖峰用水量與平均日用水量的比值偏低。由於桃園地區的尖峰用水量與平均日用水量的比值非常穩定，未來應該也不會有太大的變化，故本研究以民國 80 到 89 年間此比值的平均值 1.15 作為未來尖峰用水量推估的依據。

圖 4-2 及 4-3 分別為民國 80 到 89 年桃園地區的備載容量及備載率變化圖。由圖可知在民國 84 年以後，由於沒有建設新的淨水廠，桃園地區的備載容量及備載率逐年降低，甚至成為負值。在備載容量降低的同時，桃園地區停水事件發生的頻率及持續的時間也跟著增加。此種趨勢若不改善，勢必會影響到桃園地區未來的經濟發展。

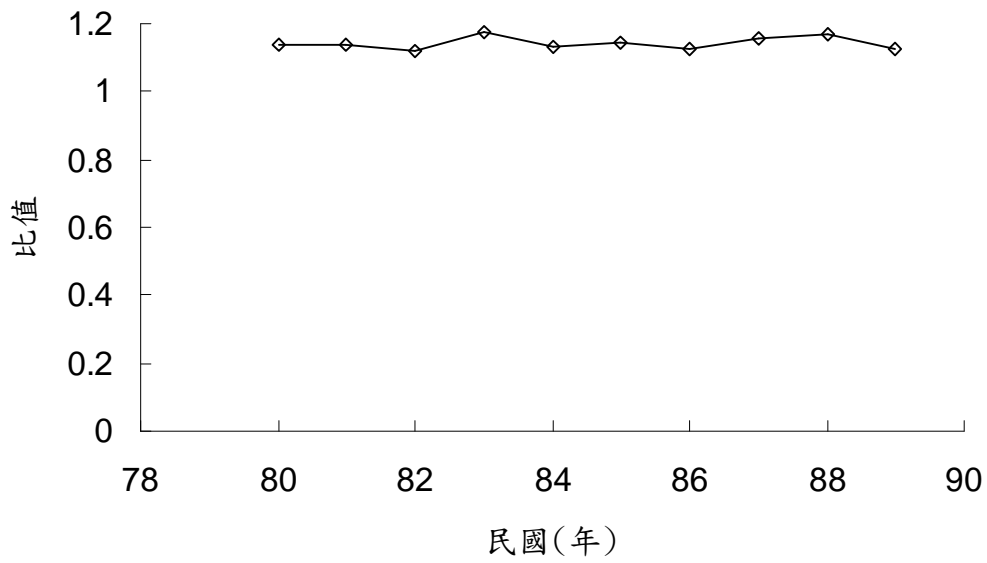


圖 4-1 民國 80 到 89 年桃園地區の出尖峰用水量與平均日用水量比值變化圖

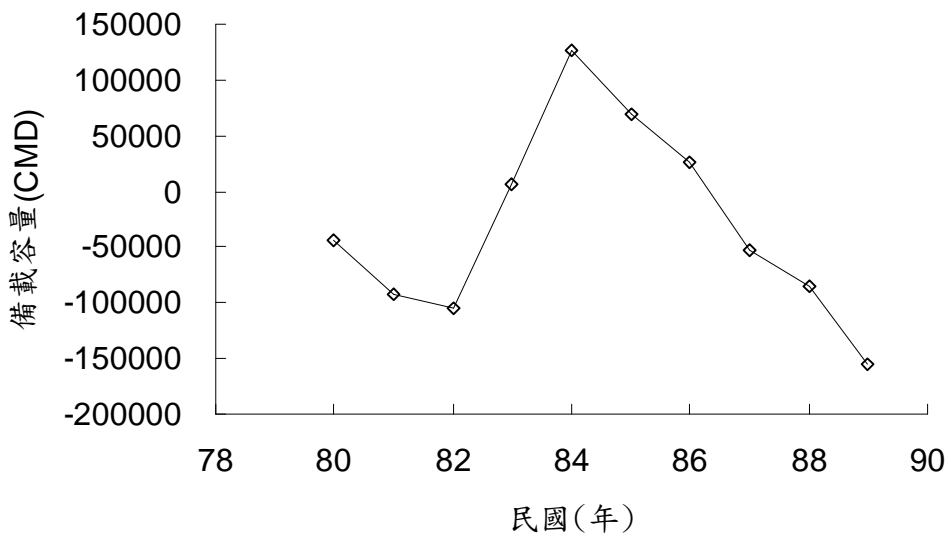


圖 4-2 民國 80 到 89 年桃園地區備載容量變化圖

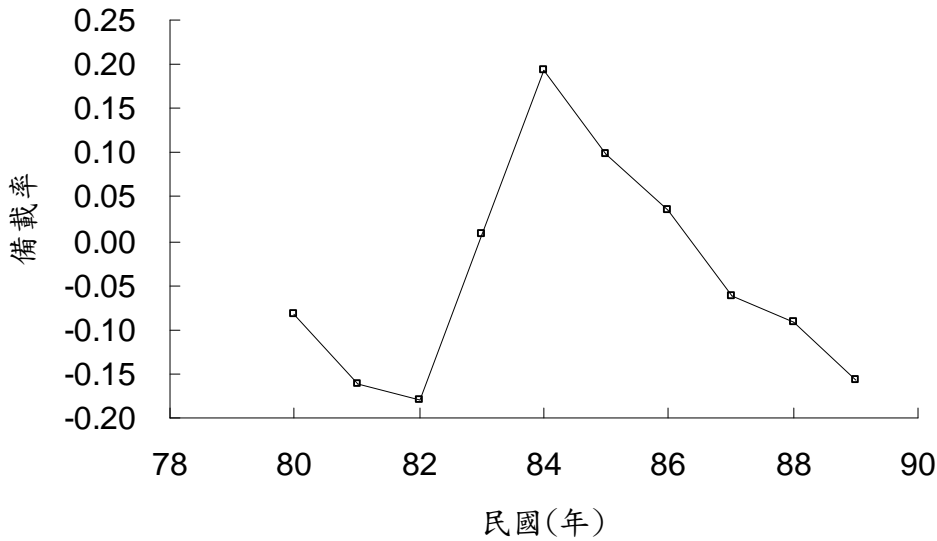


圖 4-3 民國 80 到 89 年桃園地區備載率變化圖

圖 4-4 為本研究根據子計畫二「自來水供需情況及供水風險之評估」所推估之自來水需求情況的研究成果所得之民國 80 到 110 年尖峰用水量變化圖。由圖可知目前桃園地區的尖峰用水量約為 140 萬 CMD，而在民國 110 年時則會增加至 170 萬 CMD。在此用水需求狀況下，本研究設定了三組供水情境來分析各情境下桃園地區備載容量是否足夠。情境一：供水能力不變（維持每日供水 117 萬噸）；情境二：板新二期計畫（每日可增加供水 30 萬噸）完工，可由板新水廠提供約 40 萬噸給桃園地區（目前已可每日供水 10 萬噸）；情境三：板新二期計畫完工並在桃園地區增設一座 80 萬噸自來水處理廠。

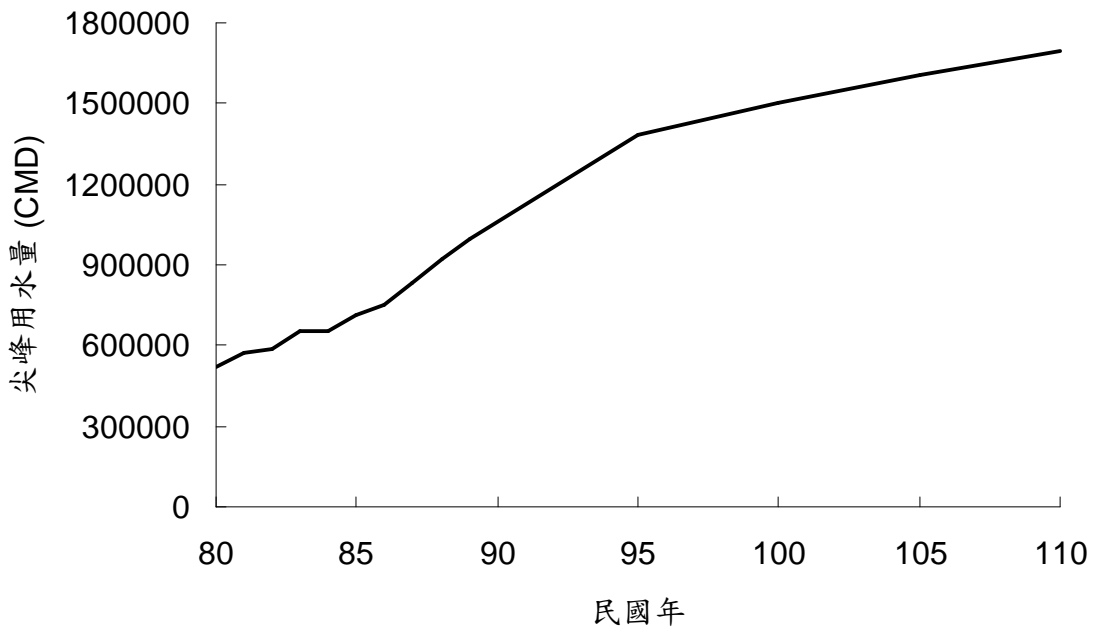


圖 4-4 民國 80 到 110 年桃園地區尖峰用水量推估變化圖。

圖 4-5 及 4-6 分別為各情境下民國 95 到 110 年桃園地區的備載容量及備載率變化圖。由圖可知在供水能力不變的條件下(情境一)，桃園地區之備載率在未來 15 年中均為負值；在板新二期計畫完工的條件下，備載率也只能在 5 年內維持在正值，且也無法滿足備載率大於 0.3 的要求(情境二)；只有在板新二期計畫完工並增設一座 80 萬噸自來水處理廠的條件下(情境三)，才能滿足備載率大於 0.3 的要求。

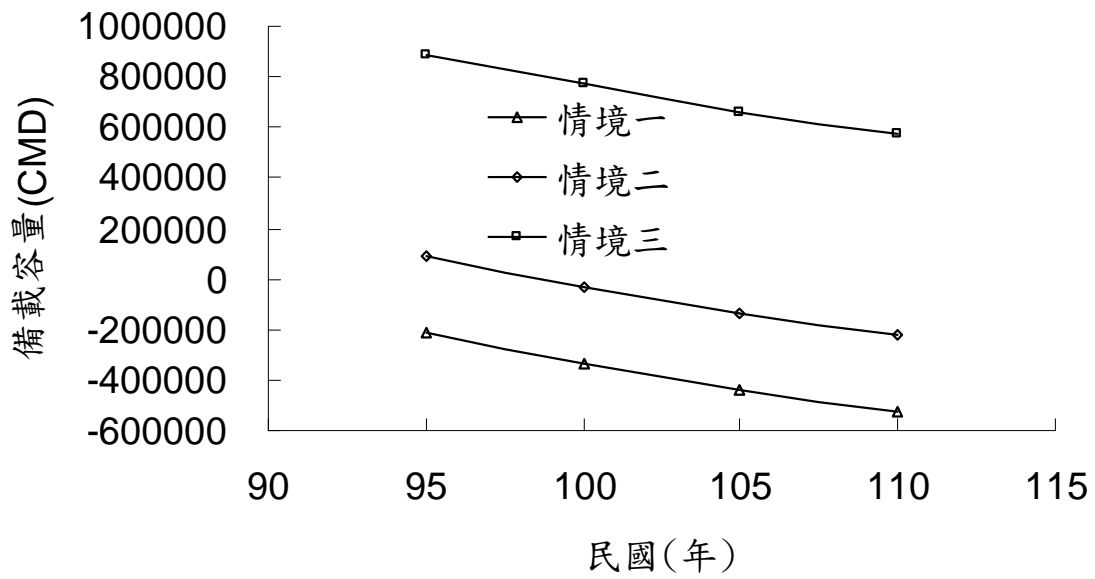


圖 4-5 各情境下民國 95 到 110 年桃園地區備載容量變化圖

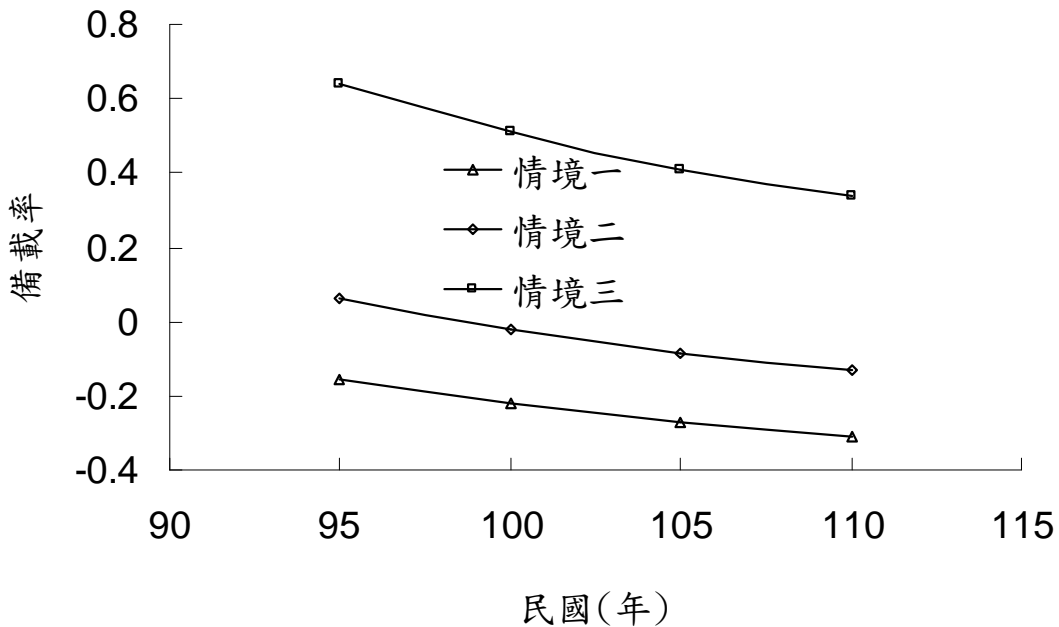


圖 4-6 各情境下民國 95 到 110 年桃園地區備載率變化圖

由以上的討論可知，藉由跨區供水以及興建新的自來水處理廠，可以有效提升桃園地區的備載容量，而且由於多餘的供水能力是藉由板新水廠跨區供水所提供，故並不會在平常時因供水設備閒置而造成浪費。若能將新竹地區也納入跨區供水調度的系統，應可更有效降低高濁度原水事件所造成的衝擊，降低供水風險。

4.2 離心分離法技術可行性評估

由第二章關於顆粒沉降速度的討論可知，當旋轉半徑固定時影響離心分離效果主要的因子為轉速以及離心時間。故本研究首先探討這二個因子與離心分離的關係。由於本部分主要的目的為離心理論的驗證，故以顆粒性質較單純的高嶺土合成高濁度原水進行實驗。

圖 4-7 為轉速 200 rpm 下殘餘濁度與離心時間的關係圖，由圖可發現當離心時間由 3 分鐘增加至 4 分鐘時，殘餘濁度迅速由 1000 NTU 下降至 300 NTU。此結果顯示離心分離的沉降類型並非單純的單顆粒沉降，而是會形成沈澱介面的介面沉降。因此當取樣點在清渾介面之下時，殘餘濁度與初始濁度差不多，且殘餘濁度並不會隨離心時間增加而降低，甚至會因介面下降使得混水被濃縮而使殘餘濁度升高，而當取樣點在清渾介面之上

時，殘餘濁度便大幅降低。

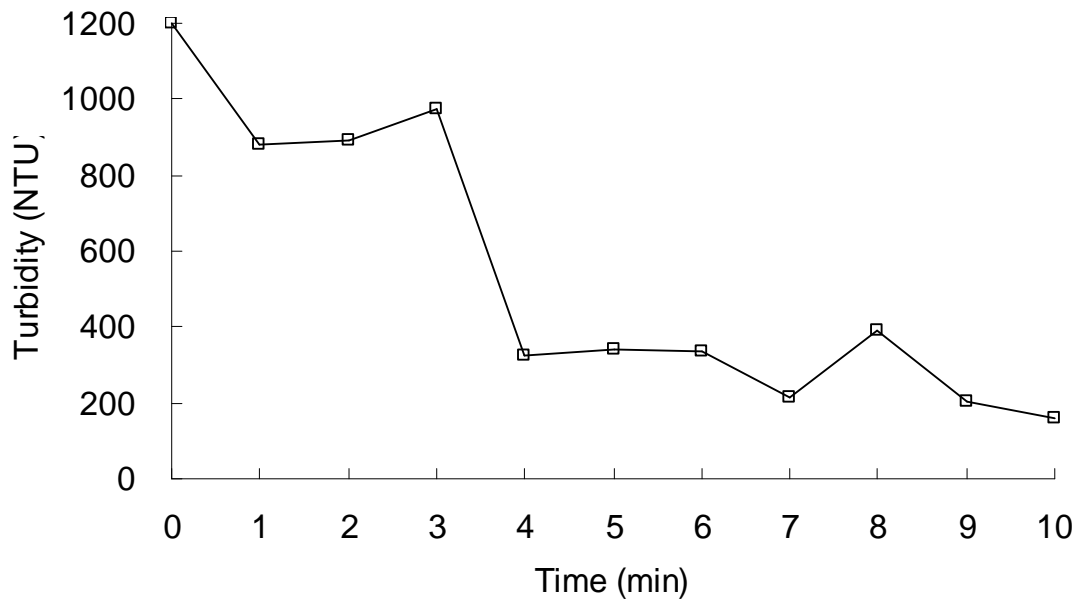


圖 4-7 轉速 200 rpm 下殘餘濁度與離心時間關係圖

圖 4-8 為固定離心時間為 5 分鐘時，殘餘濁度與轉速的關係圖。由圖可知殘餘濁度會隨著轉速的增加而下降，且在 400 rpm 時降低至 100 NTU 以下，之後再增加轉速殘餘濁度的下降也有限。這主要是因為水中的顆粒大部分已經去除完成，殘餘的顆粒實在太過微小，即使以離心法仍然無法去除。

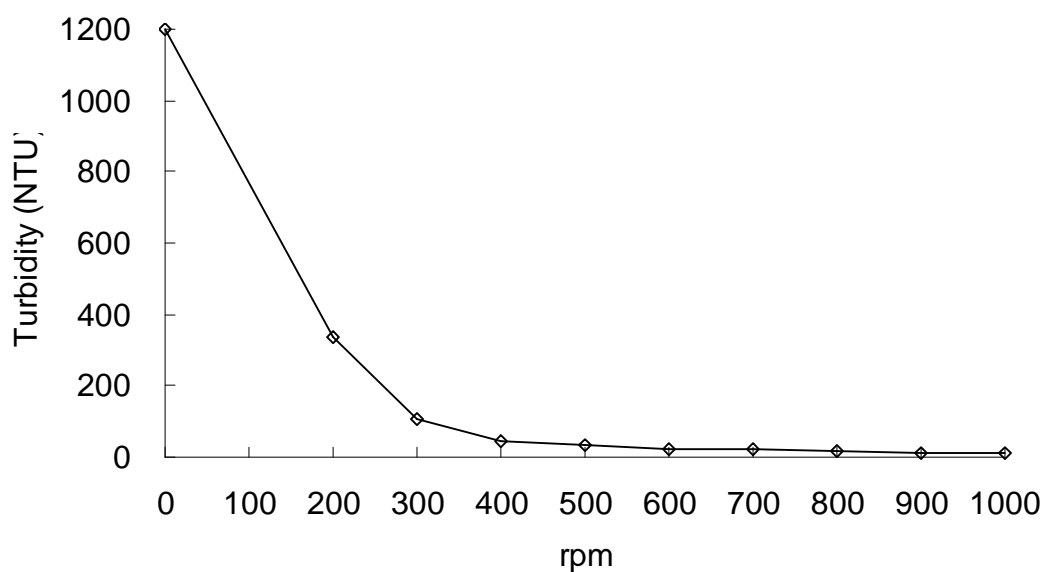


圖 4-8 離心時間為 5 分鐘時，殘餘濁度與轉速的關係圖

在離心分離法中離心分離因數(f)是反映離心機分離能力的重要指標，它表示在離心力場中微粒可以獲得比在重力場中大 f 倍的作用力，也就是離心力與重力的比值，可以下式計算。

$$f = \frac{r\omega^2}{g} \quad (15)$$

f 值愈大，表示離心力愈大，其分離能力愈強。圖 4-9 為固定離心時間為 5 分鐘時，殘餘濁度與離心分離因數(f)的關係圖。圖 4-10 則為本離心管實驗條件下(管長 8cm，旋轉半徑 10cm，高嶺土比重 2.45)，理論上不同顆粒粒

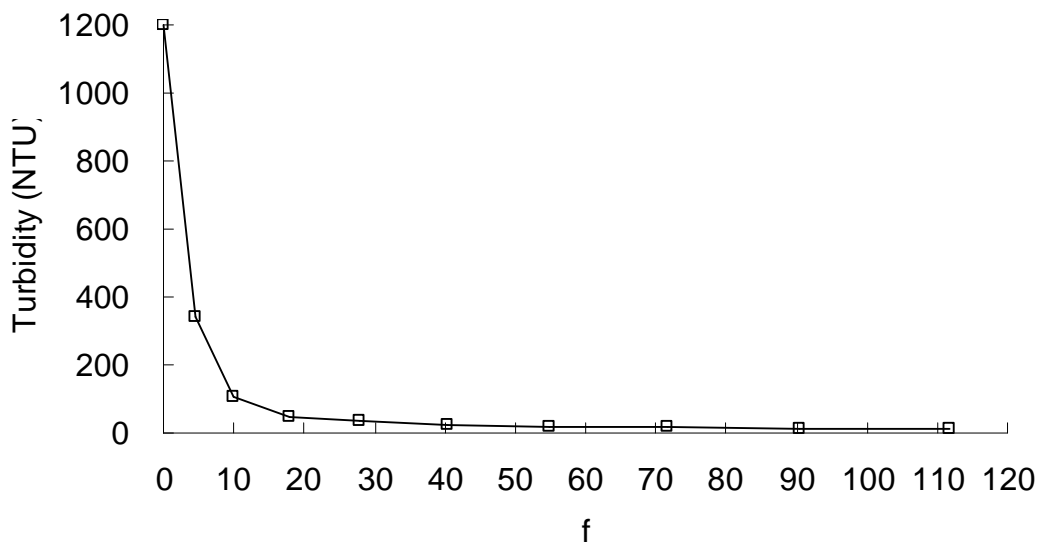


圖 4-9 殘餘濁度與離心分離因數(f)的關係圖

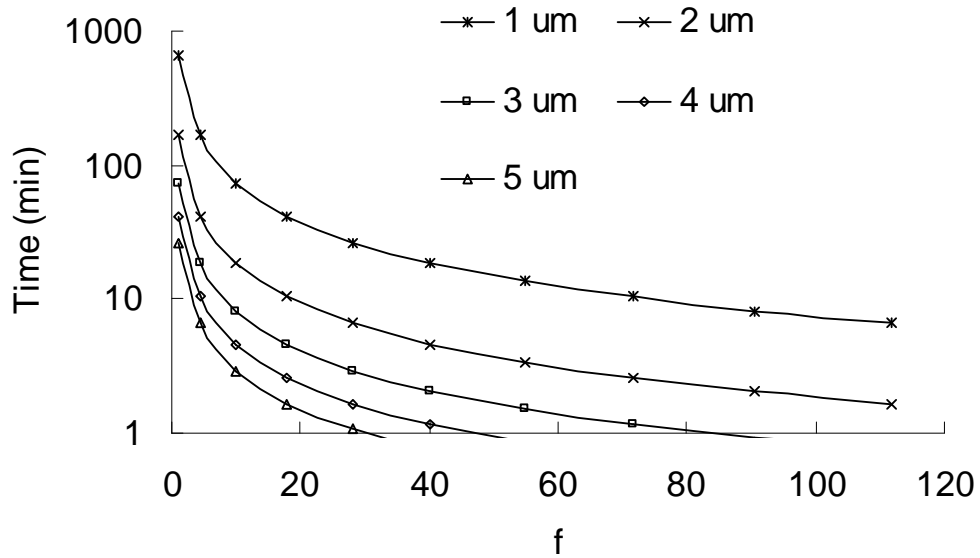


圖 4-10 離心分離因數與所需之分離時間與顆粒粒徑關係圖。

徑的高嶺土，在不同離心分離因數下所需之分離時間變化圖。比較兩圖可知，若要在 5 分鐘內完成離心分離，高嶺土顆粒之粒徑應在 $3\mu\text{m}$ 以上。但人工配置的高濁度高嶺土原水粒徑分布主要在 $1\mu\text{m}\sim 2\mu\text{m}$ 之間。這表示在離心分離的過程中，離心力除了有加速顆粒沉降速度的作用外，也有使顆粒碰撞變大的效果。

顆粒碰撞變大稱為絮凝作用，使顆粒產生絮凝的首要條件是接觸碰撞，顆粒在水中的接觸碰撞，主要有 3 種途徑：顆粒的布朗運動；顆粒間的沉降速度差異以及流動水體的水力作用。由布朗運動所造成的顆粒碰撞速率與水溫成正比，與顆粒濃度平方成正比，而與顆粒尺度無關，實際上只有小顆粒才有布朗運動，隨著顆粒粒徑增大，布朗運動將逐漸減弱，當顆粒粒徑大於 1 微米時，布朗運動已不存在。在絮聚過程中，主要考慮毫米級以上的顆粒，因此由布朗運動產生的顆粒接觸碰撞可忽略不計。而離心管中水並沒有流動，故流動水體的水力作用也可忽略不計。

單位體積單位時間內由沉降速度差異所產生的顆粒接觸碰撞次數 N_C 可表示為：

$$N_C = \pi \times n_i n_j (V_i - V_j)(r_i + r_j)^2 \quad (16)$$

式中 n 為單位體積內的顆粒數， V_i 、 V_j 及 r_i 、 r_j 分別為 i 和 j 顆粒的速度及

半徑。在離心場中顆粒速度與離心分離因數成正比，故離心分離因數越大，因沈降速度差異所產生的絮聚效果越好。因此在進行離心分離時，應盡量選擇分離因數大的條件進行設計。

由公式 16 可知，在離心場中的絮聚效果與單位體積內的顆粒數有關，顆粒濃度越高則絮聚效果越好，故當懸浮微粒濃度增加時，離心效率應該會隨之增加。圖 4-11 為不同初始懸浮微粒濃度與離心分離效果之間的關係圖，由圖可知顆粒濃度越高則離心分離效果越好，證明離心分離時確實會造成顆粒絮聚變大。

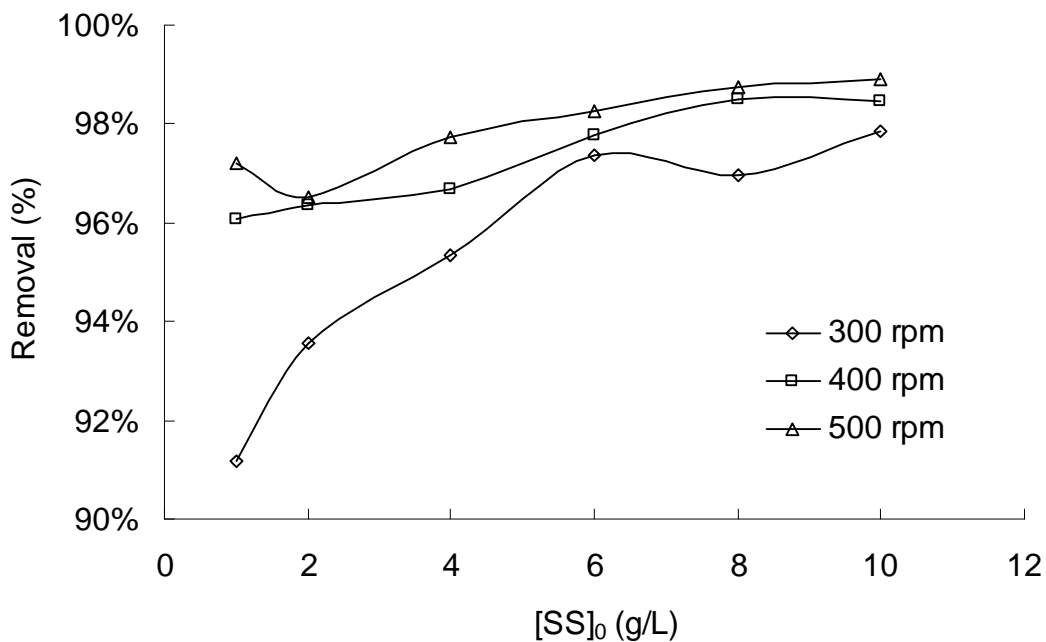


圖 4-11 不同初始懸浮微粒濃度與離心分離效果關係圖

上述實驗都是由高嶺土合成的人工高濁度原水進行實驗，由子計畫四「颱風期間水庫蓄清排渾效應之評估」的研究成果可知，高嶺土的顆粒性質與石門水庫濁度顆粒的沈降性質並不相同，故本計畫特別於民國九十四年 8 月對馬莎颱風後石門水庫放流的原水進行採樣，以驗證離心分離法處理石門水庫放流原水的效果。圖 4-12 為當分離時間固定為 5 分鐘時，轉速與殘餘濁度之關係圖。由圖可發現雖然處理後之濁度已經大幅降低，但在轉速較低時的去除率只有 85% 左右，並無法達到處理高嶺土合成之人工原水時 95% 的濁度去除水準。這主要應是石門水庫放流的原水中的顆粒界達電位 (-51.6 mV) 太高所造成的。為提高對石門水庫原水濁度的去除效果，本研究在原水中加入鋁鹽($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)或鐵鹽(FeCl_3)對原水進行混凝，之後再進行離心分離，其結果如圖 4-13 及圖 4-14 所示。由此二圖可發現，石門水庫原水加入適當的混凝劑後離心分離的效率可增加至 90% 以上，證明添加混凝劑後，石門水庫原水可成功的以離心分離法處理。比較圖 4-13 及圖 4-14 可知，加入鐵鹽的效果又比鋁鹽好，這主要應該是因為鐵鹽所形成的氫氧化鐵膠羽密度較高，結構較緊密，更能抵抗離心時流體流動的剪力對膠羽所造成的破壞的緣故。

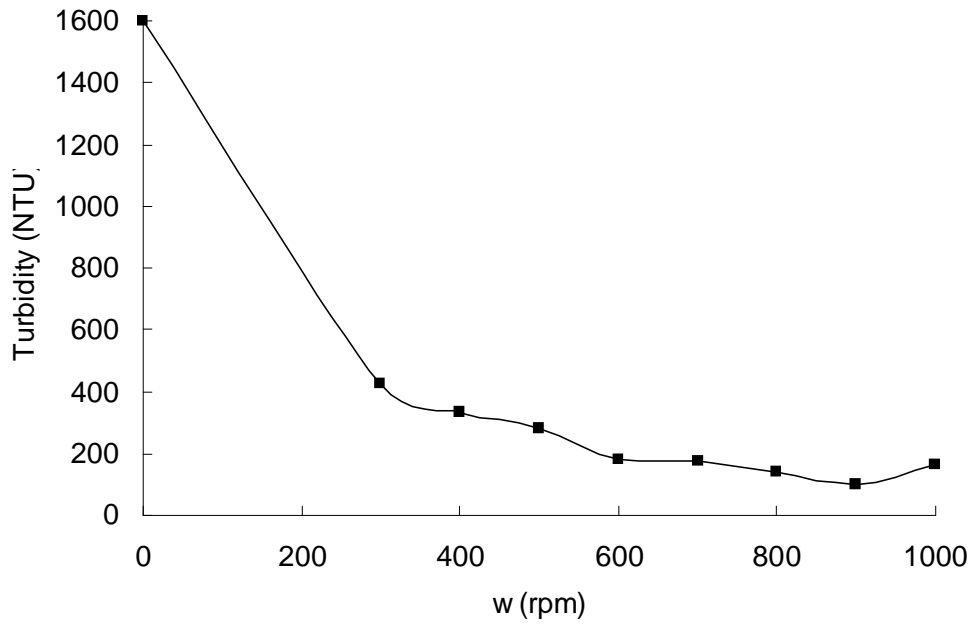


圖 4-12 石門水庫原水之轉速與殘餘濁度關係圖 (T = 5min)

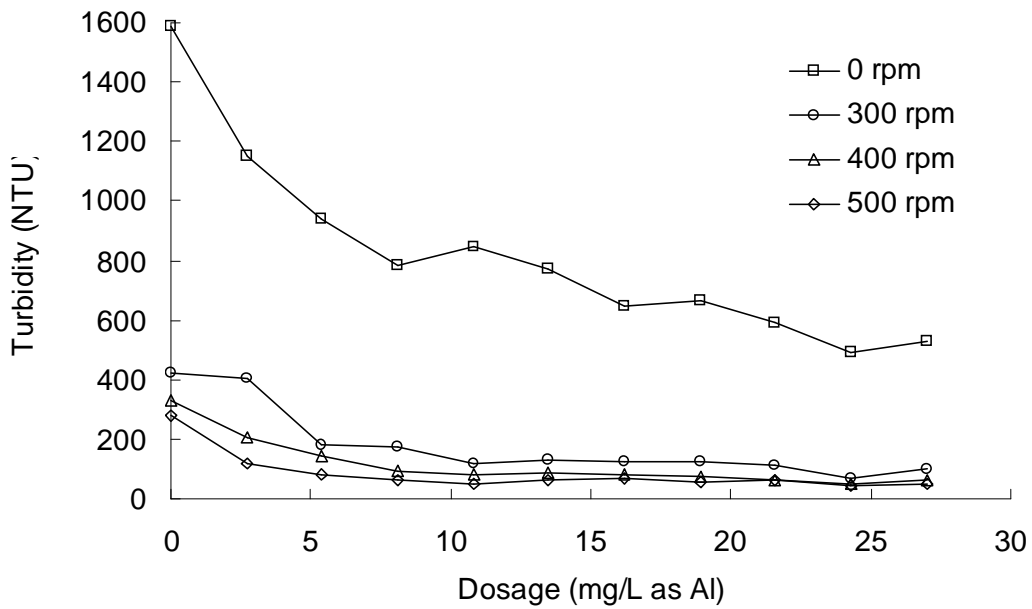


圖 4-13 石門原水殘餘濁度與鋁鹽劑量關係圖 (T = 5min)

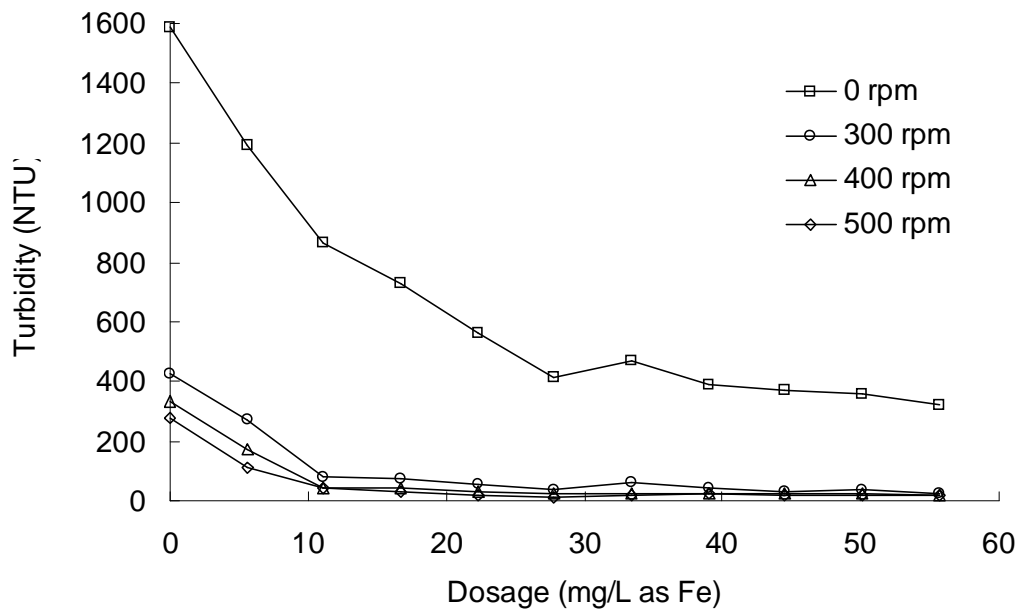


圖 4-14 石門原水殘餘濁度與鐵鹽劑量關係圖 (T = 5min)

4.3 磁性分離法技術可行性評估

磁性絮聚分離法主要是利用靜電吸引力與磁力來進行混凝。四氧化三鐵微粒的表面在 $\text{pH} < 7$ 時帶正電，而水中大部分的懸浮微粒的表面均帶負電，故當四氧化三鐵微粒加入水中後其他的懸浮微粒會因為靜電吸引力而與其碰撞聚集形成膠羽。由於四氧化三鐵微粒在這個過程中扮演核種的角色，故稱此效應為成核效應。另外由於四氧化三鐵微粒具有磁性，以其為核心所形成的膠羽也具有磁性，故此膠羽在水中非常容易相互碰撞團聚變

大，此效應為絮聚效應。絮聚效應可增加膠羽的沉降速度與緊密度，使其較一般的膠羽更易與水分離。絮聚效應與成核效應會同時發生，若加入的磁性顆粒劑量較少，則以成核效應為主。反之則以絮聚效應為主。

圖 4-15 及圖 4-16 分別為沒有外加磁場及有外加磁場時(1500 Gauss)，磁性顆粒劑量與處理效果的關係圖。由此二圖可知，無論有無外加磁場，當磁種劑量達到 5g/L 以上時，磁性絮聚法均能在 30 分鐘內將水中之濁度由

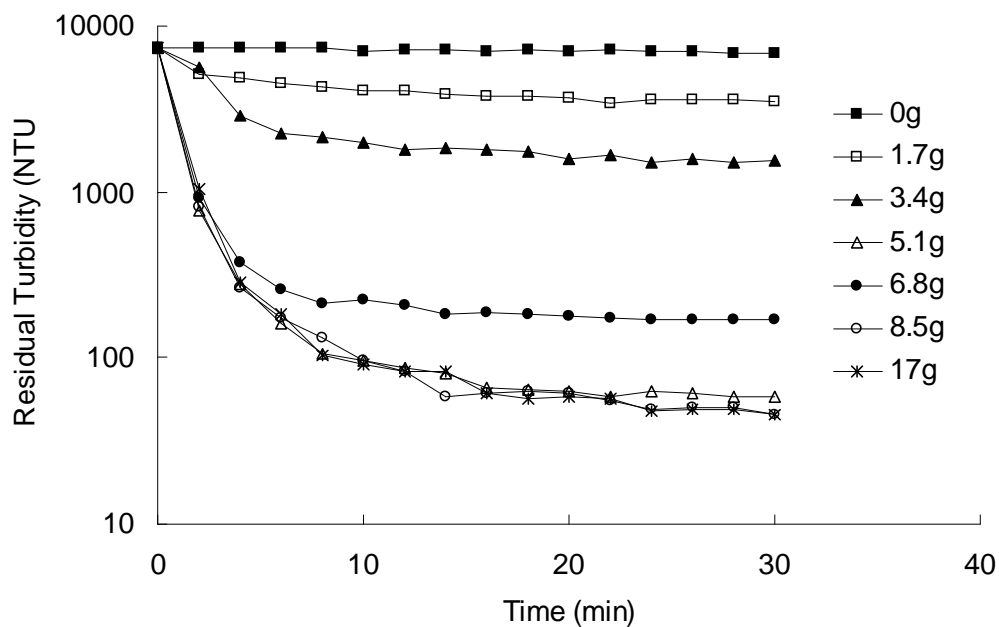


圖 4-15 石門原水殘餘濁度與磁種劑量關係圖 (無外加磁場)

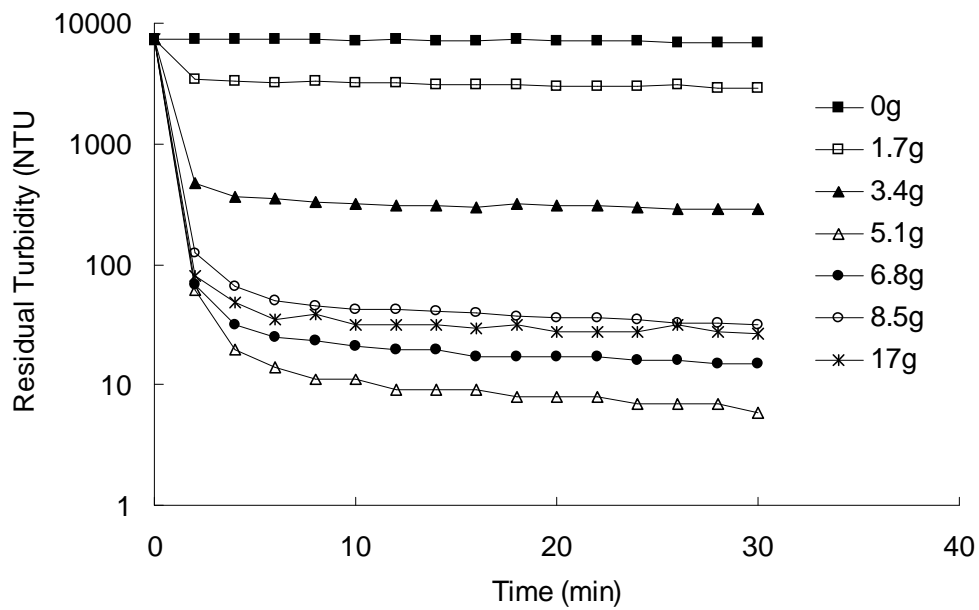


圖 4-16 石門原水殘餘濁度與磁種劑量關係圖 (外加磁場強度 1500 Gauss)

10000NTU 以上降至 100NTU 以下。而在外加磁場後，更可將濁度降至 10NTU 以下。另外，外加磁場也可以減少處理時間，比較圖 4-15 及圖 4-16 可知，在外加磁場的條件下，在 10 分鐘左右水中的濁度就達到穩定，而在沒有外加磁場的條件下，則需 15 分鐘左右水中的濁度才達到穩定。

另外由圖 4-15 及圖 4-16 又可發現，磁種的劑量並非越高越好。在磁性絮聚分離時，會存在一個最佳劑量，此劑量應會隨初始濁度及水質條件而改變，未來應就此三者之間的關係作進一步的研究。

4.4 經濟可行性分析

由於處理成功後的效益差異不大，故本研究所使用的經濟分析方法為成本分析法，只針對此兩種方法的操作成本進行分析以比較其經濟性。離心分離法分離的產物是清水與渾水，若將混水直接排除，可大幅降低污泥處理的問題，但由於其處理過程中需將水快速旋轉，消耗大量能量，故電費為其最重要的成本來源。磁性絮聚法耗能較少，且可直接應用於傳統的混凝加藥程序中(只要將加藥的種類由鋁鹽改為磁種即可)，但磁種價格昂貴，故藥品費為其最重要的成本來源。以下就此二種方法之主要成本來源進行分析比較。

1. 離心分離法

離心機可分為過濾離心機、沈降離心機和離心分離機三大類，其中又包括上懸式、三足式、刮刀式、活塞推料式、離心力泄料式、振動式、進動式、螺旋泄料式、管式等離心機及碟式分離機等各種不同形式。為使離心機能連續操作以及避免污泥處理的問題，在進行高濁度原水處理時選用離心分離機較為合適。離心分離機主要以螺旋、管式離心機及碟式分離機為主，結構如圖 4-17 所示。螺旋以及管式離心機分離效果較好，但處理量較小，也無法負荷太高的固體濃度。碟式分離機處理量較大，所能負荷的固體濃度也高，也比較有設計上的彈性，較適合用於高濁度原水處理。

碟式分離機的詳細構造如圖 4-18 所示，轉鼓內有數十個至上百個形狀和尺寸相同、錐角為 $60^{\circ}\sim 120^{\circ}$ 的錐形碟片，碟片之間的間隙用碟片背面的狹條來控制，一般碟片間的間隙約 $0.5\sim 2.5\text{mm}$ 。每只碟片在離開軸線一定距離的圓周上開有幾個對稱分佈的圓孔，許多這樣的碟片疊置起來時，對應的圓孔就形成垂直的通道。當具有一定壓力和流速的兩種不同密度液體的混合液（或兩種互不相溶的液體的混合液）進入離心分離機，由於離心分離機的碟片組高速旋轉，混合液通過碟片上圓孔形成的垂直通道進入碟片間的隙道後，也被帶著高速旋轉。此時兩種不同密度液體因密度不同而獲得的離心沉降速度的不同，在碟片間的隙道間出現了不同的情況：密度大的液體獲得的離心沉降速度大於後續液體的流速，則有向外運動的趨勢，就從垂直圓孔通道在碟片間的隙道內向外運動，並連續向鼓壁沉降；密度小的液體獲得的離心沉降速度小於後續液體的流速，則在後續液體的推動下被迫反方向向軸心方向流動，移動至轉鼓中心的進液管周圍，並連續被排出。兩種不同密度液體就在碟片間的隙道流動的過程中被分開。

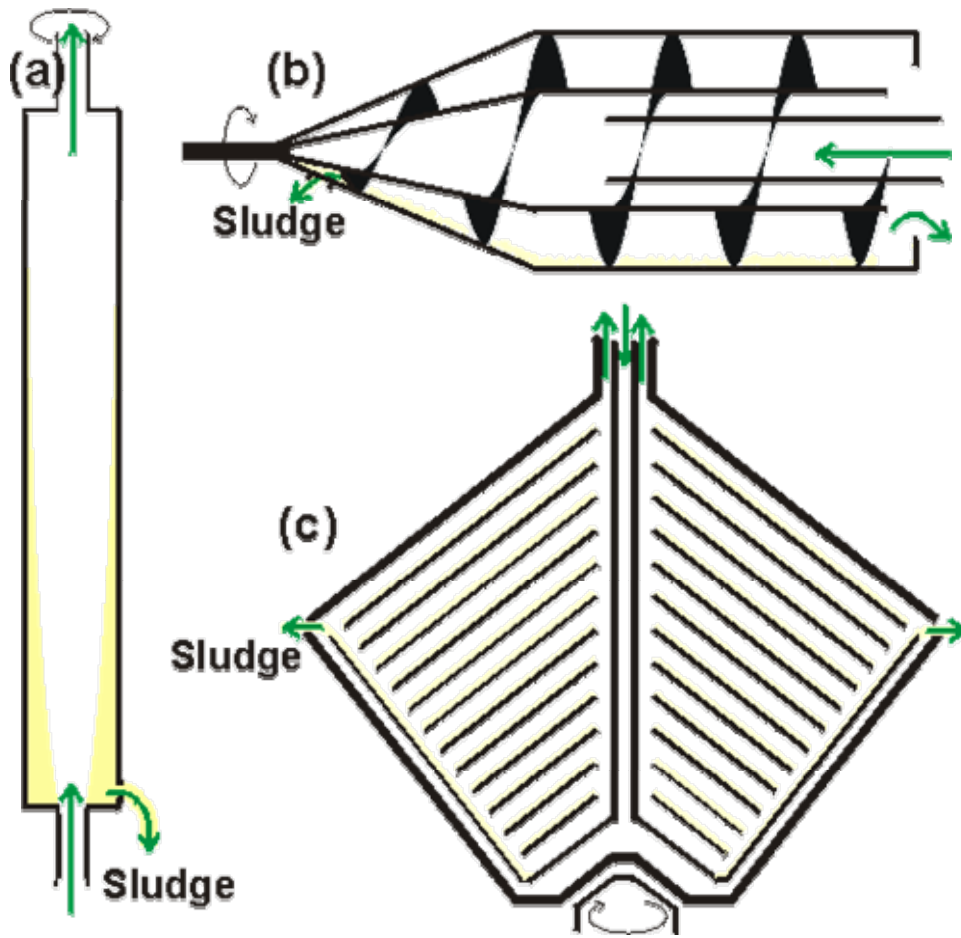


圖 4-17 常用之離心分離機結構示意圖 (a 管式 b 螺旋式 c 碟式)

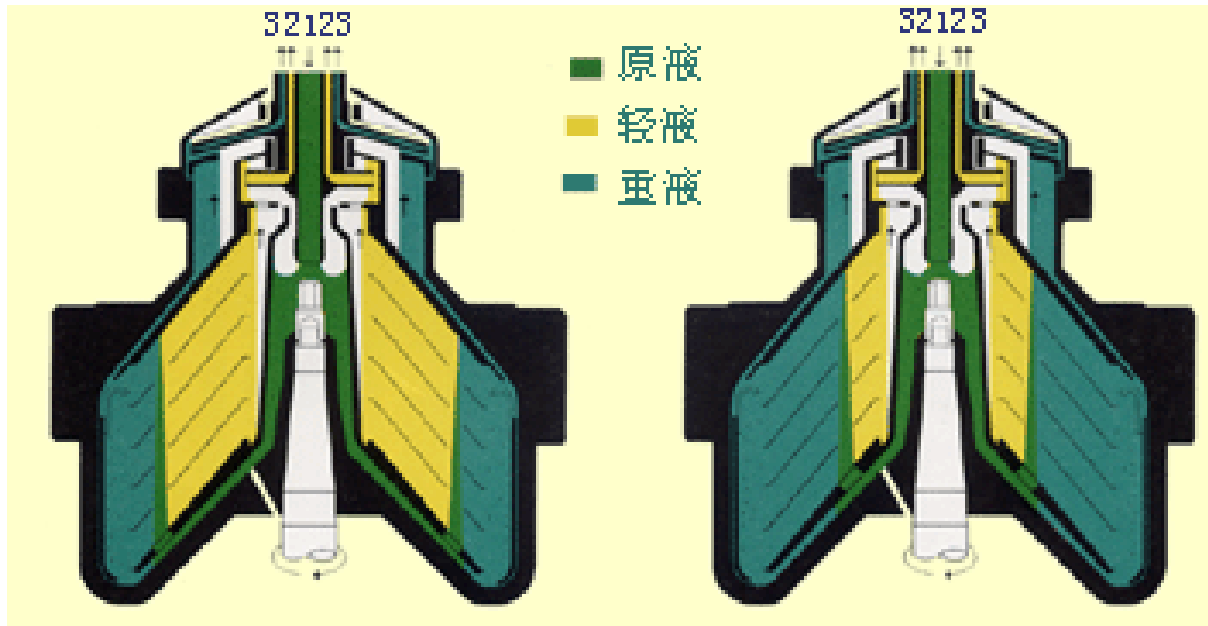


圖 4-18 碟式離心分離機結構示意圖

目前市售之碟式離心分離機最大處理量約 $200 \text{ m}^3/\text{hr}$ ，每台連續運轉每天可處理 4800 噸原水，假設處理後產出之清水以及渾水的比例為 3:1，若以需水量 60 萬 CMD 計算，則需約要 160 台碟式離心分離機才能滿足要求。此種離心機處理每噸水所需之電能約為 2.5 度。若電費以工業用電的每度 3.3 元計算，可得每噸水的處理所需之電費約為 8.25 元。值得注意的是由於電費來源主要是離心過程中對原水加壓所消耗的能量，若能直接利用水庫與淨水廠的高差進行加壓，應可節省大量的電費支出。

2. 磁性分離法

磁性分離法使用之商用磁種價格非常昂貴，故實際應用時以自行合成磁種的方式進行處理較為可行。由於藥品的純度對其價格有很大的影響，若以本研究所使用之試藥級藥品(約 10000 元/Kg)進行合成則其費用必定會大幅增加，故本研究以已經在淨水工程上使用的工業用級藥品價格作為估計之基礎。

由圖 3-2 可知，合成磁種主要會用到氯化鐵、氯化亞鐵以及氫氧化鈉等三種化合物，表 4-1 為這三種工業用級化合物的價格以及純度表。

表 4-1 工業用級氯化鐵、氯化亞鐵以及氫氧化鈉價格*純度表

化合物	氯化鐵	氯化亞鐵	氫氧化鈉
純度	30%	15%	95%
價格	3 元/Kg	1.5 元/Kg	6.4 元/Kg

*藥品價格會隨市場需求而改變，本表為概略價格

在合成磁種時，理論上氯化鐵、氯化亞鐵與氫氧化鈉三者的莫耳比為 2:1:8，故合成 1 Kg 的磁種(四氧化三鐵)時，純度為 100% 之氯化鐵、氯化亞鐵與氫氧化鈉的重量分別為 1.4、0.55 以及 1.38 Kg，將表 4-1 的純度與價格帶入計算可得合成 1 Kg 的磁種需耗費約 30 元。由 4-3 節的結果可知處理 1 噸高濁度原水約需 5 Kg 的磁種，假設磁種不經回收處理可連續使用 3 次(王與秦，2005)，處理 1 噸高濁度原水的藥品費約為 50 元/噸。若磁種能經回收處理後增加連續使用次數，應可有效降低藥品成本。

以上的估計尚未計算設備維護費用，這是因為兩者皆無長期運轉的相關數據，故無法推估。另外設備的設置成本也很難推估，這主要是因為離心機價格的差距非常之大，進口產品每台價格由數百至數千萬元不等，若能依照淨水廠的實際需求由國內廠商自行製作應可將每台的單價降低至 1 百萬以下，但需要模廠實驗的數據以供參考，才能確保離心機的設計能符合實際情況的需求。磁性分離的加藥器以及回收裝置等也無實際操作的產品，故無法推估其價格。

第五章 結論與建議

5-1 結論

1. 桃園地區尖峰用水量與平均日用水量的比值大致都 1.12~1.17 之間。
2. 根據子計畫二「自來水供需情況及供水風險之評估」所推估之自來水需求情況進行備載容量分析後可知，在供水能力不變的條件下，桃園地區之備載率在未來 15 年中均為負值；在板新二期計畫完工的條件下，備載率也只能在 5 年內維持在正值，且也無法滿足備載率大於 0.3 的要求；只有在板新二期計畫完工並增設一座 80 萬噸自來水處理廠的條件下，才能滿足備載率大於 0.3 的要求。
3. 在離心分離的過程中，離心力除了有加速顆粒沉降速度的作用外，也有因沉降速度差異使顆粒絮聚變大的效果。離心分離因數越大，絮聚效果越好。
4. 添加混凝劑後，石門水庫高濁度原水可成功的以離心分離法處理。加入鐵鹽的處理效果又比鋁鹽為佳。
5. 以磁性分離法處理石門水庫高濁度原水時，無外加磁場時，當磁種劑量達到 5g/L 以上時，均可在 30 分鐘內將水中之濁度降至 100NTU 以下。

而外加磁場後，更可將濁度降至 10NTU 以下。

6. 以離心分離法處理石門水庫高濁度原水時，每噸水的處理所需之電費約為 8.25 元。
7. 以磁性分離法處理石門水庫高濁度原水時，若磁種不經回收處理可連續使用 3 次，處理 1 噸高濁度原水的藥品費約為 50 元/噸。

5-2 建議

1. 藉由跨區供水以及興建新的自來水處理廠，可以有效提升桃園地區的備載容量，而且由於多餘的供水能力是藉由板新水廠跨區供水所提供，故並不會在平常時因供水設備閒置而造成浪費。若能將新竹地區也納入跨區供水調度的系統，應可更有效降低高濁度原水事件所造成的衝擊，降低供水風險。
2. 由於離心分離法電費來源主要是離心過程中對原水加壓所消耗的能量，若能直接利用水庫與淨水廠的高差進行加壓，應可節省大量的電費支出。
3. 在磁性絮聚分離時，會存在一個最佳劑量，此劑量應會隨初始濁度及水質條件而改變，未來應就此三者之間的關係作進一步的研究。

4. 離心分離法以及磁性分離法均可用於處理石門水庫高濁度原水，但其經濟可行性有賴模廠實驗長期操作後才能精確評估。

參考文獻

- Aizawa, T., Magara, Y., Musashi, M., “Problems with Introducing Synthetic Polyelectrolyte Coagulants into the Water Purification Process,” *Water Supply*, 9, (1991) 27-35,.
- Amirtharagjah, A., O’Melia, C. R., “Chap. 6: Coagulation and flocculation,” *Water Quality and Treatment*. 5th, AWWA, (1990).
- Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., Kroner, R. C., “The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters,” *J. AWWA*, 66, (1974) 703-712.
- Chang, E. E., Chiang, P.C., Chao, S. H., Chuang, C. L., “Development and Implementation of Source Water Quality Standards in Taiwan, ROC,” *Chemosphere*, 39, (1999) 1317-1332,.
- Chun, C. L. and Park, J. W., “Oil spill remediation using magnetic separation”, *J. Environ. Eng.*, 127, 443-449, 2001.
- Croll, B. T., Arkell, G. M., Hodge, R. P. J., “Residual of acrylamide in water,” *Wat. Res.*, 8 (1974) 989-993.
- Edwald, J. K., Tobiason, J. E., “Enhanced Coagulation: US Requirements and a Broader View,” *Water Sci. Technl.*, 40, (1999) 63-70,.
- Feng, D., Aldrich, C., Tan, H., “Removal of heavy metal ions by carrier magnetic separation of adsorptive particulates”, *Hydrometallurgy*, 56, 359, 2000.
- Kaminski, M. D. and Nunez, L., “Cesium extraction from a novel chemical

- solvent using magnetic microparticles”, *Sep. Sci. & Tech.*, 37, 3703, 2002.
- Leun, D. and Sengupta, A. “Preparation and characterization of magnetically active polymeric particles (MAPPs) for complex environmental separations”, *Environ. Sci. & Tech.*, 34, 3276-3282, 2000.
- Leung, W, “Separation of dispersed suspension in rotating test tube,” *Separation and Purification Technology* 38 (2004) 99-119.
- Leung, W, *Industrial Centrifugation Technology*, McGraw-Hill, New York, NY, 1998.
- Neesse, T. H., Dueck, J., Minkov, L., “Separation of finest particles in hydrocyclones,” *Minerals Engineering* 17 (2004) 689-696.
- Novak, J. P., Nickerson, Franzen, C. S., Feldheim, D. L., “Purification of molecularly bridged metal nanoparticle arrays by centrifugation and size exclusion chromatography,” *Anal. Chem.* 73 (2001) 5758-5761.
- Oliveria, L. C. A. and Rios, R. V. R. A., “Clay-iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water”, *Applied Clay Sci.*, 22, 169-174, 2003.
- Sturgill, J. A., Swartzbaugh, J. T., Randall, P. M., “Pollution prevention in the semiconductor industry through recovery and recycling of gallium and arsenic from GaAs polishing wastes,” *Clean Products and Processes* 2 (2000) 18-27.
- 王立仁、秦靜如，「自磁種凝絮污泥回收再利用奈米磁性顆粒-以化學機械研磨廢水為例」，第二屆環境保護與奈米科技學術研討會論文集，2005。

李俊福、曾迪華等，「常用高分子凝聚劑對自來水淨水影響之評估」，中華民國自來水協會研究報告，1996。

張怡怡，「飲用水水質處理藥劑管理規範公告前置作業」，行政院環保署研究報告，1994。

葉宣顯等，「高濁度原水混凝技術之研究」，中華民國自來水協會研究報告，2003。

駱尚廉、官文惠等，「高分子聚合物對淨水水質影響之評估」，台灣省自來水股份有限公司研究報告，2002。