

第二章 文獻回顧

2.1 電鍍之方法與原理

電鍍是以電流通過電解液，使物質沉積於電極上的一種過程。將被鍍之元件為陰極，浸於電解液中，另一邊陽極通入直流電，在被鍍元件表面析出金屬膜。電鍍之目的在於表面改質，提高附加經濟價值，提高表面硬度，增加耐磨耗性，增加抗蝕性【楊氏；王氏，1894；尤氏，1983】。電鍍屬於金屬製品之表面處理方法之一，電鍍製程步驟包括研磨、前處理、電鍍、後處理與乾燥【經濟部工業局，2002；楊氏】。

電鍍鎳之歷史最早在 1841 年由 De Ruolz 氏將鎳自鎳鹽溶液中鍍出，但鎳鹽純度過低未成功。在 1842—43 年 Böttger 氏使用硫酸亞鎳銨 (nickel ammoniumsulfates) 成功析出電鍍鎳層，之後在 1916 年 Watts 氏改進其電鍍液，電鍍液含硫酸鎳、氯化鎳與硼酸，為電鍍工業上常用之電鍍液【王氏，1984】。

鎳電鍍液之成份：【楊氏；王氏，1984】

(1) 金屬鹽：依所需之電鍍液成份選擇金屬鹽類，此金屬鹽類需具有足夠之純度，主要是提供鎳之來源，常使用又重要之金屬鹽類為 $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ，此外 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 與 $\text{Ni}(\text{NH}_2\text{SO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 也很常用，另外還有 $\text{NiSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 及 NiCO_3 等也可當金屬鹽類。

(2) 導電鹽類：為提高電鍍液之導電性，添加氯化物效果最佳，就是可提高陰極之電流效率，使鍍層平滑；鎳之陽極電鍍時易鈍化，也可促進陽極之腐蝕與溶解，良好之鎳電解液皆使用 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 當其氯化物。也有較廉價之氯化物如氯化鈉、氯化銨、氯化鉀及硫酸鈉，但這些化合物已不復使用。

(3) 緩衝劑 (buffer substance)：使用高純度之鎳鹽時，在陰極常發生 pH 值上升之現象，而生成鹼性鹽或氫氧化物。故使用緩衝劑為抑制陰極 pH 值增加，而硼酸為重要之緩衝劑。硼酸電解之方程式如下：



硼酸與陰極表面之 $\text{Ni}(\text{OH})_2$ 生成 $\text{Ni}(\text{OH})_2 \cdot 2\text{H}_3\text{BO}_3$ 錯化合物，減少膠狀 $\text{Ni}(\text{OH})_2$ 的形成。在 $\text{pH} \geq 4$ 時硼酸才有效果，但 pH 較低情況下，硼酸也有其效果，因在陰極附近 pH 值較高而足夠使硼酸產生效果。此外高 pH 值時硼酸也能形成複鹽。

(4) 避免細孔之添加劑：又稱為潤濕劑，在 1941 年 Waite 及 Martin 氏使用十二烷基硫酸鈉為電鍍液中第一種濕潤劑。此功用為加速電極上之氫氣快速排出，故添加濕潤劑可降低氣體與鍍液間表面易形成張力，防止氫氣泡停滯而形成針孔鍍層；若不添加潤濕劑，陰極氫氣析出困難，使得氫氣析出與金屬沉積並列進行，因而造成被鍍層含氫量過高，產生材料氫脆反應 (hydrogen embrittlement)。

(5) 光澤添加劑：在鍍光澤鎳層與半光澤鎳層時，須添加有機光澤劑，用以改善鍍層的結構與性能，如光亮劑 (brightner)、整平劑 (flattening agent) 等，添加光亮劑可提高金屬鍍層的反光性能，因此整平劑是減小沈積顆粒的粒徑，使被鍍層光亮。在電鍍鎳時，添加光亮劑會使陰極電位升高，造成金屬鎳沈積困難，故需使用更高的電位使鎳繼續沈積。

本研究取自台中縣某電鍍廠含鎳電鍍廢液，其製程包括衝擊鎳、半光澤鎳 (semi-bright nickel) 與全光澤鎳 (fully-bright nickel) (電鍍製程詳見附錄 Fig. A-2)，鎳電鍍液以硫酸鎳、氯化鎳及硼酸為主(瓦茲浴(the Watts bath)基本配方組成)。衝擊鎳、半光澤鎳與全光澤鎳其電鍍液皆有添加濕潤劑(十二烷基硫酸鈉)，避免電鍍時產生細孔。衝擊鎳將被鍍元件快速鍍上一層，電鍍時間短。全光澤鎳與半光澤鎳之差異為全光澤鎳添加含硫之藥劑(主要元素組成為 S 與 Cl，XRF 分析詳見附錄 Fig. A-3)且電位差高，半光澤鎳則不含硫之藥劑(主要元素組成為 Cl，XRF 分析詳見附錄 Fig. A-4)且電位差低，但全光澤鎳有摻入光澤劑(丁炔二醇)。衝擊鎳、半光澤鎳與全光澤鎳之電鍍液以硫酸調整其 pH 值，但不可使用其他酸液調整 pH 值 (如鹽酸與硝酸)，因其他酸液會造成電鍍鎳液中之重金屬與陰離子產生金屬鹽類沈澱，影響電鍍液之品質。

2.2 稻殼之簡介

台灣農產品以稻米佔大宗，年產量為 133 萬 8 千公噸【92 年行政院農業委員會農糧署統計】。稻殼為稻米加工後之副產物，年產量 41 萬 3 千公噸【李氏，行政院環境保護署環保標章資訊站】。故每年台灣所產生大量之農業廢棄物，若使其資源化，可解決廢棄物之處理並污染環境之減少，提高其稻殼之經濟價值。稻殼含高熱值(3000 kcal/kg)適合發電，台灣已成立第一座稻殼發電廠，可產生 3 千萬度之電力，每年可處理 6 萬噸之稻殼廢棄物【大紀元新聞，2004；Krishnarao et al., 2001】。稻殼亦可製成活性碳，吸附有機與無機污染物質。稻殼中含有高含量之二氧化矽也可當觸媒之載體，或製備其他含矽之化合物，例如碳化矽 (silicon carbide)、氮化矽 (silicon nitride)、沸石 (zeolite)等【Krishnarao et al., 2001】。

稻殼含量高量灰分 (13—29 wt. %)，隨著種類、氣候、地理位置而有所改變。灰分主要由矽所組成 (矽含量 87—97 %)，並含少量之無機鹽類【Krishnarao et al., 2001】。未受重金屬污染之稻殼主要為有機物質(≈ 85 %)，台灣稻殼之矽含量為 9—14 wt. %，矽含量亦隨產地之不同而改變【郭氏，2003】。稻殼成分包括有機物與無機物，無機物包括二氧化矽(非晶型)與微量金屬氧化物等，有機物包含纖維素、木質素、半纖維素與其他有機醣類等【Patel et al., 1987；蔡氏，2001】。

2.3 鎳之簡介

2.3.1 鎳之物理與化學性質

鎳(nickel)為銀色金屬，CAS 號碼為 7440-02-0，原子量為 58.69，沸點為 2730 °C，熔點為 1455 °C，密度為 8.90，鎳之溶解度為(1) 鎳不溶於水與氫；(2) 溶於稀硝酸，鎳之粉末與煙氣為可燃性，燃燒後可能產生毒煙或蒸氣。鎳在常溫下很穩定，不與水起反應，但在加熱狀態下較不穩定【EPA，1999】。

2.3.2 鎳之來源

鎳大氣中鎳之來源皆來自於自然與人為。自然之來源包括風化之土壤與塵土、火山、植物、森林火災、海洋中的鹽類與大氣中的粒狀物，以風化土壤及塵土為主(22000 tons/yr)；人為鎳之來源主要分為直接與間接兩大類，鎳之直接來

源包括：(1) 鎳之採礦與冶煉；(2) 對鎳表面粗糙精煉(nickel matte refining)；(3) 次要的鎳之回收(secondary nickel recovery)；(4) 含鎳之產品回收(co-product nickel recovery)；(5)含鐵與非鐵的金屬生產(包括鎳合金、鋼、鑄鐵及不鏽鋼)；(6) 電鍍；(7) 電池工業；(8) 鎳化學製品工業。而間接鎳之來源包括：(1) 煤碳與石油燃燒；(2) 焦炭爐；(3) 都市垃圾與下水道污泥焚化；(4) 石油提煉過程；(5) 煤轉換過程；(6) 水泥工業；(7) 煤和石油供應；(8) 石棉採礦 【USEPA, 1984】。故電鍍工業所帶來之重金屬污染源對環境影響甚鉅。

2.3.3 鎳對健康之影響

鎳金屬會有致癌之虞，硫酸鎳、亞硫酸鎳及其氧化物對人類有致癌性，但金屬鎳與鎳合金其氧化物對人類產生致癌性證據不足。動物實驗顯示金屬鎳、一氧化鎳、氫氧化鎳及亞硫酸鎳會有致癌性，在其他國家及地區的流行病學研究指出，在硫酸鎳工廠暴露到鎳粉塵會導致肺癌及鼻咽癌，鎳及其化合物的暴露可能引起過敏性皮膚炎、氣喘、鼻腔炎及肺炎，鎳也會影響男性與女性的生殖能力【EPA, 1999】。

2.3.4 鎳對環境之影響

鎳之主要用途為製造合金與不銹鋼材料，或其他金屬元件鍍鎳增加光澤度，提高經濟價值，並有應用於塗料、電池與觸媒工業。在水中之鎳型態以鹵化物、硝酸鹽、硫酸鹽與有機或無機化合物溶於水。可溶性鎳離子能與水結合成水合離子，但鎳接觸Fe、Mn 的氫氧化物、黏土或絮狀的有機物時會被吸附，也與硫酸離子反應產生硫化鎳而沉澱。鎳在土壤中以二價之型式存在， Ni^{2+} 之陰電性有利於與有機質形成錯合物， Ni^{2+} 屬於二價之過渡金屬，易以八面體結構固定於土壤中，也易與鐵錳氧化物形成沉澱。鎳在 $pH > 6$ 時，易與氧化物、非結晶性鋁矽酸鹽及層狀矽酸鹽發生化學吸附；而 pH 在酸性條件下易發生 Ni^{2+} 交換及溶解【EPA, 1999; 胡氏, 1999; 林氏, 1990】。

2.3.5 環保署法規標準

根據環保署在民國 92 年 6 月 25 日環署水字第 0920043973 號令所發布之『事業或污水下水道廢(污)水檢測申報管理辦法』，法規中寫明電鍍業放流水須申報之項目為 pH、水溫、化學需氧量、懸浮固體、氰化物*、總鉻*、鎘*、六價鉻*、鋅*、鎳*、銅*、總汞*、鉛*、砷* (*：於製程及廢水處理不使用且不產出之水質申報項目免檢測申報)。其鎳之放流水標準值為 1.0 mg/L，而針對廢棄物之 TCLP 鎳之溶出標準並無規範【EPA, ROC】。

2.4 吸附理論

吸附(adsorption)係指吸附質在吸附劑表面發生凝聚濃縮現象。吸附劑具有很大大之比表面積，因反應面積大而有極大之吸附力【李氏，1997；胡氏，1999；林氏，1990】。本節針對吸附之類型與吸附之模式解釋說明之。

2.4.1 吸附類型

吸附現象是吸附劑表面對外來吸附質分子之親和力(affinity)作用。吸附是一種複雜的界面化學現象，依鍵結作用不同，吸附作用可分為三種類型：物理性吸附、化學性吸附及交換性吸附【胡氏，1999；林氏，1990】。

1. 物理性吸附

物理性吸附的作用力主要為凡得瓦爾力(van der Waals force)及偶極矩(dipole moment)。物理性吸附發生時，吸附質與吸附劑之表面無電子之交換或共用作用發生，其兩者間之組成也未有變化。此外，被吸附的分子(吸附質)在吸附劑表面上自由移動，並可在吸附劑表面形成多分子層凝聚，物理性吸附為放熱反應，反應具有低活化能，吸附平衡時為可逆反應並快速到達【林氏，1990；李氏，1997；胡氏，1999；李氏，2002】。

2. 化學性吸附

化學性吸附係吸附質與吸附劑表面之間，因親和力產生了分子軌域的重疊作用，使吸附質與吸附劑間產生化學鍵結作用。化學性吸附伴隨著很高之熱量變

化，因此吸附質很穩定被吸附在吸附劑表面上。化學性吸附是在吸附劑表面吸附形成單一分子層，吸附位置固定且不易移動，當表面形成單一分子層時，其吸附能力即達到飽和【李氏，1997；胡氏，1999；林氏，1990】。

3. 交換性吸附

交換性吸附是指吸附劑與吸附質間具有靜電吸引力而產生反應，例如離子交換。交換性吸附較物理性吸附更具專一性【胡氏，1999；林氏，1990】。

2.4.2 吸附模式

吸附之行為可用等溫吸附線(adsorption isotherm)表示，其係在一定溫度下，吸附量與平衡濃度(或壓力)之關係曲線。Brunauer 將等溫吸附線分為五大類型(詳見附錄 Fig. A-1)，Type I 為化學吸附所造成，Langmuir 吸附等溫方程式屬於這類型，等溫線很平穩的達到飽和吸附，其吸附質佔滿吸附劑表面之吸附位置時為單層吸附狀態。Type II 為多層吸附曲線，單層吸附飽和後進而吸附到多層，形成凝結現象，常用於表示物理吸附現象。Type III 為發生凝結熱 $>$ 吸附熱時，未吸附之吸附質與被吸附之吸附質間的作用力 $>$ 吸附劑與吸附質間的作用力，但 Type III 類型較少見。Type IV and V 常發生於多孔性吸附劑之吸附現象上，此類型反映微小孔隙之凝結現象，而會有遲滯吸附反應【李氏，1997；蘇氏，2004】。

吸附模式是在 1870 年時由 Freundlich 最早提出等溫吸附經驗式，隨後在 1916 年 Langmuir 提出單分子層(monolayer)吸附理論，為吸附最常用之二種吸附經驗模式。常用之等溫吸附模式分別介紹如下所示【李氏，1997；Hasar, 2003；蘇氏，2004】：

1. Langmuir 等溫吸附方程式 (Langmuir adsorption isotherm)

Langmuir 之模式基本假設：(1) 吸附劑表面上具有固定數量之吸附位置，每一個吸附位置可吸附一個分子，為單分子層；(2) 吸附劑表面是均勻分佈(homogenous)；(3) 吸附劑與金屬離子間無任何相互作用；(4) 吸附劑之所有吸附位置，對吸附質具有相同之親和力。其公式如下：

$$q_e = bQ C_e / (1 + b C_e)$$

式中：

q_e = 單位吸附劑所吸附之吸附質重量(g/kg)

C_e = 吸附達平衡時吸附質的濃度(g/L)

Q = 最大吸附量(g/kg)

b = Langmuir 常數(l/g)

將上式經轉換後為

$$C_e / q_e = 1 / Q b + C_e / Q$$

若吸附行為符合 Langmuir 模式，以 y 軸(C_e / q_e) 對 x 軸(C_e)做圖，可得線性方程式，直線之斜率為 $1 / Q$ ，截距為 $1 / Q b$ ，可求得 Q (g/kg)和 b (l/g)之值。

2. Freundlich 等溫吸附方程式 (Freundlich adsorption isotherm)

$$q_e = K C_e^{1/n}$$

上式取對數後可轉換為

$$\ln (q_e) = \ln (K) + 1/n \ln (C_e)$$

將式中 $\ln (q_e)$ 對 $\ln (C_e)$ 作線性迴歸，可得線性方程式，斜率為 $1/n$ ，截距為 $\ln (K)$ ，可求得 Freundlich 常數 n 與 K 值(g/kg)。

2.5 農業廢棄物吸附重金屬之文獻

Hasan 等人(2003)使用橡樹經碳化與活化後製成之活性碳(橡樹灰)，吸附硫酸鎳，實驗變數為初始濃度、pH 與溫度。其結果顯示 Ni(II)濃度 20、70、120 mg/L 之吸附量分別為 0.87、2.61、3.77 g/kg。而 pH 為決定活性碳表面反應速率重要因子，吸附鎳後橡樹灰之 pH 變化是根據溶液中重金屬的化學作用與橡樹灰表面

化學作用。橡樹灰表面電荷帶負電，是由於隨著 pH 之增加，橡樹灰表面官能基被 deprotonation；因此，帶正電荷 Ni 離子與帶負電荷橡樹灰之間庫倫吸引力 (coulombic attraction) 將會增加。溫度也是影響吸附速率之重要因子，吸附過程為放熱反應。Hasan 等人依 Mac Naughton and James 文獻，推測重金屬之吸附機制為 1. 離子交換反應；2. 金屬離子吸附在氫氧化物的表面；3. 含金屬氫氧化物之物種吸附在氫氧化物的表面【Naughton and James, 1974; Hasan et al., 2000】。

陳氏使用農業廢棄物(花生殼、蔗渣與稻殼)通入氮氣於 400 °C 碳化 60 分鐘後，再改通入 CO₂ 活化直至 850 °C 加熱 60 分鐘，再換成氮氣 30 分鐘所製成之活性碳，並與市售活性碳與未活化（未經 CO₂ 活化）之稻殼比較，以處理受各種重金屬污染之水田。將活性碳做比表面積與表面含氧官能基分析，並將活性碳吸附水中重金屬，檢測活性碳吸附重金屬能力。推測活性碳吸附能力之排序為碳化蔗渣 > 碳化花生殼，碳化稻殼 > 市售活性碳 > 未活化之稻殼，其原因為市售活性碳孔徑較小其質傳阻力較大，而未活化之稻殼比表面積較小，且二者鹼性表面官能基含量較低，故造成市售活性碳與未活化稻殼吸附量較差。將碳化之農業廢棄物(花生殼、蔗渣與稻殼)做等溫吸附實驗，其實驗數據以 Langmuir 等溫吸附模式模擬。以 Langmuir 模式計算之常數 K(吸附強度)與 b(最大吸附量)，推測重金屬之吸附能力為 鉛 > 銅 > 鋅 > 鎘 > 鉻 > 鎳。碳化農業廢棄物對重金屬吸附能力之高低，可能與重金屬離子專一性吸附行為有關。重金屬於專一性吸附時皆會形成氫氧基錯合物以達吸附最大量，其反應之平衡常數(pK)可決定不同重金屬之吸附行為。活性碳吸附能力之優劣，可能與活性碳灰分或官能基有關，活性碳灰分含有無機成分如氧化物、金屬化合物與金屬等物質，其灰分在孔隙中之分布會影響活性碳吸附作用之程度，所以灰分愈高其吸附能力愈佳，或活性碳表面之鹼性官能基之多寡，皆會影響吸附之能力【陳氏，2003】。

Demirbaş 氏以榛果殼製成活性碳吸附 Ni(II)溶液(濃度為 15—200 mg/L；pH 範圍為 3—8)，實驗參數為初始重金屬濃度、攪拌之轉速、溫度與粒徑大小。將吸附結果之數據代入等溫吸附模式(Langmuir 模式)進行模擬，以 180 min 為吸附

平衡時間。其結果顯示吸附量隨著溫度之增加而增加，此吸附程序為放熱反應，

G° 為負值表示吸附劑吸附 Ni(II) 為自發性。而攪拌之轉速隨吸附 Ni(II) 含量增加而增加。而 pH = 3 與 7 之 Ni(II) 吸附量分別為 0.9 與 4.7 mg/g，顯示在高 pH 時，吸附量隨著 pH 增加而增加，直至金屬離子產生沉澱為止；吸附劑吸附 Ni(II) 濃度隨著吸附劑粒徑之減少而增加，是由於吸附劑表面積增加之緣故【Demirbaş et al., 2002】。

Shukla 等人使用鋸木屑(楓樹)去除 Ni(II) 溶液，影響鋸木屑吸附 Ni(II) 溶液主要參數為初始重金屬濃度、吸附劑含量、溶液中之 pH。其結果顯示金屬離子與鋸木屑之鍵結作用為離子交換反應，是吸附之主要機制；吸附鎳之鋸木屑在 1 小時後達吸附平衡，其吸附鎳之效率幾乎無顯著變化，是由於鋸木屑吸附鎳達平衡後，吸附位置快速的被填滿；而 pH 為 9 時，為鋸木屑吸附鎳之最大吸附效率 (78 %)【Shukla et al., 2005】。

Hasar 氏利用杏仁殼，在氮氣狀態下，經 300、500、600、700、800、900、1000 °C 碳化 1 小時後，再通入 CO₂ 氣體活化 1 小時之活性碳稱為 MAC-I；而 MAC-II 之活性碳，先經 10 % H₂SO₄ 化學活化 6 小時後，再經碳化與氣體活化。使用活性碳(MAC-I 與 MAC-II) 吸附 Ni(II) 溶液，影響吸附之因子為 pH、活性碳之碳化溫度、接觸時間、吸附劑重量、Ni(II) 溶液濃度，並使用 Langmuir 與 Freundlich 吸附模式模擬之。實驗結果顯示在 pH 為 5 時，MAC-I 與 MAC-II 去除 Ni(II) 效率達到 55.6 和 71.7 %。在 pH < 3 時，在吸附劑之表面，H⁺ 離子與 Ni(II) 離子彼此競爭，將會阻礙 Ni(II) 離子到達吸附劑之鍵結位置引發排斥力。在 pH > 5 時，Ni(II) 離子會沉澱，與 OH⁻ 離子形成 Ni(OH)₂ 沉澱。經各種操作之參數比較，顯示 MAC-II 之活性碳去除 Ni(II) 效率比 MAC-I 佳。此吸附結果適合 Langmuir 模式，顯示杏仁殼製程之活性碳，其吸附作用發生在吸附劑之均質的表面【Hasar, 2003】。

2.6 熱處理之文獻

Chiang 氏等人將焚化廠所產生含混合金屬(Cu、Pb、Cr 與 Cd)之吸附劑(包括矽砂與石灰石)，以熱處理(溫度為 900、1100 與 1300 °C；時間 20、40 與 60 min)之方式，以增加重金屬(Cu、Pb、Cr 與 Cd)之穩定性，殘渣以 TCLP、SEM 與 XRD 分析之。結果顯示經熱處理後之金屬，證實高溫可提高化學鍵與金屬原子間之結構。含 Cu、Pb、Cr 與 Cd 之吸附劑主要組成以鈣與矽為主。經熱處理後之含 Cu、Pb、Cr 與 Cd 吸附劑會與鈣或矽形成化合物，且在短時間內就會形成。鎘經高溫處理後之殘渣會有 0.14—20.09 % 之揮發。而鉛之 TCLP 溶出率隨著熱處理溫度升高而降低，溶出率皆低於 0.24 %。顯示除了鎘金屬外，含 Cu、Pb 與 Cr 之吸附劑經高溫熱處理後，皆能有效將重金屬安定於殘渣內【Chiang et al., 2001】。

Wei 等人熱安定化含銅之二氧化矽與高嶺土(溫度：300、500、900 °C；時間：1 小時)。結果顯示含銅之二氧化矽 TCLP 溶出率隨著熱處理溫度升高而降低，但在 900 °C 熱處理後，銅之 TCLP 溶出率有略為增加之趨勢，其含銅之二氧化矽物種，在 300—900 °C 熱處理後，其物種以 CuO (59.21—66.44%) 為主。而含銅之高嶺土之 TCLP 溶出率隨著熱處理溫度升高而降低，可有效將銅安定於樣品中，含銅之高嶺土物種也以 CuO (59.21—66.44%) 為主，但在 500 與 900 °C 有少量之元素銅存在【Wei et al., 2001】。

梁氏自行配製含銅或鉻之稻殼，經 300—900 °C 熱處理 2 小時後，殘渣以元素分析儀、SEM、XRD 與 XAS 儀器分析，探討含銅或鉻殘渣之上層及下層的外觀表面型態與物種變化。結果顯示經熱處理後，含銅或鉻殘渣之上層重金屬濃縮效果較下層高；但其含銅或鉻稻殼表面無明顯變化；含銅之殘渣上層之物種以 CuO (92 %) 為主，下層之物種以 CuO (27—46 %) 與 Cu₂O (18—44 %) 為主，但在高溫下(700 與 900 °C)，發現含銅殘渣之上下二層皆有銅與矽形成之化合物(Cu₉Si₁₀O₂₉)。含鉻之殘渣上層之物種以 Cr₂O₃ 為主，下層以 Cr(OH)₃ 為主，但隨著熱處理溫度升高，含鉻殘渣之上下二層其物種皆以 Cr₂O₃ 為主，顯示含鉻之殘渣在高溫下，可有效將重金屬濃縮(91—95 %)，並且將具有毒性之 Cr(VI) 轉變成 Cr(III)，可有效安定鉻並且可回收重金屬再利用【梁氏，2003】。

2.7 同步輻射之文獻

林氏等人研究利用延伸性 X 光吸收光譜精細結構(EXAFS)探討鎘在米粒(包括稻殼與稻米)中的原子精細結構參數，第一層為 Cd-O 配位數(N)為 2 而鍵長(R)為 2.35 Å，第二層為 Cd-S 配位數為 4 而鍵長為 2.83 Å，顯示鎘氧化數為二價，鎘在米粒中可能與有機氧與有機硫形成鍵結，產生氧化鎘與硫化鎘之化合物，更證實鎘可與有機物作用而累積於米粒中【林氏等人，2003】。

Murthy 等人研究在 200 °C 時，不同氣相觸媒(gas-phase catalytic)(含 1,3-dichlorobenzene (1,3-DCB) 之 hydrodechlorination (HDC) 以及含 1,3-dibromobenzene (1,3-DBB)之 hydrodebromination (HDB))在 Ni/SiO₂ 上，觸媒活性降低之原因。藉由 XANES 與一次微分探討觸媒在 Ni/SiO₂ 上之鎳物種變化，作者推測失去活性之觸媒其 Ni-Ni 之間的互相鍵結作用較弱。樣品 XANES 圖譜與鎳之標準品 Ni foil 與 NiO 比較，顯示 Ni foil 之圖形對樣品而言比 NiO 更為相似【Murthy et al., 2004】。

Huang 等人探討含鎳之黏土經熱處理 500、900、1100 °C 後 2 小時之鎳物種變化，以 XAS 分析之。結果顯示 XANES 之含鎳樣品吸收能量的 pre-edge 特徵，電子轉換至空的 d 電子軌域。在 900 與 1100 °C 時，含鎳樣品主要 peak 之吸收能量比在 105 與 500 °C 時之吸收能量，會往較高吸收能量偏移(偏移 1.5 eV)。其含鎳樣品之原子結構參數，顯示 Ni-O (第一層)配位數隨著熱處理溫度升高而增高【Huang et al., 2005】。

Wei 等人使用廚餘堆肥吸附自行配製之 Cr(III)與 Cr(VI)溶液，探討含 Cr(III)與 Cr(VI)之廚餘堆肥經不同吸附時間後物種之變化。結果顯示含 Cr(III)之廚餘堆肥之物種組成為 54.1—61.0 % Cr(NO₃)₃ 以及 39.0—45.9 % Cr₃(OH)₂(OOCCH₃)₇；而含 Cr(VI)之廚餘堆肥物種比例為 54.5—69.0 % Cr₃(OH)₂(OOCCH₃)₇、18.0—24.9 % Cr(OH)₃ 以及 6.1—28.5 % Cr(OH)₃。廚餘堆肥吸附 Cr(VI)實驗 pH 值在 5.9 時，會產生 Cr(OH)₃ 之沈澱，鉻價數從 Cr(VI)轉變成 Cr(III)，顯示有化學反應發生【Wei et al., 2005】。