

毒性物質污染防治

砷之污染特性及處理技術

阮 國 棟*

砷為致癌物及環境毒害物，在人體中有累積性，魚貝類及海洋生物等則有生物濃縮現象，許多種微菌及微生物更能形成揮發性有毒的砷化合物，增加在環境中傳送擴散的機會。

本文針對含砷廢水之各種處理方法，包括各種混凝沉澱法、離子交換、吸附等予以介紹。

一、砷之性質及污染途徑

砷為國際癌研究組織（IARC, International Agency for Research on Cancer）列為致癌物（Carcinogen）之一。亦為美國環境保護署（U. S. EPA）訂定之優先管制毒性污染物（priority toxic pollutants）及有害廢物成份（Hazardous waste constituents）。其化合物，例如二硫化砷、三硫化二砷、五氧化二砷、三氧化二砷、三氯化砷等均為 EPA 列為有害物質（Hazardous Substances）。

砷在不同之氧化還原情況的水溶液中有四種（+5, +3, 0, -3）穩定的價位狀態。氧化之表面水，砷酸鹽（如 H_3AsO_4 , $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ ）為穩定狀態；於適當的還原情況，亞砷酸鹽（如 H_3AsO_3 , $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$ ）形成居多；有硫化物存在，於 pH 值低至 5.5 左右及氧化還原電位約為 0 伏特時， AsS 及 As_2S_3 呈穩定固體狀態，而水溶液中以 $HAsS_2$ 及 AsS_2^- 佔多數， $HAsS_2$ 的溶解度約 $0.025mg/\ell$ ；水溶液處於相當之還原情況，也有可能形成微溶性的 AsH_3 。砷在水溶液中主要以亞砷酸離子（ AsO_2^- ）及砷酸離子（ AsO_4^{3-} ）存在，水中有溶氧，亞砷酸最後會氧化為砷酸，而砷酸較易被一般使用的混凝沉澱法去除。砷能與鐵、鋁、鎂、鈣及鎳形成固體物，但以 As_2S_3 的溶解度最低（小於 $0.05mg/\ell$ ）。

砷化合物之種類可分為無機砷化物（如砷黃鐵礦 $FeAsS$ ，雄黃 As_2S_3 ，砒霜 As_2O_5 及 As_2O_3 、 AsH_3 、巴黎綠殺蟲劑等）以及有機砷化物（如滅蚊農藥 $(C_{12}H_{25}S)_2 \cdot AsCH_3$ 、鐵甲砷酸銨 $(CH_3AsO_3)_3 \cdot Fe_2NH_4$ ）。

砷之毒性來自其對於酵素之硫醇基（-SH）之妨害作用，砷酸可能干擾氧化磷酸化作用（oxidative phosphorylation），特別是抑制三磷酸腺核苷（ATP）的合成。依其氧化狀態有很大的差異，一般而論，無機砷比有機砷毒性大， As^{+3} 的毒性遠大於 As^{+5} ，甲基化

* 工業技術研究院化學工業研究所工程師兼污染防治研究室主任。

(methylation) 後會急劇減低毒性（此與水銀不同，水銀甲基化後毒性不減），正三價砷之毒性較二甲基砷酸 (dimethyl arsenic acid) 高25倍之多。故可做為去除砷毒的一種方法。砷對人體而言，一般係累積性毒。砷之急性中毒症狀為脫水、循環器官障礙、嘔吐、痢疾與霍亂症狀相似，中毒量為5~50mg，致死量為120~200mg。長期引用含砷的水 (0.2mg/l 以上) 會引起慢性中毒，導致體重減輕、食慾不振、腹瀉、腸胃不適、神經炎、皮膚色素沉著等，也疑為與皮膚癌有關，本省之烏腳病，可能係長期飲用含砷的井水所致（砷濃度有大於 2.0mg/l 者）。魚貝類，尤其是小型甲殼類對砷有濃縮作用，但砷對魚貝類的毒性較低，通常認為超出 2mg/l 時，對海洋生物具有毒害作用。海洋中的生物能濃縮大量的砷，其生物濃縮率 (bio-accumulation ratio)，即生物體內含砷量與海水中砷濃度之比，自貝殼類 (shell fish) 的 9 至蝦的 64100。一般而言，海水生物其濃縮率高過淡水生物的 $10\sim 100$ 倍，水生植物也比水生高等動物高，如海草的含砷量即高過海水含量的 $350\sim 71,000$ 倍⁽¹⁾。

砷在自然界中的消長途徑，可藉圖 1 及圖 2 說明之。圖 1 顯示砷的生物循環圈，由於許

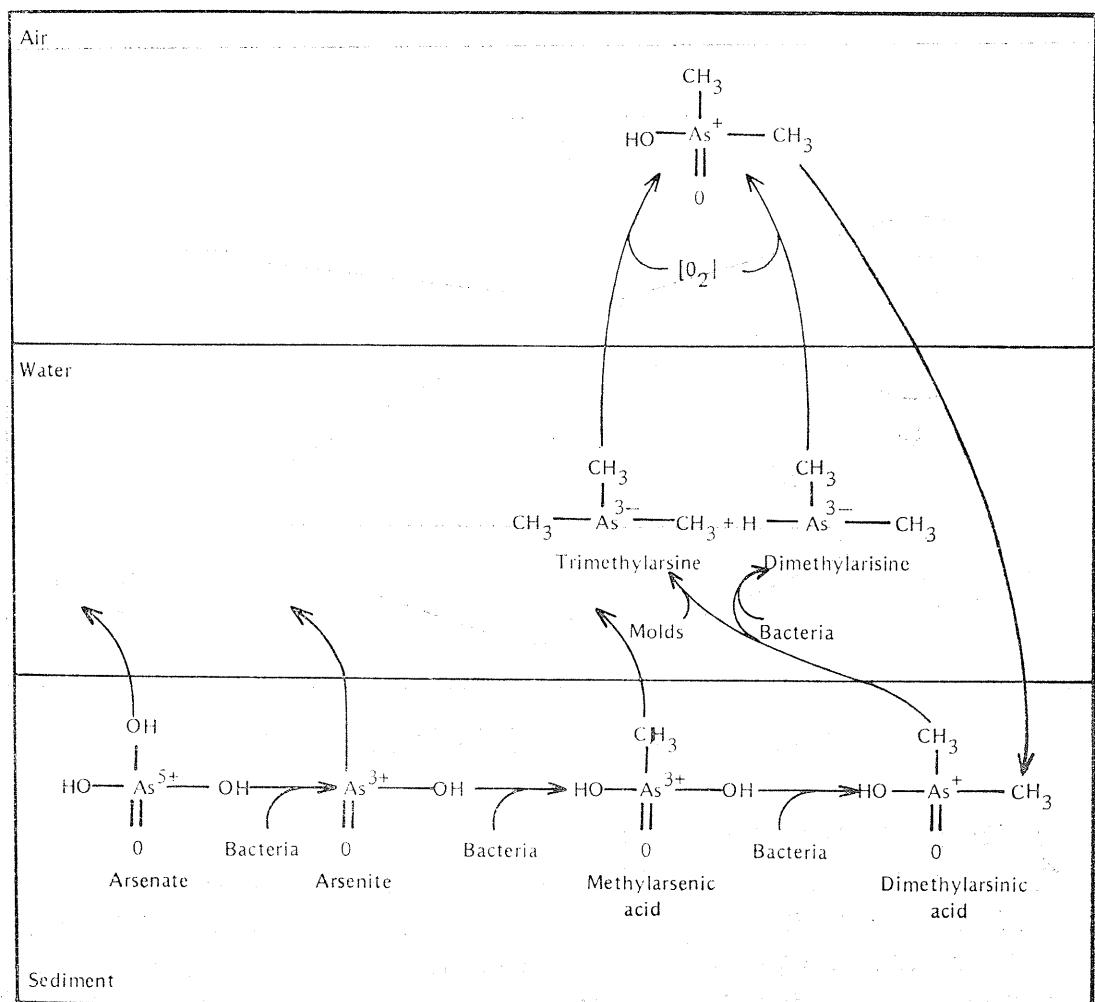


圖 1：砷的生物循環圈⁽²²⁾

多五價氧化狀態的砷酸鹽及更具毒性的三價狀態的亞砷酸鹽被廣泛用來做為除草劑及殺蟲劑，以及被用在玻璃及壁紙中顏料的砷化合物，均易導致生物的甲基化作用，形成有毒的三甲基胂。在天然水、魚貝類、鳥的蛋殼、人體的尿液中均會發現二甲基次胂酸 (*dimethyl arsionic acid*, $(\text{CH}_3)_2\text{AsO}_2\text{H}_2$) 及甲基胂酸 (*methyl arsionic acid*)。目前已知許多種的黴菌 (*fungi*) 及微生物能形成揮發性有毒的砷化合物，所以更增加健康主管機構顧慮到砷在環境中傳遞與擴散的本性以及其範圍^(2,3)。圖 2 顯示砷在金屬與有機物循環圈中的相互轉換以及與環境區間（例如大氣、水中、生物體等）的相互關係。砷累積的情形，包括甲基砷化合物的氧化還原作用、與生物體物質中的活性金屬位置配位結合（coordination）、溶於脂質中（lipids）、以水溶性化合物形式輸送或與其他金屬離子 (M^+) 交互作用形成新的有機金屬化合物（organo-metals）。三甲基胂（trimethyl arsenine）被認為是一種關鍵的輸送介質，由於三甲基胂與大氣中氧的作用很低，所以三甲基胂在通風不良的空間能夠在空氣中累積。

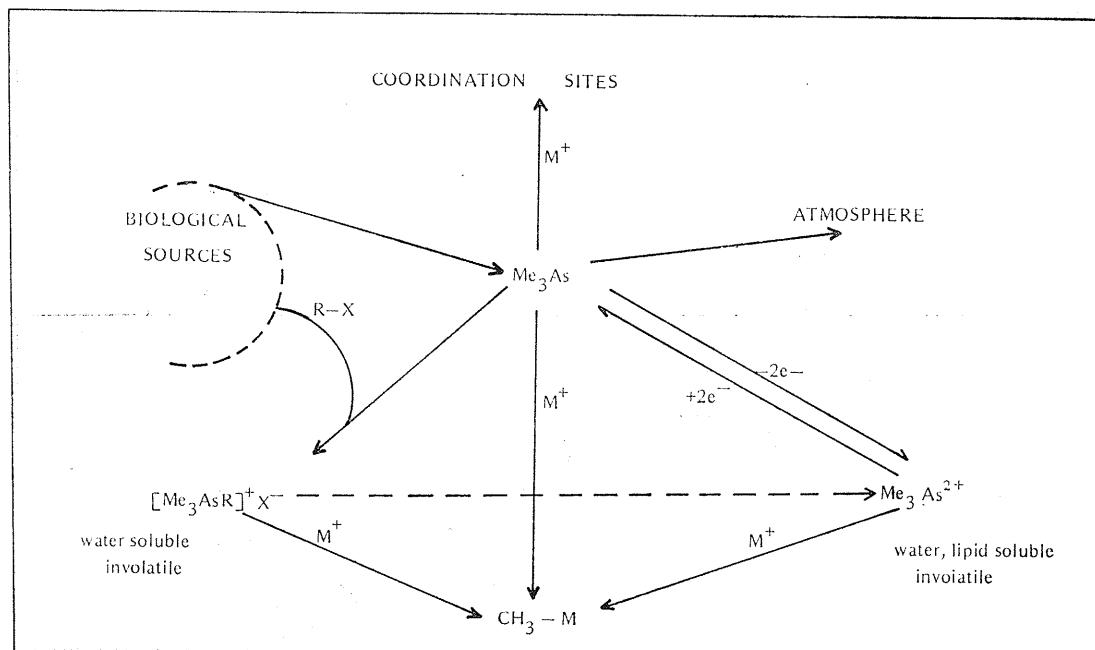


圖 2：砷在敏感的環境區間中的生物轉換情形⁽²¹⁾

含砷及砷化合物的廢水來源，包括：

1. 矿場廢水：包括砷黃鐵礦自然過程的礦床溶解及金屬礦場的開發操作。自然溶解過程使許多地區的地下水含有很高的砷濃度，中美及南美⁽²⁾以及臺灣⁽³⁾某些地區的深井，含砷量曾高達 2.0mg/l 。在美國 Rocky Mountain 的金屬礦區酸性排液中，曾含 $6.0 \sim 22.0\text{mg/l}$ 溶解性砷⁽⁴⁾；另一金礦萃取操作的廢液， $\text{pH}=9.5$ 含 900mg/l 砷的粒狀物，及僅 10.1mg/l 的溶解性砷，溶解部份，僅 1% (所有含砷量) 為亞砷酸形式⁽⁵⁾，

故砷的溶解濃度與化學組成及 pH 有關，另一廢液，當 pH=3.1 時，粒狀砷為 $880\text{mg}/\ell$ ，溶解砷為 $132\text{mg}/\ell$ （佔 13%）。

2. 工業廢水：根據臺灣省水污染防治所之調查報告⁽⁶⁾顯示，砷在臺灣的主要用途為：

(1) 玻璃器皿製造，年使用量約 234 公噸，以三氧化二砷、亞砷酸等為主，佔年進口總量的 80%。砷在光學玻璃、藝術玻璃、電視機映像管玻璃體等製造過程中，可使玻璃原料均勻鎔融，亦可防止氣泡產生或去除氣泡，砷同時能增強玻璃的折射及反射輻射線效果。在製造過程中，除了加三氧化二砷等配料揚起的砷料塵粒造成空氣污染外，砷不易造成廢水之污染。

(2) 殺菌劑、木材防腐劑和冶金，年使用量約 58 公噸，以使用三氧化二砷為主，佔年進口總量的 20%。含砷殺菌劑之製造分原體製造及原體加工，二者主要污染途徑為破罐流失和清洗桶中之殘餘物。美國 EPA 曾經針對含砷殺蟲劑提出反對登記 (Rebuttable presumptions against registration, RPAR's)，包括 arsenic acid, cacodylic acid, calcium arsenate, DSMA, lead arsenate, MSMA 以及 Sodium arsenite 等。另外砷殺菌劑噴灑造成廣大土地的非點性污染源，為一特殊污染途徑。另外，硫酸製造工廠，若二氧化硫係取自硫化礦石煅燒而來，礦石中含砷量高時，廢水會發現含 $200 \sim 500\text{mg}/\ell$ 的全砷量⁽⁷⁾；陶瓷製造工業，冶金工業、製革廠、染料廠、煉油工業、稀土金屬工業等均可能排出含砷廢水。國外文獻顯示巴黎綠 (Paris Green) 等殺蟲劑之製造，產生廢水含 $362\text{mg}/\ell\text{As}_2\text{O}_3$ ⁽⁸⁾，除草劑的廣泛使用，以及木材及獸皮使用砷化合物為防腐劑，均為砷之污染源，但自 DDT 及 2, 4-D 出現後，砷殺蟲劑已顯著減少使用。但砷化合物仍用做乾燥劑、除草劑及消毒殺菌劑。臺灣省自來水水質標準的最大容許量為 $0.05\text{mg}/\ell$ ，放流水標準，視各地而異，臺灣省、市為 $1.0\text{mg}/\ell$ ，新店溪及基隆河為 $0.6\text{mg}/\ell$ 。

二、處理技術

用石灰沉澱處理含砷廢污水是最經濟有效的方法，最佳 pH=12，最佳劑量 $\text{Ca}^{+2}/\text{As}=9.8$ 時，對所含亞砷酸及砷酸的去除率可達 95% 左右⁽⁵⁾。以硫化氫或硫化鈉在 pH=6~7 範圍內，進行硫化物沉澱除砷，放流水的砷濃度可達到 $0.05\text{mg}/\ell$ ⁽⁹⁾，但此法對亞砷酸鹽無效，在最佳 pH=7.0，最佳劑量硫化物／砷 = 0.5 時，砷酸鹽自 $132\text{mg}/\ell$ 降至 $26.4\text{mg}/\ell$ ，而亞砷酸廢水用硫化物處理則無沉澱發生⁽⁵⁾。雖然市鎮污水或工業廢水很少有針對砷的去除特設單元處理的，但一般石灰混凝沉澱或使用硫化物，硫酸亞鐵等做為混凝劑時，對除砷有助益，在自來水處理過程中，用石灰軟水法，能自 $0.2\text{mg}/\ell$ 降至 $0.03\text{mg}/\ell$ （去除 85%）⁽¹⁰⁾，或經木炭過濾，能自 $0.2\text{mg}/\ell$ 降至 $0.06\text{mg}/\ell$ （去除 70%）。

有關工業廢水中含砷程度以及處理程序的資料有限且均為 30 多年前之文獻⁽¹¹⁾，自飲用水中除砷的資料較多，工業廢水除砷與飲用水除砷為類似的程序。

砷的主要處理方法包括硫化物沉澱（硫化物或硫化鐵 Fe_2S_3 ）或與高價重金屬例如鐵離子形成錯合物，再與金屬氫氧化物共沉，加上在混凝膠羽的吸附，可同時去除粒狀的砷。後者即為傳統的混凝程序，用來處理飲用水。其他的程序，有不同的成功率，包括活性炭吸附

礬土 (Alumina, Al_2O_3) 吸附，離子交換等。表 1 為砷的各種處理方法以及去除效率。

表 1 中參考資料⁽⁵⁾為金礦萃取廢水之沉澱處理結果，詳細資料摘錄於表 2。

表 1 砷去除方法及效率⁽¹¹⁾

處理方法	前濃度 (mg/ℓ)	終濃度 (mg/ℓ)	去除率 (%)	參考資料
木炭過濾	0.2	0.06	70	(10)
石灰軟化	0.2	0.03	85	(10)
石灰軟化	0.5	0.03	95	(5)
石灰加鐵沉澱	—	0.05	—	(12)
明礬沉澱	0.35	0.003–0.005	85–92	(13)
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	0.31–0.35	0.003–0.006	98–99	(13)
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	25.0	5	80	(14)
FeCl_3	3.0	0.05	98	(3)
FeCl_3	0.58–0.90	0.0–0.13	81–100	(15)
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	—	0.6	—	(16)
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	362.0	15–20	94–96	(8)
硫化鐵漣床	0.8	0.05	94	(3)
硫化物沉澱	—	0.05	—	(9)
硫化物沉澱	132.0	26.4	80	(5)

表 2 金礦萃取廢水中亞砷酸及砷酸的沉澱處理⁽⁵⁾

沉降劑	砷形式	最佳 pH	去除%	最佳比
FeSO_4	AsO_4^{3-} AsO_2^-	8 無沉澱	94 0	$\frac{\text{Fe}^{+2}}{\text{As}} = 1.5$
FeCl_3	AsO_4^{3-} AsO_2^-	9 8	90 95	$\frac{\text{Fe}^{+3}}{\text{As}} = 4.0$
明礬	AsO_4^{3-} AsO_2^-	7–8 7–8	90 95	$\frac{\text{Al}^{+3}}{\text{As}} = 4.0$
Na_2S	AsO_4^{3-} AsO_2^-	7 無沉澱	80 0	$\frac{\text{S}^=}{\text{As}} = 0.5$
石灰	AsO_4^{3-} AsO_2^-	12 12	95 95	$\frac{\text{Ca}^{+2}}{\text{As}} = 9.8$
Caustic	AsO_4^{3-} AsO_2^-	10 無沉澱	80 0	$\frac{\text{Na}^+}{\text{As}} = 3.8$

(一)石灰法：

砷在水溶液中主要以亞砷酸離子 (AsO_2^-) 及砷酸離子 (AsO_4^{3-}) 存在。在有氧之水中，亞砷酸最終氧化為砷酸。砷化合物之氧化狀態，對於砷去除的處理效率有很大的影響。

表 2 中顯示：石灰比其他化學劑有相同或更佳之效果，且費用最低。它對亞砷酸及砷酸

廢液均有效，因為亞砷酸在高 pH 時，轉為五價形式。

石灰軟水程序，亦為除砷的有效方法，能使 $0.2\text{mg}/\ell$ 的濃度降至 $0.03\text{mg}/\ell^{(10)}$ ，前已述及。

(二) 硫化物沉降法：

由表 1 知用硫化物沉澱以硫化氫或硫化鈉在 $\text{pH} = 6 \sim 7$ 時，放流水砷達 $0.05\text{mg}/\ell^{(9)}$ 。

由表 2 知在金礦萃取廢排放水中，以硫化物沉澱法，能部份去除砷酸鹽，但對亞砷酸鹽無效。最佳處理在 $\text{pH}=7$ 。硫化物：砷 = 0.5，砷酸鹽僅自 132 降至 $26.4\text{mg}/\ell$ ，而亞砷酸廢水以硫化物處理則無沉降發生。

(三) 鐵鹽共沉法：

由表 2 知，鐵離子與去除之砷之間的比例，最佳劑量為 4 倍廢水中的砷濃度。自硫酸廠濃縮的砷廢水的實驗中，以 Fe^{+3}/As 達到 8，但更高的劑量時，則沒有用⁽⁷⁾。增加劑量產生大量污泥。此法基本為砷與鐵形成錯鹽，同時與鐵共沉而去除。

所有溶解性砷的混凝去除，均可解釋為共沉機轉。

砷酸及亞砷酸與許多多價金屬特別如鐵、鋁、鋅形成安定的錯鹽，這些錯化物被這些金屬的氫氧化物沉澱所捕捉。如此，當多價金屬離子存在或加入廢水時，它們與砷離子形成錯化物，而在金屬氫氧化物形成的 pH 之下共沉。處理效率與存在的多價金屬離子的形態、濃度及溶解度有關，以及形成氫氧化物沉澱的 pH 值有關。砷酸或亞砷酸吸附在氫氧化物膠羽也可能發生，但比起共沉，只佔輕微的角色。

(四) 氧化混凝法：

在混凝處理之前，化學氧化亞砷酸為砷酸，更有助於砷的去除，因為砷酸與沉降金屬會形成更安定的錯化物。

根據 1974 年報告⁽¹⁷⁾，用 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 及明礬的模型試驗。砷初濃度 $0.31 \sim 0.35\text{mg}/\ell$ ， $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 可去除 91~94%，過濾後可另去除 5~7%，全去除率為 98~99%，放流水 $0.003 \sim 0.006\text{mg}/\ell$ 。明礬處理效果較差，僅 75~79%，過濾後達 85~92%。亞砷酸明礬去除 10~25%， FeCl_3 去除達 40~60%。混凝前加氯，對砷酸去除約相等，但能氧化亞砷酸為砷酸，用 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ，最佳 $\text{pH}=5.5 \sim 8.5$ ，超過此值效率減低。明礬最佳 $\text{pH}=7.0$ ，低於 7.0 時，效率略降，高於 7.0 時劇降。

對砷酸處理（以鐵、鋁鹽），pH 的影響有相同的情形。全規模處理深井水去除砷⁽¹⁵⁾，用高錳酸鉀及氯有效氧化亞砷酸為砷酸。硫酸銅及明礬沉澱砷不佳，硫酸鐵及氯化鐵有很好的去除率。四個月試驗期間，以氯氧化（殘餘氯 $0.1 \sim 2.2\text{mg}/\ell$ ）及 FeCl_3 （劑量 $30 \sim 60\text{mg}/\ell$ ）使砷 $0.36 \sim 0.56\text{mg}/\ell$ 降至 $0.01\text{mg}/\ell$ 。

(五) 離子交換法：

弱鹼或強鹼性離子交換樹脂，自廢水中去除砷酸及亞砷酸均有效。Calmon⁽¹⁸⁾處理砷酸廢水，含砷 $68\text{mg}/\ell$ ， $\text{pH}=6.95$ ，用弱基陰離子交換樹脂 (Ionic A-260)，有 82~100%

的去除率。中或強鹼性樹脂 (Ionac A-300, A-540, A-550) 效果較差。

Lee and Rosehart⁽⁵⁾報告成功去除亞砷酸廢水的結果為：
pH<3用Amberlite IR-45 (弱鹼性)。
pH=4-13用Amberlite IRA 400 (強鹼性)。
用中鹼性之 Dowex Fps 4015L試驗，最佳pH在4.5~6，但總去除效率沒有強鹼或弱鹼性樹脂好。

(六) 吸附法：

水中之砷可以用酸性白土、活性炭等為吸附劑去除。根據 Rosehart and Lee^{(5), (10)} 等人的研究，活性炭效果不彰。Shailendra 等人⁽²⁰⁾則就 pH，鹼度，吸附劑等在動力學上與砷去除的吸附平衡關係進行研究，實驗室吸附試驗指出，砷之去除於 As^{+5} 狀態可獲最佳效果，砷酸與亞砷酸有效的吸附，其 pH 值範圍為 4 ~ 7，從廢水中除砷以符合水質標準，在技術上是可行的。

三、結論

許多工業程序中以砷為原料並產生廢物排出。但最近文獻對工業廢水所含程度及處理方法均付厥如。自城鎮水中去除砷則有較多報告。二者處理方法均相類似，一般以多價混凝劑加入共沉，產生氫氧化膠羽，若砷以亞砷酸存在則須在共沉之前以氯或過錳酸加入氧化成砷酸。根據有限的試驗，硫化物沉澱及弱鹼、強鹼性陰離子交換樹脂也均有效。對於初濃度低的廢水，這些方法可使放流水低於 $0.05\text{mg}/\ell$ 。

四、問題研究

1. 砷化合物中以有機砷化合物為多，而最常見的有機砷化合物為胂酸 (arsonic acid, RAsO(OH)_2) 及次胂酸 (arsinic acid, $\text{RR}'\text{AsO(OH)}$)，其中 R 及 R' 為不同的有機 (烷基) 羣。

試舉出二種上述有機砷化合物。

參考資料：U.S. EPA, Arsenic and its Compounds, Report No. EPA 560/6-76-016 (1976))

2. 無機砷化合物的種類很多，表列其中數種化合物的性質如下：

試舉出二種硫化砷化合物。

(答案： As_4S_6 其中砷為三價，溶解度 $520\mu\text{g}/\ell(18^\circ\text{C})$ ， As_4S_{10} ，其中砷為五價，溶解度 $1400\text{mg}/\ell(0^\circ\text{C})$ 。)

3. 假設經由統計分析得知，欲使皮膚癌罹患率小於 10^{-5} ，則每人每天砷之暴露量 (吸入量) 須小於 $0.025\mu\text{g}$ 。假設魚、貝類自水中對砷的生物濃縮率為 2.3，則依下列情況設定水中含砷容許濃度。

(1) 每人每天攝取 18.7 公克的魚、貝類及 2 公升飲水。

表 3 無機砷化物的性質

名稱	分子式	水溶解度	特殊性質
三氧化二砷	As ₂ O ₃	$21 \times 10^6 \mu\text{g}/\ell$ (25°C)	溶於水形成亞砷酸 H ₃ AsO ₃ , $K=8 \times 10^{-10}$ (25°C)
五氧化二砷	As ₂ O ₅	$2300 \times 10^6 \mu\text{g}/\ell$ (20°C)	溶於水形成砷酸 H ₃ AsO ₄ , $K_1=2.4 \times 10^{-4}$ $K_2=5.6 \times 10^{-8}$ $K_3=3 \times 10^{-13}$
砷化氫	AsH ₃	20mℓ/100g(冷水)	此化合物及其甲基衍生物最毒

(2) 每人每天僅攝取18.7公克的魚、貝類。

(答案：0.02 $\mu\text{g}/\ell$ 及1.16 $\mu\text{g}/\ell$ 。此題目的在指出若生物濃縮率為2.3倍時，進入人體的砷約有98%來自飲用水。)

4. 環境毒物的傳遞介質不只是水，空氣也是其中媒介，砷進入人體的途徑亦然。假設：

(1) 人體呼吸率為1M³/小時，其中砷的吸收率為20%。

(2) 每人每天飲用水2公升，飲用水砷被人體吸收率為80%，飲用水標準的安全係數定為100。

(3) 職業安全衛生規定每人每週工作5天，每天8小時的環境空氣砷的限值為10 $\mu\text{g}/\text{M}^3$ 。試求相對的飲用水中砷的限制為若干？

(答案：0.07 $\mu\text{g}/\ell$ 。若第3題中考慮空氣介入，則又如何呢？)

參考資料

1. 顏耀平、李國欽，「自然界與農藥中砷對環境之污染及其預防」科學農業 25(1~2) 20~25, (1977)。
2. Viniegra, G. et al., "Chronic Arsenic Poisoning in The Lake Region: Section 4, Treatment of Drinking Water," *Water Poll. Abstr.* 38, 430-431 (1965).
3. Shen, Y. S. et al., "Relation Between Black-foot Disease and the Pollution of Drinking Water by Arsenic in Taiwan." *Proc. 2nd Internat. Conf. Wat. Poll. Research*, Tokyo, 1, 173-190, New York, Pergamon Press (1964).
4. Larsen, H.P. et al., "Chemical Treatment of Metal-Bearing Mine Drainage," *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 45:8:1682-1695, (1973).
5. Rosehart, R. and J. Lee, "Effective Methods of Arsenic Removal from

- Gold Mine Wastes," *Can. Mining J.*, June:53-57, (1972).
- 6. 臺灣省水污染防治所，毒性污染物使用量及殘餘量調查報告，民國69年10月。
 - 7. Ohsako, N. et al., "Treatment of Arsenic-Containing, Sulfuric Acid Production Plant," *Chem. Abstr.*, 78:235, (1973).
 - 8. Cherkonski, S.N. et al., "Purification of Arsenious Waste Waters," *Water Poll. Abstr.*, 14:315-316, (1941).
 - 9. Curry, N.A. "Philosophy and Methodology of Metallic Waste Treatment," Presented at 27th *Purdue Industrial Waste Conference*, Purdue University, 1972.
 - 10. Magnusen, L.M., T.C. Waugh, O.K. Galle and J. Bredfeldt. "Arsenic in Detergents" Possible Danger and Pollution Hazard," *Science* 168:389-390, 1970.
 - 11. Patterson, J.W. and Minear, R. A., "Wastewater Treatment Technology," Report PB 204, 521, Springfield, Va., *National Technical Information Service*, August, (1971).
 - 12. Skripach, T.V., et al., "Removal of Fluorine and Arsenic from the Wastewater of the Rare-Earth Industry," in *Proc. 5th International Conf. Water Poll. Res.*, 2, III-34, New York, Pergamon Press, (1971).
 - 13. Logsdon, G.S. et al., "Removal of Heavy Metals by Conventional Treatment", in *Proc., 16th Water Qucl. Conf.*, 16:111-133, Univ. of Ill. Feb, (1974).
 - 14. Buswell, A.M. et al., "Water Problems in Analysis and Treatment," *J. Amer. Water Works Assoc.*, 35:1303-1311, (1943).
 - 15. Shen, Y.S., "Study of Arsenic Removal from Drinking Water," *J. Amer. Water Works Assoc.*, 651:543-548, (1973).
 - 16. Berezman, R.I., "Removal of Inorganic Arsenic from Drinking Water under Field Conditions," *Water Poll. Abstr.*, 29:185, (1965).
 - 17. O'Connor, J.T. "Removal of Trace Inorganic Constituents by Conventional Water Treatment Processes," In *Proc 16th Water Qual. Conf.*, 16, 99-110, Univ. of Ill., Feb, (1974).
 - 18. Calmon, C. "Comment", *J. Amer. Water Works Assoc.*, 651-568-569, (1973).
 - 19. Lee, J.Y. et al., "Arsenic Removal by Sorption Processes from Waste Waters," *Can. Mining Metallurgical (CIM) Bull.*, 65:11:33-37, (1972).
 - 20. Shailendra K. G., et al., "Arsenic removal by Adsorption," *JWPCF*, 493 March (1978).
 - 21. W.P. Iverson and F.E. Brinckman, "Microbial metabolism of heavy metals,"

Water Pollution Microbiology 2, 201-224 (1978).

22. J.M. Wood, "Metabolic cycles for toxic elements in the environment a study of Kinetics and mechanism" In P.A. Krenkel (Ed.) *Heavy Metals in the Aquatic Environment* (Pergamon Press, New York, 1975) pp. 105-112.
23. C.B. Dissanayake, "Metal-Organic Interactions in Environmental Pollution," *Intern. J. Environmental Studies*, Vol. 22, pp. 25-42 (1983)