

大氣沉降污染物對水源水質之影響

Effects of Atmospheric Pollutants on Water Quality of Water Sources

駱 尚 廉 *

摘 要

大氣環境中污染物之沉降，是造成水源水質污染來源之一，本文藉由收集大氣污染及水源水質資料，來推估大氣沉降污染物對水源水質之污染負荷量，及其對水體總承受量之貢獻比例，以作為對水源水質之影響評估。並以台北翡翠水庫及高雄澄清湖做負荷量個案之推估，台北地區代表都會區類型，高雄地區代表工業都市類型。

個案分析結果顯示，鉍之濕沉降量佔翡翠水庫水體總污染量相當大，已達 12.2~96.1%，平均 53.1%，此與水庫水質之硝化作用有關；其次為鉛，僅計算乾沉降量即已佔翡翠水庫水體中污染量的比例已高達 4.9~27.2%，但此比例仍比重慶地區者低很多，顯示採用無鉛汽油政策對地面水鉛之控制相當重要；再其次為硝酸鹽，乾濕沉降量對翡翠水庫水質造成 5.7%~16.9% 之負荷，對澄清湖則造成 1.2~10.7% 之影響，此結果也與各國研究結果甚接近，仍是值得更詳細評估追蹤之項目。

* 國立台灣大學環境工程學研究所教授

前 言

甚多國內外文獻都曾報告大氣環境中污染物之沉降，是造成水污染之重要來源之一。最顯著之例為酸雨的問題，如鄭等(1990, 1993)對台灣地區酸性物沉降之調查研究，羅等(1995)對北桃地區酸雨特性之評估等。國外方面，Wanielista(1993)曾綜合雨水水質調查之數據；Jaworski(1991)估計美國 Chesapeake 海灣大氣沉降之硝酸氮、氨氮及有機氮為 12 到 20 公斤／公頃／年，是該海灣水中氮之主要來源之一。

Marsalek(1990, 1991)在加拿大做水環境中重金屬及多環芳香碳氫化合物(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons or PAHs)的來源的追蹤調查，發現大氣傳播沉降為 PAHs 及其他有機污染物重要來源之一。而重金屬則與當地土地使用及人為活動等較相關，重金屬在水體中之積聚除來自落塵外，還來自大氣中燃煤引起的大量 SO_2 、 NO_3 轉化為硫酸或硝酸，在降雨時使酸化土壤淋滲出重金屬而帶入水體。

國內方面，也有些調查方面之資料，如蔡等(1995)對 PAHs 及重金屬，揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)在石化工業區附近分佈之調查，以及董及李(1995)對 PAHs 在飛灰上吸附之研究等。但大氣污染物，尤其是毒性物質，對水環境衝擊方面之研究則甚少。

本文即藉由收集大氣及水體之各種資料，來推估大氣沉降污染物之負荷量，及其對水體總承受量之貢獻比例，以作為水體水質之影響評估。本文以台北地區及高雄地區做負荷量個案之推估，台北地區代表都會區類型，高雄地區代表工業都市類型。台北地區以翡翠水庫流域作為水體個案，高雄地區以澄清湖水域作為水體個案。

個案背景概況

翡翠水庫之北勢溪源自雙溪鄉芋藜坑，流至坪林附近納逮魚岬溪、金瓜寮溪，再往西流後流入翡翠水庫，為大台北都會區自來水主要水源。翡翠水庫位於新店溪上游北勢溪上，距台北市約 30 公里，水庫淹沒區總面積約為 10.24 平方公里，淹沒區中約 92% 屬於石碇鄉轄區，土地利用以造林地及果園地為主。水庫集水區總面積為 306 平方公里，包括新店市的小部份地區及台北縣的石碇鄉、坪林鄉、雙溪鄉的大部份地區。除北勢溪主流外，主要的支流包括逮魚岬溪、金瓜寮溪、後坑子溪及火燒樟溪等。

澄清湖位於高雄縣鳥松鄉境內，原名大貝湖，為一人工蓄水湖，久為風景遊覽勝地。湖面積 103 公頃，有效調節容量約 250 萬立方公尺，最高水位 18.5 公尺，最低水位 14 公尺，水深 3~5 公尺，湖底污泥淤積約 1~2 公尺。進流水取自高屏溪伏流水，以曹公圳引至夢裡加壓站後抽入湖中，平時之進水量為 10 萬至 22 萬 CMD。出流水則流入位於湖旁之澄清湖淨水廠，淨水廠最大處理量為 20 萬 CMD。澄清湖之平均水力停留時間為 10 日。

污染負荷量之估算

1. 乾沉降負荷量

乾沉降主要是來自於空氣中的落塵，因此要計算乾沉降負荷量需有落塵量以及落塵中污染物含量的資料，兩者相乘即為乾沉降的負荷量。但由所查得的環保署測站統計報表資料中，並沒有落塵污染物成分的資料，僅有總懸浮微粒 (TSP) 的污染物成分資料。此外，根據洪

(1994) 所作之研究結果顯示，不同粒徑的懸浮微粒，其各成分所佔的比重會有所不同，因此在計算乾沉降負荷量上，本文做了以下幾點假設：

- (1) 乾沉降主要係由落塵所造成。
- (2) 落塵中的污染物含量與 TSP 中的污染物含量有一個濃度因子的關係，假設『落塵中某種污染物含量』：『TSP 中某種污染物含量』 = 『PM10 中某種污染物含量』：『PM2.5 中某種污染物含量』。
- (3) 在乾沉降的計算物種中包括有『鉛』成分，假設 TSP 中鉛的來源主要係來自於交通工具的排放，由於，台北地區的測站多分布在交通流量較大地區，和本研究意欲推測的翡翠水庫地區的交通流量有很大的差距，因此，我們假設 TSP 中鉛的含量和當地交通流量成正比，所以，翡翠水庫地區的鉛含量需再乘以一個『交通流量因子』。
- (4) 翡翠水庫地區的落塵量與台北都會區的落塵量差異甚大，而應與台灣省平均落塵量較為接近，故以兩者之間比例（環境差異因子）估算翡翠水庫地區之落塵量。
- (5) 乾沉降降至地面水體以外地區者，其對地面水體水質之影響暫予忽略。

2. 濕沉降負荷量

濕沉降主要是藉由降雨的作用將大氣中之污染物沖刷至地面水體，其負荷量即是由降雨量乘上雨水中的污染物濃度而得。本研究所蒐集到的資料中，以氫鹽、硝酸鹽、硫酸鹽及氨氮的資料較為齊全，因此以此四種污染物為評估的對象。濕沉降部分的主要假設同於乾沉降部分的第五點假設。

3. 水體的總負荷量

水體的總負荷量為總水量乘上污染物的平均濃度，就所查得的資料來做計算，台北地區是以翡翠水庫集水區域的總進流量代表總水量，而以翡翠水庫水質監測值代表平均水質；高雄則是以高屏溪的流量表示總水量，以高屏溪測站的水質表示平均水質。

乾沉降負荷量

表 1 所示為台北及高雄地區之落塵量與 TSP，係依據環保署之統計年報資料整理而成。表 2 則為 TSP 中之 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、Pb 等污染物含量，其表示方式為某污染物測值在某範圍內之測站數。因此，在估算 TSP 中之平均濃度時，對最小的範圍值採中間值為計算依據，其它區間則採該區間最小值為計算依據，並仍以全部測站數（表 1）為平均值之計算分母，而得表 3 之 TSP 中之平均濃度。以台北區 79 年之 Cl^- 平均濃度為例：

$$\text{TSP 中 } [Cl^-]_{\text{avg}} = \frac{21}{28} \times 2.5 \mu\text{g}/\text{M}^3 + \frac{1}{28} \times 5 \mu\text{g}/\text{M}^3 = 2.05 \mu\text{g}/\text{M}^3$$

若假定乾沉降量全由落塵所造成，而落塵全由懸浮顆粒所貢獻，根據前節之假設 (2)，故由 TSP 中各污染物之平均濃度除以 TSP 濃度，乘以落塵量，再乘以一濃度因子就可算出乾沉降負荷量。依據洪 (1994) 之研究，不同污染物物種在落塵中含量和在 TSP 中含量，有一比例關係值，此即濃度因子，即

$$\text{濃度因子} = \frac{\text{污染物物種在落塵中含量}}{\text{污染物物種在 TSP 中含量}}$$

表 1 台北及高雄地區之落塵量與 TSP

年	測站數	落塵量(噸 /km ² /月)	TSP (μg/M ³)
台北			
79	28	17.90	161.96
80	22	14.24	86.23
81	22	14.28	80.27
82	22	13.26	90.93
83	22	12.72	239.71
84	21	15.38	223.92
85	23	12.51	199.85
高雄			
79	18	8.30	170.26
80	12	6.40	168.69
81	12	11.42	170.32
82	12	13.27	175.28
83	12	11.26	170.36
84	12	10.02	173.62
85	13	8.82	192.16

資料來源：中華民國台灣地區環境保護統計年報

表 2 TSP 中之污染物质含量

年	NO ₃ ⁻ 站數			SO ₄ ²⁻ 站數			Pb 站數					
	CI ⁻ 站數 < 5μg/M ³ 5-9.9	< 2μg/M ³ 2-3.9	> 4 < 10μg/M ³ 10-19.9	< 0.5μg/M ³ 0-19.9	0.5-0.99 > 1	> 30	< 0.5μg/M ³ 0-19	0.5-0.99 > 1	> 1			
台北												
79	21	1	0	6	16	0	6	15	1	19	3	0
80	21	1	3	12	7	4	15	3	0	14	8	0
81	22	0	21	1	0	22	0	0	0	22	0	0
82	21	0	21	0	0	21	0	0	0	21	0	0
83	22	0	0	11	11	1	19	2	0	22	0	0
84	21	0	1	7	13	0	19	2	0	20	0	1
85	22	0	0	1	21	0	20	2	0	22	0	0
高雄												
79	7	4	0	1	10	0	0	10	1	10	1	0
80	8	3	0	1	10	0	10	1	0	5	6	0
81	11	1	0	2	10	0	10	2	0	12	0	0
82	2	8	0	0	12	0	0	9	3	12	0	0
83	0	10	0	0	12	0	0	11	1	12	0	0
84	0	10	0	0	12	0	0	6	6	12	0	0
85	0	10	0	0	12	0	0	0	12	12	0	0

表 3 台北及高雄地區 TSP 中之平均濃度

年	平均濃度 ($\mu\text{g}/\text{M}^3$)			
	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Pb
台北				
79	2.05	2.71	13.93	0.22
80	2.61	2.50	10.45	0.34
81	2.50	1.05	5.00	0.25
82	2.39	0.95	4.77	0.24
83	2.50	3.00	10.68	0.25
84	2.50	3.19	10.95	0.29
85	2.39	3.74	10.43	0.24
高雄				
79	2.08	2.33	12.78	0.17
80	2.92	3.50	10.00	0.35
81	2.71	3.67	11.67	0.25
82	3.75	4.00	22.50	0.25
83	4.17	4.00	20.83	0.25
84	4.17	4.00	25.00	0.25
85	3.85	3.69	27.69	0.25

$$\text{平均濃度} = \frac{1}{\text{測站總數}} [(\text{第一區間之測站數}) \times (\text{第一區間中間值}) + \sum_{i=2,3,\dots} (\text{i 區間之測站數}) \times (\text{i 區間之最小值})]$$

根據洪 (1994) 之研究分析結果， Cl^- 之濃度因子為 1， NO_3^- 為 1， SO_4^{2-} 為 2/3，Pb 為 1。因此，仍以台北區 79 年之 Cl^- 乾沉降量為例：

$$\begin{aligned}
 Cl^- \text{ 乾沉降量} &= \frac{TSP[Cl^-]_{avg}}{[TSP]} \times [\text{落塵}] \times \text{濃度因子} \quad (1) \\
 &= \frac{2.05 \mu\text{g}/\text{M}^3}{161.96 \mu\text{g}/\text{M}^3} \times 17.9 \text{ T}/\text{Km}^2 \cdot \text{月} \\
 &\quad \times 1 \times 12 \frac{\text{月}}{\text{年}} \times 10^3 \frac{\text{kg}}{\text{T}} \times 10^{-2} \frac{\text{Km}^2}{\text{公頃}} \\
 &= 27.24 \text{ Kg}/\text{公頃}/\text{年}
 \end{aligned}$$

將表 4 之台北及高雄地區之乾沉降負荷量（包括 Cl^- 、 NO_3^- 及 SO_4^{2-} ）轉換成翡翠水庫及澄清湖之資料（表 5）時，必須考量兩地區之環境差異，即必須再乘以「環境差異因子」。由於缺乏翡翠水庫地區之空氣品質監測資料，故假設台北地區和翡翠水庫地區空氣品質之差異性，接近於台北地區和台灣省地區空氣品質之差異性。另依據環保署「台北地區空氣污染受體模式建立之研究」（1988）資料顯示，台灣省地區之 TSP 量約為台北市者的兩倍，而台灣省地區之落塵量約等於台北市的 $\frac{1}{2}$ 。因此由表 4 之台北地區資料轉換成翡翠水庫資料時，須乘以一環境差異因子為 $\frac{1}{4}$ 。故，仍以 79 年之 Cl^- 乾沉降量為例，翡翠水庫之 Cl^- 乾沉降量為 $27.24 \times \frac{1}{4} = 6.81 \text{ kg}/\text{公頃}/\text{年}$ 。而高雄地區和澄清湖之環境差異很小，因此取其為 1。

考慮落塵中的鉛主要來自交通排放之廢氣，因此假設落塵中鉛的含量與交通流量成比例，因此鉛之乾沉降負荷量除須乘以「環境差異因子」外，應再乘以「交通流量因子」。而台北市與翡翠水庫地區的交通流量預估為 10:1，因此翡翠水庫落塵中之鉛含量須再乘以交通流量因子 $\frac{1}{10}$ 。同樣地，高雄地區和澄清湖仍不考慮其差異性。

表 4 台北及高雄地區之乾沉降負荷量

年	乾沉降量 (kg/公頃/年)			
	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Pb
台北				
79	27.24	36.00	123.16	2.96
80	51.79	49.54	138.12	6.76
81	53.37	22.32	71.16	5.34
82	41.76	16.70	55.68	4.18
83	15.92	19.10	45.36	1.59
84	20.61	26.30	60.20	2.35
85	17.96	28.09	52.24	1.80
高雄				
79	12.19	13.65	49.83	0.97
80	13.28	15.93	30.35	1.61
81	21.79	29.50	62.58	2.01
82	34.07	36.34	136.27	2.27
83	33.05	31.73	110.16	1.98
84	28.86	27.70	115.42	1.73
85	21.18	20.34	101.68	1.27

$$\text{乾沉降負荷量} = \frac{\text{TSP 中污染物之平均濃度}}{[TSP]} \times [\text{落塵}] \times \text{濃度因子}$$

表 5 翡翠水庫及澄清湖地區之乾沉降負荷量

年	乾沉降量 (kg/公頃/年)			
	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Pb
翡翠水庫				
79	6.81	9.00	30.79	0.07
80	12.95	12.39	34.53	0.17
81	13.34	5.58	17.79	0.13
82	10.44	4.18	13.92	0.10
83	3.98	4.78	11.34	0.04
84	5.15	6.57	15.05	0.06
85	4.49	7.02	13.06	0.04
澄清湖				
79	12.19	13.65	49.83	0.97
80	13.28	15.93	30.35	1.61
81	21.79	29.50	62.58	2.01
82	34.07	36.34	136.27	2.27
83	33.05	31.73	110.16	1.98
84	28.86	27.70	115.42	1.73
85	21.18	20.34	101.68	1.27

註：本表 Cl^- 、 NO_3^- 及 SO_4^{2-} 之資料為表 4 資料乘以「環境差異因子」之結果。鉛則除「環境差異因子」外須再乘以一交通流量因子。

濕沉降負荷量

表 6 所示為台北及高雄地區濕沉降負荷量估算值再轉換為翡翠水庫及澄清湖之濕沉降量，其估算方式為：

$$\text{濕沉降量} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}\cdot\text{yr}} \right) = \text{年平均雨量} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ha}\cdot\text{yr}} \right) \times \text{平均濃度} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times 10^{-3} \left(\frac{\text{Kg}}{\text{mg}} \right) \times 10^3 \left(\frac{\text{L}^3}{\text{m}^3} \right) \times \text{降雨水質差異因子}$$

台北及高雄地區之雨水污染物平均濃度係參考「台灣地區酸性沉降物之調查研究」(1996)資料而得。「降雨水質差異因子」為考慮翡翠水庫與台北市的降雨水質差異，但由於沒有實際的數據可參考，因此仍採用兩地落塵量的比值關係，即取用 0.5 為估算依據。高雄地區與澄清湖之間則不考慮其差異性。

乾濕沉降對水體水質污染負荷之評估

表 7 所示為地面水體一年總污染負荷量。台北地區的總進水量是以翡翠水庫集水區域一年收集的雨量計之，因為翡翠水庫已經算是整個流域的上游部分，其主要的水量來源為降雨。高雄地區因係以高屏溪為評估水體，故其總進水量以高屏溪之流量計之。

污染物總量之估算方式為：

$$\text{污染物總量} = \text{河川流量} \times \text{污染物濃度} / \text{集水面積}$$

翡翠水庫總集水面積為 306.24 Km²，高屏溪集水面積則為 2894.79 Km²。

表 8~表 12 則整理出不同污染物種，其乾濕沉降污染量分別佔總水體污染量的比例，並算出兩者之和所佔總水體污染量之比例，由這些結果可得知，鈹的濕沉降量佔翡翠水庫水體總污染量相當大，據推

測，這應是自然界的銨在水中，極易在好氧、貧養的環境中透過

表 6 翡翠水庫及澄清湖地區之濕沉降負荷量

年	濕沉降量 (kg/公頃/年)			
	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
翡翠水庫				
79	29.35	8.07	18.10	9.54
80	9.19	8.15	19.80	2.64
81	29.02	25.46	41.40	7.82
82	21.64	33.44	34.66	11.54
83	26.58	27.59	46.74	10.92
84	20.34	20.90	40.66	9.23
85	12.53	20.86	36.20	11.42
澄清湖				
79	4.77	6.50	26.80	2.88
80	5.48	2.99	12.74	1.58
81	3.22	2.96	11.23	1.99
82	4.30	5.80	10.26	2.80
83	20.79	5.56	27.14	4.58
84	9.07	4.53	19.56	3.62

微生物轉化為硝酸鹽，以致於水體中的銨總量較原先進入的銨量減少，進而造成濕沉降中銨所佔比例過重之結果，故在自然界中容易產生生化轉換的物種較不適合以此方式估算之。由表中之數據顯示，台北地區由於評估水體為翡翠水庫，為一貧養之水體，故其硝化作用所造成的效應較為顯著。反觀之，高雄地區的數據則沒有如台北地區之高比率之結果，此乃因高屏溪為一污染較嚴重之水體，水體本身即含有較高濃度之氨氮，同時水體也含有較大量的有機物，故很有可能是缺氧狀態，如此，氨氮轉換成硝酸鹽的作用便沒有那麼顯著，因此 NH_4^+ 濕沉降對澄清湖水質之影響就甚小。

其次，我們發覺在討論的這些大氣污染物種中，對地面水體水質影響較大的是鉛及硝酸鹽。在鉛的部分，由於缺乏濕沉降數據，僅計算出乾沉降的量，其所佔水體中污染量的比例已經高達 4.9-27.2%，由於自然界土壤中的鉛含量並不算高，因此，地面水體的鉛污染和大氣中的鉛含量有相當密切的關係應屬合理。此值與重慶地區因仍採用有鉛汽油，因此地面水體中的鉛總量有 75% 左右來自含鉛汽車尾氣排放和企業鉛塵排放，顯示採用無鉛汽油政策對地面水鉛之控制相當重要。

硝酸鹽之乾濕沉降量對翡翠水庫水質造成 5.7~ 16.9% 之負荷，對澄清湖則造成 1.2~ 10.7% 之影響，此值與各國之研究結果也甚接近，仍是值得更詳細評估追蹤之項目。

表 7 翡翠水庫及高屏溪集水區之污染物總量

年	平均水質 (mg/L)						水體總污染物負荷量 (T/yr)				
	進水量 ($10^6\text{m}^3/\text{yr}$)	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+	Pb ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+	Pb
台北											
79	1280	5	0.24	7	0.02	0.86	6400	307	8960	25.6	1.10
80	739	4	0.35	7	0.03	0.86	2956	259	5173	22.2	0.64
81	996	5	0.39	8	0.01	0.86	4980	388	7968	10.0	0.86
82	615	5	0.37	9	0.02	0.86	3075	228	5535	12.3	0.53
83	972	6	0.45	9.2	0.02	0.86	5638	436	8942	22.4	0.84
84											
高雄	年流量 ($10^6\text{m}^3/\text{yr}$)										
79	15180	8	1.8	73	0.63	-	115823	27324	1108140	9563	
80	8460	15	2.2	107	1.39	-	123516	18612	906066	11759	
81	11350	16	0.9	94	0.85	-	177060	10215	1066900	9647	
82	6020	14	1.57	80	2.16	-	85544	9451	481600	13003	
83	11450	8	1.87	116	1.01	-	91829	21411	1328200	11564	
84	6360	14	1.61	96	2.2	-	88976	10240	610560	13992	

資料來源：翡翠水庫操作年報，台灣水文年報

表 8 乾濕沉降對水體水質之污染負荷 - Cl^-

翡翠水庫	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	0.11	0.47	0.58
80	0.45	0.32	0.77
81	0.27	0.60	0.87
82	0.35	0.72	1.07
83	0.07	0.48	0.55
84	0.09	0.37	0.46
85	0.08	0.23	0.31
澄清湖	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	0.15	0.37	0.52
80	0.16	0.11	0.26
81	0.18	0.24	0.42
82	0.58	0.37	0.94
83	0.52	0.42	0.94
84	0.47	0.33	0.80
85	0.34	0.20	0.55

表 9 乾濕沉降對水體水質之污染負荷 - NO_3^-

翡翠水庫	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	3.00	2.69	5.69
80	4.90	3.23	8.13
81	1.47	6.71	8.18
82	1.88	15.05	16.93
83	1.12	6.47	7.59
84	1.54	4.90	6.45
85	1.65	4.89	6.54
澄清湖	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	0.72	0.43	1.15
80	1.24	0.63	1.87
81	4.18	3.61	7.79
82	5.57	5.12	10.69
83	2.14	1.87	4.01
84	3.92	2.95	6.87
85	2.87	2.95	5.82

表 10 乾濕沉降對水體水質之污染負荷 - SO_4^{2-}

翡翠水庫	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	0.35	0.21	0.56
80	0.68	0.39	1.08
81	0.23	0.53	0.76
82	0.26	0.64	0.90
83	0.13	0.54	0.67
84	0.17	0.47	0.64
85	0.15	0.41	0.56
澄清湖	乾沉降量 (%)	濕沉降量 (%)	總大氣沉降量 (%)
79	0.07	0.02	0.09
80	0.05	0.03	0.08
81	0.08	0.06	0.14
82	0.41	0.10	0.51
83	0.12	0.05	0.17
84	0.27	0.10	0.37
85	0.24	0.09	0.33

表 11 乾濕沉降對水體水質之污染負荷 - NH_4^+

翡翠水庫	濕沉降量 (%)
79	38.16
80	12.22
81	80.35
82	96.07
83	50.00
84	42.28
85	52.31
澄清湖	濕沉降量 (%)
79	1.44
80	0.33
81	1.17
82	1.28
83	1.37
84	0.95

表 12 乾濕沉降對水體水質之污染負荷 - Pb

翡翠水庫	乾沉降量 (%)
79	6.88
80	27.21
81	15.95
82	20.21
83	4.88
84	7.21
85	5.50

結 論

從翡翠水庫及澄清湖之個案分析結果顯示，鉍之濕沉降量佔翡翠水庫水體總污染量相當大，已達 12.2 ~ 96.1%，平均 53.1%，此與水庫水質之硝化作用有關；其次為鉛，僅計算乾沉降量即已佔翡翠水庫水體中污染量的比例已高達 4.9 ~ 27.2%，但此比例仍比重慶地區者低很多，顯示採用無鉛汽油政策對地面水鉛之控制相當地重要；再其次為硝酸鹽，乾濕沉降量對翡翠水庫水質造成 5.7 ~ 16.9% 之負荷，對澄清湖則造成 1.2 ~ 10.7% 之影響，此結果也與各國研究結果甚接近，仍是值得更詳細評估追蹤之項目。

參考文獻

1. Chesapeake Bay Program, " Atmospheric Loadings to Coastal Areas: Resolving Existing Uncertainties" , A Report of the Atmospheric Loading Workshop, USEPA, Baltimore, Maryland, June (1994).
2. Marsalek, J., " PAH Transport by Urban Runoff from an Industrial City" , Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Storm Drainage. Osaka, Japan (1990).
3. Marsalek, J., " Pollutant Loads in Urban Stormwater: Review of Methods for Planning Level Estimates" . *Water Resour. Bull.*, Vol. 27, No. 2, p. 283 (1991).
4. Makepeace, D. K., Smith, D. W. and Stanley S. J., " Urban Stormwater Quality: Summary of Contaminant Data" , *Critical Reviews in Env. Sci. & Tech.*, Vol. 25, No. 2, pp. 93-193 (1995).
5. Wanielista, M., *Stormwater Management*, John Wiley & Sons, Inc. (1993).
6. 「中華民國台灣地區環境保護統計年報」，行政院環保署 (1990~1996)。
7. 「台灣地區酸性沉降物之調查研究」，行政院環保署，EPA-85-F1042-09-03 (1996)。
8. 李文智、林素貞，「石化輕油裂解工廠附近大氣中多環芳香烴化合物及多氯聯苯之乾沉降研究」，國立成功大學環境工程學系，NSC-82-0410-E006-032，台南 (1993)。
9. 李慧梅、湯鴻志，葉松源，「都市大氣環境中多環芳香族碳氫化合物反應性及其固氣相分佈模式之研究」，第八屆空氣污染控制技術研討會論文集，台中，第 487-496 頁 (1991)。
10. 李崇德、羅明政，「台灣地區酸性沉降調查評估－酸性沉降控制策略及酸化綜合評估之研究」，EPA-80-F101-09-31 (1991)。

11. 洪耀庭，「居家環境室內外氣懸微粒化學特性及其相關性之研究」，台大環工所碩士論文(1994)。
12. 蔡俊鴻、李俊璋、彭炳樺、李丁讚，「石化工業區附近大氣中之多環芳香烴污染特性及影響」，中國環境工程學刊，第五卷，第一期，pp. 65-74 (1995)。
13. 蔡俊鴻、林守堂，「都市大氣中多環芳香族碳氫化合物特徵成份與濃度分佈特性」，中國環境工程學刊，第三卷，第三期，第 189-198 頁(1993)。
14. 鄭福田、杜悅元、張良輝、王應然、張鳳如、吳安定、胡頂立，「台灣地區酸性沉降調查評估研究計畫(九)-台灣地區酸性沉降調查研究」，行政院環境保護署委託(1990)。
15. 鄭福田、杜悅元，「台灣地區酸性沉降之調查研究(第二年)」，EPA-E3F1-09-26 (1991)。
16. 鄭福田、杜悅元、陳錦煌、林逸民、吳敬芝、吳嶽麟，「台灣地區酸性沉降之調查研究(第四年)」，行政院環境保護署委託(1993)。
17. 鄭福田、杜悅元、吳義林、詹長權，「台灣地區酸性沉降之調查研究(第五年)」，EPA-83-E3F1-09-04 (1994)。
18. 鄭福田、杜悅元、吳義林，「台灣地區酸性沉降調查與採樣方法評估(第六年)」，EPA-84-E3F1-09-08 (1995)。
19. 董曉音、李慧梅，「燃煤電廠煙道氣中 PAHs 在飛灰上吸附之研究」，第三屆海峽兩岸環境保護學術研討會論文集，清華大學，北京市，pp. 518-524 (1995)。
20. 羅友志、林能暉、張木彬，「因子分析法應用於北桃地區酸雨特性評估」，第三屆海峽兩岸環境保護學術研討會論文集，清華大學，北京市，pp. 525-531 (1995)。