

循環經濟議題與綠色技術探討專題

## 廢車破碎殘餘物資源與能源再利用之 關鍵技術回顧與評析

江康鈺\*、呂承翰\*\*

### 摘 要

本文彙集國內外有關廢車破碎殘餘物再利用之相關文獻 50 餘篇，分別針對廢棄機動車輛拆解之處理現況，與廢車破碎殘餘物之基本特性進行討論，並彙整分選、分離與能源回收技術，比較分析其資源與能源再利用之影響，以期瞭解未來廢車破碎殘餘物進行能源利用之技術可行性。另根據技術應用與分析結果，進一步評估分析廢車破碎殘餘物之關鍵問題，主要在於破碎廠之設備與技術提升、能源轉化效率及技術的選擇，以及衍生廢棄物處理與再利用等。針對現階段所面臨的關鍵問題，若能及早尋求妥適的解決方案，應有助於相關單位改善現有處理流程，以及擬定未來技術提升的規劃方向與目標。此外，本文根據文獻所探討的技術發展趨勢，彙整說明未來能源轉換技術之應用特性與可行方向，未來國內若能及早以前瞻的思維，規劃與擬定廢車破碎殘餘物之資源與能源再利用的可行對策，相信定能提供國內廢棄物處理產業發展的方向，促進資源與能源之永續發展，並達成循環經濟的發展目標。

【關鍵字】廢車破碎殘餘物、資源再利用、能源轉化技術、氣化、熱裂解

\* 國立中央大學環境工程研究所 教授

\*\* 中欣行股份有限公司 工程師

## 一、前言

行政院環境保護署於民國 83 年依據「廢機動車輛回收清除處理辦法」之規定，將廢機動車輛列為公告回收項目後，廢棄車輛於拆解、回收及粉碎過程，將高單價或有價物質回收後，低回收價值或無法再利用之物質，衍生成為廢車破碎殘餘物 (automobile shredder residue, ASR)。根據統計資料顯示，ASR 產量平均約占車殼處理量之 20~25 wt. %，因破碎廠回收設施之處理效能之差異，仍含有部分可回收物質，其中除鐵金屬、非鐵金屬及線材外，亦包括不同類型之塑膠、橡膠及纖維等物質。根據 101 年度之車殼處理量換算推估，該年度約產生超過 5 萬公噸之 ASR，有待進一步處理處置或資源再利用(環保署，2016)。現階段國內每年處理廢棄車輛所衍生之 ASR，大多運往焚化廠以直接燃燒方式處理，其雖能達到能源再利用之目的，然近年來台灣各焚化廠已逐漸面臨到延役或轉型等問題，未來是否能兼顧 ASR 或其他一般事業廢棄物之妥善處理，亟須未雨綢繆尋找 ASR 妥善之解決對策。同時國際間對於 ASR 做為焚化處理之燃料使用，經常關注其高氯含量及重金屬濃度等問題，若在燃燒過程中未能妥善進行空氣污染物之處理，恐會因廢氣中排放酸性氣體(如氯化氫等)、戴奧辛、呋喃、多氯聯苯及重金屬等副產物，造成環境及人體健康之衝擊。因此，如何規劃提升現有 ASR 處理或資源化技術之技術層次，發展最佳可行之應用技術，以及開發新穎創新之兼具 ASR 處理及能源利用技術，同時達到污染物排放減量等目的，已是現階段亟待開發與探討的重要環境課題。

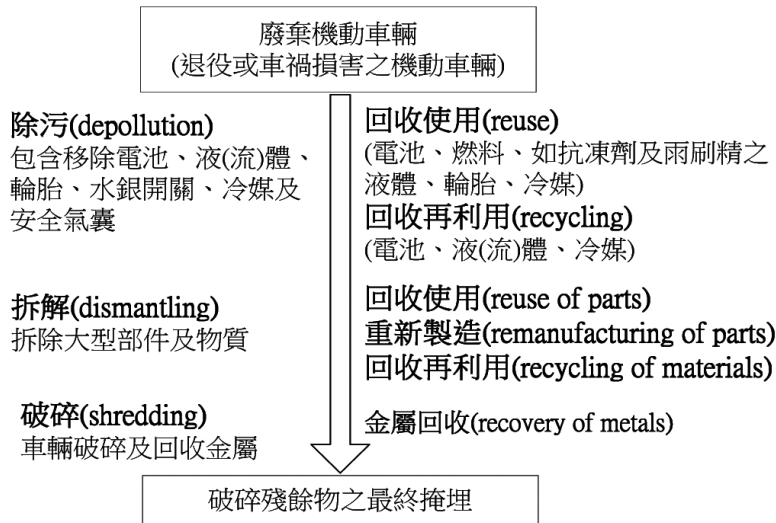
由於 ASR 性質迥異，物化性質常受到分選與回收技術等因素影響，然其含有大量塑膠、纖維或其他可燃物，現階段世界各國研究大多朝向先將 ASR 分離、純化或直接轉換為能源使用，進行妥善回收與能源再利用；而 ASR 之分選最為常見之方法係利用斷裂韌性(Fracture Toughness)與密度等性質差異，如浮除沉澱法(Sink / Flotation)或振動板(Shaker Table)及淘洗(Jigging)等技術，除回收金屬外，更分離出玻璃、砂土及有機物類物質，進而提高整體廢車回收之效率(Gent et al, 2015)。在回收能源利用技術方面，除直接燃燒回收熱能外，應用熱轉換技術將 ASR 轉換為液體燃料(如熱解油)或氣體燃料(如合成氣)之技術發展，亦已逐漸成為重要之發展與研究方向。有鑑於國內對於 ASR 之分離純化、資/能源轉換關鍵技術之開發與整合規

劃發展之起步較晚，本文彙整過去國內外 ASR 處理相關文獻，根據其產生過程及其來源，比較國內外 ASR 組成特性之差異，進一步探討現處理/再利用技術之成效，評估國內 ASR 能源轉化應用之技術可行性。

## 二、廢車破碎殘餘物之基本特性

廢棄車輛(End-of-Life Vehicle, ELV)經拆解、預(粉)碎及回收有價物後，剩餘物質便稱為廢車破碎殘餘物(Automobile Shredder Residue, ASR)；根據統計資料顯示，ASR 產量平均約占車殼處理量之 20~25 wt. %，而受到各處理場設施處理效能差異之影響，ASR 除含鐵金屬、非鐵金屬及線材外，亦含有不同類型之塑膠、橡膠及纖維等物質。若進一步以過去十年之車殼處理量換算推估，每年產生之 ASR 超過 4.5 萬公噸(環保署，2016)，就廢棄物管理而言，ASR 之妥善處理與再利用技術之選擇，係需審慎考量之議題。

一般而言，廢棄機動車輛進入處理廠後會先進行初步拆解，將如引擎、輪胎、冷媒、廢潤滑油及鉛蓄電池等大型或有價零部件先行拆除，並依其材質分類貯存，剩餘車體及未能拆解之部分則送至破(粉)碎廠；廢車殼(體)經預碎與破碎機處理後，則含有塑膠、橡膠、纖維布、金屬或其他等混合物，依回收廠之設備與技術選用將產生不同性質之 ASR，常見處理流程如圖1所示。若破碎混合物欲以密度特性進一步分選，可利用風選或水力分離設備將輕質與重質物分離；而欲取得金屬或合金類物質，則可使用磁選或渦電流設備；上述不論是屬價值較低或無法利用之輕質或重質物，均稱為 ASR。



資料來源：Wordsworth & Miller, 2011

圖 1 廢棄機動車輛拆解與回收處理流程

廢棄車輛經過初步拆解及除污之後，可去除占廢棄車輛 3% 之電池、廢液體、油品、LPG 槽等，而具回收利用價值之輪胎、輪框、油箱、擋風玻璃及避震器等設備約占 8~10 wt. %，剩餘約 20~25% 之物質即為 ASR(Fiore et al., 2012)；其他研究更進一步指出，ELV 經拆解破碎後若係由 Z 型風選器(Zig-Zag Sorter)處理，分離出之輕質蓬鬆物(Light Fluff, LF)約佔 ASR 之 75 wt. %，重質物則為磁選後之殘餘物，為非鐵金屬分離過程之殘餘物(Staudinger & Keoleian, 2001; Edo et al., 2015)。

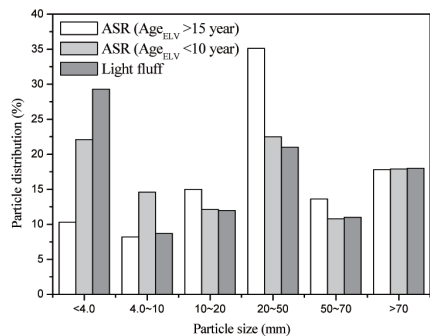
另一方面，加拿大亦有研究報告明確定義 ELV 回收、處理與最終處置之相關權責，其中機動車輛廢棄後，由責任業者(回收商)將其進行除污及拆解，將廢棄車輛之電池、燃料、輪胎、冷媒或不同類型之液體取出後，尚可應用於其他機動車輛上，至於無法使用之電池或冷媒，則回收處理後再重新利用；廢棄車輛內較大之零件，簡單拆解後再回收利用。至於破碎業者之工作，則係將前述回收業者初步拆解後之車體，破碎後以磁選、渦電流等金屬分選設備，將金屬由破碎後之物質分離，再經風選及其他密度分離設備後，進一步分離金屬及其他類物質，最終之殘餘物則送至掩埋場進行最終處置(Wordsworth & Miller, 2011; Boughton, 2006)。過去許多文獻中均提及 ASR 之異質性相當高，除與預碎及去污過程有關外，亦與破碎後之分選技術選用有顯著關

係。因此，本節彙整世界各國之 ASR 基本特性資料，將就粒徑、物理組成、三成分及熱值進行探討，提供未來相關研究參考使用。

## 2.1 粒徑分布

根據過去研究分析，ASR 粒徑可分為大於 100 mm、50~100 mm、20~50 mm 及粒徑小於 20 mm 之顆粒，而粒徑小於 50 mm 之顆粒占比較高，其中 39% 為 20~50 mm 之粒徑範圍，粒徑小於 20 mm 之 ASR 顆粒則占 45%；粒徑大於 50 mm 之部分，50~100 mm 占 14% 而大於 100 mm 則約為 2%(Morselli et al, 2010)。其他探討 ASR 製備燃料與粒徑分布特性之相關研究中，在取得 ASR 代表性樣品後將其篩分，而由於該樣品粒徑均低於 100 mm，因此該研究，將粒徑範圍分為 20 mm 以下之細顆粒、20~50 mm 之中型顆粒及 50~100 mm 之大型顆粒；其中，20~50 mm 之中型顆粒約占 45.9 wt. %，而粒徑為 50~100 mm 之大型顆粒僅為 9.4 wt. %，其餘 44.7% 均為細顆粒物質，而最後該研究指出造成 ASR 性質差異之主要原因，便是來自於細顆粒物質組成與其比例(Edo et al, 2013)。

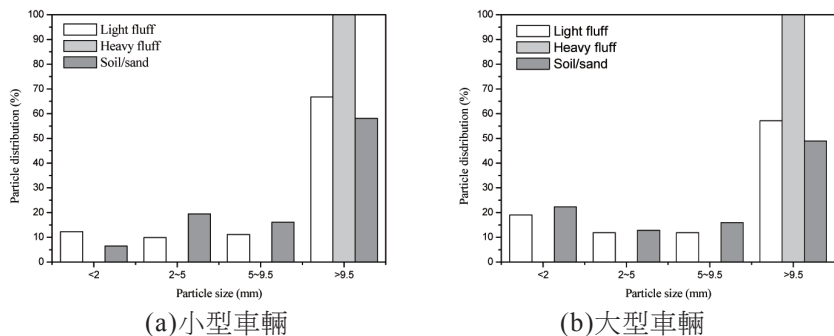
其他研究中更將粒徑以 4 mm、10 mm、20 mm、50 mm 及 70 mm 為分界進行研究，並將車齡大於 15 年與車齡 10 年以下之廢棄車輛 ASR 分別進行試驗，另該研究將金屬以外如塑膠與橡膠等之輕質蓬鬆物，粒徑分析結果如圖 2 所示(Fiore et al., 2012)。結果顯示車齡大於 15 年之廢棄車輛，其 ASR 主要粒徑範圍為 20~50 mm，占比為 35.1%，其次為大於 70 mm 與小於 4 mm 之細顆粒，分別占 ASR 之 17.8% 與 10.3%；至於車齡小於 10 年之 ASR，主要組成比例及其粒徑範圍，分別為 20~50 mm 之 22.5% 及粒徑小於 4 mm 之 22.1%，其次為粒徑大於 70 mm 之顆粒，為 17.9%；LF 主要之粒徑分布範圍為小於 4 mm，比例為 29.3%，其次為粒徑範圍介於 20 mm 至 50 mm 之顆粒，為 21.0%。由此可知，雖車齡可能造成粉碎後之粒徑分布略有差異，然其主要之粒徑範圍仍介於 20~50 mm，至於 LF 受到密度分離影響，粒徑範圍以小於 4 mm 之比例最高；該研究最後指出 ASR 若欲進行熱處理，不僅後端處理廠需考慮到微量污染物(有害重金屬或 PCBs)處理，前端預(粉)碎使用之破碎分選設備，亦需與時俱進定期更新，達到物質回收與能源再利用最大化之目標。



資料來源：Fiore et al., 2012

圖 2 不同車齡廢棄車輛之 ASR 粒徑分布特性

除對不同車齡 ASR 研究其粒徑特性外，亦有研究針對不同車種探討其粒徑分布之差異性，其粒徑分布結果如圖 3 所示。其中該研究將 ASR 分成由旋風分離器收集到之輕質物與兩階段振動篩分離出之重質物(Heavy fluff, HF)及砂土後，以一般小車而言，HF 之粒徑均大於 9.5 mm，小於 2 mm 之 LF 為 12.3%，砂土則主要分布於 2~5 mm 與 5~9.5 mm 範圍之間，分別為 19.4% 及 16.1%；而 LF、HF 及砂土之平均粒徑後，分別為 34.6 mm、50 mm 及 13.5 mm。至於大型車輛之 HF 仍大於 9.5 mm，LF 小於 2 mm 之顆粒占 19.0%，2~5 mm 及 5~9.5 mm 之顆粒均為 11.9%，而砂土主要亦是大大於 9.5 mm，為 48.9%，其次為小於 2 mm 之粒徑，占 22.3%，2~5 mm 及 5~9.5 mm 粒徑範圍之顆粒，則分別占 12.8% 及 16.0%；進一步計算平均粒徑，大型車輛之 HF 平均粒徑亦是 50 mm，而 LF 及砂土則分別為 30 mm 及 11.6 mm(Kim et al, 2004)。



資料來源：Kim et al, 2004

圖 3 不同車種之 ASR 粒徑分布特性

2.2 物理組成

一般而言，ASR 所含之塑膠與橡膠類約占其 19~45% 與 5~25%，纖維布類約為 5~40%，木材、金屬及油品則分別為 0~5%、5~20% 及 5%，而體積較大之泡棉約為 0~15%，玻璃約 0~20%，剩餘無法分辨之物質則為 5~35%(Morselli et al, 2010; Mancini et al, 2010;Cheminfo Services Inc ,2014)。占 ASR 主要組成之塑膠類，尚可再細分為硬酯塑膠(Rigid Plastic, RP)及軟塑膠(Soft Plastic, SP)，平均約占 ASR 之 15% 及 4%(Morselli et al, 2010)。該研究更透過粒徑分選，將粒徑大於 20 mm 之物質分類，分成 20~50 mm、50~100 mm 及大於 100 mm 3 種粒徑範圍，整理如表 1 所示；粒徑介於 20~50 mm 之物質主要組成為發泡橡膠(Foam Rubber)及硬酯塑膠，分別為 32% 及 27%，一般橡膠及纖維布類則均為 14%，軟塑膠則為 10%；粒徑介於 50~100 mm 之物質，其主要組成與粒徑介於 20~500 mm 之物質相似，依序為發泡橡膠、硬酯塑膠、纖維布類及一般橡膠，分別為 31%、22%、22% 及 12%，軟塑膠則較少，為 5%；至於粒徑大於 100 mm 之物質，則由硬酯塑膠及發泡橡膠組成，分別為 62% 及 38%(Morselli et al, 2010)。

表 1 粒徑大於 20 mm 之 ASR 物理組成比例

項目	20~50 mm	50~100 mm	>100 mm
發泡橡膠	32%	31%	38%
硬酯塑膠	27%	22%	62%
一般橡膠	14%	12%	-
纖維布類	14%	22%	-
軟塑膠	10%	5%	-
纖維素物質	1%	5%	-
金屬類	1%	4%	-

註：單位均為重量百分比(wt. %)

資料來源：Fiore et al., 2012



其他研究除塑膠類外，更進一步將纖維布類、橡膠、金屬及細顆粒物質細分，彙整如表 2，該研究係以 1 噸 ASR 為基礎，參考其他文獻之結果進行估算，其中塑膠區分為 ABS(Acrylonitrile Butadiene Styrene)、PP、PE、PUR(Polyurethane)、PVC、PA(Polyamide)及其他塑膠，比例分別為 3.36%、8.64%、1.92%、16.8%、6.72%、2.88% 及 7.68%；橡膠為三元乙丙橡膠(Ethylene Propylene Diene Monomer, EPDM)占 14.0%；纖維布則分為人造及天然纖維，均為 6.5%。至於無機組成，金屬及合金類占 ASR 約 11%，細顆粒則占 14%，金屬與合金類可細分為鐵金屬、鋁金屬、鋼材、銅、黃銅及鉛，鋁金屬及鐵金屬含量最高，分別為 7.0% 及 2.65%( Cacci et al, 2010)。

表 2 ASR 主要組成之材質與比例彙整

組成	類別	種類(比例%)	占比(%)
有機物	塑膠	PUR(16.80)、PP(8.64)、其他(7.68)、PVC(6.72)、ABS(3.36)、PA(2.88)、PE(1.92)	48.00
	纖維布	天然纖維(6.5)、合成纖維(6.5)	13.00
	橡膠	EPDM(14.0)	14.00
無機物	金屬	鋁(7.0)、銅(0.44)、鉛(0.04)	7.44
	合金	碎鐵(2.65)、鋼(0.59)、黃銅(0.28)、	5.56
	細顆粒	塗料(5.60)、玻璃(4.20)、砂土(4.20)	14.00

資料來源：Cacci et al, 2010

為徹底瞭解 ASR 之特性，過去許多研究透過以氣體或液體為介質將其進行密度分離，分選出輕質與重質物，進一步分析其物理組成，便可獲知後續處理技術之選用與組合，而文獻中輕質 ASR 之物理組成彙整如表 3。以過去研究之分析結果可知，ASR 分選後輕質物之主要組成為塑膠、PU 泡棉、纖維布與玻璃礦石類，平均分別為 21.7%、29.0%、15.6% 與 21.5%；其它如紙類、木質物、橡膠、金屬及線材等，均小於 10%(Lanoir et al., 1997; Kim et al., 2004; Hjelmar et al., 2009; Cho et al., 2010; Cheminfo Services Inc., 2014)。後續若可再進一步去除如玻璃礦石、砂土或其他細顆粒等無機物，應可有效提升這些物質之熱值，提升熱能轉換效率。



表 3 輕質 ASR 之物理組成

項目	案例 1	案例 2	案例 3	案例 4
紙類	0.8~1.0	0.8	NA.	NA.
塑膠	16.1~24.1	46.1	9.0	11.7
PU 泡棉	6.6~20.6	NA.	8.0	35.3
纖維布	37.5~39.6	26.2	32.5	36.1
木質類	0.03~0.4	2.7	1.0	NA.
橡膠類	3.8~4.0	8.8	3.0	2.6
金屬	1.0~1.7	3.7	2.5	8.8
線材	2.9~3.0	2.2	1.0	4.7
玻璃 / 礦物	0	NA.	43.0	NA.
砂土	6.4~21.6	4.3	NA.	NA.
其它 / 細顆粒	2.7~6.2	5.2	NA.	0.8

註：單位均為重量百分比(wt. %)；NA. Not Available

資料來源：Lanoir et al., 1997; Kim et al., 2004; Hjelmar et al., 2009; Cho et al., 2010; Cheminfo Services Inc., 2014

過去亦有團隊透過小型分選試驗，將 ASR 之輕質類物質(LF)再次分離，以 4 mm 篩網分離後其篩下物約占 LF 之 29%，篩上物則再以不同密度之液體分離。結果顯示，密度小於  $1.0 \text{ g/cm}^3$  之物質占 35%，密度介於  $1.0\sim1.22 \text{ g/cm}^3$  之物質則占 14%，而密度大於  $1.22 \text{ g/cm}^3$  之物質，則為 22%，如表 4。進一步分析以密度分離法分出不同密度顆粒之物理組成，結果顯示密度小於  $1 \text{ g/cm}^3$  之物質，主要組成為塑膠之 32%，其次重質纖維布類之 26%，輕質纖維布類即發泡聚氨酯則分別為 15% 及 13%；密度大於  $1.22 \text{ g/cm}^3$  之物質，主要玻璃、線材與金屬組成，均為 23%，而橡膠及紙類次之，均為 21%，其他類及塑膠類則分別為 6% 及 5%；密度介於  $1.0\sim1.2 \text{ g/cm}^3$  之物質，主要組成為其他類物質，占 41%，塑膠、輕質纖維布類及重質纖維布類則分別為 24%、15% 及 10%，紙類及橡膠則較少，分別為 7% 及 3%(Fiore et al., 2012)。因此，未來若以適當技術將 ASR 中之金屬類物質有效分離，將可大幅降低後端處理量，亦可提高殘餘物之熱值，將有助於下一階段之能源回收與利用。

表 4 粒徑大於 4 mm 之輕質 ASR 物理組成分布特性

項目	$\rho < 1$	$1.0 > \rho > 1.22$	$\rho > 1.22$
塑膠	32%	24%	5%
橡膠	2%	3%	21%
輕質纖維布類	15%	15%	-
重質纖維布類	26%	10%	1%
發泡聚氨酯	13%	-	-
紙類	-	7%	21%
木材	1%	-	-
線材及金屬	-	-	23%
玻璃	-	-	23%
其他	11%	41%	6%
占 ASRLF 比例	35%	14%	22%

註： $\rho$  單位為  $\text{g/cm}^3$ ；物理組成單位均為重量百分比(wt. %)；“-”表示未發現

資料來源：Fiore et al., 2012

至於 ASR 之重質物(HF)，其物理組成之分布特性與 LF 略有不同，彙整過去研究分析結果如表 5 所示，HF 之主要組成為塑膠與橡膠類，其餘皆小於 10%(Kim et al., 2004; de Marco et al., 2007; Hjelm et al., 2009; Lin et al., 2010; Cheminfo Services Inc., 2014)。存在於 HF 之塑膠類與橡膠類，未來若欲將其分離，因塑膠類與橡膠類密度大多與水相近，除氟橡膠( $\sim 1.8 \text{ g/cm}^3$ )外，大致介於  $0.8 \text{ g/cm}^3$  至  $1.4 \text{ g/cm}^3$  之間，應可藉由這些有機物與無機物之密度差異特性進一步再將其從 HF 中分離，降低這些無機資材後續再利用之有機成分。

表 5 重質 ASR 之物理組成

項目	案例 1	案例 2	案例 3	案例 4
紙類	1.0~2.5	NA.	NA.	NA.
塑膠	23.8~30.9	32.6	19	29
泡棉	0.9~2.8	NA.	NA.	3.3
纖維布	7.7~11.6	10.5	3	10.5
木質類	0.06~0.7	4.7	7	5.6
橡膠類	14.1~17.3	43.7	55	44.8
金屬	0.2~1.4	0.7	5	NA.
線材	7.0~12.7	NA.	3	0.7
玻璃 / 礦物	8.3~11.0	NA.	NA.	NA.
砂土	7.6~12.3	NA.	8	NA.
其它 / 細顆粒	4.6~14.0	7.8	NA.	6.1

註：單位均為重量百分比(wt. %)；NA. Not Available

資料來源：Kim et al., 2004; de Marco et al., 2007; Hjelmar et al., 2009; Lin et al., 2010; Cheminfo Services Inc., 2014

### 2.3 三成分、元素組成與熱值

對於 ASR 之分析中，許多研究測定其元素組成及熱值，目的係為將其做為能源轉化應用之評估指標之一，彙整結果如表 6 所示。一般而言，若未以水做為媒介進行 ASR 之分選或分離，則水分約介於 0.9~9.5%，若以水或其他液體分選，則含水率將較高；碳為主要組成元素，介於 37.20% 至 63.08%，氫與氮則為 4.8~6.59% 與 0.89~5.09%，碳、氫與氮元素主要來自於如塑膠、泡棉、皮革、橡膠、輪胎等；硫與氯等易衍生空氣污染物之元素含量則分別介於 ND.~0.60% 及 0.79~3.87%。由此可知，若將 ASR 進行熱處理應用，其產生之硫化物或氯化物將較一般生質物之熱處理高。此外，ASR 之低位發熱量約介於 3,820~7,250 kcal/kg，均適於做為能源回收(Fiore et al., 2012; Edo et al, 2013; Roh et al, 2013; Taylor et al, 2013; Galvagno et al,2001; 賀偉雄，2006; 樊國恕等人，2016)。

表 6 國內外研究之 ASR 基本特性分析結果

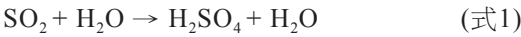
研究類型	ASR 種類	水分	C	H	N	S	Cl	LHV (kcal/kg)
燃料特性評估	泡棉	1.50	56.69	8.14	5.09	ND.	NA.	5,940
	未分類	1.20	40.71	4.94	1.28	0.49	0.79	4,450
	未分類	1.19	61.17	9.12	2.64	0.51	2.99	7,250
	未分類	1.65	63.08	9.94	2.41	0.32	3.87	6,580
	未分類	1.73	61.98	9.47	1.74	0.43	1.00	6,830
	未分類	0.70	66.43	11.03	2.13	0.38	1.50	7,130
	未分類	1.07	56.27	8.16	2.72	0.33	1.72	6,740
能源轉化	輕質蓬鬆物	3.07	45.97	5.89	1.68	0.39	NA.	4,080
	未分類	0.90	48.50	6.30	1.90	0.60	1.70	4,430
	未分類	9.50	43.50	6.59	0.89	0.29	0.30	4,740
能源/材料轉化	未分類	14.90	37.20	4.80	2.10	0.40	2.00	3,820

註：水分與元素組成均以濕基重量百分比表示；“ND.”表示低於偵測極限；“NA”表示無數據

資料來源：Edo et al, 2013 Fiore et al., 2012;; Roh et al, 2013; Taylor et al, 2013; Galvagno et al,2001; 賀偉雄，2006; 樊國恕等人，2016

由於 ASR 熱值適於燃料應用或輔助燃料使用，而若欲做為輔助燃燒或直接進行能源回收，則勢必要面對衍生空氣污染物之問題。因此，本文根據表 6 之污染物分析數值的範圍為基礎，以硫與氯為主要目標，計算 ASR 進行能源回收(燃燒)後衍生污染物之排放量與其成本，供後續處理廠商或管理單位參考，計算結果如表 7 所示。

根據元素組成計算之理論廢氣量，每公斤 ASR 約產生 0.0020~0.0036 Nm<sup>3</sup> 之 SO<sub>2</sub> 與 0.0019~0.024 Nm<sup>3</sup> 之 HCl，如表 7；欲去除煙氣中之酸性物質，一般大型都市廢棄物焚化廠係以半乾式洗煙塔搭配袋濾式集塵器，並以 12% 之石灰乳做為鹼劑進行加藥，若購置藥品為純度 90% 之熟石灰，需去除煙氣中之 SO<sub>2</sub> 與 HCl 則依其反應式計算其理論加藥量，分別為 7.4~13.1kg 與 6.9~89.6kg，反應式分別如下：



考量到促使石灰乳與 SO<sub>2</sub> 及 HCl 完全反應，加藥控制在 1.2 倍理論加藥量之條件下，每噸 ASR 所含之硫與氯，經熱處理後之飛灰產量分別為 7.7~13.6kg 與 4.1~53.1kg。進一步計算加藥與後端飛灰處理所耗費之成本，綜整上述，ASR 經熱處理後，其中所含之硫與氯，在空氣污染防治設備上之藥劑使用，處理每噸 ASR 約需 259~1,854 元之加藥費用，而其衍生之飛灰清運與處理，則處理每噸 ASR 為 331~1,866 元。

表 7 ASR 熱處理之藥劑與飛灰處理成本計算

項目	計算方式	計算結果	
		硫	氯
平均元素組成 Comp. (wt. %)	-	0.29~0.51	0.30~3.87
理論廢氣量 G <sub>0</sub> (Nm <sup>3</sup> /kg×10 <sup>-3</sup> )	Comp.×0.01÷M <sub>S/Cl</sub> 註1×22.4L/mole	2.0~3.6	1.9~24.4
理論加藥量(kg HL/ton ASR)註1	Comp.×0.01÷M <sub>S/Cl</sub> ×M <sub>HL</sub> ÷P註1	7.4~13.1	6.9~89.6
飛灰產量(kg FA/ton ASR)註1	加藥量×M <sub>Pollutant</sub> /M <sub>HL</sub> ×1.2註2	7.7~13.6	4.1~53.1
加藥成本(NTD/ton ASR)	加藥量×15 NTD/kg HL 註3	134~236	125~1,613
飛灰清運處理(NTD/ton ASR)	飛灰產量×28NTD/kg FA 註3	217~381	116~1,486
衍生污染物控制之藥劑成本(NTD/ton ASR)		259~1,854	
飛灰清運處理成本(NTD/ton ASR)		331~1,866	

註1：M 為原(分)子量；P 為純度；HL 為熟石灰；FA 為飛灰。  
註2：表示確保完全捕捉污染物，實際加藥量設定為理論加藥量之 1.2 倍(+20%)。  
註3：熟石灰(90%)單價為 15 NTD/kg；有害事業廢棄物處理單價以 28 NTD/kg FA 計

綜此，本節彙整 ASR 之物理組成、粒徑分布與基本化學特性，其中 ASR 主要由塑膠、纖維布類與泡棉(聚氨酯)所構成，而雖其粒徑易受前處理技術影響，但因其物化特性使然，塑膠、泡棉或纖維布類等有機物粒徑常較無機類大，透過如粒徑或密度等適當之分選技術可將其排出與分離以進行能源應用；而不論是分選前後之 ASR，其熱值已達一般焚化爐所採用之廢棄物自燃標準(>1,000 kcal/kg)，均顯示 ASR 足以做為能源轉化應用之原料。惟技術選用過程需考量如硫、氯等存在於 ASR 之空氣污染物潛在物質，若於能源轉化過程釋出，便需透過良好之操作控制技術與空氣污染設備，將污染物排出之可能性降至最低。為減少能源轉化過程之污染物排放，許多研究團隊致力於透過不同類型之前處理、回收或分離純化等技術，將 ASR 中之污染物質進一步去除、分離或轉化，提升整體回收效率。

### 三、廢車破碎殘餘物再利用技術

目前發展之技術中，為提高 ASR 之再利用比例，應用之技術主要為機械分離，若使用熱處理方法，則係回收存在其內部之能源。然而，前處理技術發展之目標，應是除降低回收或處理過程中污染物質之釋出，亦應包含從 ASR 中回收更多有價之物質(Granata et al, 2011;Cossu & Lai, 2013;Cossu & Lai, 2015)。此外，近年由於 ASR 中常含有 PVC 等含氯物質，其應用於焚化處理轉換為能源或蒸汽時，需要嚴加控制其過程中產生之 HCl 或其他氯化物，同時，ASR 若直接進行能源回收將會增加產生戴奧辛類或呋喃類有害物質之風險(Edo et al, 2009)；ASR 所含之重金屬亦是其對環境造成衝擊之主因之一，因此，近年已有許多研究認為不論是廢棄車輛或 ASR，均應列入有害廢棄物管理之範疇，如此一來，便更需發展前處理技術或提升現有技術之回收效率，抑或是開發可抑制有害物質生成之應用技術。以下就現階段提升 ASR 分選效率、提升金屬回收、去除鹵素物質及能源回收等研究討論。

#### 3.1 廢車破碎殘餘物再利用研究

再利用技術之應用，係以物質回收之概念達到降低原物料之使用、減少廢棄物之輸出與減緩開採原物料所造成之環境衝擊。廢棄車體進入回收體系後，經破碎將鐵與

非鐵金屬去除，約會殘留 28% 之 ASR，含有塑膠、橡膠、泡棉、纖維布、木材、紙類、砂土、玻璃及其他類混合物(Kim et al, 2004)，而其中塑膠、金屬或其他類等可再利用之物質，合計占約 30% 以上，許多研究亦已透過不同分離或特別之分選方法順利回收聚烯烴類、ABS 或 PU 等塑膠或樹脂類，然占 ASR 之塑膠類物質回收，並未廣泛研究(Cossu & Lai, 2015)。然若屬 ASR 主要組成之廢塑膠，過去研究指出其回收方式包含重新造粒(Re-extrusion)、機械式回收(Mechanical)、化學性回收(Chemical)及能源回收(Energy Recovery)等 4 個階段，其中第一階段為重新造粒，即是將不同材質之塑膠收集分類後，再次進入塑膠射出或造粒製程，直接製成塑膠原料；第二階段為機械式回收，透過機械方式分選，除常用之密度分選外，粒徑篩選亦是選項之一，對像是 PE、PP、PS 等單一聚合物之塑膠較為有效，若塑膠類別複雜或為受到污染之塑膠，則難以應用此分離技術；第三階段為化學性回收，為透過化學方法將塑膠轉化為分子較小之氣體、固體或液體，做為石化工業或塑膠之產品使用，如熱裂解、氫化或氯化；第四階段，為能源回收最終存在於塑膠類物質中之能源，透過焚化或燃燒處理方式，將其轉為熱、蒸汽或電力等能源型式，常為廢棄物回收處理後端經濟價值低物質之應用方法(Al-Salem et al, 2009)。

### 3.1.1 分選與分離

現行之分選或分離技術多採機械分離法，屬物理處理技術，過去亦有相當多研究以機械分離法探討設備之分選效能，ASR 中之難處理細顆粒物質粒徑約介於 0.63~2.0 mm，可利用振動板分離器(Shaker Table)將其透過密度分離方式分選而回收，其效率彙整如表 8 所示(Gent et al., 2015)，其中密度較高金屬礦物類約占難處理細顆粒之 7.66%，經振動板處理後其中約 80% 之線材類金屬物質可被分離出；而屬中高密度之礦物類，占難處理細顆粒之 74.18%，其中近 9 成之玻璃與砂土可被振動板分出；該研究更提及若與透過振動板操作獲得更高之金屬回收效率，可將含有少量金屬之低密度物質投入處理流程，增加金屬類之分離效果(Gent et al., 2015)。由此可知，振動板分離器適於分離密度較大之玻璃、砂土或金屬類物質，若將這些物質從 ASR 之細顆粒中分離，便可增加 ASR 分選物之熱值，不僅可提升能源回收效率，分



選出之礦物類或金屬類物質更可透過其他再利用技術製成材料或次等原料，有助於提升廢車回收體系之整體效率。

表 8 ASR 難處理細顆粒之振動板回收效率分析

密度特性	總占比	主要物質註	物理組成	組成比例	振動板回收率
低密度	10.44%	粗顆粒玻璃與砂石、纖維布/細鐵絲混合物	金屬	5.5%	8.69%
			礦物	27.3%	3.69%
			有機類	67.2%	43.49%
中低密度	7.73%	塑膠、玻璃與砂石	金屬	3.0%	3.51%
			礦物	43.5%	4.35%
			有機類	53.5%	25.63%
中高密度	74.18%	玻璃與砂石	金屬	0.7%	7.86%
			礦物	93.0%	89.28%
			有機類	6.3%	28.98%
高密度	7.66%	金屬、鐵絲、玻璃與砂石	金屬	68.9%	79.93%
			礦物	27.1%	2.69%
			有機類	4.0%	1.90%

註：玻璃與砂石歸類為礦物，紙類、塑膠、纖維布、橡膠與木材歸為有機物類

資料來源：Gent et al., 2015

另一方面，有研究指出經破碎或粉碎之 ASR 細顆粒若以淘洗機處理，可藉由其溢流(Screen Overflow)與沉澱流(Screen Underflow)分別回收或區分不同粒徑與密度之物質。一般而言，淘洗流程可分為振動盤式或流水線式，振動盤式對線材、不規則狀或長條型塑膠類分離效果較佳，而流水線式之回收率高但其純度較低。淘洗設備異常應用於金屬或礦石類之分選、回收與純化，通常其前端會結合滾壓破碎(Roller Mill Crushing)或是與錘碎粉碎(Impact Milling)設備，過去研究指出錘碎式之粉碎效果較佳，排出物粒徑可透過篩網控制在較小之範圍，其操作維護成本較高，而滾壓式雖粉碎效果不如錘碎式，但可透過多道滾壓降低其粒徑，2 種粉碎設備結合淘洗設備針對 2~10 mm ASR 處理之回收效率比較如表 9 所示。

若使用錘碎機結合淘洗機，不論是流水線式或振動盤式，如纖維布、塑膠或橡膠等有機類之回收率平均約為 37%，而金屬類則約 51% 左右，將其刀具由 6 mm 縮小至 2 mm 後，金屬類之回收率增加超過 10%，以振動盤勢之淘洗而言，由 51.17% 增加為 64.39%。至於滾壓機結合淘洗機之 ASR 處理結果，使用 2 階段滾壓機之金屬回收率可達 20~30%，而使用三階段滾壓機，其金屬回收效率卻明顯降至約 66%。造成 2 種滾壓機回收率差異之主因應來自於目標物之粒徑，淘洗機係透過粒徑與密度之選擇性分離達到回收效果，若前處理後粒徑過小，則將降低回收效率。因此，適當之破碎設備的確會對金屬回收造成顯著之影響。就回收效果及經濟性而言，兩階段滾壓機結合淘洗機適用於金屬回收，或可做為降低後端殘餘物重金屬污染之前處理設備。

表 9 錘碎與滾壓式破碎機結合淘洗設備之回收率分析

粉碎方式	淘洗方式	純度(%) <sup>註1</sup>		回收率(%) <sup>註2</sup>		
		有機類	金屬類	有機類	金屬類	
錘碎式	6 mm 刀具	流水線式	6.05	35.56	16.33	51.82
		振動盤式	6.61	39.06	14.79	51.17
	2 mm 刀具	流水線式	4.44	31.30	22.44	61.72
		振動盤式	5.90	39.27	29.77	64.39
滾壓式	二階段	流水線式	3.96	31.61	63.04	96.78
		振動盤式	4.96	36.30	58.21	81.38
	三階段	流水線式	6.73	76.89	100.0	66.76
		振動盤式	9.71	74.04	74.08	66.34

註1：指目標物占溢流回收物質之比例  
註2：回收率=目標物溢流量/投入目標物總量，主要以溢流回收，沉澱流為礦物類之玻璃與砂土物質

資料來源：Gent et al., 2015

另一方面，若針對有機物之回收，使用錘碎機似乎對有機類之回收成效不彰，不論改變刀具或淘洗方式，其回收率僅約介於 15~30% 之間，若將其前處理換成滾壓機，則其回收效率將增加至 50% 以上，如表 9。造成有機物與金屬有不同趨勢之原因，應來自於不同材質之延展性，有機物壓縮性高，如橡膠、纖維布、泡棉等，受外力擠壓後均易回復於原始狀態。因此，在滾壓機之前處理後粒徑可能略為縮小，而經

淘洗機處理後其便易於回收。然而若使用錘碎機做為其前處理，則刀具之作用下易將有機物於腔體內擊碎，使其粒徑大幅降低，則便會影響後端淘洗機之洗選效率，降低回收效果。

對 ASR 處理實績之文獻回顧研究中，目前已應用之 ASR 分離技術，主要如表 10 所示。目前較為大型之 ASR 分選應用實績，主要來自於政府組織或汽車廠商，以過去資料而言，以處理量每年 10 萬公噸之 Volkswagen-Sicon process 規模最大，其機械分選後之再生料中，約 36% 之顆粒物、31% 之纖維及 8% 之金屬，而剩餘之 26% 為廢棄物則進一步進行處理與處置，整體回收效率達 74%(Cheminfo Services Inc, 2014; Cossu & Lai, 2015; Vermeulen et al, 2011)。其他報告指出 Volkswagen-Sicon 之處理流程，其質量平衡如圖 4 所示。其中，分選顆粒之 23% 為含 PVC 之物質，為控制其後續之再利用與處理途徑，更區分為高含量與低含量 PVC 之顆粒；至於 PE、PP 及橡膠則分別為 2%、5% 及 5%，整體分選/分離過程中約產生 1% 之污泥、1.5% 之廢水及 1.5% 之殘餘物，砂土類為 22%，鐵及非鐵金屬則分別占 5% 及 3%(GHK/Bio Intelligence Service, 2006)。

表 10 ASR 物理分離技術之大型應用實績彙整

技術名稱 / 開發商	技術類型	規模 (處理量)	技術 / 成果描述
Argonne	乾式機械分離	實廠 (2 ton/hr)	1.流程包含風選、磁選、渦電流、滾筒篩、振動篩及泡沫浮選 2.粒徑大於 6 mm 之聚合材料及鐵與非鐵金屬回收率均為 90%
Salyp NV	機械分離	試驗廠 (trial plant)	1.流程包含風選、磁選、渦電流、篩分、滾筒篩、光學分選、浮除沉澱及熱機械分離 2.產生回收鐵與非鐵金屬，並不含木材及玻璃等不純物之乾淨塑膠，總回收率 86%
WESA SLF process	機械分離	實廠 (4 ton/hr)	1.流程包含風選、磁選、篩分及乾燥 2.粒徑以 1.2 mm、7 mm、20 mm 為分界 3.回收鐵金屬、銅、礦物及混合金屬，以及有機物質，總回收率 82%

技術名稱 / 開發商	技術類型	規模 (處理量)	技術 / 成果描述
Witten	機械分離	實廠 (30 k-ton/ annual)	1. 流程包含磁選、錘碎、淘洗、切割及乾燥 2. 產生純度 80~95% 之鐵金屬約 3~8%、混合金屬(銅鐵鋅)8~23%、熱值介於 5,300~6,200 kcal/kg 之低密度有機物 25%，熱值介於 5,300~6,200 kcal/kg 之高密度有機物 15~25%，高灰分(75~85%)物質 25~35%
Sortec process	機械分離	實廠 (40 k-ton/ annual)	1. 流程包含篩選、破碎、磁選、切割、乾燥及風選 2. 產出 10% 金屬及 30% 有機物(熱值 4,100~7,200 kcal/kg)
Volkswagen-Sicon	機械分離	實廠 (100 k-ton/ annual)	1. 流程包含風選、磁選、渦電流、篩分、光學分選及浮除沉澱 2. 產生 36% 之顆粒、31% 之纖維、8% 金屬及 26% 之廢棄物，總回收率為 95%
Galloo	機械分離	Operating plants	1. 流程包含風選、磁選、渦電流、篩分、滾筒篩、浮除沉澱及水力分離 2. 回收 9% 之塑膠、30% 之金屬、衍生燃料 13% 及 48% 之廢棄物，總回收率 90%
Suit	機械分離	Operating plants	製程產出 50% 塑膠、20% 礦物、10% 金屬及水 20%
R-Plus	機械分離	Operating plants	製程產出 60% 有機物、35% 礦物及 5% 金屬
Toyota process	機械分離	模廠 (15,000 ELV/月)	從隔音材料拆解回收泡膠及纖維，由線材回收銅金屬，總回收率為 90%

資料來源：Cheminfo Services Inc, 2014; Cossu & Lai, 2015; Vermeulen et al, 2011

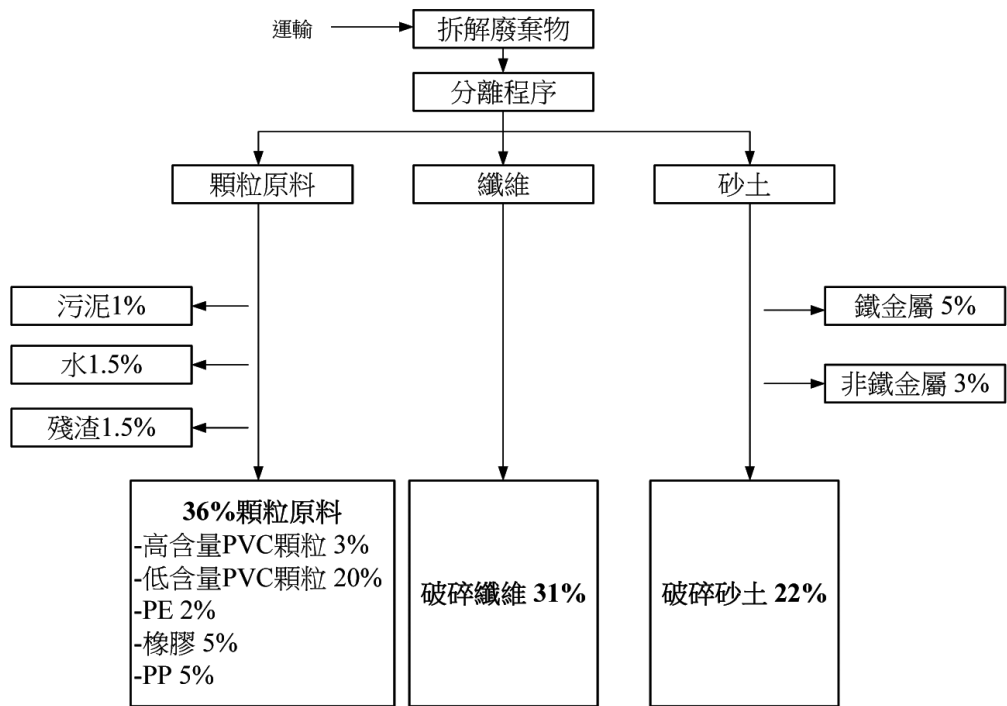


圖 4 Volkswagen-Sicon 之 ASR 流程質量分布圖

資料來源：GHK/Bio Intelligence Service, 2006

分離技術之相關研究中，除對 ASR 分選效率探討外，過去研究中指出國內廢車粉碎廠之主要產物為碎鐵、非鐵金屬及 ASR，分別占 65~66%、1~2% 及 32~34% (伍中流，2002)。其他研究指出若能於現有設備進一步增設磁選設備、顆粒滾筒篩及渦電流分選機，將可有效分離出鐵金屬、非鐵金屬或細顆粒等物質，不僅增加回收效率，亦能降低 ASR 之排出量(阮儀芳，2012)。因此，國內廢車破碎廠商後續應進一步依產業方向與願景，提出更換、增設或改善現有分離或分選設備之規劃，增加金屬類與細顆粒物質之分離效率，降低 ASR 之產生量，應可藉此提升廢車回收體系之資源回收效能。

### 3.1.2 金屬回收-芬頓法

在 ASR 之機械分離過程中，受到不同粉碎過程之影響，難分離之細顆粒 ASR 便無法透過簡易之機械方法分離，便有研究跳脫機械分離方法，以溶出方式回收金屬，或透過溶出方式減少 ASR 細顆粒之金屬含量，而液相萃取(溶解)與芬頓法便是應用相當廣之技術。近年有研究以粒徑小於  $80\ \mu\text{m}$  之細顆粒樣品做為實驗對象，並以去離子水、硫酸、檸檬酸溶液做為萃取媒介，控制液固比為 10，搭配攪拌系統，評估時間序列與溶液中金屬濃度之關係。試驗結果顯示 0.1 M 之濃度下，硫酸及檸檬酸溶液回收效果較佳，其中以硫酸溶液而言，銅、鋅、鐵及鉛之回收率分別為 12.11%、70.08%、25.96% 及 14.01%，而灰化後樣品，其回收則分別為 11.50%、100%、100% 及 0%。由此可知，ASR 之熱(灰化)處理對應用硫酸溶液回收鋅與鐵明顯助益，但對銅及鉛則較不顯著。此外，若以檸檬酸對灰化樣品萃取，鋅與鐵回收率最高分別達 54.94% 及 58.72%，然對鉛之回收則僅 4.54%。因此，雖灰化處理有助於鐵與鋅之回收，卻會大幅降低對鉛之回收效果，推論此差異主因應為金屬相態改變有關，若過程中硫酸鉛沉澱，則回收效率則會明顯降低。若利用硫酸-過氧化氫系統萃取回收金屬，當控制硫酸濃度介於 0.5~1.0 M 而過氧化氫介於 0~2.5 vol. % 時，萃取溫度與時間控制在 30~70°C 與 1~2 小時，則反應過程中亦因硫酸鉛形成而無法計算鉛回收率；至於其他金屬，大致上金屬回收效率與硫酸與過氧化氫濃度及試驗溫度成正比關係，以鐵為例，試驗時間 1~2 小時後，硫酸及過氧化氫之濃度分別控制為 1.0 M 及 5 vol. % 且試驗溫度為 70°C 時，回收率近 100%(Ferella et al, 2015)。

若應用芬頓法，使用  $\text{Fe}^{3+}$ - $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{H}_2\text{O}_2$  系統萃取灰化之細顆粒樣品，過程中控制 pH 值介於 1.16~1.74，而硫酸及過氧化氫濃度 0.75~1.5 M 及 0~20 vol. %，鐵離子濃度介於 0~20g/L，溫度控制 25~85°C，反應時間 0.5~1.5 小時。試驗結果顯示，芬頓法回收鋅金屬之效果最佳，最高可達 100%，而銅金屬最高可達 83.43%，至於鐵與鉛因試驗添加藥劑所故不列入計算。綜合該研究之回收效率分析結果，最佳硫酸及過氧化氫之濃度為 1 M 及 9%，鐵離子濃度則為 15 g/L，而反應時間及溫度分別控制於 1.5小時及 70°C。值得一提的是，在相同操作條件下，當反應時間控制為 30 分鐘時，鋅已可完全回收(Ferella et al, 2015)。

其他利用芬頓法及溶液萃取方法探討 ASR 之金屬回收研究中，有研究團隊先以 0.5~3 M 之硝酸及 10~100 之液固比探討溶出效果，再固定 0.5 M 之硝酸濃度探討不同過氧化氫濃度與金屬溶出之關係，總試驗時間為 120 分鐘，試驗溫度均控制為 30~60℃，之後萃取液過濾後以 FLAA(flame atomic absorption spectrometer)分析，計算回收效率。結果顯示，增加硝酸濃度、液固比及試驗溫度均有助於金屬之溶出，若進一步結合過氧化氫，則更可增加金屬之回收；而不同粒徑之 ASR 經 TCLP 試驗後，重金屬溶出均低於法規標準；透過芬頓法及奈米級零價鐵之製備，對金屬回收之效果相當顯著，並不須其他沉澱過程以回收重金屬物質(Singh & Lee, 2015)。因此，若結合芬頓法與金屬合成法，不僅可有效回收存在於 ASR 中之重金屬物質，更可降低 ASR 因掩埋造成潛在之毒性問題。

### 3.2 除污(鹵素)技術

許多研究均提及 ASR 來源廣泛，屬異質性高之廢棄物，而廢棄車輛內裝所含之 PVC 製品，即成為 ASR 中氯含量之來源之一，再以焚化處理回收熱能，便會提高戴奧辛及呋喃類物質之生成機率。因此，若能於能源回收前將含氯物質去除或分選排除，不僅降低焚化過程衍生之戴奧辛問題，亦可降低焚化過程產生之 HCl 副產物，增加焚化爐之壽命。表 11 為各研究中氯含量之分析結果，根據各研究中 ASR 氯含量分析結果，介於 0.3~2.9%(Morselli et al, 2010; Edo et al, 2013; Roh et al, 2013; Taylor et al, 2013; Galvagno et al, 2001; De Feilippis et al, 2003; Endoh et al, 2006; Tai et al, 2007; Joung et al, 2007; Hwang et al, 2008; Santini et al, 2012; Khodier et al, 2018)，亦有研究將 ASR 之物理組成分類後，分別分析各類物理組成之氯含量，結果如表 12 所示(Hwang et al, 2008)。其中，氯含量以軟塑膠最高，主要為有機氯，含量為 228 mg/g，固定性殘餘氯則為 17 mg/g，約占總氯之 42%，其次，為氯含量為 123 mg/g 之橡膠類物質，有機氯為 95 mg/g，固定性殘餘氯則為 28 mg/g，而硬酯塑膠之總氯含量為 19 mg/g，因其物理組成比例較高，而對總氯之貢獻僅次於軟塑膠及橡膠類物質，由此可知，若能透過有效去除氯之方法，或是將這三種物質從 ASR 中去除，雖降低 ASR 熱值，卻可去除 ASR 中 80% 以上之氯含量，後續將就濕式與乾式除氯方法分別介紹。



表 11 ASR 中氯含量分析結果

資料來源	氯含量(wt. %, wet basis)
Galvagno et al. (2001)	2.0
De Filippis et al. (2003)	<0.1
Endoh et al. (2006)	0.7
Tai et al. (2007)	1.45
Joung et al. (2007)	2.20
Hwang et al. (2008)	2.92
Morselli et al. (2010)	<0.045
Santini et al. (2011)	0.952~0.956
Edo et al. (2013)	0.8013
Roh et al. (2013)	1.70
Taylor et al. (2013)	0.30
Khodier et al. (2018)	0.30

資料來源：Morselli et al,2010; Edo et al, 2013;Roh et al, 2013;Taylor et al, 2013;Galvagno et al, 2001;De Feilippis et al, 2003; Endoh et al, 2006;Tai et al, 2007;Joung et al, 2007;Hwang et al, 2008;Santini et al, 2012;Khodier et al, 2018

表 12 ASR 各項組成之氯含量

物理組成 項目	分布比例 (wt. %)	氯含量(mg/g)		總氯(mg/g)
		揮發性 Volatile Cl	固定性 Residue Cl	
硬酯塑膠	32	17	2	19
< 5.6 mm 顆粒	18	5.2	1.2	6.4
橡膠	13	42	11	53
泡棉(聚胺酯類)	11	9.4	0.4	9.8
金屬	11	NA.	NA.	NA.
纖維布類	9	5.9	0.4	6.3
軟塑膠	5	228	17	245
電線	1	95	28	123

註：NA. not available

資料來源：Hwang et al, 2008

### 3.2.1 濕式處理

濕式法除氯之研究中，常應用水洗處理做為主要方法，過去便有研究團隊控制液固比 3~5 及水洗時間 3~6 小時，觀察重金屬削減、鹵素離子去除與 ASR 粒徑之關係，結果顯示原始 ASR 進行水洗處理時，控制液固比與水洗時間分別為 3 與 3 小時後，溶出試驗之氯離子濃度降至由 92.2 mg/L 降至 31.9 mg/L，而氟則由 0.60 mg/L 降為 0.35 mg/L，然當水洗時間增加至 6 小時後，氯與氟之去除效果並未明顯增加，若改變液固比為 5 後，經 6 小時之水洗後，溶出液濃度分別降至 24.8 mg/L 及 0.33 mg/L，由此可知，在增加液固比與延長水洗時間後，有助於降低溶出液中之氯離子濃度；若以粒徑小於 4 mm 之 ASR 進行水洗，控制液固比 3 與 6 小時之水洗時間，溶出液之氯及氟離子分別可降至 28.6 mg/L 及 0.33 mg/L，當液固比增加至 5 後，溶出液之氯離子濃度反而增加為 46.1 mg/L，氟離子濃度降為 0.25 mg/L(Cossu & Lai, 2013)，此係 ASR 之反應表面積與液固比提升之共同作用下所造成。整體而言，除未處理之 ASR 外，所有經水洗處理後之 ASR，其溶出液分析結果均低於歐盟掩埋場限制，因此，水洗處理可有效去除 ASR 之氯與氟含量，除可增加其再利用性外，亦可降低後續最終處置污染地下水及土壤之風險。

另一方面，過去某研究團隊結合熱處理及水洗方法，其研究各階段之去除效率如表 13 所示，其係將 ASR 乾燥過篩並去除小於 5.6 mm 之物質，此時粒徑小於 < 5.56 mm 之物質約占總氯之 4%，而大於 5.6 mm 之物質進一步以液相密度分離法將其分離，經沉降後沉澱物占總氯之 78%，密度小於 1.1 g/cm<sup>3</sup> 之物質進一步破碎並置入 300℃ 之氮氣環境中熱裂解，氣體中之含氯物質約占總氯之 6%，焦炭經粉碎後再予以水洗，水洗液中之氯含量約占 ASR 之 3%，最後殘留於焦炭中之氯含量為 9%(Hwang et al, 2008)。就該研究之 ASR 特性而言，主要係結合機械破碎、密度分離、水洗與熱處理多種技術，主要以密度分離法可去除較多含氯物質，包含無機氯(溶解)與有機氯(沉澱去除)，然而，利用此流程雖可有效去除 ASR 中之氯含量，對後續能源利用而言，已可大幅降低熱處理過程之含氯污染物排放潛勢，至於分離出之塑膠、橡膠或含氯水洗液，則有待進一步分離、處理、回收與再利用。

表 13 ASR 處理各階段之氯分布

處理方法	總氯
乾燥與過篩(< 5.6 mm)	4%
密度分離之沉降物(1.1 g/cm <sup>3</sup> )	78%
破碎、300℃ 熱裂解	6%
粉碎與 3 次水洗	3%
焦碳殘餘物	9%
總和	100%

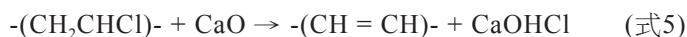
資料來源：Hwang et al, 2008

其他結合熱處理與濕式處理之研究中，過去有研究團隊將 ASR 置入氫氧化鈣溶液後於 293~373 K 溫度下萃取 0.5~5 小時，再以 1,100 K 及 500 K 之焚化處理及熱裂解加入氫氧化鈣處理。試驗結果顯示，當焚化處理溫度低於 333 K 時，萃取效果不甚明顯，係因以氫氧化鈣萃取之氯屬無機氯，而焚化過程與氫氧化鈣反應者屬有機氯，而該研究樣品中之氯含量大多屬有機氯，易於熱反應中釋出再進一步與氫氧化鈣反應，進而達到去除效果。在焚化過程中鈣對氯之去除，其去除效率隨 Ca / Cl 比例增加而增加，當溫度超過 850 K，氫氧化鈣將會分解成氧化鈣，並氯結合形成氯化鈣，同時，形成氯化鈣之反應易於高溫條件下進行，因此，在 1,100 K 且 Ca / Cl 比例由 10 增加至 75 時，氯之去除效率可由 72% 增加至 85%；至於熱裂解過程，當溫度介於 573~773 K 時，Ca / Cl 比例為 20，產氯之紅外光譜(IR 圖譜)鑑定出含有 HCl，若溫度達 773 K，則 IR 圖譜中 HCl 之吸收度則明顯較小(Tai et al, 2007)。因此，若 ASR 之氯以無機氯為主，則適於以鹼性溶液去除，若有機氯比例較高，則適於熱反應中與氫氧化鈣或氧化鈣處理，便可有效去除 ASR 之氯含量。

### 3.2.2 乾式處理

目前去除 ASR 鹵素之研究中以濕式處理為主，亦有研究探討乾式除污之可行性，過去研究應用機械化學法評估其對輕質 ASR 之氯含量去除效果，試驗過程中係

將輕質 ASR 與 7 顆鉛球共同置入球磨機中，與碳酸鈣混合後控制適當轉速進行球磨，此外，以氧化鈣則做為添加劑，並以電線外皮(PVC)做為對照組進行實驗，而球磨時間控制於 2~16 小時，Ca / Cl 控制為 0.5 與 1，結果顯示透過碳酸鈣添加氧化鈣之機械化學方法活化後，可降低處理物約 90% 之氯含量(Endoh et al, 2006)，其機械化學法之主要反應式如下所示：



此外，有研究團隊不僅使用氧化鈣，更利用氧化鐵、氧化矽及氧化鋁對 PVC 進行機械化學處理，球磨時間控制為 6 小時，結果顯示球磨後粉末經 X 光繞射分析，僅添加氧化鈣及氧化鐵之試驗組出現氯化鐵及鈣之氯化物，而此為鈣與鐵氧化物與 PVC 交換氯所致，而氧化鈣經球磨 6 小時後，除氯效率可達 15% 以上，氧化鐵則超過 35%。試驗後該團隊將氧化矽及氧化鋁試驗組之反應後混合物以去離子水進行水洗，進一步分析殘餘物之紅外光譜，發現其中含有 C = C 雙鍵，推論此應是 PVC 去除 Cl 後殘留之雙鍵振動所致，因此，不論是氧化矽或氧化鋁，於機械化學活化法中均有將 Cl 置換出之能力(Inoue et al, 2004)。然而，更有研究嘗試利用氫氧化鈉及氫氧化鉀驗證鹼金屬是否亦具有取代 PVC 中氯之效果，試驗過程中控制球磨時間介於 3~12 小時，並控制氯對鈉或鉀之比例為 1~4，結果顯示因鈉之電負度較鉀大，造成鉀較容易攻擊 C-C 鍵中之電負度區，而 PVC 之 C-Cl 鍵能較弱，造成該位置易被取代，因此，氫氧化鉀相對於氫氧化鈉較容易產生 Cl 之取代，便會使產物平均分子量造成差異。同時，當鉀及氯之莫耳比控制為 2 時，球磨產物呈現塊狀情形，應是氯化鈉或氯化鉀之形成過程中伴隨水分產生(Inoue et al, 2005)。歸納其研究重點，不論添加氫氧化鈉或氫氧化鉀，均有助於取代 PVC 結構中之氯，且添加量與去除效率成正比。

乾式機械化學法在過去研究中常以鉛球進行球磨試驗，而添加之金屬氧化物或氫氧化物除過渡金屬外，大多屬鹼金屬或鹼土金屬，另根據 PVC 及四類型金屬烯烴聚合催化劑之研究，鉛基催化劑在有氧之情況下將促進氯乙烯之聚合反應而產生 PVC(Stockland et al, 2002)。目前許多研究均利用金屬氧化物與鉛金屬共同研磨嘗試探討 PVC 本體結構之氯取代效應，因此，有關該技術之相關反應機制，未來應可進一步分析及驗證。不論使用濕式或乾式之除氯技術，均可有效去除、吸附或取代 ASR

中之無機或有機氯，因此，未來應用應可將此兩類方法列入能源轉化過程之前處理選擇之一。

### 3.3 能源轉換技術

一般而言，利用化學方法可將存在於物質中之能源進一步轉化利用，而轉化能源之方法包括生物(Biological Conversion)、化學轉化技術(Chemical Conversion)及水解化學反應(Hydrolysis)，就能源應用效率而言，熱化學轉化技術已逐漸受到世界各國廣泛之重視(Goyal et al., 2008; Mohan et al., 2006; Wei et al., 2009)。氣化及熱裂解為近年開始受到重視之能源應用技術，主要係因氣化及熱裂解過程不僅可產生中低熱值之合成氣與生質油，相較於焚化 / 燃燒處理技術而言，可有效降低反應過程中產生之  $\text{CO}_2$  排放，並兼具有低碳排放及高能源輸出之發展優勢。根據數十篇之文獻回顧，過去針對 ASR 應用於熱裂解研究之文獻較多，而氣化利用研究較少，顯示未來 ASR 氣化技術應具有發展潛力，本節後續將以過去 ASR 進行熱裂解及氣化處理之研究探討能源轉換效率，最後再與現行焚化處理技術比較，探討不同處理技術進行能源再利用之可行性。

#### 3.3.1 熱裂解

熱裂解(Pyrolysis)係一種有機物於高溫惰性環境下之熱化學反應，由於熱裂解技術與碳化技術(Carbonization)極為相似，以產生固體產物之焦炭為主，而近年來考量到石油與其他傳統石化產物之大量使用，熱裂解技術逐漸導向以產生質油為主。過去探討 ASR 熱裂解轉換能源之研究中，有團隊先將 ASR 以 20 mm 為分界，之後再將其以密度 1.4 kg/L 之液體及水進行浮除分選，之後進行熱裂解試驗，試驗過程中控制溫度及氮氣流量為 500℃ 及 40 mL/min。試驗結果顯示，分離出之聚烯烴類物質液體中主要組成為烯烴類、烷烴類及碳數大於 14 之化合物，當試驗過程中添加 HZSM-5 之沸石類催化劑，則可將烷烴類物質及碳數大於 14 之物質轉化為烯烴類，而烯烴類約占油品中之 40.9%。至於氣體產物之主要組成，均是丙烯及碳數 4~5 之氣體，應是大型碳氫分子斷鍵分解而得(Saniti et al., 2012)。

其他 ASR 之熱裂解應用研究將 ASR 區分為輕質及重質部分後，以昇溫速率每分鐘 15°C 控制熱裂解溫度介於 400~700°C，於氮氣環境下將 ASR 熱裂解，評估其轉換為生質油之可行性。試驗結果顯示，輕質 ASR 之液體產量介於 7.1~10.3%，以 500°C 最高，固體產物則介於 58.8~69.4%，隨溫度增加而減少，分離出之焦碳物質，則介於 2.9~13.6% 之間，亦隨溫度增加而減少；重質 ASR 之液體產量約介於 20.2~29.0%，固體則介於 38.3~54.1%，未反應之焦碳物質則介於 19.7~35.5%，隨溫度增加而減少。不論重質或輕質 ASR 熱裂解產生之生質油，熱值約介於 163,000~174,000 kcal/kg，而焦碳之熱值，則介於 21,800~94,800 kcal/kg，此係輕質 ASR 之無機物含量較高，因此產生之油品熱值較低，研究中輕質 ASR 原料無機物之含量介於 73.7~87.4%，而重質 ASR 之無機物含量則介於 33.2~46.0%；研究中提及控制熱裂解溫度為 400°C 後，無法使 ASR 有效分解，因此建議未來最低控制溫度應為 500°C(de Marco et al, 2007)。值得注意的是，該研究之氣體產物含約 1.2~4.0% 之 H<sub>2</sub>S，未來實際應用時，需針對 H<sub>2</sub>S 制定控制策略，延長後續能源轉換或化學品回收之設備使用壽命。

除生質油產量及特性之評估外，亦有研究探討其他有毒副產物之分布特性，其中探討熱裂解過程中戴奧辛類物質分布特性之研究顯示，試驗過程中控制之熱裂解溫度為 600°C，結果顯示，焦碳中之總戴奧辛毒性當量濃度，PCDFs 為 70.566 ng-TEQ/kg，PCDDs 為 0.990 ng-TEQ/kg，而類似戴奧辛之物質則為 1.60 ng-TEQ/kg，若透過熔融方式將焦碳處理，冷卻方式分為水冷、氣冷及自然冷卻，則熔渣之總戴奧辛之毒性當量則分別降至 1.51 ng-TEQ/kg、1.38 ng-TEQ/kg 及 2.32 ng-TEQ/kg(Joung et al, 2007)。自然冷卻過程中之總戴奧辛毒性當量濃度較高，應是其冷卻過程中戴奧辛於溫度介於 250~400°C 時產生，因此，根據該研究之建議，熱裂解後之 ASR 焦碳若透過熔融方式處理，不僅對降低戴奧辛具有顯著影響，亦可增加熔渣之再利用性，或降低廢棄物處理過程產生之毒性。

歸納上述研究成果，若透過適當之分離技術，便可應用熱裂解技術將 ASR 轉換為生質油加以利用，若透過篩分或密度分離，或許可將有機物分離，達到有機物純化之效果，然而，由於 ASR 性質迥異且變異性大，未來研究與技術開發可考慮著重於

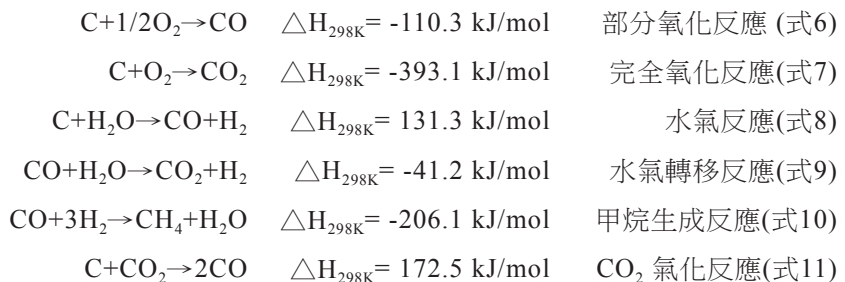


熱裂解油品之精煉，而若欲透過催化劑將 ASR 轉換成化學品使用，除需提升產物之產量外，亦應朝輕質物(Light Fraction)產量提升及提高轉化率(降低固體產物)進行研究。

### 3.3.2 氣化 / 氣化熔融

氣化是一種在高溫條件下控制供氣量之還原反應，有別於燃燒及熱解反應，為限制氧條件(oxygen limited)之反應，一般將反應供給氧量設定為完全燃燒所需氧之 20~50%，亦即當量比(equivalence ratio, ER)為 0.2~0.5，氣化反應為複雜之鏈鎖反應，反應產物可能為其他反應所須之反應物。氣化反應產物主要為氣相之混合燃氣、焦碳及焦油，其中混合燃氣主要包括上列 4 種主要氣體外，還包含少量如  $C_2$ 、 $C_3$ ，以及其他低碳數之碳氫化合物氣體；焦碳則是生質物中未反應碳，通常為生質物中之固定碳(Fixed Carbon)，殘渣碳含量與使用之生質物有關，約為 15~50%。此外，生質物所含之重金屬及其相關化合物，亦會殘留在焦碳結構中(Pinto et al, 2007; Pinto et al, 2008)；至於焦油產物則由少量水分及成分複雜之碳氫化合物所組成。

氣化之總反應可分為初級熱裂解、部分氧化與氣化反應，初級熱解及部分氧化反應會先於反應物表面進行，此時產物主要為焦油、焦碳及 CO 氣體，而主要之氣化反應會伴隨前述產物產出後發生，前述熱解產生的焦碳與揮發性物質共同經水氣反應、水氣轉換反應及甲烷生成反應等作用，最終氣體產物產生以氫氣( $H_2$ )、一氧化碳(CO)、二氧化碳( $CO_2$ )及甲烷( $CH_4$ )為主(Hosoya et al, 2008; Zhang et al, 2010)。雖然氣化為一連串之連續反應，但仍可依照其反應物及產物階段，區分為下列各不同之反應式：





上述反應受到溫度、壓力及反應物濃度之變化而進行，氣體組成包括一氧化碳、二氧化碳、甲烷、氫氣及水蒸汽，產生之氣體品質則受到不同氣化媒介、操作方法及處理操作條件之影響。一般而言，應用空氣或是空氣 / 蒸汽(air/steam)產生之氣體熱值較低，為 4~6 MJ/Nm<sup>3</sup>，應用氧氣及蒸汽之熱值適中，約為 12~18 MJ/Nm<sup>3</sup>，應用氫氣及氫化反應產生之氣體熱值最高約為 40 MJ/Nm<sup>3</sup>。前述不同熱值之氣體燃料應用用途極廣，低熱值氣體可直接使用於燃燒系統或做為引擎燃料，而中高熱值氣體適於工業原料使用。

近年探討 ASR 之氣化研究中以兩階段反應器先將 ASR 熱裂解後進一步氣化，試驗過程控制熱裂解溫度為 500℃，第二階段氣化溫度則分別為 800℃ 及 1,000℃，當氣化溫度控制為 800℃ 時，主要氣體產物為 H<sub>2</sub>(83.23 vol. %)，其次為 CO<sub>2</sub>(12.43%)，當氣化溫度增加至 1,000℃ 後，H<sub>2</sub> 降至 80.15% 而 CO<sub>2</sub> 增加，為 14.57%，上述兩條件所產生之未燃物，則分別為 14.50 wt. % 及 8.90 wt. %。由此可知增加氣化溫度雖使 H<sub>2</sub> 比例降低，卻會提高原料之轉換效果；該研究指出注入蒸汽後有助於促進蒸汽重組反應，增加 H<sub>2</sub> 產量。由此可知，若利用兩階段反應器處理 ASR，不僅可回收可燃性氣體，亦可減少 ASR 進入掩埋場之比例，增加整體回收體系之經濟性(De Feilipps et al., 2003)。

其他氣化研究應用電漿技術探討商業化製程 Gasplasma<sup>®</sup> process 評估 ASR 氣化及其製成 RDF 之可行性，此研究中之電漿氣化流程，原料最大處理量為 100 kg/hr，屬驗證場規模(Demonstration Plant)，而實廠之規劃處理量為 12 ton/hr，該研究另應用 AspenPlus 發展熱動力學模式，結果顯示當爐床溫度控制為 700℃ 時，CO / CO<sub>2</sub> 及 H<sub>2</sub> / CO 莫耳比分別為 2.39 及 1.5，此時冷燃氣效率為 98.0%，而模式推估結果與試驗相近(冷燃氣效率為 96.4%)。此外，研究中更評估電漿焰轉化器對焦油化合物之影響，在未使用電漿時，溫度為 800℃，產氣中甲苯最高可達 18,000 ppm，使用電漿之試驗組其反應溫度增加至 1,030℃，而甲苯、己烷或酚類物質均低於偵測極限。經由該研究可知，將 ASR 氣化轉換為可燃氣後約可回收 ASR 約 98% 之能源，若再藉由 Gasplasma<sup>®</sup> 之技術，便可有效去除產氣中之焦油物質(Taylor et al, 2013)。

另一方面，有研究以南韓最大汽車破碎廠之 ASR 做為原料進行日處理量 5 公噸之氣化熔融模廠試驗，平均而言，處理每公噸之 ASR，約需 135 kg 及 29 kg 之煤炭及石灰石，進氣以氧氣鋼瓶調整進氣之氧氣濃度至 32%，產生熔渣量為 170 公斤，而金屬及飛灰產量則分別為 58 公斤及 39 公斤，合成氣每小時產生量為 164 立方米，如表 14。根據計算，模廠試驗平均當量比控制為 0.23，飛灰產生量為原始 ASR 進料量之 3.9%，而在穩定操作狀態下，燃燒爐出口溫度介於 700~800℃，熔融段約為 1,700℃，產氣之氫氣組成介於 10~20%，CO 為 30~40%，氧氣含量為 0%，而二氧化碳及甲烷分別為 15% 及 5%；當調整當量比從 0.19 增加至 0.28 後，氣化產氣中之 CO 降至 30% 左右。從模廠後端之煙囪監測其空氣污染物之分析結果可知，氨及氯化氫分別為 0.295~1.731 ppm 及 0.641~1.312 ppm，氟化物 0.901~1.548 ppm、粒狀物 4.1~9.6 mg/m<sup>3</sup>、酚類 0.005~0.035 ppm 及碳氫化合物 0.0~1.548 ppm，而煙道器之戴奧辛總毒性當量為 1.21 ng-TEQ/m<sup>3</sup>，上述空氣污染物均低於南韓法規標準，由此可知，氣化熔融對戴奧辛之控制及分解效果顯著(Roh et al, 2013)。

表 14 氣化熔融模廠最佳操作參數

項目	數值 <sup>註</sup>	單位
進料		
焦碳	135	kg
石灰石	29	kg
空氣	216	Nm <sup>3</sup> /hr
氧氣進氣濃度	32	%
產物		
熔渣產生量	170	kg
金屬產生量	58	kg
飛灰產生量	39	kg
H <sub>2</sub> 及 CO 產生量	164	Nm <sup>3</sup> /hr

註：此為處理每公噸 ASR 之操作參數

資料來源：Roh et al, 2013

對目前以實際應用之 ASR 熱化學回收廠，僅 Nissan 與 TwinRec process 屬規模較大，如表 15，其餘之熱裂解、氣化或氣化熔融廠均屬小型試驗規模，仍不足進行商業化運轉，因此，在 ASR 熱化學轉換過程中，欲將其能源轉換為其他如氣體或液體之能源型式利用，仍具有發展潛力，同時，根據小型試驗規模之研究成果，已可成功回收能源及金屬類物質，因此，未來對 ASR 之研究，除建立基本特性及技術之操作參數外，應進一步考量結合其他類型之分離技術，或污染物控制及去除技術，提高未來 ASR 轉化能源利用之可行性。

表 15 ASR 能源轉換技術應用實例

技術名稱 / 開發商	技術類型	規模 (處理量)	技術 / 成果描述
Nissan process	焚化	實廠 (400 ton/month)	回收熱能產生蒸汽利用
Siemens-KWU process	熱裂解 / 焚化	試驗廠 (30 ton/batch)	直接加熱型旋窯，溫度控制為 45°C，固體產物回收金屬後與氣體產物共同焚化處理產生蒸汽
Batrec process	熱裂解及機械分離	試驗廠 (400 kg/hr)	機械分離回收鐵及銅金屬後之殘餘固體物進行熱裂解
Takuma process	拆解與熱裂解	90 ton/day	分選回收 1% 之銅及 10% 混合金屬後熱裂解處理
Citron Oxy-reducer process	高溫裂解	試驗廠 130 k-ton/annual (ASR 12k-ton/annual)	固體產物中約含 45% 鐵金屬、4.3% 鋅金屬、0.7% 汞及 50% 廢棄物
VOEST-ALPINE process	高溫氣化 (~1,500°C)	試驗廠 (400 kg/hr)	產生混合塑膠 25%、廢油品及燃料油進行再利用；合成氣為廠內使用，熱值約 3.7 MJ/m <sup>3</sup>
TwinRec process	流體化床氣化熔融	實廠 (8 ton/hr)	產生金屬 8%、玻璃 25%、其他回收物 52% 及廢棄物 15%
SVC process	氣化	實廠 (450 k-ton/annual 含 10~20% ASR)	進料之 ASR 已經過物質回收；處理每噸 ASR 可產生 211kg 之甲醇

資料來源：Cheminfo Services Inc, 2014; Cossu & Lai, 2015; Rensfelt & Östman, 1996; Argonne National Laboratory, 2010

除 ASR 外，氣化技術已廣泛應用於不同類型之廢棄物，有研究以乾燥之下水污泥進行氣化，反應器為實驗室規模之氣泡式流體化床，合成氣產率介於 15.32~17.33%，氣體熱值則約為 4.13~4.448 MJ/m<sup>3</sup>(Aznar et al, 2008)；亦有以 100 kg/h 之小規模氣泡式流體化床氣化廠進行研究，原料係用回收紙及回收紙容器所製成之衍生燃料(Packaging Derived Fuel, PDF)，合成氣熱值為 6.05 MJ/Nm<sup>3</sup>，能源回收效率約達 65.7%(Di Gregorio & Zaccariello, 2012)，該研究更提及未來可考慮回收焦炭中之金屬。另一方面，其他團隊將下水污泥摻混煤碳及稻稈，於流體化床氣化爐進行共同氣化，研究中指出爐床底渣之重金屬溶出量均低於歐盟之掩埋處理法規標準，但在混合稻稈之試驗組中氯含量較高，此係稻稈之氯含量較高所致(Pinto et al, 2007; Pinto et al, 2008)。

經由過去各項研究成果可知，氣化技術已可有效將各種有機類型之廢棄物轉為合成氣進行能源利用，而 ASR 亦是國內具有應用潛力之原料，惟未來應用實應考量到前處理與污染控制問題。

### 3.4 能源轉化技術評析

本研究為提供未來相關政策研擬與推動相關技術開發，彙整 ASR 主要應用之能源轉換技術，分別列出其反應特性、技術層次、產能型式、產能效率、二次污染、處理成本及未來發展潛力等，彙整如表 16 所示。

目前國內 ASR 之處理技術均導向以焚化處理為主，可不需前處理即可直接焚化，係因國內焚化爐數量多達 20 餘座，可與其他都市垃圾及一般事業廢棄物共同處理，用以轉換為熱能發電；囿於國內未有 ASR 之專用焚化爐，現階段與其他廢棄物混燒之狀況下，高含量的硫與氯容易使爐體壽命降低，若較嚴重者則造成爐體或管壁穿孔。因此，目前僅能以少部分摻混降低其對焚化爐之影響；以瑞士與瑞典為例，其 ASR 之摻混比例為 10~20%(Cheminfo Services Inc, 2014)。

以氣化與熱裂解技術之差異而言，兩者均是嚴格控制反應中氧氣與溫度之技術，技術層次較高，但考量熱化學反應及反應器特性，進料均須前處理或改變燃料特性，

增加整體反應效率。對於設備成本而言，係因技術層次問題，熱裂解及氣化之初設成本均較焚化系統。然而，考量後端之能源應用型式，由於焚化系統只能將能源型式轉為熱、蒸汽或電力，而氣化及熱裂解系統均能將廢棄物轉為其他能源型式應用，因此，產能之應用範疇除較焚化系統高，其產物之經濟性亦較焚化技術為佳。與焚化系統相比，控制氧含量之熱化學反應，其過去焚化過程之衍生污染物便係以還原狀態呈現，焚化過程產生之 NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>、HCl 及戴奧辛，便以 NH<sub>3</sub>、H<sub>2</sub>S、HCl 及碳氫化合物呈現，而以目前污染控制技術之發展而言，應足以將這些還原性物質有效處理。

表 16 廢車破碎殘餘物轉化能源技術特性比較

技術種類	焚化 (為現行處理技術)	熱裂解	氣化
反應特性	高溫氧化 (oxygen rich)	中溫至高溫之無氧反應 (oxygen absence)	高溫缺氧 (oxygen limited)
技術層次	較低	較高	較高
技術成熟度	高，應用實績多	低，僅有試驗廠或 小規模廠	中等，多為試驗場規模， 商轉廠數量較少
ASR 直接利用之可行性	高	較低，需前處理	較低，需前處理
產能型式	直接產能：熱 間接產能：蒸汽與電力	直接產能： 氣 / 液 / 固體燃料 間接產能： 熱、蒸汽、電力	直接產能： 氣 / 液 / 固體燃料 間接產能： 熱、蒸汽、電力
產能效率 (發電)	較低	較高，產物熱效率較高	較高，產物熱效率較高
主要污染物	NO <sub>x</sub> 、SO <sub>x</sub> 、HCl、 戴奧辛	NH <sub>3</sub> 、H <sub>2</sub> S、HCl、HCs	NH <sub>3</sub> 、H <sub>2</sub> S、HCl、HCs
二次污染	排放可能性較高	排放可能性較低	排放可能性較低
處理成本	前處理與發電系統 成本較低，污染控制 設備成本較高	前處理與發電系統 成本較高，污染控制 設備成本較低	前處理與發電系統 成本較高，污染控制 設備成本較低
發展潛力	僅侷限於汽電共生之能源 利用，發展潛力有限	配合再生能源發展需求， 未來市場發展性佳	配合再生能源發展需求， 未來市場發展性佳

在目前國內熱處理技術之發展下，焚化處理應仍是技術成熟度高與應用實績較多之能源轉換技術，隨其二次污染之可能性較氣化或熱裂解高，但有賴於多年來焚化爐之操作管理實廠經驗、學術單位之污染控制技術精進研究、環保團體之嚴格監督及政府機構之謹慎控管，焚化技術仍是短期內對於 ASR 處理與去化，屬可行性最高之能源轉換技術與中間處理技術；然而，焚化技術仍有難以突破之問題，係因其高溫氧化之反應與流程操作過程，即使透過良好控制與管理，仍須面對戴奧辛與焚化飛灰後續處理處置之難題。若以長期規劃而言，氣化或熱裂解技術似乎可避免上述焚化處理技術之問題，係因其反應特性為氧氣含量較低之熱反應，在反應機制上戴奧辛之生成已可完全避免，而產生之空氣污染物亦已可透過現有控制技術妥善處理，而熱處理系統常見之飛灰重金屬濃縮與富集問題，前節已明確指出有研究成功應用氣化技術結合高溫熔融技術，將其轉為穩定化材料，亟適於做為材料應用。

過去筆者研究團隊以大型試驗透過少量添加(5~15%)將 ASR 與漿紙污泥共同轉化為合成燃氣，而氣化後殘餘物之毒性特性溶出試驗重金屬溶出結果均低於有害事業廢棄物認定標準(江康鈺等人，2017)，應具有再利用價值，惟後續其材料化或資材化之應用，有待進一步之驗證而建立完整 ASR 回收處理與再利用之循環。因此，若能以 ASR 處理為契機規劃前瞻能源轉換技術加以應用，除能源轉換效率可有效提升外，後續污染物將可有效控制，且可減少有害廢棄物之處理與處置，推動飛灰無害化應用，同時配合政府之政策推動與再生能源需求，未來市場發展性應較焚化技術為佳。

#### 四、廢車破碎殘餘物能源轉化應用之關鍵問題

廢車破碎殘餘物之能源轉化技術應用，係於無法再進行物質回收之前提下，透過熱化學反應取得存在於 ASR 之能源，其產生之能源型式可以熱能、電能、機械能或化學能存在。就目前國內外 ASR 處理現況而言，預碎或前處理階段選用之技術將會影響後端能源轉化技術之選用；此外，受到不同能源轉化技術之影響，產生之空氣污染物與廢棄物也有所不同，便會應用不同處理技術，伴隨衍生之廢棄物處理問題亦隨之浮現。根據現有文獻與國內廢棄物處理現況之分析結果，廢車破碎殘餘物進行能源轉化之應用關鍵，應可歸納於設備更新汰換與技術提升、能源轉化效率及衍生廢棄物



處理再利用之三大關鍵，簡要彙整說明如後。

### 1. 設備更新汰換與技術提升

以國外大型商轉拆解粉碎廠之技術資料可知，除污、拆解與破碎過程後多搭配密度分離、金屬分離與篩選等多道設備，確保物質回收效能。國內過去之車體粉碎回收廠成立較早，亦已取得資源化工廠之登記資格，以某粉碎廠為例，每年約處理廢棄機動車 10 萬輛以上，而可能因政府推動廢車回收初期，當時設置之處理單元較少與設備使用壽命之緣故，近年產生之 ASR 不僅粒徑較大，且仍含部分可回收物質(如圖 5 所示)。因此，未來是否需重新考量破碎、分選與分離相關設備之效能提升或汰舊更新，以提升後端中間處理之能源回收效率，有待進一步之詳細評估。



圖 5 某廠廢車破碎殘餘物實廠照片

另一方面，國內目前 ASR 大多與都市垃圾及其它一般事業廢棄物共同焚化處理，而目前 20 餘座之大型焚化爐設置，當年之規劃與設置多係以家庭垃圾之性質為基礎，而若將一般廢棄物或廢車破碎殘餘物投入進行混燒，則其實際燃燒狀況已悖離原本設計條件。以現有焚化爐處理 ASR 雖已為短期可解決大量之廢棄物問題，但考量設備容量、材料負荷與進料特性，實應重新擬定短期(10 年)內 ASR 之最適處理方案，如更換或加厚適用之焚化爐耐火材、管線或其他與煙氣或熱反應區直接接觸之爐床耗材。然而，永續發展而言，則應訂定長期目標，如提升現有處理技術之技術層次，可考慮將延役後之焚化爐作其它技術考量，改善與更新爐體及其他附屬設備，達到技術更新之效果。因此，既有設備之汰換更新或技術提升，將是現階段之重要關鍵議題之一。



## 2. 能源轉化效率

能源轉化效率係熱處理技術比較之指標之一，就前節能源轉換技術之比較而言，由於能源利用型式之差異，造成能源轉換效率有顯著差異，焚化處理技術之初級能源產物係以熱存在，需透過其它設備轉換為蒸汽與電力使用；至於熱裂解與氣化，其主要能源產物則為生質油與合成氣，雖需透過其他設備轉換使用其能量，然有賴於現代化工技術發展，生質油或合成氣已可透過純化、精煉或轉化轉成其它產物，進而提升整體效率。

另一方面，過去有文章指出雖近年焚化技術逐漸進步，焚化爐發電效率已可達 26% 以上(106 年之全國平均為 19%)(張君偉等人，2018)，惟其發電效率受限於鍋爐、冷凝器、熱交換器與焚化爐等設備狀況，未來欲提升整體轉換效率對國內大型垃圾焚化廠半數以上超過 16 年之操作壽命而言，勢必有一定之困難度。因此，考量到現有技術能源轉換效率，未來能源轉化技術之選擇與應用，亦是影響技術發展之關鍵問題。

## 3. 衍生廢棄物處理與再利用問題

現行之 ASR 處理方式，係與都市垃圾及一般事業廢棄物採焚化共同處理直接回收能源，回收能源後之衍生廢棄物主要為底渣與飛灰，底渣依規定進行再利用，而飛灰則以有害事業廢棄物進一步處理與處置；國內對焚化飛灰之處理，多採固化後掩埋，僅少量進入金屬或水泥產業回收與再利用。近年來由於可掩埋之土地逐漸減少，有害事業廢棄物之清運處理價格亦隨之增加，未來各焚化廠產生之飛灰去向，在掩埋容量不足與清運處理價格增加之情況下，可能將助長違法情事發生。因此，飛灰之無害化、減毒化與其轉化利用遂為一重大議題。

然而，過去日本發展之熔融技術似乎可解決焚化飛灰之有害事業廢棄物處理問題，早年本土化廢棄物處理技術發展初期，由於熔融技術能耗較高故較不被視為主流技術，前段提及之掩埋容量與廢棄物處理價格高漲等因素影響，熔融技術發展將會有重大轉變之契機；而結合熔融技術之氣化處理，更是國外發展能源轉換結合物質回收之整合性技術之一。至於其熔渣之去向，與過去一般事業廢棄物之無機污泥再利用並無太大差異；不論氣冷式或水冷式熔渣，均可透過粉碎、篩選與其他加工

程序製成骨材，將可做為土木建築材料應用。綜此，若能謹慎考量未來 ASR 能源轉換應用過程之衍生廢棄物與其再利用之問題，廢車破碎殘餘物之處理便可迎刃而解。

## 五、結論與建議

### 5.1 結論

1. 考量國內每年衍生之廢車破碎殘餘物去處之窘境，現有廠商應及早規劃妥適的處理處置與資源再利用的應用途徑，其中精進與提升現有分選設備之效能，當屬現階段重要的執行方向，而增加可回收物質的回收率、減少雜質對後續處理處置或資源再利用的影響，以及積極尋求可行的處理技術等，均是相關產業應面對的重要課題。此外，政府與研究相關單位持續擬定長遠可行的國家廢棄物處理與能源發展政策、鼓勵研發本土化之 ASR 能源轉化應用技術，以及制訂合理可行的環境品質相關法令，將可促使廢車回收體系趨向健全發展，並帶動廢棄物處理與再利用之循環經濟龐大的商機。
2. 提升現有廢車破碎殘餘物的分選或分離效率，除可提升後續能源轉換效率外，由於分選或分離設施等前處理系統，可有效將金屬 / 合金、線材、玻璃與砂土等無機材料予以分離，將可有效降低後續能源轉換過程所衍生的二次污染問題。

### 5.2 建議

1. 現階段能源轉換技術主要以熱裂解或氣化處理技術為主，後續能源產物可透過純化、精煉或轉化等方式，增加其多元利用的途徑，建議未來對於廢車破碎殘餘物能源轉換技術之可行性與選擇評估，宜參考先進國家對相關能源轉換技術選用與未來市場性之發展歷程，並逐步建置與發展本土化技術，以做為未來相關能源轉換技術發展之參考依據。整體而言，為減少都市垃圾焚化廠處理的負擔與風險，以及符合污染者付費及責任業者照顧制度的精神，未來相關業者應主動尋求妥適的處理技術，發展兼具廢棄物處理處置與產生生質能源雙重功效的新穎且前瞻的技術。

2. 廢車破碎殘餘物應用相關能源轉換技術，已是國際間重要的發展方向，未來國內是否能成功地推動與發展，端視能源轉換技術之成熟度、產業的配合意願、政府政策之擬定與推動、未來能源應用市場接受度與廣泛性等因素，其中政府政策的擬定與推動，以及產業的配合意願，將是未來推動成功與否的關鍵所在。因此，建議政府相關單位除制定推動政策外，積極與業者協商，鼓勵業者自行或共同開發可行的處理處置或資源再利用技術，以期妥適解決日益複雜的廢車破碎殘餘物問題。

## 致謝

本文承蒙行政院環境保護署回收基金管理委員會提供經費補助，特此致謝。

## 參考文獻

行政院環境保護署，網站資料，網址：<http://www.epa.gov.tw/mp.asp?mp=epa>，資料查詢時間：2016。

伍中流(2002)，廢車處理體系之循環型生態策略規劃，國立台灣大學環境工程學研究所，碩士論文。

江康鈺、周綵蓉、陳又新、鄭釋緣、李玉蓮、羅勻聘(2018)，提升廢車破碎殘餘物(AS)資源回收及轉換能源之關鍵技術應用與評估(2 年之第 2 年)，行政院環保署 107 年度補助應回收廢棄物回收處理創新及研究發展計畫，計畫編號：EPA-107-XB02。

阮儀芳(2012)，提升廢機動車輛粉碎分類處理殘餘物(ASR)減量之研究，國立台北科技大學環境工程與管理研究所，碩士論文。

張君偉、施瑞卿、紀茂樹、蘇敬智、林姍妤(2018)，我國未來生活垃圾處理設施發展之淺析，工程，Vol.91，pp.172-178。

賀偉雄(2006)，廢機動車輛粉碎殘餘物製作固態衍生燃料之實證研究，國立高雄第一科技大學工程科技研究所，博士論文。

樊國恕、蘇玄啟、蔡宗岳、鄭日賢、施文凱(2016)，廢機動車輛回收處理衍生發泡材料（PU）再生資源化研究開發計畫，行政院環保署 105 年度補助應回收廢棄物回收處理創新及研究計畫，計畫編號：EPA-105-XA01。

Al-Salem, S.M., Lettieri, P., Baeyens, J. (2009), Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management*, 29, 2625-2643.

Argonne National Laboratory (2010), End-of-Life Vehicle Recycling: State of the Art of Resource Recovery from Shredder Residue. United States Government funding report: ANL/ESD/10-8. Sep. 2010.

Aznar, M., Manyá, J.J., García, G., Sánchez, J.L., Murillo, M.B. (2008), Influence of Freeboard Temperature, Fluidization Velocity, and Particle Size on Tar Production and Composition during the Air Gasification of Sewage Sludge. *Energy & Fuels* 22, 2840-2850.

Boughton, B. (2006), Evaluation of shredder residue as cement manufacturing feedstock. USEPA co-founding project: #X1-83200201-0, California Department of Toxic Substances Control.

Cacci, L., Luciano, M., Passarini, F. (2010), A comparison among different automotive shredder residue treatment porcesses. *International Journal of Life Cycle Assessement*, 15, 896-906.

Cheminfo Services Inc (2014), Background Study on the Content of Shredder Residue: Final Report (Public Version). Technical report. January.

Cho, S.-J., Jung, H.-Y., Seo, Y.-C., Kim, W.-H. (2010), Studies on Gasification and Melting Characteristics of Automobile Shredder Residue. *Environmental Engineering Science*, 27, 577-586.

Cossu, R., Lai, T. (2013), Washing tratment of automotive shredder residue (ASR). *Waste Management*, 33, 1770-1775.

- Cossu, R., Lai, T. (2015), Automotive shredder residue(ASR) management: An overview. *Waste Management*, 45, 143-151.
- de Marco, I., caballero, B.M., Cabrero, M.A., Laresgoiti, M.F., Torres, A., Chomón, M.J. (2007), Recycling of automobile shredder residues by means of pyrolysis. *Journal of Analytical Applied Pyrolysis*, 79, 403-408.
- De Feilippis, P., Pochetti, F., Borgianni, C., Paolucci, M. (2003), Automobile shredder residue gasification. *Waste Management and Research*, 21, 459-466.
- Di Gregorio, F., Zaccariello, L. (2012), Fluidized bed gasification of a packaging derived fuel: energetic, environmental and econmic performances comparison for waste-to-energy plants. *Energy*, 42, 331-341.
- Edo, M., Aracil, I., Font, R., Anazano, M., Fullana, A., Collina, E. (2013), Viability study of automobile shredder residue as fuel. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 819-824.
- Ferella, F., De Michelis, I., Scocchera, A., Pelino, M., Vegliò, F. (2015), Extration of metals from automotive shredder residue: Preliminary results of different leaching systems. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 23, 417-424.
- Fiore, S., Ruffino, B., Zanetti, M.C. (2012), Automobile shredder residue in Italy: Characterization and valorization opportunities. *Waste Management*, 32, 1548-1559.
- Galvagno, S., Fortuna, F., Cornacchia, G., Casu, S., Coppola, T., Sharma, V.K. (2001), Pyrolysis process for treatment of automobile shredder residue: preliminary experimental results. *Energy Conversion and Management*, 42, 573-586.
- Gent, M.R., Menéndez, M., Muniz, H., Torno, S. (2015), Recycling of fine, heavy fluff automobile shredder residue by density and differential fragmentation. *Waste Management*, 43, 421-433
- GHK/Bio Intelligence Service (2006), A study to examine the benefits of the End of

- Life Vehicles Directive and the costs and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive: Final Report to DG Environment. May, 2006.
- Goyal, H. B., Seal, D., Saxena, R.C. (2008), Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 12, 504-517.
- Granata, G., Moscardini, E., Furlani, G., Pagnanelli, F., Toro, L. (2011), Automobile shredded residue valorization by hydrometallurgical metal recovery. *Journal of Hazardous Materials*, 185, 44-48.
- Hjelmar, O., Wahlström, M., Anderson, M.T., Laine-Ylijoki, J., Wadstein, E., Rihm, T. (2009), Treatment methods for waste to be landfilled. *Nordic Council of Ministers Publications: TemaNord* 2009:583.
- Hosoya, T., Kawamoto, H., Saka, S. (2008), Secondary reactions of lignin-derived primary tar components. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 83, 78-87.
- Hwang, I.H., Yokono, S., Matsuto, T. (2008), Pretreatment of automobile shredder residue (ASR) for fuel utilization. *Chemosphere*, 71, 879-885.
- Inoue, T., Miyazaki, M., Kamitani, M., Kano, J., Saito, F. (2004), Mechanochemical dechlorination of polyvinyl chloride by co-grinding with various metal oxides. *Advanced Powder Technology*, 15, 215-225.
- Inoue, T., Miyazaki, M., Kamitani, M., Kano, J., Saito, F. (2005), Dechlorination of polyvinyl chloride by its grinding with KOH and NaOH. *Advanced Powder Technology*, 16, 27-34.
- Joung, H.-T., Seo, Y.-C., Kim, K.-H. (2007), Distribution of dioxins, furans, and dioxin-like PCBs in solid products generated by pyrolysis and melting of automobile shredder residues. *Chemosphere*, 68, 1636-1641.



- Khodier, A., Williams, K., Dallison, N. (2018), Challenges around automotive shredder residue production and disposal. *Waste Management*, 73, 566-573.
- Kim, K.H., Joung, H.T., Nam, H., Seo, Y.C., Hong, J.H., Yoo, T.W., Lim, B.S., Park, J.H. (2004), Management status of end-of-life vehicles and characteristics of automobile shredder residue in Korea. *Waste Management*, 24, 533-540.
- Lanori, D., Trouvé, G., Delfosse, L., Froelich, D., Kasamaly, A. (1997), Physical and Chemical Characterization of Automotive Shredder Residues. *Waste Management*, 15, 267-276.
- Lin, K.S., Chowdhury, S., Wang, Z.P. (2010), Catalytic gasification of automotive shredder residues with hydrogen generation. *Journal of Power Sources*, 195, 6016-6023.
- Mancini, G., Tamma, R., Viotti, P. (2010), Thermal process of fluff: Preliminary tests on a full-scale treatment plant. *Waste Management*, 30, 1670-1682.
- Mohan, D., Pittman, C.U., Steele, P.H. (2006), Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy and Fuels*, 20, 848-889.
- Morselli, L., Santini, A., Passarini, F., Vassura, I. (2010), Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management. *Waste Management*, 30, 2228-2234.
- Pinto, F., Lopes, H., André, R. N., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I. (2007), Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge co-gasification. 1. Sewage sludge mixed with coal. *Energy & Fuels* 21, 2737-2745.
- Pinto, F., Lopes, H., André, R. N., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I. (2008), Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge co-gasification. 2. Sewage sludge mixed with biomass. *Energy & Fuels* 22, 2314-2325.
- Rensfelt, E., Östman, A. (1996), Gasification of Waste - Summary and Conclusions of

- Twenty-five Years of Development. IEA Publications: TPS 96/19 , May, 1996.
- Roh, S.A., Lim, W.H., Yun, J.H., Min, T.J., Kwak, Y.H., Seo, Y.C. (2013), Pyrolysis and gasification-melting of automobile shredder residue. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 63, 1137-1147.
- Santini, A., Passarini, F., Vassura, I., Serrano, D., Dufour, J., Morselli, L. (2012), Auto shredder residue recycling: Mechanical separation and pyrolysis. *Waste Management*, 32, 852-858.
- Singh, J., Lee, B.K. (2015), Hydrometallurgical recovery of heavy metals from low grade automobile shredder residue (ASR): An application of advanced Fenton process (AFP). *Journal of Environmental Management*, 161, 1-10.
- Staudinger, J., Keoleian, G.A. (2001), Management of End-of life vehicles (ELVs) in the US. Report of Center for Sustainable System, No. CSS01-01, University of Michigan.
- Stockland, R.A., Foley, Jr., S.R., Jordan, R.F. (2002), Reaction of vinyl chloride with 4 metal olefin polymerization catalysts. *Journal of the American Chemical Society*, 125, 796-809.
- Tai, H.S., Liu, C.M., Wu, Y.J. (2007), Dechlorination of auto shredder residues. *Journal of Hazardous Materials*, 142, 305-307.
- Taylor, R., Ray, R., Chapman, C. (2013), Advanced thermal treatment of auto shredder residue and refuse derived fuel. *Fuel*, 106, 401-409.
- Vermeulen, I., Van Caneghem, J., Block, C., Baeyens, J., Vandecasteele, C. (2011), Automotive shredder residue (ASR): Reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorization. *Journal of Hazardous Materials*, 190, 8-27.
- Wei, L., Pordesimo, L.O., Igathinathane, C., Batchelor, W.D. (2009), Processing engineering evaluation of ethanol production from wood through bioprocessing and

chemical catalysis. *Biomass and Bioenergy* 33, 255-266.

Wordsworth, A., Miller, S. (2011), Improving the management of end-of-life vehicles in Canada. Report of Canadian Environmental Law Association (CELA), No. 784, CELA.

Zhang, Y., Kajitani, S., Ashizawa, M., Oki, Y. (2010), Tar destruction and coke formation during rapid pyrolysis and gasification of biomass in a drop-tube furnace. *Fuel* 89, 302-309.