

# 焚化爐對健康的影響

作者：

Michelle Allsopp, Pat Costner and Paul Johnston  
Greenpeace Research Laboratories  
University of Exeter, UK

翻譯：

馬昭

**Magdalene Tang**

鳴謝

Dr. Vyvyan Howard of the University of Liverpool, UK, Alan Watson of Public Interest Consultants, Gower, Swansea, UK, Andy Moore of the Community Recycling Network, Bristol, UK, Wytze van der Naald of Greenpeace International and Mark Strutt of Greenpeace UK

# 目錄

<b>報告摘要</b>	<b>1</b>
<b>焚化爐 - 廢物生產者</b>	<b>2</b>
<b>焚化爐對環境和人類的影響</b>	<b>3</b>
<b>對健康的影響</b>	<b>4</b>
<b>焚化爐排放及規則</b>	<b>8</b>
煙氣	8
二噁英	8
其他有機化合物	8
重金屬	9
顆粒性物質	9
灰燼	10
展望未來	10
<b>綠色和平的要求</b>	
<b>第一章 焚化爐對健康的影響簡介</b>	<b>12</b>
<b>1.1 不同類型的研究</b>	<b>13</b>
1.2 接觸研究	13
1.3 流行病學研究	14
1.4 風險評估	14
<b>第二章 職業健康的影響</b>	<b>17</b>
<b>2.1 污染接觸</b>	<b>18</b>
2.1.1 二噁英	18
2.1.2 其他有機化合物	19
2.1.3 重金屬	20
2.1.4 生物標記	21
2.1.5 變異性化合物	21
<b>2.2 健康影響</b>	<b>22</b>
2.2.1 死亡率	22
2.2.2 發病率	23
<b>第三章 焚化爐對附近居民健康的影響</b>	<b>25</b>

<b>3.1 接觸研究</b>	<b>26</b>
3.1.1 二噁英和多氯聯苯	26
3.1.2 重金屬	27
3.1.3 生物標誌	27
<b>3.2 對健康的影響 流行病學研究</b>	<b>28</b>
3.2.1 癌症	28
軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤	28
肺癌	29
喉癌	30
肝癌和其他癌症	30
幼年癌症	31
3.2.2 對呼吸器官的影響	32
3.2.3 性別比例	35
3.2.4 先天畸形	35
3.2.5 多胎懷孕	37
3.2.6 對荷爾蒙的影響	38
<b>3.3 風險評估</b>	<b>38</b>
<b>第四章 環境污染</b>	<b>40</b>
<b>4.1 有意排放及逃逸的焚化爐排放物</b>	<b>41</b>
<b>4.2 對環境污染的研究</b>	<b>41</b>
4.2.1 土壤和植物	42
二噁英	43
重金屬	43
4.2.2 牛奶	44
<b>第五章 焚化爐排放物</b>	<b>46</b>
<b>5.1 排放到大氣中的物質</b>	<b>48</b>
5.1.1 有機化合物	49
二噁英	49
焚化爐中二噁英的形成	50
二噁英的存量和焚化	50
已更新的焚化爐和新型焚化爐的性能	53
5.1.2 其他有機化合物	54
多氯聯苯	54
PCN	55

氯化苯 (Chlorinated Benzenes)	55
鹵化酚 (Halogenated Phenols)	55
溴化及混合酚化二噁英	55
PCDBT	56
PAHs	56
揮發性有機化合物 (VOC)	56
5.1.3 重金屬	56
5.1.4 顆粒物	57
5.1.5 無機氣體 (Inorganic Gases)	58
5.1.6 其他氣體	59
<b>5.2 向水中排放的物質</b>	<b>60</b>
<b>5.3 煙灰中的排放物</b>	<b>60</b>
5.3.1 有機化合物	60
二噁英	63
其他有機化合物	61
5.3.2 重金屬	61
5.4 灰渣的處理	64
5.4.1 煙灰的處理	64
5.4.2 爐渣的處理	65

## **第六章 解決方法：減少廢物、循環再用和再造**

<b>取締焚化</b>	<b>68</b>
<b>6.1 焚化帶來的問題</b>	<b>69</b>
6.1.1 環境及健康	69
6.1.2 經濟效益	69
6.1.3 可持續性	70
<b>6.2 現有歐盟政策及廢物管理</b>	<b>70</b>
<b>6.3 未來路向：採取預先警惕原則及零排放策略</b>	<b>71</b>
6.3.1 採用預先警惕原則	71
6.3.2 採用零排放策略	71
6.3.3 執行減少廢物，循環再用，再造	72

## **第七章 參考文獻**

74

# 報告摘要

現時全球各地均面對日益嚴重的都市和工業廢物處理問題。為應付各國廢物數量不斷上升的問題，歐盟組織對廢物堆填的數量製訂了更嚴格的限制和規定。與此同時，因受煙氣排放方面的嚴格管制，不少焚化爐於過去數年均相繼關閉。在不久的將來，歐洲各地的焚化爐亦須符合歐盟最近新訂的規格。

面對廢物處理的危機，幸好我們還有其他長遠可行的解決方案。這得從根本著手，減少製造廢物和實行廢物循環再用及再造的措施。然而，為了尋求「快捷妥當」的方法解決危機，不少地方正醞釀興建更多新的焚化爐，希望藉此將廢物的體積減少至原來的十分之一左右，從而減少廢物運往堆填區的數量。

有關焚化爐的問題一直備受爭議，主要針對其對環境和健康的潛在影響，以及會否帶來真正的經濟效益。事實證明焚化爐會排放大量有毒的化學物和產生灰燼及其他殘餘物，菲律賓政府對此引起的問題深表關注。在公眾強烈反對下，1999年通過的菲律賓清新空氣法案(Philippine Clean Air Act)，禁止在境內進行市政、醫療及有害廢物的焚化工作。同時提倡減少廢物和將廢物循環再用及再造，並利用非燃燒科技來處理特定類型的廢物。但與此同時，歐洲和亞洲有些政府卻倡議興建更多焚化爐。

本報告以焚化爐及其對健康的影響為題，總結各項科學研究的成果。其中提到一系列對健康的影響，均與在焚化爐工作或附近居住有關。這些影響包括(兒童及成人)患上癌症、呼吸系統問題、心臟病、免疫系統失調、過敏症增加及先天畸型等症狀。有研究，特別是那些針對癌症的研究指出，舊式焚化爐和癌症存在密切的關係。此外，已運作數年的現代化焚化爐亦會對健康產生不良的影響。

雖然現代化焚化爐所排放的煙氣中，某些化學物的含量會較低，但大量有毒的物質依然會被排放於大氣中及其殘餘物之內，例如煙灰及爐渣。此外，煙氣中的二噁英及其他化學物的含量降低，卻往往導致它們積聚於焚化爐的其他殘餘物內。更何況焚化爐對健康的影響並非只源於某一種污染物。若只根據目前有限的數據，實在很難預測新建或翻新的焚化爐會對健康造成甚麼影響。基於上述各項因素，本報告認為有必要盡快全面取締焚化爐，並致力減少製造廢物和提倡循環再用及再造的廢物管理政策。

## 焚化爐 - 廢物生產者

一般人均誤解，以為物質經燃燒後便會自動消失。事實上，它們只是改變了型態，卻不會被完全消滅。這可從廢物中某些物質，經城市固體廢物(MSW)焚化爐焚燒後的命運可見一斑。這類焚化爐通常用來處理混合廢物，包括有害物質例如重金屬和有機氯化物。固體廢物所含的重金屬經焚燒後，便會從焚化爐的煙囪中排放出來，混和微粒成為煙氣，同時亦會一直停留在灰燼及其他殘餘物內。焚燒廢物中的氯化物質，例如聚氯乙烯塑膠，會產生新的氯化物如毒性極高的二噁英，並經焚化爐的煙氣、灰燼及其他殘餘物排放出

來。換句話說，焚化爐並不能解決廢物中有毒物質的問題，而只是改變它們的型態，部分物質的毒性更較原來的為高。這些新形成的化合物再度入侵環境，成為煙氣、灰燼及其他殘餘物的污染物。

所有焚化爐排放的煙氣、灰燼和殘餘物，均會對空氣造成污染。這些污染物多為有毒的化合物，其中還包括許多毒性不明的化學物質。一般存在於煙氣的化合物，均同時包含於焚化爐的灰燼和其他殘餘物之內。這些化合物包括二噁英、多氯聯苯(PCBs)、多氯(naphthalenes)、氯化苯、聚芳烴(PAHs)、多種揮發性有機化合物(VOCs)及重金屬，包括鉛、鎘和水銀。它們大部分均不易在自然環境中被分解、而且會積聚於生物的體內和含有毒性。基於這三種特性，有爭論認為它們是自然生態系統的剋星。此外，部分化合物更含有致癌物質和會導致內分泌失調。而其中二氧化硫、二氧化氮和顆粒性物質亦會影響呼吸系統的功能。

許多人誤解焚燒未經處理的廢物可減少其原來的重量和體積。一般引述的數字指廢物經焚燒後，體積可縮少達百分之九十。然而，即使只計算焚燒後剩餘灰燼的體積，實際數字亦只是百分之四十五。至於廢物的重量方面，所謂重量將減至原來的三分之一，亦不過是針對灰燼而言，並沒有計算焚燒時所排放的氣體，實際結果反而令焚燒廢物的輸出量增加。總括來說，如果將焚化爐所有輸出的質量，包括氣體輸出量加起來，總輸出量將超過廢物原來的重量。

## 焚化爐對環境和人類的影響

有關焚化爐排放的污染物對人體的影響和導致環境污染的問題，這方面的研究非常有限，而且多集中於二噁英和重金屬的研究。研究指出，舊式和較新型的焚化爐所排放的二噁英和重金屬，均對當地的土壤和農作物造成污染。在歐洲一些國家，發現位於焚化爐附近的農場生產的牛奶，其二噁英含量顯著增加，有些更超過規定的水平。

在焚化爐附近的居民，透過吸入被污染的空氣，或食用當地受污染土壤種植的農產品(例如蔬菜、雞蛋和牛奶)，以及皮膚接觸受污染的土壤，均有機會接觸焚化爐所排放的化學物。在英國、西班牙和日本等地，鄰近焚化爐居住的居民體內，均發現二噁英的含量顯著增加，很大程度是與上述的接觸有關。只有在荷蘭和德國所做的兩個研究，卻未發現相同的結果。在芬蘭的一個焚化爐，發現附近居民的頭髮水銀含量增加，這亦很可能是由焚化爐排放出來。居住於西班牙一座新型焚化爐附近的兒童身上，發現尿液的硫醚含量增加，表示曾接觸有毒物質。而在德國廢物焚化爐附近居住的兒童血液中，亦發現某幾類 PCBs 的蹤跡或含量飆升。

此外，亦有數個研究指出，在受僱於舊式及現代化焚化爐的工人體內，發現二噁英或同類物質的含量增加。相信這是因在工作的地方接觸受污染的灰燼所致。其他研究亦有報

導在焚化爐工作的人員體內發現氯化石炭酸、鉛、水銀和砷的含量增加。

## **對健康的影響**

經實驗證明，焚化爐排放有毒的物質，而且對人類構成威脅。針對在焚化爐工作的人員和附近居民進行的研究，顯示一系列對健康相關的影響(見下表)。雖然這類研究(特別是那些在嚴格科學標準下進行)為數極少，卻引起公眾對焚化爐的廣泛關注，顯示焚化爐嚴重威脅人類的健康。



## 有關職業健康的科研摘要

對健康的影響	評語
接觸後的生理指標	
尿液中的誘變成分(mutagens)增加	焚化爐排放的灰燼和煙氣含誘變成分(能破壞人體的基因)。工人因而接觸這種物質。尿液中的誘變成分增加顯示人體曾接觸誘變化合物。(1990 及 1992 年的研究)
尿液中的 hydroxypyrene 含量增加	Hydroxypyrene 是因體內接觸 PAHs 產生。結果顯示接觸 PAHs 的次數增加。(1992 年的研究)
尿液中的硫醚(thioethers)含量增加	尿液中的硫醚是因接觸親電子化合物質, 例如 PAHs 產生。結果顯示接觸親電子化合物質的次數增加。(1981 年的研究)
癌症	
因患肺癌致命的機會增加 3.5 倍	於 1920 至 1985 年期間受僱於瑞典一座城市固體廢物焚化爐的工人。(1989 年的研究)
因患食道癌致命的機會增加 1.5 倍	於 1920 至 1985 年期間受僱於瑞典一座城市固體廢物焚化爐的工人。聯合其他研究的證據, 顯示對工人的健康威脅愈來愈大。(1989 年的研究)
因患胃癌致命的機會增加 2.79 倍	於 1962 至 1992 年期間受僱於意大利一座城市固體廢物焚化爐的工人。比率增加可能是基於其他錯綜複雜的因素。(1997 年的研究)
其他影響	
因患心肌缺血的心臟病致命的機會增加	於 1920 至 1985 年期間受僱於瑞典一座城市固體廢物焚化爐的工人。受僱超逾 40 年的工人結果尤為突出。(1989 年的研究)
血脂(hyperlipidemia)過多。血液中二噁英含量與自然殺手的細胞活動(影響免疫系統)的關係。下一代的性別比率改變, 肝臟功能降低, 敏感症增加。	於 1988 至 1997 年期間受僱於日本一座焚化爐的工人。血脂過多的情況明顯。免疫系統細胞出現變化。性別比率的改變在統計上並不明顯。敏感症與接觸二噁英的關係有待證實。(2000 年的研究)
尿液中蛋白(proteinuria)含量過高(不正常現象)及過度緊張。氣道栓塞的情況可能增加(診斷未經證實)。不正常血液成分。	受僱於美國一座城市固體廢物焚化爐的工人。大量工人的蛋白含量過高。(1992 年的研究)
氯痤瘡(Chloracne)。(因接觸二噁英產生的皮膚症狀)	在一名受僱於日本舊式焚化爐的工人身上發現氯痤瘡, 其血液中含大量二噁英。(1999 年的研究)

## 有關焚化爐附近居民健康的科研摘要

對健康的影響	評語
接觸後的生理指標	
兒童尿液中的硫醚(thioethers)含量增加。	在西班牙一座新建焚化爐附近居住的兒童硫醚含量較高。(1999 年的研究)
染色體並無受破壞。	在兩座比利時焚化爐附近居住的兒童，並無染色數受損的情況。(1998 年的研究)
癌症	
患軟組織肉瘤比率增加 44%，非淋巴肉芽瘤病增加 27%。	法國焚化爐附近的居民多患這類癌症。成因可能與接觸二噁英有關，但須進一步研究證實。(2000 年的研究)
因患肺癌致命的機會增加 6.7 倍	意大利市區的固體廢物焚化爐鄰近的居民，患肺癌的比率明顯增加。(1996 年的研究)
患喉癌的個案增加。	出現於英國的溶劑廢物焚化爐(1990 年)，但其他九座並未發現相同情況。在意大利，證據顯示居住於焚化爐、廢物棄置場及煉油廠附近的居民，患喉癌而致命的比率非常高。
因患肝癌致命的比率增加 37%。	對一千四百萬居住於英國 72 座城市固體廢物焚化爐 7.5 千米內的居民所做的研究。進一步研究嘗試撇除其他因素，結果顯示增加患肝癌的比率為 20 至 30%。此外，資源匱乏亦可能是成因之一。(1996 及 2000 年的研究)
兒童因患癌症致命的機會增加 2 倍。	針對英國 70 座城市固體廢物焚化爐(1974-87)及 307 座醫院廢物焚化爐(1953-1980)的研究。另一項醫院焚化爐及大型高溫燃燒工業的研究，亦發現兒童患癌的機會增加。(1998 及 2000 年的研究)
對呼吸系統的影響	
因呼吸問題使用藥物數量增加。	法國鄉郊的固體廢物焚化爐的研究。結果顯示呼吸疾病的藥物使用量增加，但未能確立因果關係。(1984 年的研究)
呼吸疾病症狀增加，包括喘氣或咳嗽頻率增加 9 倍。	居住於美國廢物焚化爐附近居民的研究。由於研究方法出現問題，結果未具參考價值。(1993 年的研究)
影響兒童肺部功能。	居住於台灣焚化爐附近的兒童的研究。結果顯示兒童肺部功能受嚴重空氣污染，而非焚化爐所影響。(1992 年的研究)
呼吸疾病症狀增加，包括肺病、喘氣、	58 名居住於美國燃燒有害廢物的水泥窯

長期咳嗽及支氣管炎。	附近的居民，呼吸疾病症狀顯著增加。 (1998 年的研究)
對健康的影響	評語
對呼吸系統的影響	
對兒童所患哮喘並無不良影響。	針對鄰近澳洲污水沉澱物焚化爐居住的兒童的研究。(1994 年的研究)
並無增加呼吸疾病或減弱肺部功能。	針對三個鄰近美國市區醫院廢物焚化爐的社區(6963 名居民)的研究。結果顯示接觸受污染的空氣與呼吸系統健康並無明顯關係，但由於缺乏足夠數據，所以未能有準確結論。
性別比例	
女性出生率上升。	在蘇格蘭兩座焚化爐附近的居民的研究。發現在接觸焚化爐排放物最多的範圍內的居民均受影響。其他研究顯示女性出生率上升，這和當父親的男性接觸大量二噁英有關。(1995 及 1999 年的研究)
先天畸型	
患有口面部裂(orofacial cleft)或其他中線缺陷，包括脊柱裂(spina bifida)及尿道下裂(hypospadias)的現象增加。	在焚化爐附近範圍，曾於 1960 至 69 年期間在戶外燃燒化學品，發現當地嬰兒出生時口和面部出現裂縫的個案顯著增加。雖未經證實，但懷疑可能與鄰近焚化爐居住有關。
新生嬰兒患有先天不正常發育的機會增加 1.26 倍。	比利時兩座城市固體廢物焚化爐附近的居民的研究。(1998 年的研究)
眼部患有先天性缺陷的情況增加。	蘇格蘭兩座化學廢料焚化爐附近範圍的報告。在英國進行的研究卻顯示無直接關係，可惜研究缺乏有關先天性畸型的數據。(1989 年的研究)
多胎懷孕	
懷雙胞胎/多胞胎的機會增加。	1980 年，蘇格蘭焚化爐鄰近居民懷雙胞胎的數字顯著增加。研究發現在比利時焚化爐附近的居民懷多胞胎的機會增加 2.6 倍。(2000 年的研究)。另一項在瑞典焚化爐做的研究並未顯示類似結果。不同研究所得的數據出現矛盾，結論不一。
其他影響	
兒童甲狀腺荷爾蒙水平下降。	在德國焚化爐附近居住的兒童，他們有某種甲狀腺荷爾蒙的水平明顯較低。 (1998 年的研究)
患過敏症、傷風的情況增加，普遍健康情況轉壞，學童使用藥物量增加。	鄰近比利時兩座城市固體廢物焚化爐居住的學童的研究。(1998 年的研究)

## 焚化爐排放及規則

### 煙氣

如前所述，許多化學物質經焚化爐的煙氣被排放到大氣中，有關重點介紹如下：

#### 二噁英

不少研究顯示二噁英會導致多種毒性入侵的後果。它們變成空氣中的污染物，並正在全球各地散播，入侵人類的細胞組織。研究指出，在工業化國家，二噁英入侵婦女的身體組織，並對她們嬰兒的免疫系統及神經系統帶來不良影響。

在 1980 至 90 年代初，焚化爐特別是固體廢物焚化爐，已被發現為排放二噁英的主要源頭，估計約佔各工業國二噁英總排放量的四至八成。但由於差不多所有二噁英排放量的記錄中都出現方法上的漏洞，所以實際數字可能更高。

有認為在 90 年代新建或翻新的焚化爐，由於控制空氣污染的科技經過改良，所以焚化爐排放的二噁英數量已大為減低。然而，最近的研究指出，固體廢物焚化爐依然是排放二噁英的主要源頭之一。據估計，在英國 30 至 56% 二噁英是由固體廢物焚化爐排放出來。丹麥最近一項研究亦指出，固體廢物焚化爐是排放二噁英的主兇，而且亦是堆填區的主要客源(經灰燼的殘餘物)。此外，煙氣中的二噁英含量減少，意味灰燼殘餘中的二噁英含量相應增加。

雖然某些新建或現代化焚化爐的規格，均符合歐盟新訂的限制，但也有未符標準的情況出現，包括最近在西班牙、波蘭、瑞典及比利時接受測試的焚化爐。在比利時，測試是利用恒常的「定點量度」技術進行，即在數小時內監察二噁英的水平。然而，當測試利用「持續監察」的方法連續進行兩星期，則結果會出現明顯差別。使用定點量度的方法低估了二噁英三至五成的排放量。現時只有極少數焚化爐採取持續監察或在正常運作情況下進行測試，這點實在值得我們關注。此外，歐盟的新規定並未標明用來量度焚化爐煙氣的技術，而一般沿用的定點量度並不準確，同時低估二噁英的排放量。

#### 其他有機化合物

歐盟建議限制有機碳的總排放量，以控制所有被排放的有機化學物質。可惜規例未能顧及焚化爐煙囪排放的有機化學物所產生的毒性和對健康的影響。同時忽略不明化學物質所含的不明毒性及其對健康產生的影響。

## 重金屬

焚化爐排放的煙氣中包含不少重金屬，其中包括鉛及鎘。許多重金屬均不易被分解，並會對健康造成多方面不良的影響。

過去十年，由於控制空氣污染的技術不斷改良，除水銀外，焚化爐煙氣中的重金屬含量已大為降低。然而，現代化焚化爐所排放的重金屬數量，仍然極可能在環境和人體中累積起來。這與二噁英的情況一樣，煙氣中重金屬的含量降低，但其在灰燼中的含量卻相應提高，最終當灰燼被棄置時便會造成環境污染。

## 顆粒性物質

各類型的焚化爐均會排放顆粒性物質到大氣中，其中大部分的體積均屬超小型。現時控制焚化爐產生空氣污染的儀器只能阻止 5 至 30% 的「可吸入」粒子(<2.5 μm)流入大氣，對於超小型的粒子(<0.1 μm)卻束手無策。而這些可吸入的粒子，特別是超小型那類，將會深入人體的肺部，對健康構成嚴重威脅。因此，焚化爐粒子所引致的空氣污染，可說是人體健康的大敵。此外，最新的證據顯示，焚化爐所排放含重金屬的粒子，對健康的影響已引起莫大的關注，因為它的毒性和污染力，較燃煤發電廠更厲害。

歐盟草擬的新規定對排放顆粒性物質並無限制。鑑於上述粒子空氣污染對健康造成的嚴重影響，這方面需要嚴格的規則和管制。

## 灰燼

焚化爐空氣過濾器的灰燼和焚燒後殘餘的爐渣，均含有大量有害的化學物，例如二噁英和重金屬。雖然灰燼含有毒性，可惜歐盟並無限制灰燼中有機化合物及重金屬含量的規定。

由於焚化爐的灰燼含有污染物，所以在棄置時會對環境造成嚴重損害。絕大部分的灰燼都被送往堆填區，結果導致下層土壤和地下水受污染。亦有情況是地下水被從廢物濾出的化合物所污染，特別是鉛及鎘等重金屬。為了減低污染物濾出，在棄置灰燼前會用水泥來固定。雖然這個方法可以阻止重金屬及其他有毒化學物質即時濾出，但長期的風雨侵蝕最終亦會導致環境受污染。

最近，歐洲某些國家紛紛利用爐渣/灰燼來作建築用途，試圖節省「安全」棄置灰燼的成本。他們利用灰燼來修築馬路和小徑。但如上所述，不易分解的有毒物質經長期侵蝕後，始終會再被排放於環境中被人們接觸。這從近期英國紐卡素的例子可見一斑。在 1994 至 1999 年期間，當地一座現代化焚化爐所製造的爐渣和灰燼，被利用來建小路和灑在花槽

作肥料。最近的分析顯示花槽的灰燼中重金屬及二噁英含量極高。以上的分析說明利用焚化爐的灰燼對人體健康構成威脅，可惜這種做法並沒有被歐盟或現行的監察機制所禁止。

## 展望未來

雖然有關焚化爐對健康的影響的研究為數不多，但仍然有科學研究發現，城市固體廢物焚化爐及其他類型的焚化爐，均與損害人體健康有關。

歐盟草擬有關監管焚化爐設施的新規定中，並沒有考慮其對人體造成的影響。至於對限制排放物質的規定，則只根據技術上可達致的水平來考慮。雖然歐盟的新規定尚未落實執行，但它所訂的標準已經過時。許多歐洲國家均已在 OSPAR 大會承諾 2020 年前停止在環境中排放任何有害物質。這意味焚化爐排放的煙氣或灰燼，均不能含有害化學物質，這點是目前焚化技術難以達到的。

此外，在 2000 年 12 月舉行的第五屆政府間協商委員會會議(INC5)，討論有關消除不易分解的有機污染物(POPs)，結果就減低二噁英的總排放量以致完全消除為止，達成全球性協議。焚化被列為二噁英的主要工業來源，而新建或翻新的焚化爐均須利用現存最佳技術(BAT)。會上更同意鼓勵各國發展並使用替代或改良的物料、產品及工序，以防止二噁英的形成及排放。長遠而言，焚化爐應被其他方法取代。

若要符合 OSPAR 協議的規定及 POPs 會議的議題，工業和製造過程便須經歷全面的革新。OSPAR 提出發展和使用「無污染生產」技術，清除有毒廢料，並取代焚化和其他污染環境、製造廢物的「骯髒」技術。以「零廢物」作為環保規例的大前題，意味環保的安全原則在政策發展和設立監管架構方面均佔主導地位。根據安全原則的精神，要證實某項措施是否對環境有害，責任不應落在環保人士身上，而應由可能製造污染的一方證明該等措施無害。根據這個原則，現時已有足夠證據顯示，焚化爐對環境造成污染和健康造成傷害，理應被全面取締。

至於廢物處理方面，透過運用零排放量的策略，致力減低對健康的影響，邁向一個新的環境管理範式，以減少廢物、循環再用和再造三管齊下的方法來處理都市和工業廢物。

## 綠色和平的要求

提倡減少製造廢物，鼓勵循環再用和再造，從而減低因廢物處理對健康造成的惡果，建議具體措施如下：

- 從現在至 2020 年逐步取締各類工業用焚化爐，包括城市固體廢物焚化爐。此舉為響應 OSPAR 大會提出在 2020 年前停止排放及棄置各種有害物質的要求。
- 在財政安排及法律方面設立機制，增加包裝(例如各類樽和罐)及產品(例如電腦外殼及電子零件)的循環再用。
- 作出財政安排(例如增收堆填稅)，推行所須的基建項目，有效推行循環再造的措施。
- 進行包裝和產品立法，刺激市場對循環再造物料的需求。規定廠商使用一定數量的循環再造物料。
- 取締未能安全循環再造或分解的物料(例如 PVC 塑膠)，以更持久耐用的物料代替。
- 短期而言，任何使焚化爐生產有害物質的物料和產品，均須避免淪為廢物，並由生產商承擔一切費用。其中包括電子儀器、金屬產品例如電芯、照明、PVC 塑膠(乙稀基地板、PVC 電纜、PVC 包裝、PVC-u 窗框等)及其他含有害物質的產品。

一般措施：

- 進一步發展無污染的生產科技，更有效使用物料和能源，致力生產無污染的產品，減少廢物，最終按照「循環再用/再造」的方式處理廢物，以更公平和持久的方法，滿足社會的需要。
- 切實執行安全原則，以便未雨綢繆。透過持續發展科研，及早發現問題及尋求解決方案。此外，亦要採取適當措施，防止環境污染及避免焚化爐對健康及環境所可能導致的嚴重損害。

## 第一章

# 焚化爐對健康的影響 簡介



公眾一直非常關注焚化爐及其排放的有害燃燒物,如二噁英和聚芳烴 (PAH)對健康所造成的影響 (Ardevol 等, 1999)。經研究證實,焚化爐所排放的煙氣和灰燼中均含有多種有毒化合物和許多毒性不明的物質 (見第 5 節)。因此,在焚化爐工作的工人及鄰近的居民,他們的健康均受到這些有害物質的嚴重威脅。他們亦成為這方面研究的主要對象。

美國政府的諮詢機關-國家科學院轄下的國家研究委員會 (NRC2000) 最近發表的一份報告指出,焚化爐不但對操作工人及附近居民的健康構成威脅,它所產生的污染物也會影響居住於遠離焚化爐地區的人士。

*「長期飄浮於空氣中的二噁英、呋喃和汞等污染物,它們的散播範圍非常廣泛,能遍及原來被排放的地區甚至國家以外。不論居住於焚化爐附近或較遠地區的居民,均有可能食用被該設施污染的食物。由於受污染的食物會輸往外地,當地的人口亦因此受感染。又因為污染物經長途運輸和大規模散落到糧田的關係,距離焚化爐較遠的居民所受的危害將更嚴重。」*

此外,「金屬和其他長期存在於環境中的污染物,其潛在影響不僅局限於鄰近焚化爐的地區。這些污染物可被輸往遠離排放源頭的地方,並經各種物理和化學的演變,輾轉進入泥土、水和食物之中。焚化爐排放大量如二噁英、呋喃和汞等污染物,佔全國總排放量相當高的比率。儘管一座焚化爐只會排放少量上述的化學氣體,但若將同一地區的焚化爐排放量加起來,這些氣體在空氣中的濃度便會顯著提高。二噁英主要透過受污染的食物,擴大受害的人口比例。有見及此,更應超越地區層面,慎重處理焚化爐的多重效應。」

有關焚化爐對人體健康所造成的影響,已發表的研究均以工人及本地居民為研究對象。其中記錄多項影響健康的數據,包括鄰近焚化爐居住的兒童所受的不良影響。然而,這些不良影響與焚化爐之間的因果關係,卻依然未獲得證實。本報告將就上述研究進行深入討論。

## 1.1 不同類型的研究

有關焚化爐對健康影響的研究主要分為三類,包括人類接觸研究、流行病學研究和風險評估研究。前兩類研究著重實際觀察調查對象,並從中搜集科學數據,為焚化爐對健康的影響提供有力的證據。而風險評估研究則根據數學運算,推論可能產生的健康影響。

### 1.2 接觸研究

透過吸入被污染的空氣,或食用當地受污染土壤種植的農產品,人們均有機會接觸焚化爐所排放的化合物。此外,在焚化爐工作的工人也可能接觸到有毒的灰燼。

要評估接觸焚化爐排放物對健康的影響,所用的方法必須準確可靠。而其中一種方法便

是控制存在於空氣、土壤、植物及農產品中的污染物含量（見第 4 節）。然而，這種方法卻無法直接量度污染物在人體的「體內接觸性」（Ardevol 等，1999）。這方面的評估需要量度人體內化合物的含量。近年隨著科技的進步，透過確定生物樣本（例如血液、尿液、毛髮或母乳）中污染物的濃度，便可以控制人體組織中某些有毒化合物的含量。

接觸性研究對生物樣本進行分析的作用在於：

1) 確定焚化爐所排放的化學污染物，或 2) 對這些化學物進行分解，或 3) 記錄因接觸有毒物質而產生的生物反應。上列的分析結果將與沒有接觸污染物的控制組別進行比較。

目前已有多項研究採用上述的分析方法，評估在焚化爐工作的工人（見第 2.1 節）及附近居住的人口（見第 3.1 節）接觸焚化爐污染物的程度。

### 1.3 流行病學研究

流行病學研究旨在探討因吸入焚化爐掛放的污染物，對健康可能產生的影響及其流程度。有關可能受害者的資料，包括出生及死亡證書、病歷表、醫生報告，以及患者所描述的病徵和疾病等，均在研究之列。他們的資料將與未受污染或受污染較少的群體的資料比較。在確立因果關係的問題上，流行病學研究面對的主要困難如下（NRC 2000）：

- 識辨適量有機會接觸污染物的入口，以符合統計上的標準。
- 識辨眾多會影響研究結果的因素（比如年齡、性別等）和/或各項相關因素（比如吸煙、飲食習慣等）。
- 識辨搜集資料過程中的偏差（包括報告偏差）。
- 量度在受影響人口中發生的頻率及某類污染物的濃度，並將結果和未受污染的控制組別比較。
- 量度那些程度較輕微、較少及需較長時間發生的影響，及/或那些對接觸者無直接損害，但會延至下一代的幼年、童年或成年期才出現的影響。

流行病學的研究，主要探討焚化爐排放的污染物，對在內工作的工人及附近居住人口所造成各種對健康的影響，並特別針對癌症和呼吸方面的疾病，進行深入分析。雖然這方面的問題備受大眾關注，可惜這類流行病學研究的數量依然有限，原因可能是所費耗大，而且執行起來困難重重。在研究焚化爐排放的污染物對健康影響的方面，流行病學研究一般比其他健康研究更有效，因為它可以反映「真實」的情況（Rowat 1999），儘管研究的成效須視乎設計是否精確。

### 1.4 風險評估

風險評估的目的是估量人體接觸排放物中某種化學物的程度，再從估計接觸的程度來計算對健康產生影響的機會。風險評估是按步進行的，包括運用數學公式估量所排放的污染物、其在環境中的傳播和轉型，與人類接觸的情況以及因接觸而可能造成對健康的影

響。風險評估一般用於制定管理決策。

然而，風險評估本身就充滿不確定性，而且對環境的評估程式往往過於簡化，其是否能真正保護人類的健康實在令人懷疑（Johnston 等，1996）。風險評估其中一個根本問題，便是我們對污染給健康帶來的影響依然一知半解。即使最為人所深究的二噁英（TCDD），仍然存在許多未知之素，而風險評估又須根據毒理的資料來估計其對健康的影響，兩者的關係是相輔相成的。事實上，有關不少化學物質的毒理資訊仍然嚴重缺乏，導致風險評估結果難以精確。此外，胎兒及幼兒長期、低量接觸污染物所產生的毒理後果，更無定論。雖然處於成長期的人抵抗力最弱，最易受毒性侵害，但風險評估一般均以成人為評估對象，卻忽略污染物對胎兒及正在發育中的少年人的影響。

在評估健康影響的概率時，風險評估的每個步驟均會出現許多不確定的因素。例如在估計排放物的數量、污染物在環境中的傳播和轉化情況、以及由此而計算得來有關人體接觸毒性的情況，都存在不肯定的因素。因此，要準確估計人體在環境中接觸毒性的實際份量實在極其困難。為了克服這方面的難題，風險評估員於是採用「保守」估計的方法，並假設高估風險便可克服這些問題，保障公眾的健康。然而，「保守」的概念既欠明確的定義，在實際執行中也產生重大的問題，比如保守的程度應有多大？是否所有抑或只選幾項不確定的因素進行保守估計？如此看來，風險評估不但包含許多不確定的因素，而且還是一個主觀而非客觀科學的過程。這不禁使人懷疑，透過風險評估所制訂的規則，能否真正保障人類的健康。

針對焚化爐和風險評估的問題，國家研究委員會（NRC 2000）指出，進行風險評估所採用的程式「差別很大，從簡單的判斷以至使用複雜的分析模型也有」，並描述了其餘各項困難：

*「由於缺乏有關焚化爐排放污染物的環境濃度資料，委員會對廢物焚化爐及公眾健康的評估受到極大的限制。此外，風險評估所包含的大量可能性和不確定因素，亦往往限制人們評估焚化爐所造成的威脅。由於大部分焚化爐設施均沒有考慮對健康影響的評估，所以有關排放物的資料必須完全反映環境的污染濃度。而這方面的資料又非常匱乏，特別針對二噁英、呋喃、重金屬（如鉛、水銀和鎘）及顆粒性物質。一般情況下，上述的數據均不是在焚化爐開動、關閉或發生故障，即排放量最大時收集的；而只是根據幾個煙囪的樣本來量度各類污染物的濃度。因此，針對健康影響的評估而言，這類數據能否充分反映焚化爐對環境所造成的污染，實在令人存疑。」*

在評估焚化爐排放時須注意的另一點是，上述資料一般都是根據焚化爐在最佳條件下燃燒，因此可能會低估其在正常運作下的排放量（參考第 5.1.1 節）（Webster 及 Connett，1990）。

焚化爐的風險評估一般只集中於一種或幾種已知的排放物，特別是二噁英和若干重金屬。然而在現實中，焚化爐的排放物包含數百種化學物質，包括許多複雜和毒性未明的化合物。風險評估卻沒有考慮其中不少已知和未知化學物對健康的影響（Johnston 等，1996）。此外，只著眼單一的化學物，風險評估卻忽略煙囪排放物中不同化學物經混合後所產生的毒性（Johnston 等，1998）。例如兩種或多種化學物混合後將產生一種累積甚或增效的作用，又或一種對抗的作用。

風險評估另一個問題是很難確定一個最適當和敏感的基點來測試化學物的毒性。比如某種對免疫系統或呼吸系統的不良影響，可能會較其他健康影響更敏感，或在化學濃度低時更具刺激性。在對焚化爐進行健康風險評估時，毒理基點可同時包括癌症和其他對健康的非癌症影響。而不論選擇哪一點，都會被視為一種可以全面保障人類健康的衡量標準。究竟風險評估能否找到正確的基點始終是疑問。此外，如前所述，發育中的青少年人較成年人，亦會更容易對某些不良化學影響產生敏感反應。

總括而言，從估量污染的類型和數量，以致接觸程度和對健康產生的影響，風險評估的過程均存在許多不足和不確定之處。而其中任何一項問題都足以影響風險評估的程式。特別在透過風險評估制訂、實施或執行法例時，便愈要認清上述各項限制。在所有不確定因素未清晰前，我們應對風險評估加以審慎處理（Johnston 等，1998）。本報告的第 3.3 節將會討論有關焚化爐所作的風險評估。

## 第二章

# 職業健康的影響

## 2.1 污染接觸

在城市焚化爐工作的人員，由於長期接觸焚化爐灰，他們吸入大量二噁英及爐灰內其他有毒物質的機會亦因而增加。而他們接觸有毒成分最大的機會便是在清理爐灰的工序中（Schechter 等，1991）儘管廠方設有個人專用的呼吸防護罩，保障工人免受污染物侵害，但值得注意的是，二噁英和許多其他污染物也可以透過皮膚被吸收。

根據 NRC(2000)提供的資料：

*「負責操作、保養焚化爐的工人，以及那些參與收集、運送及棄置煙灰和排放物控制器殘餘物的人員，均最有可能接觸與焚化爐相關的有毒物質。」*

由於注意到「焚化爐工人曾接觸高濃度的二噁英和有毒金屬，特別是鉛、鎘和水銀」，雖然已經實施了最大程度的安全管制技術，NRC 仍然對工人們的健康極表關注（NRC 2000）。

針對焚化爐工人接觸污染物的研究在數量和重點上都非常有限。大部分均集中研究二噁英和某些重金屬接觸的情況，只有兩個研究是針對其他有機化合物進行調查。差不多所有研究都以城市固體廢物焚化爐為目標，其他類型的焚化爐均沒有被列入研究之列。

### 2.1.1 二噁英

研究顯示，焚化爐工人極可能從工作環境的空氣中接觸大量的二噁英。1990 年代發表的研究報告，亦反映焚化爐工人在工作場所接觸到的二噁英含量高於背景含量。其中有些研究更明確指出，工人血液中的二噁英含量（TEQ 總含量）增加。雖然其他研究並沒有顯示二噁英含量升高，但某些二噁英同類物卻有增加。總括來說，這些研究表明焚化爐的工作人員接觸二噁英的機會顯著增加。

在美國一項針對利用廢燃料和煤燃操作的焚化爐研究顯示，焚化爐工人在工作環境中接觸二噁英的含量要高於背景含量（Pilsanen 等，1992）。而工作範圍內的二噁英含量，亦高於同區內其他環境空氣中二噁英的含量。這些污染物的來源，相信與經燃燒回壓或燒爐洩漏而排放的微粒物有關，然後再經氣流散播全廠。Marty（1993）認為報告反映在焚化爐工作的人員，接觸二噁英的機會遠較一般人為高。國家職業安全及健康研究院（NIOSH）於 1992 年對紐約市三座城市固體廢物焚化爐進行調查。結果證實在清潔過程（下燃燒室）中，空氣中二噁英的濃度，遠超出工人工作時所佩戴呼吸防護罩的防禦能力（NIOSH，1995）。研究總結焚化爐的清潔工序會危害健康。

Kitamura 等人（2000）的研究顯示，在日本，工人血液中的平均二噁英濃度，較焚化爐附近的居民血液中的含量高 3.7 倍。該座焚化爐從 1988 年開始運作，後因煙囪的二噁英排放量偏高及對土壤造成污染，遂於 1997 年關閉。研究量度了 94 名工人血液中二噁英

的含量，發現血液樣本中的二噁英含量從一萬億分之 13.3 至 805.8 TEQ 不等，平均值為一萬億分之 93.5 TEQ (脂基)。而負責清潔焚化爐內部的工人體內二噁英含量最高。此外，接觸煙灰亦是導致血液中二噁英含量高的一個重要因素，未曾接觸過煙灰的工人血液中的二噁英含量較低(平均一萬億分之 34.2 TEQ)。比較起來，在距離焚化爐 2 公里範圍內的居民，其血液中二噁英的平均濃度為一萬億分之 25.3 TEQ。是次研究亦量度了同一平面的多氯聯苯 (PCB) 含量。結果顯示有些工人的多氯聯苯含量特高 (由一萬億分之 3.1 至 54.2 TEQ)，反映有必要量度環境中多氯聯苯的含量。下文第 2.2.2 節將討論焚化爐對工人健康的影響。

在德國進行的一項城市廢物焚化爐的研究，分別從 56 名男性工人身上抽取血液樣本，並放在一個混合樣本中量度二噁英的含量 (Schechter 等, 1991)。該樣本又與另一個從未接觸過有毒物質的男性身上抽取的混合血液樣本進行比較。結果顯示焚化爐工人血液中的二噁英 (總 TEQ) 含量，較控制組別的樣本高出 30%。其中二苯夫喃的含量特別高 (工人為一萬億分之 103，控制組別為一萬億分之 47)。此外，工人血液中的同類物分佈 (各種二噁英同類物的含量)，與焚化爐爐灰的分佈情況類似，加上他們血液中二噁英的含量增加，說明工人在工作環境中曾接觸二噁英。上述研究結果促使廠方為工人實施更嚴格的保護措施。

一項針對兩名曾受僱於日本一座城市固體廢物焚化爐逾八年的工人 (該座焚化爐現已荒廢) 的研究，發現他們離職若干年後，血液中二噁英的含量依然有上升趨勢 (Schechter 等, 1999)，而且濃度極高 (一萬億分之 360 TEQ 和一萬億分之 278 TEQ)。比較起來，日本人血液中的平均二噁英含量為一萬億分之 24。換言之，兩名工人血液中的二噁英含量較一般人口分別高 15 及 11.5 倍。其中二苯夫喃佔 TEQ 的比重特別高。研究中的焚化爐主要燃燒家居廢物，包括 PVC 及其它塑膠製品。研究指出這類燃燒過程所產生的二苯夫喃會較二苯二噁英為多。而其中一名工人妻子血液中的二噁英含量也有所提高 (一萬億分之 98 TEQ)，但另一名工人妻子的二噁英含量卻沒有提高 (一萬億分之 18 TEQ)，估計這可能是因為前者須清洗丈夫帶回家受污染的衣物。

與上述研究相反，有部分焚化爐的研究並未發現工人血液中二噁英總 TEQ 含量增加，但若干二噁英同類物的含量卻有所提高，特別是六價和七價二苯夫喃。一項在德國城市固體廢物焚化爐對十名工人進行的研究 (Papke 等, 1993)，顯示部分工人身上這些同類物及二噁英的含量均有所提高。另一項在荷蘭進行的研究，將四名焚化爐工人與五名當地居民的血脂比較，結果顯示工人血液中上述的同類物及六價和七價二苯氧化芑都有所提高 (Van den Hezel 及 Frankort, 1996)。工人身上七價二苯氧化芑的平均濃度較居民高 3 倍，八價二苯氧化芑高 1.7 倍；六價二苯氧化芑高近 2 倍；二苯夫喃高 1.9 倍。

另一方面，一項對德國三座化學廢品焚化爐 31 名工人進行的研究，卻未曾發現工人血液中二噁英的含量提高，其含量仍屬於正常水平 (Papke 等, 1994)。然而，其中兩名工人

身上的七價和六價二苯夫喃含量，卻如以上研究所述有所提高。

### 2.1.2 其他有機化合物

在德國進行的一項研究中，調查對象為一座擁有現代化衛生及安全標準的焚化爐的工人（Wribitzky 等，1995）。其中包括 45 名在焚化爐工作的人員，以及 54 名周邊工作者和 23 名管理人員。雖然部分僱員身上的苯、甲苯或二甲苯含量高於一般人的水平，卻沒有超出德國制定的生物接觸限制。與其他僱員比較，負責焚化爐工作的工人血液中的甲苯濃度顯著提高，他們身上的氯苯含量亦較高，反映他們在工作時會接觸上述有毒物質。然而，由於甲苯和氯苯含量的增幅較小，所以未威脅工人的職業健康。

NRC（2000）就 Angerer(1992)所作的研究進行檢討。研究針對德國一座城市固體廢物焚化爐的 53 名工人，調查他們血液和尿液中有機化學物的含量，並將之與 431 名控制組別的對象比較。結果顯示工人血清中六價氯苯和尿液中氯苯的含量有所提高。他們體內的 2,4 和 2,5-二氯苯，2,4,5-三氯苯和血清中六價氯苯（HCB）的含量顯著偏高。而尿液中其他的化學物，控制組的 4-單價氯苯和四價氯苯的含量較高，至於血清中的多氯聯苯、血液中的苯和尿液中的 2,4,6-三氯苯和五價氯苯的含量，則工人和控制組之間沒有明顯差異。NRC 認為，由於工人和控制組之間的比較結果並不一致，所以對工人接觸二噁英燃燒物難有定論，亦未能推斷工人接觸二噁英的情況。然而，根據接觸後產生的生物標記，可以推斷工人接觸 PAHs 的情況有所增加（參考第 2.1.4 節）。

### 2.1.3 重金屬

有研究曾就工人在工作環境接觸重金屬的情況進行調查。其中三項研究指出，焚化爐工人接觸某些重金屬的機會有所增加，但另一項研究卻沒有發現上述情況。

NRC（2000）報導有關國家職業安全研究院於 1992 年進行的一項研究。對像是紐約三座城市固體廢物焚化爐，調查工作場地重金屬的濃度（NIOSH，1995）。研究指出，在清理靜電除塵器時，空氣中氯、砷、鎘、鉛及鎳的濃度，遠超出工人工作時佩戴的空氣淨化防護面罩的防禦能力。由此可見，在焚化爐進行的清潔工序將會危害健康。

1989 年在紐約的焚化爐進行的一項研究，發現工人在某些情況下會吸入鉛含量極高的空氣。其後再有研究跟進，量度紐約三座焚化爐的工人血液中的鉛含量（Malkin 等，1992）。結果顯示，與控制組的工人比較，焚化爐工人血液中的平均鉛含量顯著提高（平均 11.0mg/dl 比 7.4mg/dl），雖然並未超出美國規定的最高限制 40mg/dl。這反映焚化爐灰所含的鉛可增加工人血液中鉛的濃度。但在德國一座擁有現代化衛生及安全標準的焚化爐的研究，卻未發現工人血液中的鉛含量升高（Wribitzky 等，1995）。

Bresnitz 等人（1992）曾對美國一座焚化爐 86 名工人進行研究，瞭解他們接觸重金屬的情況及其對健康的影響。結果指出上述物質在工人的血液和尿液中含量並無增加。在重



金屬的測試中，471 個樣本中只有 8 個顯示重金屬的含量高於一般預期含量，其中包括錫、水銀和鉛的含量。然而，含量提高與工人接觸的重金屬類別並無關係，臨床重要性亦不大。

一項在芬蘭一座有害廢物焚化爐進行的研究，分別於 1984 及 1994 年檢測 11 名工人體內的水銀含量 (Kurtio 等, 1998)。結果顯示，從工人頭髮中測到的水銀含量，十年間從 0.62mg/kg 增至 0.98mg/kg。然而，與全球各地普遍人口的水銀含量比較 (頭髮中含量 0.5-4.0mg/kg)，上述工人的含量並不高。在德國一座以安全標準聞名的焚化爐，工人體內的水銀含量亦沒有超出標準。但研究卻發現有數名員工 (包括焚化爐、周邊及管理階層人員) 身上的砷濃度高於背景含量 (Wrbitzky 等, 1995)，其中以焚化爐工人的濃度最高。研究的結論認為，砷濃度增加是由工作中與砷接觸導致。又因為砷是一種高度致癌的物質，所以建議根查砷的來源，以減少工人接觸的機會。

#### **2.1.4 生物標記**

有兩項研究利用生物標記來調查工人接觸有害化學物的情況。其中一項指出工人可能會接觸更多 PAHs，另一項研究指出工人可能會接觸更多如 PAHs 之類的親電子化合物。

NRC (2000) 曾就 Angerer (1992) 所作的研究進行檢討。研究針對德國一座城市固體廢物焚化爐的 53 名工人，調查他們血液和尿液中有機化學物的含量，並將之與 431 名控制組別的對象比較 (參考以上第 2.1.2 節)。結果顯示工人尿液中的羥基芘含量提高。羥基芘是一種反映體內曾接觸 PAHs 的標記，含量提高表示工人接觸 PAHs 的機會增加。

一項針對化學廢物焚化爐進行的研究，調查工人尿液中硫醚的濃度 (Van Doorn 等, 1981)。由於硫醚是人體內 PAHs 和苯等親電子化合物排毒後的產物，因此可作為反映人體與親電子化合物接觸的一種生物標記。研究測試了 3 名焚化爐工人在上班前後的尿液，並將結果與廠內其他未受污染的尿液樣本比較。結果顯示，焚化爐工人下班後排出的尿液中硫醚含量較上班前高，但在比較的樣本中卻沒有出現這種現象。此外，焚化爐工人下班後尿液中硫醚的含量亦高於控制組的樣本。根據上述結果，研究總結焚化爐工人極可能在工作時吸入或攝取親電子化合物，然後經新陳代謝化成硫醚在尿液中排泄出來。

#### **2.1.5 變異性化合物**

變異性化合物亦稱為致突變劑，是一種可以破壞人體細胞內 DNA 的化合物。研究指出焚化爐的排放物及爐灰中均含有變異性化合物。根據 Ma 等人 (1992) 的研究，焚化爐的工人無可避免會接觸存在於焚化爐的廢氣、顆粒物及爐灰中的變異性化合物。本節討論的一項有關焚化爐工人的研究，表明工人在工作環境中可能會接觸變異性化合物。實驗室的研究指出，焚化爐的排放物 (例如 Fomin 及 Hafner, 1998; Demarini 等, 1996) 煙灰及底灰 (例如 Shane 等, 1993) 均可突變。而焚化爐排放的是一種複雜的混合物，由有機化學物和其他元素混合而成。針對有機部分來說，突變性可能只是由一種或幾種化

學物引起。最近一項研究指出，PAHs 和硝基芳香碳水化合物是焚化爐排放物的主要突變成分 ( DeMarini 等, 1996 )。

為進一步瞭解工人接觸突變劑的情況，Scarlett 等人 ( 1990 ) 著手研究焚化爐工人的尿液是否含有變異性化合物。結果發現，與負責水質處理的工人比較，焚化爐工人尿液中突變劑的含量明顯較高。研究於是進一步測試該批工人尿液中的突變劑，會否隨時間而改變 ( Ma 等, 1992 )。在跟著的一系列測試中，首次結果顯示焚化爐工人尿液中的突變劑含量，仍然較控制組為高。但其後的測試卻顯示含量逐漸降低，而控制組工人的突變劑含量則保持不變。針對焚化爐工人在第二和第三次測試中突變劑含量降低的現象，原因可能是他們在工作環境中接觸突變劑的程度變化很大。另一種可能性是，受訪工人在懷疑自己曾接觸有毒物質後，採取相應措施減少接觸的程度，例如穿著防護服和佩戴面罩等。雖然變異性化合物在致癌過程中起一定作用，但研究不能根據焚化爐工人尿液中存在變異性化合物，便推斷工人因此患上癌症，兩者的關係仍然未能確立，但上述研究的結果依然具有參考價值。

## 2.2 健康影響

現時有關焚化爐工人的死亡率及發病率 ( 患病 ) 研究的數量仍然很有限。研究曾指出一系列與在焚化爐工作有關的健康問題，包括死於心臟病、癌症、高脂血、過敏和高血壓等。其中一項研究報導一名經常接觸污染物的工人患上氯痤瘡，一種因接觸二噁英而產生的症狀。

### 2.2.1 死亡率

Gustavsson (1989) 曾對瑞典一座城市廢物焚化爐進行研究，對像是於 1920 至 1985 年期間受僱於該廠一年或以上的 176 名工人。研究發現，該座焚化爐的工作環境受污染程度較一般現代焚化爐嚴重。結果顯示不少人患上局部缺血心臟病，估計起因和職業因素有關。而工齡達 40 年以上的工人，患病率最為突出 ( 統計上具重要性 )。

研究同時發現極多因患肺癌致命的個案。與瑞典全國的肺癌患病率相比，焚化爐工人死於肺癌的概率高 3.5 倍。與當地肺癌患病率比較，工人死於這種疾病的可能性高 2 倍。由於研究樣本的數目有限，因此未能就工人患上肺癌的比率作定論 ( Marty, 1993 )。然而，Gustavsson 等人 ( 1993 ) 指出，有關接觸時間及潛伏期的分析顯示，工人患肺癌的比率偏高不可能由吸煙引起。此外，根據過去的研究，只有吸煙非常過度的人 ( 100% 煙客 ) 才可能產生類似是次研究的結果。由此推斷，工人接觸多環有機化合物 ( 特別是 PAHs )，可能是導致肺癌發病率偏高的重要因素。

研究亦發現焚化爐工人死於食管癌的概率增加 1.5 倍。雖然研究本身未能證實食管癌是源於職業的因素，但其他對瑞典工人 ( 例如天然氣工人、煙囪清潔工人和巴士修理廠工人 )

接觸燃燒物的研究，亦反映患食管癌的比率偏高。以上的結果說明工作接觸有害物質對工人的健康構成重大的威脅。而且這種威脅不能歸究於吸煙或喝酒，儘管它們亦是引致食管癌的因素之一（Gustavsson 等，1993）。

於以上 Gustavsson (1989) 進行的研究相反的是，一項對 532 名曾於 1962 至 1992 年間被義大利羅馬兩家焚化爐廠僱傭的工人所作的研究卻沒有發現肺癌發病率過高的現象（Rapiti 等 1997）。普通民眾相比，這些工人的肺癌發病率有所下降，因為各種癌症導致的癌症死亡率與普通民眾相似。然而，這些工人的胃癌死亡概率卻高出了 2.79 倍。這一概率在曾經工作 10 年以上的工人中間比較明顯。研究也發現污水處理工中胃癌的發病率比較高，在某種程度上，焚化爐工人因為職業原因吸入揮發性病原體、細菌性毒素和有機粉塵的機會與污水處理工人相似。造成胃癌的其他因素還包括喝酒、水果和蔬菜攝入不足以及社會經濟地位較低等。這些因素在此項研究所包括的焚化爐工人中可能存在，並在某種程度上可以解釋為何胃癌的發病率比較高。該研究最後得出結論：需要通過流行病學研究對焚化爐工人進行進一步的研究，並需要對廢物治理中粉塵和細菌性毒素的作用進行進一步的調查。

### 2.2.2 發病率

Kitamura 等人(2000)對曾在日本一座焚化爐工作的 94 名焚化爐工人進行了發病率調查。該焚化爐從 1988 開始工作，因其排出大量二噁英使本地土壤被污染，該爐於 1997 年被關閉。此項研究發現，工人血液中的二噁英含量有所提高（一萬億分之 13.3 至一萬億分之 805.8 TEQ 之間，平均一萬億分之 93.5 TEQ (脂基)）（參見第 2.1.1 節）。在血液二噁英含量高於一萬億分之 100 TEQ 的情況下，研究發現二噁英含量高與高血脂之間的關係具有統計顯著性。另外，二噁英含量與過敏之間也存在一種臨界關聯性。然而，研究注意到，這些健康情況是由工人自己說的，這些症狀需要經過確認，因二噁英含量和血清脂質含量之間沒有關係。

對血液生物化學特性的調查沒有發現焚化爐工作與工人血液中的二噁英含量有任何顯著關聯，儘管發現有一些肝功能下降的現象。對免疫系統的測試發現，血液二噁英的含量與天然致病（NK）細胞活動及 PHA 刺激之間存在顯著關係。以前人們曾認二噁英會對免疫系統造成影響，而作者認為還需要進行後續研究。

該項研究還對工人所生子女的比例進行了調查。理論上講，女性和男性兒童的數量應該相等，但實際上男性的數量略多一點（見第 3.2.3 節的討論）。在此項研究中，工人被分為高接觸（血液中的二噁英含量超過一萬億分之 49 TEQ）小組組和低接觸（血液中的二噁英含量低於一萬億分之 49 TEQ）小組之後發現，屬於低接觸小組的工人有 16 個男孩和 17 個女孩，而高接觸小組中工人所生的男孩和女孩數量分別為 2 和 5。然而，高接觸小組中女性兒童數量略高的現象並不具有統計顯著性。

Bresnitz 等人(1992)曾在美國對 86 名都市廢物焚化爐工人中的發病率進行了一項研究。該項研究調查了若干不同的健康參數。在研究中，工人被分成了兩個基於假設的小組，一組包括在工作場所接觸污染物程度較高的工人，另一組包括接觸程度較低的工人。結果發現，患小便異常的工人比例過高(31%)，即許多工人患有尿蛋白症(尿液中有蛋白)。對於這種現象，高接觸小組和低接觸小組之間沒有明顯差異。在這些工人中間的高血壓發病率也高於正常水平。研究認為，高血壓可能能夠解釋 什麼會發生尿蛋白症。在工人中進行的肺測試顯示，這一參數受吸煙狀況的影響。試驗還顯示工人中肺部發生輕度氣道阻塞的可能性有所提高，但這種症狀未經確認。與低接觸小組相比，高接觸小組發生輕度氣道阻塞的可能性高 19%。在從未抽過煙的工人中，高接觸小組中此類工人患輕度氣道阻塞的可能性高 85%。此項研究得出結論：需要進行進一步的研究以評估都市廢物焚化爐附屬 物可能對健康 生的影響。作者還建議，要繼續努力減少個人危險因素以及潛在的職業接觸機會，以便降低焚化爐工人的發病率。

Schechter 等人(1999)的研究發現，兩名曾在日本一座舊式廢物焚化爐工作數年的工人，他們血液中的二噁英含量特別高(參考第 2.1.1 節)。其中一名血液中的二噁英含量為一萬億分之 360 TEQ 的工人患有氯痤瘡(一種因接觸二噁英而產生的皮膚病)。另一名血液中二噁英含量為一萬億分之 278 TEQ 的工人卻沒有相同病徵。但在研究期間，他曾經歷兩次病因不明的腸胃癌，並正在康復。

### 第三章

# 焚化爐對附近居民健康的影響

Hens 等人 (2000) 指出，焚化爐向空氣和水中排放的污染物可通過空間和時間被有效地稀釋、散發。這會使食物鏈和人體中的污染物發生緩慢但不斷的積累，而它們對健康的影響只有在經過一段較長時間的潛伏期之後才會被發現並檢測出來。

### 3.1 接觸研究

確定焚化爐附近的居民是否曾受到污染物影響而進行的研究數量有限。這些研究限於對二噁英和重金屬接觸情況的調查，並且研究結果各不相同。有的研究稱，焚化爐附近的居民會更多地受到污染物的影響，而其他研究卻沒有發現類似的證據。

#### 3.1.1 二噁英和多氯聯苯

有三項研究稱焚化爐附近居民體內的二噁英含量有所增加，而有兩項研究卻沒有發現這種情況。有一項研究還稱，兒童居民血液中的某些多氯聯苯同類物含量可能有所提高。

Gonzalez 等人 (2000) 曾對居住在西班牙 Mataro 一座新建焚化爐附近居民受污染物影響的情況進行了調查，調查時間分別是焚化爐開始運作之前以及開始工作兩年之後。在 1995 年和 1997 年，它們分別對從居住在離焚化爐 0.5 至 1.5 公里範圍內的 104 個人和居住在離焚化爐 3.5 至 4.0 公里範圍內的 97 個人身上抽取的綜合血樣進行了研究，以測定其中的二噁英濃度。在 1995 年，即焚化爐開始工作之前，居住在焚化爐附近以及住所離焚化爐較遠的居民血液中的二噁英含量分別是一萬億分之 13.5TEQ 和一萬億分之 13.4TEQ。在 1997 年，即焚化爐開始工作兩年之後，兩組人員血液中二噁英的含量提高了 25%，多氯聯苯的含量提高了約 12%。在進一步的重復分析中發現，居民血液中的二噁英增加比例 10-15%而非 25%。居住離焚化爐較近和較遠的居民體內二噁英含量的增加量沒有什麼不同。因此，研究人員稱血液中二噁英含量的增加可能不是由焚化爐引起的。據稱，焚化爐的二噁英煙囪排放量 0.98-2.5 毫微克 TEQ/立方米。

以前有人曾在一座都市廢物焚化爐附近地區進行過一項研究，研究發現本地土壤中的二噁英含量比較高(參見第 4.2.1 節)，同時居民中的癌症發生率(超出兩倍)也異常高(Miyata 等, 1998)。此項研究測試了居住在離焚化爐 2 公里範圍之內的 13 名婦女和 5 名男人的血樣。與普通人體內的背景含量相比，這些居民體內的二噁英含量大幅提高。比如，婦女血液中的平均含量 149 微微克 TEQ/克脂質，男人 81 微微克 TEQ/克脂質，而平常人的背景含量 15 至 29 微微克 TEQ/克脂質。作者稱，上述居民體內二噁英含量的提高是由於直接吸入了焚化爐煙囪氣體中的二噁英及攝入了本地被煙囪氣體污染的蔬菜。

因 有報道稱科萊特化工廠(位元於英國德比郡，1991 年之前該廠中曾有一座焚化爐)附近農場生 的牛奶中二噁英含量偏高(參見第 4.2.2 節)，此，有人對那些農場中 10 個居民血液中的二噁英含量進行了研究(Startin 等, 1994)。研究結果顯示，所有這些居民血液中的二噁英含量確實有所提高。因 英國沒有類似數據，研究人員將他們血液中

的二噁英含量與德國人口的背景二噁英含量做了比較。三個居民的二噁英含量（49、85 和 95 微微克 TEQ/克脂質）剛好高於或等於背景含量中的最高值，而另外七個居民體內的含量（137-291 微微克 TEQ/克脂質）卻明顯地高於背景含量。

Holdke 等人（1998）對年齡在七至十歲之間的 348 名兒童血液中的多氯聯苯含量進行了分析。這些兒童都居住在德國一座有害廢物焚化爐附近。研究人員將對他們所做的分析結果與另外兩組兒童進行了比較，一組 居住在有相似工業污染地區的對照組兒童，另外一組是生活在工業污染較輕地區的兒童。居住在有害廢物焚化爐附近兒童體內的多氯聯苯 170 和多氯聯苯 180 濃度明顯較高，而生活在工業污染較低地區的兒童體內多氯聯苯 183 和多氯聯苯 187 的含量較高。根據這項研究，儘管研究結果僅可被視 對三組進行的地區性比較，並且影響較小，但具有統計顯著性的結果確實表明不同地區的兒童所受污染程度存在差異。

在歐洲進行的另外兩項研究沒有發現居住在焚化爐附近的人體內二噁英含量有什麼增加。1993 年，Deml 等人（1996）對生活在德國一座都市廢物焚化爐附近 39 個人的血樣以及 7 個人的母乳進行了研究。該項研究稱，並沒有 象表明居民血液中的二噁英含量有所提高。這些居民血液中（平均一萬億分之 17.0 TEQ 脂質，介於一萬億分之 5.2 至 34.5TEQ 脂質之間）和母乳中（平均一萬億分之 12.4TEQ 脂質，介於一萬億分之 6 至 19TEQ 脂質之間）與德國人口中的背景含量（血液中 一萬億分之 10 至 48TEQ 脂質，母乳中平均含量 一萬億分之 30TEQ 脂質）沒有顯著差別。

同樣，對生活在荷蘭 Duiven 一座焚化爐附近的少數居民進行的研究也沒有發現他們血液中的二噁英含量有什麼增加（vandenHazel 和 Frankort,1996）。這項研究專門用於測試那些居民是否因 可能接觸了從廢物焚化爐附近的存儲場吹來的煙灰而導致體內二噁英同類物含量提高。這些居民血液中的二噁英含量（平均一萬億分之 31.4TEQ 脂質）與來之荷蘭普通人群中的 5 個對照組人員體內的含量相似（平均一萬億分 33.8TEQ 脂質），另外，研究並沒有發現居民血液中任何個別二噁英同類物含量有什麼增加。

### 3.1.2 重金屬

在科學文獻中僅發現一項關於焚化爐附近居民受重金屬影響的研究。Kurtiio 等人（1998）對 1984 至 1994 年間居住在芬蘭一座有害廢物焚化爐附近的 113 名居民頭髮中汞含量的變化進行了研究。研究發現，該廠工人體內的汞濃度有所增加（參見第 2.1.3 節），而居民體內的汞濃度隨著離焚化爐距離的縮短而增加。

比如，生活在離焚化爐 1.52 公里範圍內的居民（高接觸群體）體內汞含量增加了 0.16 毫克/公斤，距離焚化爐 2.53.7 公里（中度接觸人群）和約 5 公里（低接觸人群）居民體內的汞含量分別增加了 0.13 毫克/公斤和 0.03 毫克/公斤。結果表明，焚化爐很可能是造成居民體內汞含量增加的根源。與汞的接觸很可能主要是因 吸入及攝入本地井水和蔬菜

造成的。作者得出結論說，居民體內汞濃度隨時間提高的量比較小，據目前所掌握的知識，它們不會對健康造成威脅。

### 3.1.3 生物標誌

在流行病學研究中，利用生物標誌的理論是以與某種有毒物質接觸的早期影響（即生物標誌）為依據的。在可能接觸的污染中，生物標誌比臨床疾病更普遍，也更容易發現。

在對西班牙一座最近建成的焚化爐進行的研究中，研究人員利用尿硫醚作為生物標誌，對生活在焚化爐附近的兒童與生活在焚化爐影響區域之外的兒童進行了比較（Ardevol 等，1999）。利用尿硫醚作為生物標誌的原因是，當 PAH 等親電複合物在人體內被解毒時，最終的代謝產物可作為尿液中的硫醚被檢測出來。親電複合物一般為高誘變性和致癌複合物。

1997 年，該項研究對焚化爐排放物可能對 7-10 歲兒童體內尿硫醚的貢獻量進行了測定。與研究成人相比，研究兒童可以排除其他可能會干擾研究結果的潛在影響，包括抽煙、職業影響和其他因生活方式而導致的有毒物質。該項研究稱，生活在焚化爐附近的兒童尿液中尿硫醚濃度高於離焚化爐較遠的對照組兒童，儘管結果沒有統計顯著性。

該項研究還發現，父母抽煙導致各組兒童中體內尿硫醚量顯著增加。另外，在距離焚化爐較近的兒童中，父母都抽煙的兒童尿液中的尿硫醚含量顯著高於對照組。這種情況可能是因為這些兒童與煙氣大量接觸造成的。也可以說這種情況是因為同時與煙氣和焚化爐排放物接觸造成的。就焚化爐排放物來說，兒童尿液中硫醚含量的增高可能是由 PAH 及可能存在的二噁英造成的。

## 3.2 對健康的影響 流行病學研究

大多關於焚化爐附近人群健康狀況的流行病學研究著重於癌症的發病率和呼吸器官的症狀。另外，某些研究曾對其他潛在影響進行了調查，包括先天畸形和性別比例的變化。由於焚化爐在全球範圍的廣泛應用，對居住在這些設施附近的居民的健康狀況進行過調查的研究數量非常少。

### 3.2.1 癌症

有些從焚化爐煙囪中排放的物質（包括鎘、PAH 和二噁英（TCDD））已經被國際癌症研究署列為人類致癌物質和可能的人類致癌物質（McGregor 等，1998，參見 Elliot 等，1996）。人們曾經對生活在焚化爐和其他工業場所附近人口的癌症發病率進行過若干次研究。大多數此類研究發現，癌症發病率的提高與在焚化爐和其他工業場所附近生活有關係，包括兒童癌症。在此領域進行的多數研究需要考慮若干年間與焚化爐排放物接觸的情況，因為許多癌症的形成需要較長一段時間（潛伏期）。



### **軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤**

有人在法國東部的 Doubs 地區對一座都市廢物焚化爐附近的兩種癌症類型（軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤）的集中狀況進行過一項研究（Viel 等，2000）。在開始研究之前，有報告稱該焚化爐的二噁英排放量較高。此項研究發現，在離該焚化爐較近的地區，上述兩種癌症的集中情況都非常顯著，而其他周圍的地區卻不是這樣。

在 1998 年舉行的一次新聞發佈會上，法國環境部指出，71 座都市廢物焚化爐向大氣中排放的二噁英濃度超過 10 毫微克 I-TEQ/立方米。位於 Bescancon 的一座焚化爐的二噁英排放量 16.3 毫微克 I-TEQ/立方米。一次對包括該焚化爐所在地區的癌症登記 研究人員研究該地區的癌症發病率提供了一個機會。選擇軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤作 調查物件的原因是，以前的工作已經表明，二噁英會提高患這兩種癌症的概率。該焚化爐自 1971 年以來一直在工作。

進行分析，該項研究將 Doubs 地區分 26 個小區（統計單元）在 1980 至 1995 年間，共記錄有 110 例軟組織肉瘤和 803 例非何傑金淋巴瘤。分析顯示，在 26 個小區中，有兩個小區的上述兩種癌症集中情況具有統計顯著性。這兩個區域分別是 Bescancon 和 Audeux，它們離焚化爐最近。這兩個小區的軟組織肉瘤發病率和非何傑金淋巴瘤發病率分別提高了 44% 和 27%。在其餘 24 個小區沒有發現其他疾病集中情況。研究人員對社會經濟狀況和城市化程度等可能的混淆因素進行了討論，發現他們不可能使結果出現偏差。另外，為了保證與衛生機構的距離不會混淆結果（即距離越近，得到專業照顧的機會越多，進而進行癌症診斷的頻率就越高），研究還將何傑金病視 一種對照癌症。何傑金病是一種與接觸二噁英沒有關係的疾病。研究人員在整個調查地區都沒有發現何傑金淋巴瘤出現集中的情況。作者由此得出結論，焚化爐附近軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤的集中情況並非是因 Bescancon-Audeux 地區有大學醫院可以更可靠的診斷這些疾病。

總之，作者稱焚化爐周圍軟組織肉瘤和非何傑金淋巴瘤的集中情況比較顯著。然而，他們提醒說，在將這些疾病集中的原因歸咎於焚化爐二噁英排放之前，研究結果還需要通過進一步調查進行確認。如果涉及二噁英的話，還需要確定居民接觸二噁英的途徑。

### **肺癌**

有人曾在義大利東北部城市 Trieste 進行過一項研究，以調查若干空氣污染源（碼頭、煉鐵廠、焚化爐和市中心）對肺癌的影響（Biggeri 等，1996）。結果發現各種類型的肺癌在焚化爐和市中心居住的居民中都有所提高。

在此項研究中採用的方法包括確定該地區曾死於肺癌的個人主體，並進而確認在同一時期去世但並非死於癌症和肺病的匹配對照主體。總共確定了 755 名在 1979 至 1981 年間或 1985 至 1986 年間死於肺癌的男性。因 考慮到研究成本問題，所選擇的兩個時期跨

度比較長。結果分析對混淆因素進行了說明，包括抽煙習慣、年齡、在工作場所與致癌物質接觸的可能性以及空氣中顆粒物的含量。

研究結果顯示，在生活在焚化爐附近的人群中，死於各種類型肺癌的概率提高程度具有統計顯著性。離焚化爐距離較近的人死於肺癌的可能性比生活在其他地區的人高 6.7 倍。另外，在市中心附近生活也與因癌死亡概率的提高有關（在市中心高 2.2 倍）。這項研究證實了以前在 Trietie 進行的一項研究發現，該研究也表明在焚化爐附近患肺癌的可能性有所增高（Babone 等，1994）。有些可能會混淆結果的因素無法被排除，比如在逝世地居住時間的長短（即更換住所）。該項研究得出結論：研究結果進一步證明，空氣污染對於肺癌是一種中等的貢獻因素，這與生活在焚化爐附近及市中心附近都會對健康產生影響的假設一致。

### **喉癌**

在 20 世紀 80 年代末，英國蘭卡郡 CharnockRichard 本地委員會對一座廢溶劑及油類焚化爐周圍的癌症發病率進行了調查。對結果的統計分析表明，焚化爐附近的喉癌發病率顯著提高，並隨離焚化爐距離的增加而下降（Diggle 等，1990）。此報告發表之後，另一項研究對上述焚化爐以及英國其他九座 1979 年前開始工作的焚化爐周圍的喉癌發病率進行了調查（Elliot 等，1992）。該項研究發現，在採用 5 年和 10 年的延緩期之後（從焚化爐開始工作至發生癌症），離焚化爐 10 公里範圍內沒有發現喉癌或肺癌增加的現象。進而，該項研究得出結論，在蘭卡郡 CharnockRichard 喉癌病例集中的表面現象不太可能是因焚化爐造成的。然而，在此項研究中使用的數據中有若干公認的限制因素。例如，根據固體腫瘤流行病學，5 年和 10 年的延緩期對於喉癌的發生來說有些短。例如，一項關於芥子氣工人的研究表明，只有在從首次就業開始追蹤至少 10 年之後喉癌才比較明顯。另一項研究表明，與二噁英接觸的工人中喉癌死亡率高的現象只有在 20 年後才能顯示出來。

一項更近的、關於居住在羅馬自 20 世紀 60 年代早期就開始工作的一座焚化爐、一個廢物處理場和一個煉油廠附近的人群的各種癌症發病率的研究發現，上述人群死於喉癌的概率有所提高（Michelozzi 等，1998）。進行此項研究的原因是，人們擔心來自這些設施的污染會影響當地居民。研究沒有發現肝癌、肺癌和淋巴癌有增加的現象。然而，在距離這些設施 0-3 公里和 3-8 公里範圍內患喉癌的可能性明顯提高，儘管結果不具統計顯著性。雖然如此，作者仍假定上述設施的排放物和喉癌可能有關聯，因為離這些設施距離越遠，喉癌發病率下降的趨勢越明顯。該項研究說這種情況非常有趣，因為其他關於這些設施附近癌症發病率研究的結果都有些矛盾。最後該研究得出結論說，關於喉癌的研究結果是建立在有限的病例基礎之上的，要確定煉油廠和焚化爐的存在實際是否是一種會使居民中喉癌患病率提高的因素，還需要進行進一步的研究。

### **肝癌和其他癌症**

由於人們擔心居住在焚化爐附近可能會對健康造成影響，有人在英國對生活在焚化爐附

近的居民中的癌症發病率進行過一項研究 ( Elliot 等, 1996 )。這項研究顯示, 這些居民中肝癌的增加量有統計顯著性。

該項研究對生活在分別距離 72 座都市廢物焚化爐周圍 7.5 公里之內的 1400 萬人口進行了調查。研究人員通過國家癌症登記專案收集了 1974-1987 年間居民中的癌症發病率數據。他們將生活在焚化爐附近人口的癌症發病率與全國癌症發病率進行了比較, 以確定與預期數位相比所發現的癌症病例是否有所增加。結果發現, 生活在離焚化爐 7.5 公里範圍之內的居民中, 所有癌症綜合發病率和胃癌、結腸直腸癌、肝癌和肺癌發病率的提高都具有統計顯著性。癌症的發病率隨著離焚化爐距離的增加而減少。發生概率最大的是肝癌, 生活在焚化爐附近 0-1 公里範圍內居民的肝癌發病率比全國發病率高 37%。然而, 對這些數據的進一步分析顯示, 所有癌症綜合發病率以及胃癌和肺癌發病率的提高可能是由於社會貧困這一混淆因素造成的。因 受污染地區的社會貧困程度高, 疾病發生率自然也比較高。至於肝癌, 研究發現社會貧困至少是造成這種疾病發生率提高的部分原因。研究人員還注意到, 對由繼發性肝腫瘤 ( 即由其他類型的早期腫瘤導致的腫瘤 ) 導致的早期肝癌存在誤診現象。研究得出結論: 還需要進行進一步的研究, 以確認焚化爐附近的早期肝癌是否有所增加。研究人員接著開展了關於肝癌診斷的進一步工作 ( Elliot 等, 2000 ), 此項工作也表明焚化爐附近居民的肝癌發病率有所提高。

首次研究 ( Elliot 等, 1996 ) 採用了死亡證明上記錄的資訊。 了進一步分析數據, 第二次研究 ( Elliot 等, 2000 ) 對組織結構幻燈片和報告以及病例進行了審查, 以弄清死者所患肝癌是早期癌症還是繼發性癌症。研究人員對死亡證明上記錄的 235 個原發性肝癌病例中的 119 個 ( 51% ) 進行了審查。結果確認, 這些病例中有 55% 屬於早期肝癌, 18% 繼發性肝癌。如果用這些數據重新計算第一次研究中的肝癌發病率的話, 第一次研究中發現的高出 37% 的肝癌 ( 23 例 ) 將減 12.6 例和 18.8 例 ( 如果僅排除確切的繼發性癌症 )。這樣一來, 每年每 1, 000, 000 個病例中所多出的病例數量 0.53 和 0.78 ( 或者說生活在都市廢物焚化爐附近 1 公里範圍內居民患肝癌的概率增加比率 20% 和 30% )。研究得出結論: 真正增加的數量應該介於這兩個數位之間。該項研究不能排除社會貧困會對研究結果 生影響。Elliot 等人 ( 2000 ) 認 , 如果這次研究和上次研究發現的肝癌病例增加是因 在都市廢物焚化爐附近生活造成的話, 則該結果與這些設施周圍居民的歷史接觸方式有關。

### **幼年癌症**

Knox ( 2000 ) 所作的一次分析最近被發表。該分析採用了 Elliot 等人 ( 1996 ) ( 參見上文 ) 在第一次研究中獲得的有關都市廢物焚化爐的數據, 以確定焚化爐附近患幼年癌症的可能性是否有所增加。此次研究對 1974-1987 年間 70 座焚化爐以及 1953-1980 年間 307 座醫院廢物焚化爐周圍的幼年癌症發病率狀況進行了分析。幼年癌症的潛伏期比較短, 這減少了 Elliot 等人在對「所有年齡」的人進行研究時碰到的成人中癌症潛伏期一般比較長的問題 ( 1996 )。這次分析採用了一種新開發的、比較敏感的方法。這種方法可以考慮到

每個兒童的出生地和死亡地（如果不一樣地話）與焚化爐之間地距離。在這一方面，此次分析中使用的「遷移法」可以比較曾搬過家的患癌兒童出生地和死亡地離焚化爐的距離。研究發現，在焚化爐附近地方出生的兒童幼年癌症發病率有所提高。

生命的發育階段對於有毒危害一般最脆弱。因此，如果從子宮中胎兒的發育期到生命早期一直與有毒物質接觸，這對健康造成的負面影響（比如癌症）要比在晚年接觸上述物質影響大。按照 Knox（2000）的研究，如果在生命早期因生活在焚化爐附近而與有毒物質接觸預示癌症發病率會增加的話，那麼癌症發病率與兒童出生地的關係要比與死亡地的關係更密切。

分析結果確實顯示，在出生地離焚化爐 5 公里範圍內的兒童中，幼年癌症的發病率增加具有很高的統計顯著性。這樣，在焚化爐附近出生，並因此在生命發育的早期受焚化爐的影響而造成患癌的概率要比在死亡地或晚年受焚化爐影響造成的患癌概率高。在離都市廢物焚化爐 5 公里範圍內出生的兒童死於癌症的概率比正常水平高兩倍。

這些結果與以前的研究結果一致。以前的研究顯示，在醫院廢物焚化爐、大型高溫燃燒源或排放揮發性有機化合物的設施附近出生的兒童患幼年癌症的可能性會提高（Knox 和 Gilman，1998）。所有類型的白血病和固體腫瘤增加數量與 Knox（2000）在關於都市廢物焚化爐附近幼年癌症的研究中發現的結果一致。以前關於在工業場所附近居住以及前接觸醫療輻射對幼年癌症發病率的研究也發現了這一現象。據估計，各種物質/化學品全身性地進入（即通過迴圈進入）各種類型的胎兒細胞可能會造成這種結果（Knox，2000）。

Knox 和 Gilman（1998）所進行的關於許多不同企業附近幼年癌症發病率的研究得出結論說，在醫院焚化爐法、其他燃燒源和排放揮發性有機化合物的企業附近出生的兒童中，癌症發病率明顯提高。從這些結果可以得出結論，許多時或前（胎兒）癌症的發生應歸咎於多種有毒污染源。這種對發育中的幼兒的影響可能是通過各種揮發性有機化合物和燃燒物造成的。至於廢物燃燒本身，都市廢物焚化爐（Knox，2000）和醫院廢物焚化爐（Knox 和 Gilman，1998）對幼年癌症影響的一致性表明，在焚化爐附近出生會對幼年癌症產生同樣直接影響。然而 Knox（2000）說，很難說焚化爐附近表面上與癌症相關的健康威脅是不是由附近環境中的其他危險因素造成的。在這一方面，該項研究中「最具毒性」的焚化爐與以前研究中涉及各種工業污染源距離比較近。因此，這個原因，該項研究現在的總體結論是，幼兒癌症概率的提高是由於居住在大型燃燒設施附近造成的，而焚化爐只是其中一個組成部分（Knox，2000）。

### 3.2.2 對呼吸器官的影響

焚化爐（特別是水泥窯）會產生大量二氧化硫和二氧化氮。所周知，長期接觸這些物

質會對呼吸器官健康造成不利影響（參見 Ayres, 1998）。同樣，焚化爐會排放細微的顆粒物。許多研究已經表明，長期與顆粒物接觸會對呼吸器官症狀產生負面影響（見附件 A）。儘管已知焚化爐排放的物質對呼吸器官健康有潛在的負面影響，關於這些物質對生活在焚化爐附近的居民呼吸器官影響的研究數量卻比較有限。在已經進行的研究中，有些研究表明焚化爐會對呼吸健康產生影響，其他研究卻沒有發現什麼影響。

Zmirou (1984) 早期所作的一項研究表明，在法國一個村莊中的一座都市廢物焚化爐附近生活的居民中，使用呼吸器官疾病治療藥物的比率偏高。該項研究發現，生活在上述焚化爐附近的居民購買呼吸病症治療藥物（比如支氣管擴張劑、驅痰劑和咳嗽藥）的頻率顯著較高。調查人員指出，單從這項研究不可能得出某種因果關係的結論，但他們說，這項研究的發現與關於焚化爐產生的污染會使呼吸器官病症加重的假設一致（參見：Marty, 1993）。

在有關美國北卡羅來那州西部一座有害廢物焚化廠中工人生病及神經症狀的報告被發表後（ADSTR1993），有人對生活在該廠附近的居民健康狀況進行了調查。在對年齡、性別和抽煙等干擾因素進行調整之後，研究發現自稱有呼吸器官病症的人員數量顯著較高。例如，與生活在離焚化爐較遠處的人相比，生活在焚化爐附近的居民中聲稱有經常性氣喘和咳嗽的人的比例高 9 倍，而聲稱有其他呼吸器官病症的人員比例要高幾乎兩倍。另外，胸痛、協調能力差、頭暈和刺激症狀也顯著增多。然而，在由醫生診斷的疾病和因這些疾病而住院方面，這兩組之間沒有差別。根據 NRC 對這項研究的審查（2000），儘管研究人員發現生活在焚化爐附近的居民中呼吸器官病症有所增加，與這項研究有關的若干方面卻限制了對研究結果的解釋。比如此項研究的追溯性（焚化爐的工作時間是 1977-1988，而這項研究是在 1991 年進行的），以及該焚化爐關閉之前的負面宣傳等。NRC 稱這項研究在評估焚化爐對健康的影響方面作用有限。

在一項於臺灣進行的研究中，研究人員對在一座電線回收焚化爐附近生活的兒童的呼吸器官健康狀況進行了調查，同時指出了焚化爐對肺功能的負面影響（王等，1992）。該項研究測試了 86 名小學生，並將結果與 92 名來自一座「未被污染的」城市的對照組兒童進行了比較。焚化爐所在地區的空氣污染（二氧化硫和二氧化氮）明顯高於參照城市。對兒童進行的問卷調查沒有顯示他們在呼吸器官症狀方面有什麼差別。然而，焚化爐組兒童（17.5%）的不正常一秒鐘用力呼氣量（FEV1）（肺功能測定方法）卻顯著高於對照組（3.2%）。對各組 26 名兒童進行的進一步肺功能測試顯示，焚化爐組中 9 個兒童的醋甲膽鹼激發測試呈陽性，而對照組中只有一個呈陽性。根據這些結果，作者得出結論：生活在焚化爐附近的兒童與空氣污染的大量接觸與對肺功能的不利影響有關。NRC（2000）對此項研究的審查意見稱，該研究似乎要揭示空氣中較高的污染物的濃度會改變兒童的肺功能，但它又不直接允許得出任何（與其他污染源相比）關於焚化爐對健康影響程度的推論。

在美國的水泥窯經營中，用有害廢物作燃料的一部分以達到較高的溫度已經成一種普遍做法。一項關於德克薩斯州 Midlothian 水泥窯的研究顯示，與生活在離水泥窯較遠地方的居民相比，生活在其附近的居民中，自稱有呼吸器官病症的比例增加程度有統計顯著性 (Legator 等, 1998)。根據 1997/98 年該地區記錄的焚化爐排放物測量數據進行的風險評估稱，水泥窯對人類健康沒有威脅 (參見 Legator 等, 1998)。另外，該地區衛生部門在 1992 年進行的一項研究得出的結論是：

*「沒有任何一致的疾病和症狀形式可以表明……被調查人員中存在因同一原因造成的健康問題」。*

然而，隨後對以上研究進行的分析表明，這些研究採用的方法存在缺陷、弊端和不足。從那以後，Legator 等人 (1998) 開始進行研究，以確定附近居民與水泥窯污染物接觸是否會對健康造成不利影響。

研究人員曾隨機選擇了 58 個生活在焚化爐附近的人，並要求他們按照一個涉及面很廣的健康問卷回答問題。他們將結果與 54 個居住在離焚化爐較遠的參照人員進行了比較。該項研究顯示，除呼吸方面外，其他健康方面都沒有受到顯著的不利影響。焚化爐附近的居民報告的呼吸器官病症頻率 ( $p=0.002$ ) 高於對照組。問卷上的所有呼吸器官病症發生率都有所增加，包括肺病、氣喘、肺氣腫、頑固性咳嗽和支氣管炎，唯一的例外是肺炎。這項研究沒有受到某些混淆因素的限制，比如問卷報告中的偏倚現象。另外，對照人群的年齡比受焚化爐影響的人群年齡大，因年紀大的人對化學品的影響更敏感，這可能是焚化爐對與其接觸的人群的影響被低估了。該項研究得出結論：研究結果進一步證明，生活在焚化爐附近的污染附近的人呼吸器官病症發生率會提高。

Gray 等人 (1994) 曾對兩組生活在澳大利亞悉尼廢水殘渣焚化爐附近的兩組兒童中的氣喘發生率進行研究。關於呼吸器官疾病的調查是通過問卷以及各種生理測試進行的，包括肺功能測試。與生活在悉尼其他地區的對照組兒童相比，研究沒有發現焚化爐對兒童中的氣喘發病率和嚴重程度有負面影響。對硫氧化物、氮氧化物、硫化氫、臭氧和顆粒物的測量沒有發現焚化爐地區和對照地區有統計顯著性差異。該項研究得出結論：高溫廢水殘渣焚化爐排放物看來對幼年氣喘的發生和嚴重程度沒有負面影響。一項在美國進行的研究稱，在 1992 至 1994 年間位於在三座廢物焚化爐附近的社區中，顆粒狀空氣污染物的濃度和居民呼吸器官健康狀況沒有顯著變化。這項研究是通過調查美國北卡羅來那州一座市政、危險及醫療廢物焚化爐附近的三個社區和三個位於焚化爐上風向 3 公里處的三個對照社區進行的。研究同時對社區中的空氣質量和居民的呼吸器官健康狀況進行了監測。

曾經有總共 6963 個人參加了一次為期 3 年的關於呼吸器官健康狀況的電話調查，每年每個社區有 100-144 個人參加了肺功能測試。Shy (1995) 報告了這次三年期試驗中第一年

的調查結果。相對於對照社區來講，研究沒有發現焚化爐社區的顆粒物（PM10）濃度有顯著差異。據計算，源於焚化爐的顆粒物佔社區中顆粒物數量的不到 3%，其他顆粒物來自地區周圍的其他污染源。然而，當風從醫用和都市廢物焚化爐方向刮來時，焚化爐社區的顆粒狀鋅、鉛和氯的濃度普遍較高。研究發現，如果焚化爐排放的某種化學成分會對受污染的社區產生影響的話，標準的空氣污染測試方法可能無法檢測出人類所受影響的相關差異。

至於呼吸器官健康，根據電話調查記錄的呼吸器官症狀，焚化爐社區和對照社區之間有顯著差異。另外，1992/1993 年的肺功能研究結果以及後來對肺功能所作的更深入分析（Lee 和 Shy，1999）沒有發現社區中的顆粒物濃度（PM10）和肺功能有什麼關係。另外，焚化爐社區和對照社區之間在肺功能方面沒有明顯差異。這一結果與以前的研究結果相反。以前的研究曾發現 PM10（參見附錄 A）濃度的提高與呼吸器官病症的增加有關。這次研究中得出的不同結果可能是因為與以前的研究相比顆粒物濃度相對較低，因此即使它們對肺功能有影響也難以檢測出來（Shy 等，1995）。

儘管以上研究（Shy 等，1995）沒有發現在被研究的三座焚化爐附近生活與急性和慢性呼吸器官病症的增加有關聯，但研究人員強調，研究中存在若干限制因素。比如，在對照社區的家庭中有許多人抽煙並使用煤油爐，這種現象可能會掩蓋焚化爐對其所在社區居民的呼吸器官造成的中度影響。另外一個主要問題是，對焚化爐污染物接觸情況的分類可能存在嚴重失誤，因為在盛行風向的影響下，社區中的不同部分的空氣污染程度也不一樣。研究人員稱，這種情況可能會導致焚化爐污染物對呼吸器官沒有影響的結論。由 Lee 和 Shy（1999）對肺功能所作的進一步研究也發現，因為缺乏關於個人受排放物影響的資料，研究因此受到了限制。作者說，對 PM10 和呼吸器官健康沒有關係的結論必須小心解釋，因為以監測周圍空氣為基礎測量受影響的程度很可能會導致對真實接觸程度的誤斷。

### 3.2.3 性別比例

人類男女出生的比率理論上應為 1：1。但實際上男性的比例略微偏高。這種情況可能是由若干不同因素造成的，包括父母的年齡以及在生理周期中懷孕的時間（Moller，1996）。

不同國家之間性別的比例也不一樣。人們曾將不正常的性別比例與某些職業環境聯繫起來，比如稅務專家和註冊會計生男孩的比例較高，而圖書管理員和估算員生女孩的比例較高（參見 Williams 等，1992）。造成性別比例不同的機理目前尚不清楚，但據稱荷爾蒙會產生某些影響。

最近的研究表明，丹麥、荷蘭、美國和加拿大的男性出生比例下降，曾接觸受二噁英污染的三氯苯酚的鋸木廠工人生育男孩的比例也有所下降。人們假設這些性別比例的變化可能是由於接觸化學污染造成的。通過對曾經接觸二噁英的人群進行研究可以得到一些

證據。比如，有人對義大利 Seveso 的人口進行了一次性別比例調查研究（Mocarelli 等，2000），這些人口在 1976 年的一次化學殺蟲劑廠爆炸之後曾接觸過大量二噁英（TCDD）。被調查的人包括在事故發生時受到了影響（無論當時是兒童還是成人）並在後來自己有了子女的人。對所受影響的評定是通過分析事故發生前後抽取並冷凍保存的血樣進行的。結果顯示，父親血液中二噁英含量的提高增加了生育男孩的概率。在事故發生時，那些父親的血液中二噁英的濃度是目前發現的工業化國家中人口平均 TCDD 濃度的 20 倍，儘管有些人在生育子女時血液中的二噁英濃度已經下降。研究顯示男性在青春期之前及青春期期間接觸 TCDD 與生育女孩的比例高有關。這表明男性在發育期之前及發育期期間對二噁英的毒性非常敏感。在事故發生時已經是成年人的男性也受到了影響。總之，數據顯示男性接觸 TCDD 與其子女中的男/女比例降低有關，這種現象會持續若干年。

有一項研究曾對生活在焚化爐附近的居民性別比例進行了調查。這項研究的研究物件是生活在英國蘇格蘭兩座焚化爐附近的居民（Williams 等，1992）。便於研究，該地區被假設性地劃分 16 個分區（按照郵遞區號），包括 6 個離焚化爐較遠的地區被用作結果分析中的參照區。結果沒有發現可能受影響的地區（3 個地區）和對照區之間在居民性別比例之間有什麼顯著差異。然而，當對各區進行單獨研究時，研究人員發現，被確定受焚化爐造成的空氣污染最嚴重的地區的女性出生比例提高程度具有統計顯著性。研究人員認為可能受污染較嚴重的另一個地區的女性出生率較高，而第三個地區的男性出生率較高，但這些都不具有統計顯著性。研究人員提出，多氯化碳水化合物、二噁英和殺蟲劑等焚化爐排放物（如果有的話），會對性別比例產生影響。然而，作者指出，不可能僅憑這次研究就將女性比例的偶然增多歸咎於焚化爐的排放物，作者還建議進行更多研究。

### 3.2.4 先天畸形

關於焚化爐附近居民的研究稱，此類人群中先天畸形的發生率有些偏高。一項在阿姆斯特丹進行的研究發現，在位於一座焚化爐（用於露天焚化化學品）附近的社區中，患口面開裂和其他中線缺陷的人數量比較多。另一項在比利時一座焚化爐附近進行的研究發現，那裏先天畸形的發生率也比較高。另一項關於先天眼部畸形的研究沒有發現這種疾病在焚化爐附近有增多的現象。

在 1961 至 1969 年間，一座管理不善的焚化爐曾在阿姆斯特丹 Zeeburg 進行露天化學廢物燃燒。對來自該地區數據的最近一次分析發現，在焚化開始後出生的嬰兒中患口面開裂的嬰兒比例特別高（ten Tusscher 等，2000）。相對來講，在另外一個沒有受到廢物燃燒影響的地區同期出生的嬰兒中口面開裂的發生率卻沒有提高。比如，在 1961 至 1969 年間，Zeeburg 的口面開裂平均發生率每 1000 個新生嬰兒中 2.5 個，而在對照地區的同比率 1.2 個。特別是在 1963 和 1964 年，Zeeburg 先天畸形的發生率分別每 1000 個新生嬰兒中 5.1 個和 7.1 個嬰兒有先天畸形。對 1963/4 年的調查結果與對照區相比有統計顯著性差異。



研究發現，許多生育有口面開裂嬰兒的婦女的住所都位於一個與焚化爐相通的氣流通道地區內。人們知道接觸化學品會造成口面開裂，同時研究人員還發現，二噁英（TCDD）會在老鼠中造成裂齶。作者總結說，儘管不能憑此事例證明某種因果關係，但露天焚化化學品和阿姆斯特丹 Zeeburg 在 1960 至 1969 年間口面開裂發生率的提高很可能存在聯繫。另外，像口面開裂一樣，Zeeburg 多數天生有其他中線缺陷的嬰兒也是在與上述氣流通道相應的地區內出生的。這些情況包括中樞神經系統缺陷（主要 脊柱裂）和生殖缺陷（主要 尿道下裂）。

在比利時 Wilrijk 地區的 Neerland 附近的居民中曾發現很多先天畸形。這種情況在當地引起了騷動。該地區位於兩個市政廢物焚化爐之間，一座距離該地區 1200 米，另一座距離 800 米。以前的研究顯示，Wilrijk 屬於佛蘭德二噁英沈積數量最多的地區，主要是由於 1980 至 1996 年間市政廢物的焚化。因 居民對先天畸形集中情況的擔心，政府下令在 1997-1998 年間進行了兩次健康狀況研究。第一次研究（Verschaeve 和 Schoeters, 1998）調查某些類型的血細胞中染色體基因被損壞的情況，第二次研究對兒童健康狀況進行了調查（Aelvo 等, 1998）。Van Larebeke (2000) 最近對兩次研究進行了審查。

在第一次關於染色體損壞的研究中，研究人員將來自該地區的 24 名兒童與來自臨近的 Antwerp 地區的 20 名對照組兒童進行了比較。研究沒有發現兩組在染色體畸變方面有任何差異。然而，van Larebeke (2000) 認 為，如果對基因有影響的話，其強度應該比較低。因此，此類影響可能存在，但通過研究卻難以發現。同時，如果存在此類影響的話，它們將對健康 產生嚴重影響。

第二次研究對 Neerland 兒童的健康狀況進行了評估。此次研究發現，與比利時總體情況相比，Neerland 嬰兒中先天畸形的發生率比較高，儘管結果不具統計顯著性。Neerland 婦女出生有先天缺陷嬰兒的概率總體比佛蘭德婦女高 1.26 倍。與在同一診所出生但其家庭住在其他地方的嬰兒相比，在 Neerland 出生的嬰兒中先天畸形的發生率也比較高。出生先天畸形嬰兒概率的提高似乎限於其父母在 Neerland 居住時間不長的兒童。

除了先天畸形外，第二次研究還調查了 Neerland 兒童在學校的表現和健康狀況，並將其與來自一個附近地區的兒童以及佛蘭德兒童的總體狀況進行了比較。在學習成績方面，以上兒童之間的區別不明顯。然而在幼兒學校三年級，Neerland 兒童中過敏和一般感冒反復發作的現象顯著增多，並且健康問題出現的頻率總體也比較高。在 9 歲時，即在小學三年級，這些兒童過敏和使用藥物的次數明顯增多。對藥物的使用被認 為是測量污染對健康影響的一種間接方法。

在對這兩次研究進行的審查中，Van Larebeke (2000) 得出的結論是，對 Neerland 附近兒童的健康狀況進行更深入的分析可以揭示其他可能與污染相關的健康影響。比如，在研

究中缺乏諸如有關血液中二噁英含量的個人接觸情況數據，還缺乏關於早期（症狀發現之前）生物影響的數據。他認 當前的結果足以證明還需要進行包括上述兩個方面的進一步研究。因 超過二噁英空氣排放標準以及處於對公 健康的考慮，兩個焚化爐全部於 1997 年 11 月被關閉（Nouwen 等，1999）。

在對焚化和健康的關係發表評論時，Gatrell 和 Lovett (1989)討論了焚化爐附近兒童中存在先天眼睛畸形的情況。曾經有全國性報紙報道了關於在英國蘇格蘭兩座化學廢物焚化爐（屬於 ReChem）附近出生的兒童中存在先天眼睛畸形的情況。但政府研究卻沒有發現在上述焚化爐和 ReChem 另外一座在威爾士的化學廢物焚化爐附近出生的兒童中存在先天眼睛畸形人數增加的證據。然而，有人對政府研究的精確性表示懷疑，因 他們使用的眼睛畸形數據庫採用的是一種自願而非強制性的通報機制，因此有些真實病例可能沒有被包括進去。在進一步的研究中，Gatrel 和 Lovett (1989)對英格蘭和威爾士所有地區焚化爐周圍進行了調查，以發現是否存在眼睛畸形集中的證據，但他們並沒有發現眼睛畸形和焚化爐存在關係的證據。這項研究同樣受到了所登記的先天眼睛畸形數據的限制。

### 3.2.5 多胎懷孕

關於在焚化爐附近會使多胎懷孕可能性提高的科學文獻所報道的研究結果不太一致。第一次研究（Lloyd 等，1998）對 1976 至 1983 年間英國蘇格蘭兩座化學廢物焚化爐附近的雙胞胎比率進行了調查，原因是之前有無對照報告稱該地區牛的雙胞胎率有所增加。研究發現 1980 至 1983 年間該地區的雙胞胎出生率明顯最高，並認 在此期間人們受焚化爐排放物的影響最嚴重。1980 年的數據具有統計顯著性。在受影響相對較小的 1976 至 1979 年間，上述地區的雙胞胎出生率也相對較高。對這些結果的分析表明，20 世紀 70 年代末至 80 年代初雙胞胎空間集中的現象比較明顯。在 20 世紀 70 年代末至 80 年代初，牛中的雙胞胎率也明顯提高。Lloyd 等人（1988）認 ，該地區牛和人類雙胞胎比率的提高與空氣污染可能已經對本地居民和牲畜的 科參數造成影響的假設一致。然而，因未全部排除混淆因素，作者認 憑這些結果得出焚化爐污染與雙胞胎出生率存在聯繫的結論 時尚早。

除了雙胞胎出生率提高外，該地區的農場主還報告了牛群中出現的其他現象，包括畸形、死胎和莫名其妙死亡數量增多等。然而，隨後進行的研究（Lenihan 諮詢報告）卻沒有發現焚化爐排放物和牛群中存在的問題存在聯繫（轉載於 Petts，1992，Gatrell 和 Lovett，1989）。

Van Larebeke（2000）注意到，一份在比利時進行的關於焚化和健康影響（以上討論過，第 4.2.5 節）的研究數據顯示，生活在兩座都市廢物焚化爐附近的居民中多胎懷孕的概率有統計顯著性提高（2.6 倍）。然而在另一次研究中，有關 1973 至 1990 年間瑞典雙胞胎的數據卻沒有顯示焚化爐附近存在雙胞胎集中的證據（Rydhstroem，1998）。此次研究採用的方法可以比較在焚化爐投 前及投 後出生的雙胞胎數量。

### 3.2.6 對荷爾蒙的影響

有人將生活在德國 Beibesheim 焚化廠附近工業/農業地區的兒童血液中的甲狀荷爾蒙與來自一個沒有焚化廠的工業/農業區的兒童以及另外一個對照地區的兒童血液中的甲狀荷爾蒙進行了比較( Osius Karmaus, 1998 ) 該焚化廠用於燃燒被多氯聯苯污染的材料( Osius 等, 1999 )。在 1998 年進行的首次研究測定了 671 名年齡 7-10 歲兒童血樣中的甲狀荷爾蒙( 遊離甲狀腺素和遊離三碘甲狀腺氨酸 )。結果發現, 生活在有焚化爐地區的兒童血清中游離甲狀腺素 ( FT4 ) 和三碘甲狀腺氨酸 ( FT4 ) ( 程度較輕 ) 濃度明顯較低。在這一組兒童中還發現, FT3 值低於臨床參照值的情況比較普遍 然而, 平均促甲狀腺激素( TSH ) 的含量只有細微差別。作者總結說, 如果將他們的結果與 Holdke 等人 ( 1998 ) ( 參見第 3.1.1 節 ) 的研究結果放到一起考慮, 可以發現在被調查地區受有毒廢物焚化影響的兒童血液中甲狀腺荷爾蒙的含量較低。

在 1999 年後期進行的研究中, 作者試圖將血液中污染物的含量與高度複雜的甲狀腺荷爾蒙系統聯繫起來。該系統的作用是調節腦功能發育和細胞生長。研究發現, 血液中 mon-ortho 同類物多氯聯苯 118 的濃度提高與 TSH 濃度的提高有統計顯著性關係。多氯聯苯同類物 138、153、180、183 和 187 含量的提高與血液中 FT3 含量的下降有關係。沒有發現多氯聯苯同類物和 FT4 之間有什麼關係, 儘管血液中鎘濃度的提高與 TSH 含量的增加和 FT4 含量的減少有關。作者得出結論, 此次研究證實了鎘和多氯聯苯會對甲狀腺荷爾蒙 生不利影響的假設。鑒於甲狀腺荷爾蒙系統在兒童生長和發育中的重要性, 作者建議, 以後的研究應包括這些污染物在不同年齡階段對甲狀腺荷爾蒙的影響, 同時還要考慮神經發育情況。

## 3.3 風險評估

當前的管理體制目的在於 向環境中合法排放化學品設定一定的數量和比率標準。在歐洲, 限制一般是以危害評估程式 基礎的, 但在最近幾年, 人們開始越來越多地採用風險評估程式。

有關健康影響的風險評估目的在於估計人與排放的污染物中某種具體化學品接觸的程度, 最終計算在估計的接觸程度下健康會受到影響的概率。許多評估報告認 , 與焚化爐排放物接觸會對健康造成影響, 尤其存在患癌症的風險。從 20 世紀 80 年代至 90 年代的幾乎所有此類評估報告的結論都是焚化爐污染物不會對居住在附近的人造成重大危險。這與人類流行病學研究形成明顯對比, 而有些流行病學研究已經發現了焚化爐對健康 生影響的證據。

比如, Oppelt ( 1990 ) 在對 20 世紀 80 年代的有害廢物焚化爐風險評估數據進行審查時指出, 由於燃燒有害廢物而 生的煙囪排放物對人類健康幾乎沒有危險。然而, 被許多評

估用作依據的數據卻被美國環境保護協會科學顧問委員會批評「不夠充分」。Dempsey 和 Oppelt (1993) 對一些燃燒有害廢物的水泥窯所作的評估進行了討論。他們的結論是排放物不會對健康造成不利影響。美國所作的一項關於都市廢物焚化爐空氣排放物的評估認為，通過呼吸造成的致癌性和非致癌性風險都在可接受範圍之內 (Roffman 和 Roffman, 1991)。同樣，一項在德國進行的研究認為，因吸入現代市政廢物焚化爐排放的某些重金屬和二噁英不會危害健康 (Eikman, 1994)。在韓國漢城 Mokdong 進行的一項關於都市廢物焚化爐的研究也稱，因吸入污染物造成的癌症風險低於每百萬人中一個癌症病例的可接受風險值 (Lee 等, 1997)。

對於大量有關焚化爐的健康風險評估，有一項批評意見認為，他們僅僅考慮到通過呼吸受影響，卻沒有考慮其他可能的接觸途徑，比如攝入土壤和植物以及通過皮膚吸收 (Webster 和 Connet, 1990)。這一批評適用於上述許多研究。對於座落在農業地區之內和附近的焚化爐而言，攝入食物是最主要的污染物接觸途徑，這種情況使上述所有風險評估的結論都很值得懷疑 (參見 Meneses 等, 1999 和 Webster 和 Connet, 1990)。

最近在西班牙 Catalonia 地區 Montcada 所作的一項有關都市廢物焚化爐的風險評估將所有已知可能的二噁英接觸途徑都考慮了進去。此次風險評估所估計的內容包括本地居民通過吸入空氣和顆粒物與焚化爐排放的二噁英接觸的程度、通過攝入土壤和來自焚化爐所在地區的蔬菜接觸二噁英的程度以及通過皮膚吸收土壤接觸的程度 (Meneses 等, 1999)。評估人員將通過這些途徑攝入二噁英與通過正常飲食攝入的情況作了比較。結果顯示，在居民攝入的所有二噁英中，來自焚化爐空氣排放物的二噁英佔不超過 6%，而來自飲食的佔 94% 以上。此次研究的結論是，根據世界衛生組織關於二噁英每天容許攝入量的標準 (即根據目前掌握的知識，每人每天攝入二噁英的安全量)，對於焚化爐所在地區的普通人而言，攝入源於焚化爐的二噁英不會危害健康。然而，研究並沒有提到焚化爐排放物無疑會增加焚化爐附近居民肌體內已經存沈積的二噁英以及食品中已經存在的二噁英。

有意思的是，最近發表的一項風險評估指出，對生活在焚化爐附近的兒童而言，與二噁英接觸確實會增加對健康的危害 (Nouwen 等, 1999)。這項風險評估的物件是生活在比利時 Wilrijk 地區 Neerland 兩座焚化爐附近的居民。如第 4.2.5 節所述，在這些地區進行的流行病學研究發現嬰兒先天畸形概率有所提高，還發現一些對兒童呼吸器官健康的影響 (van Larebeke, 2000)。此次風險評估考慮了三種可能的接觸情況。這三種情況分別是：首先，最壞的一種情況。按照這種情況，居民只使用在焚化爐附近生產的食品 (肉、奶和蔬菜)。按照第二種情況，居民既食用商品食物也食用本地的食物 (25% 糧食作物和 50% 肉)。在第三種情況下，居民只食用含有原始二噁英濃度的商業食品。研究人員認為最後一種情況在 Neerland 大多數居民種最普遍。對接觸的估計是在飲食接觸、呼吸和皮膚接觸的基礎上進行的。當前世界衛生組織設定的每天容許的二噁英攝入量 1-4 微微克 TEQ/公斤 bw/天。據風險評估估計，按照第一種接觸最多的情況下，在 1980 年兒童

的接觸程度可能曾超過上述限度 4 倍（16.62 微微克 TEQ/公斤 bw/天）。在接觸程度居中的第二種情況下，兒童在 1997 年的接觸量也超出世界衛生組織的限度的 2 倍多（8.17 微微克 TEQ/公斤 bw/天）。研究認為適用這種情況的家庭相對較少。

## 第四章

# 環境汚染

## 4.1 有意排放及逃逸的焚化爐排放物

煙囪排出的氣體、煙灰、底灰/爐渣、洗刷水和洗刷水過濾污垢等焚化爐廢物是被有意散發和排放到環境中的，它們攜帶著在焚化過程中形成和重新分佈的多種污染物。有些焚化爐廢物以及實際燃燒的廢物也會被無意間排放到環境中，這些廢物被稱 逃逸排放物。

有意排放物和逃逸排放物這兩種類型的排放物的一個重要區別在於它們受管理監控的程度。截至目前，煙囪排放的氣體是焚化爐有意排放物中受管理最嚴格的一種。而對其他有意排放的焚化爐廢物的特性描述和監督卻比較少。

逃逸排放物指在廢物傾倒、廢物填充、焚化和爐灰搬運過程中逃逸的氣體或顆粒物。比如，逃逸的灰塵可從殘渣坑和煙灰翻斗車上漏出來，也可以在將這些灰渣向運輸汽車上運送的過程中以及從運輸汽車向最終存放地（比如填埋場）運送的過程中漏出來。這些灰渣，特別是從顆粒狀空氣污染控制設施上漏出的煙灰中含有大量的有毒金屬以及濃縮有機物（NRC，2000）。

對於有害廢物焚化設施（如果是液體廢物），逃逸排放物 從液體廢物槽出口、泵密封處和閘門處排出的蒸汽。對於固體廢物，逃逸污染物 在固體材料搬運及用空氣污染控制裝置運輸煙灰的過程中逃逸的灰塵。同時，旋窯焚化爐上的高溫密封裝置也可能是此類設施排放的液體和灰塵的來源（NRC，2000）。

通過將建築設計 在負壓下工作可以將逃逸排放物的量降至最低，因 這樣一來，爐渣和廢物搬運和存放場所的空氣可以被抽出來。國家資源委員會說：「儘管有些工廠有部分密閉的煙灰去除系統，但幾乎沒有一個廠有完全封閉的煙灰搬運系統。」。

在離地面近的地方被排放的逃逸排放物對附近環境 生的影響可能要大於從焚化爐煙囪向空氣中排放的物質。逃逸排放物和煙囪排放物散佈的形式都取決於無數可變因素，比如地形、附近是否有建築物或樹、風向和風速、天氣狀況以及相對濕度和它們之間的反應。

## 4.2 對環境污染的研究

從焚化爐煙囪排放到大氣中的污染物以及逃逸排放物可能會被沈積在焚化爐附近的地面上，因此會污染本地環境。有些污染物，包括 PM10 顆粒物以及揮發性和半揮發性有機化合物（比如二噁英和多氯聯苯），可能會通過氣流被傳送到很遠的地方。例如，根據 Lorber 等人（1998）的估計，排放到空氣中的二噁英只有 2% 會沈積在焚化爐附近的土壤中，而其他二噁英散佈的範圍非常廣闊。

多數關於焚化爐附近環境污染的研究著重於二噁英和重金屬，卻忽略了大部分其他污染

物。研究顯示，焚化爐附近的土壤和植物會受到焚化爐排放的二噁英和重金屬的污染，使其所含的此類物質濃度高於正常背景濃度。牲畜也會主要通過食用被污染的植物和土壤而攝入污染物。在有些情況下，這種現象曾導致牛奶因二噁英含量過高而被禁止銷售，也曾有人因此建議避免食用蛋類和家禽。

本節討論在以前以及最近進行的有關焚化爐附近土壤和蔬菜中二噁英和重金屬含量的研究。同時，本節還對牛奶中上述物質的含量進行了討論。至於各種類型的焚化爐附近農作物可能遭受污染的狀況，在這方面的研究非常有限。

#### **4.2.1 土壤和植物**

研究顯示，對於因二噁英和重金屬在大氣中沈積造成的污染，土壤和植物可被用作進行監控的適當媒介（參見 Schuhmacher 等，1999a, Schuhmacher 等，1997a, Gutenman 等，1992）。

土壤中的二噁英曾被廣範用於描述這些化學品的長期影響。另一方面，對於二噁英的短期影響而言，植物是一種更有代表性的指標（Schuhmacher 等）。

對於植物，二噁英和重金屬會簡單地沈積在葉子表面上和植物上存在的土壤顆粒中。另外，金屬會通過葉面上的小孔（氣孔）進入葉子內部並被木本植物的根吸收（參見 Bache 等，1992）。然而，表面上二噁英不會被植物的根系統吸收（Hulster 和 Marschner，1992）。

#### **二噁英**

除焚化爐和城市/工業區之外，二噁英有很多來源，因此很難搞清二噁英污染是來自焚化爐還是其他污染源。不過，研究已經表明，有些焚化爐附近的土壤中二噁英含量偏高。在許多情況下，研究還表明土壤和植物中發現的二噁英含量取決於離焚化爐的距離，這種現象意味著焚化爐是一種主要的污染源。

例如，一項對西班牙一座醫療廢物焚化爐周圍的土壤樣品進行的研究發現，與離焚化爐較遠的土壤相比，離焚化爐距離較近的土壤中二噁英含量最高（Jimenez 等，1996）。離焚化爐近的土壤中的二噁英含量比土壤的正常背景含量高 2.1 至 7.5 倍。另一項研究發現，日本一座都市廢物焚化爐背風一側土壤中發現的二噁英含量極其高（比如一萬億分之 252 和 211TEQ）（Ohta 等，1997）。與工業化國家的土壤中發現的背景含量（例如，北美農村土壤和城市土壤中的含量分別一萬億分之 3.6TEQ 和一萬億分之 11.9TEQ，歐洲的上述含量與北美洲相似）相比，上述含量出奇地高（USEPA，2000）。因附近地區記錄的癌症死亡人數比較高，這座焚化爐已經引起了大量爭議。上述研究顯示，土壤中的高二噁英含量與當地的高癌症發病率有關聯。

1993 年，有報告顯示英國威爾士 Shanks 有害廢物焚化爐（原 ReChem 焚化爐）附近的土



壤中二噁英和多氯聯苯的含量特別高（參見 ENDS2000b）。該研究顯示，除焚化爐煙囪排放物之外的其他排放物可能要對如此高的含量負主要責任，包括在廢物存放地處理及搬運操作過程中發生的逃逸排放物（Foxall 和 Lovett，1994）。從那以後那座焚化廠經過了改造，最近的數據顯示，附近土壤中的二噁英含量現在已經下降到了 1993 年的約三分之二。而多氯聯苯的下降程度卻不太顯著。另外，該廠的平均多氯聯苯空氣排放量（2 毫微克/立方米）大大高於英國城市地區的水平（一般不超過 1 毫微克/立方米，通常低於 0.5 毫微克/立方米。儘管如此，不顧以前環境署的指責，該公司現在被授權再從義大利進口 200 個轉化器心子，這是一種已知的多氯聯苯來源（ENDS 2000b）。

1998 年對巴賽隆納 Montcada 一座老都市廢物焚化爐的研究發現，土壤中的二噁英含量 0.06 至 127.0 毫微克 I-TEQ/公斤（ppt），平均濃度 9.95 毫微克 I-TEQ/公斤（ppt）（Granero 等，1999）。該項研究發現，在 1996 至 1997 年間以及 1997 至 1998 年間，所有被監測場所的濃度都有所提高，但提高的程度不具有統計顯著性。作者解釋說，儘管 1996 至 1998 年間焚化的情況沒有變化，土壤中因焚化造成的二噁英累積可能被該地區其他二噁英來源排放物的下降抵消掉了。

有一些研究顯示，焚化並非總是與本地土壤中的高二噁英含量有關。比如，一項在西班牙進行的研究顯示，1997 年 Catalonia 一座舊焚化爐附近的二噁英水平（0.11 至 3.88，平均 1.17 毫微克 I-TEQ/公斤（ppt））並非特別高，實際上與在美國和荷蘭進行的其他研究中發現的都市廢物焚化爐所在地的含量一致（Schuhmacher 等，1999a）。然而，1997 年發現的含量比 1996 年測定的含量略有提高（8.3%），但不具有統計顯著性。

1996/7 年有關西班牙 Catalonia 一座都市廢物焚化爐附近植物的研究顯示，正是該焚化爐使植物中二噁英含量增高，因離焚化爐最近的植物中的二噁英含量明顯高於離焚化爐較遠的植物（Domingo 等，1998）。然而在 1996 至 1997 年間，雖然焚化爐仍保持相對穩定，焚化爐所在地植物中的二噁英含量卻發生變化（參見以上 Schuhmacher 等，1999a），在有些地區，植物中的二噁英含量出現下降。因植物主要反映二噁英排放的短期變化而土壤反映長期變化，研究認為植物中二噁英含量的下降可能是由於對焚化爐採取了更好的污染控制措施，也可能是由於該地區其他污染源的二噁英排放量減少了。同樣，在西班牙對巴賽隆納 Montcada 一座老都市廢物焚化爐的研究也發現 1997-1998 年間二噁英含量出現下降。這項研究認為，二噁英含量的下降可能是由於普遍採取了污染消除行，以減少二噁英的空氣排放量（Schuhmacher 等，1999b）。

## **重金屬**

從焚化爐向環境中排放的重金屬會污染土壤並在植物和動物體內沈積（生物積累）。通過這種方式，它們實際上會通過食物鏈和通過污染飲用水進入人體。另外，對於生活在焚化爐附近的人，尤其是兒童，也會因攝入源於被污染土壤的塵土和灰塵受到重金屬的影響。其他重金屬攝入途徑包括呼吸及通過皮膚吸收（Schuhmacher 等，1997b）。

關於焚化爐附近土壤中重金屬含量的數據非常有限。一項關於義大利一座工業焚化爐附近土壤的研究發現，土壤中鉛污染程度提高了約 600% (Zanini 和 Bonifacio, 1991)。一項最近對蘇格蘭 Baldovie 公司焚化爐周圍土壤中鎘和鉛含量的調查發現，該焚化爐要其附近 5 公里內土壤中長期的金屬分佈負責 (Collett 等, 1998)。調查發現，焚化爐向空氣中排放的鎘和鉛的長期濃度與本地土壤中發現的上述物質的含量有關。儘管鎘和鉛的含量與焚化爐的空氣排放物有關，報告稱，兩種物質的含量沒有超出它們在土壤中的背景含量限度。在一項關於英國伯明罕附近一座污水殘渣焚化爐的研究中，研究人員發現了焚化爐附近地表塵土中有鉛和鎘污染的證據 (Feng 和 Barratt, 1999)。

最近在西班牙所作的一項關於巴賽隆納 Montcada 一座老都市廢物焚化爐的研究中，沒有發現土壤中的重金屬含量像人們設想的那樣高 (Schuhmacher 等, 1997b)。至於鎘和鉛，它們的含量與未被污染的土壤中的含量相似。

在科學文獻中，只有少數幾次關於焚化爐周圍植物中重金屬含量的研究。Bache 等人 (1991) 稱美國一座焚化爐 (沒有採取空氣排放控制措施) 周圍的植物被若干種重金屬污染。另一項對美國一座都市廢物焚化爐 (採用了污染控制設備) 的研究發現，樹葉中的鎘和鉛含量與距離焚化爐的遠近有關 (Bache 等, 1992)。此項研究的結論是，即使採用污染控制設備的都市廢物焚化爐也會在周圍地區造成明顯的金屬 (比如鎘和鉛) 沈積。對新澤西一座都市廢物焚化爐的研究稱，植物 (焚化爐周圍特定地方的苔蘚) 中汞的含量與距離焚化爐的遠近有關 (Carpi 和 Weinstein, 1994)。離焚化爐最近的地方汞的濃度最高。

科學文獻中記錄的一項研究沒有發現焚化和周圍植物中的重金屬有關聯。該研究稱，植物受鎘和汞的污染與距離都市廢物焚化爐遠近之間的關係不明顯 (Gutenman 等, 1992)。

#### 4.2.2 牛奶

在有二噁英等污染物沈積的地區放牧的牛會攝入沈積在植物和土壤上的污染物。二噁英進而會被傳遞到它們的奶中，並最終進入人體。這是因 通過奶排除是排出牛體內二噁英的主要途徑 (Baldassarri 等, 1994)。在 20 世紀 90 年代進行的研究已經顯示，焚化爐附近農場的牛奶中的二噁英含量有些偏高。

10 年之前在荷蘭進行的一項研究稱，牛奶中的二噁英濃度高達 13.5 微微克 I-TEQ/克脂肪 [ppt]。此，荷蘭政府將奶和奶製品中的二噁英含量限制 6 微微克 I-TEQ/克 (脂肪) (Liem 等, 1990)。其他一些歐洲國家 (包括德國、荷蘭和奧地利) 後來也採用了這一限值 (Ramos 等, 1997)。一項在奧地利進行的研究稱，從焚化爐附近農場獲得的牛奶中的二噁英含量比較高，達到 8.6 微微克 I-TEQ/克脂肪 (MAFF, 1997a)。在英國，有報道稱德比郡科萊特化工廠一座化學廢物焚化爐附近的農場的牛奶二噁英含量出奇地高，

1.9 微微克 I-TEQ/克全脂牛奶，相當於 48 微微克 I-TEQ/克脂肪 (MAFF 1992, EA 1997, Sandells 等, 1997)。該焚化爐於 1991 年 11 月被關閉。

更多最近地研究也發現位於焚化爐附近的農場生 的牛奶中的二噁英有增高 象。比如，英國一項關於可能的二噁英來源附近的農場生 的牛奶的研究發現，來自兩個都市廢物焚化爐（共調查了 8 個）附近的農場的牛奶中二噁英含量在 1993-5 年間超過荷蘭 6 微微克 I-TEQ/克脂肪的限值 (MAFF 1997b)。1995 年，一座位於布裏斯托爾一座都市廢物焚化爐附近的農場的牛奶中二噁英含量 6.1 微微克 I-TEQ/克脂肪，而位於西約克郡一座焚化爐附近的農場生 的牛奶中二噁英含量 3.1 至 11 微微克 I-TEQ/克脂肪。1996 年在上述地區農場進行的重新測試顯示，牛奶中仍存在二噁英含量偏高的情況（1.9-8.6 微微克 I-TEQ/克脂肪），因 沒有達到最新實行的污染控制標準，該焚化爐後來被關閉。

在瑞士，一項對位元於農業和工業地區的農場生 的牛奶進行的研究稱，焚化爐對本地二噁英含量的影響可以清楚地檢測出來 (Schmid 和 Schlatter, 1992)。同樣，在西班牙一項更近地研究發現，來自農村地區的牛奶中的二噁英含量（1.3-2.47 微微克 I-TEQ/克脂肪）比位於可能地二噁英來源附近地一座農場的牛奶比較低。研究確定，在所有二噁英來源中，廢物焚化爐影響最大，因 從其附近一座農場獲得的牛奶中的二噁英含量最高（3.32 微微克 I-TEQ/克脂肪）(Ramos 等, 1997)。

## 第五章

# 焚化爐排放物

所有廢物焚化爐都同時是廢物製造者——廢物焚化只會導致廢物的產生。這是因為物理物質實際上不能被破壞，而只能被轉化為新的形式。當物質被燃燒時，它們不能像通常認為的那樣消失，它們僅僅是轉變了存在的形式。焚化產生的廢物以焚化爐氣體排放物的形式進入大氣，或以爐渣和煙灰（通過焚化爐煙囪篩檢程式截取）的形式最終被送到填埋場處理。只要焚化爐在清理操作中使用了水，就會有廢物被排放到水裏。

人們普遍錯誤認為，在焚化過程中初始原廢物的重量和體積會減少。儘管常常說固體殘留物（灰塵）保留相當於起始原廢物重量的三分之一（Pluss 和 Ferrell, 1991 年），體積將減少 90%（Williams, 1990 年），但是，這些兩種統計數據任何一個都經不起推敲。如果一個焚化爐的所有廢物輸出加在一起的話，那麼輸出將超過原始廢物輸入。煙道中存在的氣體是炭基材料和氧氣的混合物組成的，通常在計算殘留物的質量中被忽略，混合物和氧氣形成了二氧化碳本身會增加實際重量。來自濕氣清理系統的殘留物能產生體積很大的含汙廢水和固體。在有關體積減少的統計中，通常是參照未壓縮廢物的體積得出的數據。但是，填埋的都市廢物通常是壓縮的，以增加穩定性，阻止水過濾，也減少了廢物的體積。同未燃的廢物和焚化爐灰塵比較，體積減少實際可達到接近 45%。

許多化學物質被排放到焚化爐產生的廢物中去了，包括有害化學物質。例如，都市廢物焚化爐通常含有一種混和廢物流，這類廢物的燃燒導致廢物中原來存在的有害物質從焚化設備排放到。其中一些化學物質保持其原始形式，而其他則被轉變成了新的化學種類。例如，重金屬物質就無法通過焚燒來破壞，只會在剩餘廢物中集中起來。它們在焚化過程中可能保持原始形式，也可能重新反應形成新的化合物，如金屬氧化物，氯化物和氟化物（Dempsey 和 Oppelt, 1993 年）。

在焚燒過程中排放物的具體形式要看被焚化廢物的組成結構。例如，焚化氯化有機化合物將產生氯化氫（HCL），進而有助於二噁英的形成。即應用到焚化處理又應用到污染控制設備的技術標準也將影響焚化的最終產品（EEA, 2000 年）。然而，無論應用什麼樣的控制技術，所有類型的焚化都將導致有害物質以灰塵和氣體/顆粒物質的形式排放到空氣中。這些物質包括重金屬和許多有機化合物，如二噁英，還有許多不同的氣體，比如氮氧化物、硫氧化物、氯化氫、氟化氫和二氧化碳等。根據 NRC 2000 文件：

*「對人類健康和環境有潛在影響的最主要產品是含有硫、氮、鹵素（例如氯）和有害金屬的化合物。這些化合物包括一氧化碳、氮氧化物、硫氧化物、鈣、鉛、汞、鉻、砷、鉍、二噁英和呋喃、多氯聯苯和多環芳香烴」*

過去幾年，在許多國家，新的管制空氣排放標準已強迫關閉或升級了許多老的焚化爐，或建築新的焚化爐。已升級的工廠（連同新的焚化廠一起）可能適合現代、已改進的空氣污染控制技術。例如，在二十世紀 90 年代初期，英國有 780 多個焚化爐在運行（30 個焚化市政廢物、700 個焚化診所廢物、40 個附屬於醫療公司、6 個焚化排汙渣、4 個焚

化有害廢物)，標準提高後，只保留了 110 個。目前，英國有 12 個都市廢物運營焚化爐。老的焚化爐的關閉或升級大大減少了有害物質向空氣的排放。

新西蘭的一項研究估計，二噁英向空氣的排放已明顯減少 (Born, 1996 年)。Murray (1999 年) 聲稱，在二十世紀 90 年代初期開發的最先進德國技術已將大氣排放大幅削減了 10 個指數。儘管這是一個重大改進，焚化的有毒廢物問題還沒有消失。實際上，該問題已經發生了轉移，現在更大的問題是，大量二噁英和其他有毒物質存在於灰塵中，因此產生新的處理和污染問題。歐洲環境機構 (EEA, 2000 年) 已經警告，即使未來隨著標準的改善，焚化產生的總空氣排放有所減少，「這也可能被不斷擴大的焚化量所抵消」。這樣，建議擴大使用焚化在一些歐洲國家正倍受關注。以英國為例，在許多老的焚化爐關閉後，政府已推薦了 177 個可能建立的新焚化爐 (ENDS, 1999 年)。

在監管方面，在各種焚化爐輸出中，煙囪排放的氣體最受關注，也是監管最多的問題，因為該氣體和它的有毒成份直接被散發進了露天大氣中。然而，其他焚化爐廢物也含有有毒污染物，因此，造成對公共健康的威脅，其影響可能更不明顯和/或及時，但卻是不爭的事實。

從 1998 年開始，歐洲國家聯合委員會 (CEC) 已經就一項新的廢物焚化指令起草了一個議案。這項新的指令將對以前 1994 年指令所沒有包括的大多數廢物設定控制。新的指令將對爐體氣體和水中的一些有害物質的排放設立限制。該指令有望在 2000 年底或 2001 年初被通過。新指令生效後建立的所有新都市廢物焚化爐必須在 2 年內滿足指令中的限制標準，現存的焚化爐則有一個 5 年期的過渡時間來達到該標準。除 EU 規定之外，各個國家對焚化爐的方針也將出臺，這些不同的規定也將不得不在其生效後兩年內符合歐共體指令 (歐盟, 1999 年)。

## 5.1 排放到大氣中的物質

本部分說明有關已知物質的數據，這些物質從焚化爐排放到煙囪排放的氣體中。許多有關氣體排放的研究已經集中在二噁英和少量有毒重金屬的行業上。就其他排放化學物質進行研究的數據是間斷性的，另外，還有從焚化爐排放的大量化學物質目前還無法鑒別。

從焚化爐對大氣的排放將根據下面的分類進行討論：有機化合物，重金屬，氣體與顆粒。歐洲理事會在其新的指令中只就符合這些分類的化合物擬訂了焚化爐氣體排放限制。這些擬訂的限制顯示在下表中。

表 5.1. 歐洲理事會氣體排放限制值

物質	擬訂的 EC 限制 (毫克/Nm <sup>3</sup> )
二噁英	0.1 毫微克 TEQ/Nm <sup>3</sup>
汞	0.05 <sup>b</sup>
鎘+鉍	總共 0.05 <sup>b</sup>
Sb,As,Pb,Cr,Co,Cu,Mn,Ni,V	總共 0.5 <sup>b</sup>
一氧化碳	50 <sup>c</sup>
SO <sup>2</sup>	50 <sup>c</sup>
Nox	200 <sup>c</sup>
HCl	10 <sup>c</sup>
HF	10 <sup>c</sup>
顆粒物	10

- a. 在 6 小時到 8 個小時之間的一個樣本期進行測量的平均值。
- b. 所有平均值是在 30 分鐘到 8 小時之間的一個樣本期進行測量的。
- c. 日常平均值

### 5.1.1 有機化合物

#### 二噁英

聚氯二苯二噁英 (PCDD) 和聚氯二苯夫喃 (PCDF) 是一組常被簡稱 二噁英的化學物質。PCDD/F 群中有 200 多個單一同類物 (成員)。最廣 人知和最有毒性的同類物是 2,3,7,8-TCDD。它被認 是人類已知的最有毒性的化學物質，並被認 是人類的致癌物質。二噁英長期積累在環境中，具有毒性和生物累積性 (累積在活機體的組織中)。有關二噁英對健康的毒性影響在附錄一中有更詳細的說明。

單一存在的二噁英和夫喃的毒性根據排序變化很大。由於分析數據可能報告 17 個不同同類物和整個同系群 (即含有同樣數量氯原子的所有同類物)，所以常常需要讀一數據進行總結，這樣，才能對單一物品直接進行比較。此，通常將現有的二噁英的數量表達有關 2,3,7,8-TCDD 的毒性當量 (TEQ)。使用最普通的 TEQ 系統是國際毒性當量系統 (I-TEQ)。該 TEQ 系統分配給 TCDD 這種最毒的同類物一個毒性等量因數 (TEF) 值 1。所有其他同類物的毒性都與這一數值進行比較來表達，這樣，它們被分配的 TEF 值介於 0 和 1 之間。要獲得含有一種二噁英混合物樣品的 I-TEQ，就是用它的 TEF 來乘每一個同類物的濃縮，然後將結果相加。

關於焚化爐二噁英空氣排放的一個重要考慮是，管制制度只考慮氯化異體。一段時間以來，人們知道焚化爐 生和排放大量的溴化和混合氯溴代二噁英 (見 Schind 等, 1988 年) 這些被視 與氯化二噁英有同樣的毒害作用，在同樣的摩爾濃度下 生同樣的生物影響 (Weber 和 Greim, 1997 年)。儘管這些化合物與灰塵顆粒結合在一起時很頑固，但還是

很少有人評估其對人類健康的影響，但目前焚化爐運營人沒有義務來監督和控制這些化學物質。

### **焚化爐中二噁英的形成**

二噁英是許多製造和燃燒處理流程中無意識的副產品，特別是使用、生產或處理氯或氯衍生化學物質的流程。所有類型的焚化爐都會產生此物質。研究顯示，二噁英能在焚化爐的燃燒區被破壞，但又能在燃燒區後降溫處理流程中重新再生（Blumenstock 等,2000年；Huang 和 Buekens, 1995 年；Fangmark, 1994 年）。根據報告，二噁英的主要形成方法是新的合成作用(Johnke 和 Stelzner,1992 年)，還可以通過作廢物成份的初級粒子形成，而這些初級粒子也可能是通過廢物中的化學合成作用形成的。氯苯和氯酚是兩個這類群體（Huang 和 Buekens, 1995 年）。PVC 是城市廢物中的常見成份，已經也被鑒定一種二噁英初級粒子（USEPA, 1997 年）。

焚化前，人們認為原廢物中本身含有二噁英。然而，研究證實，廢物焚化過程也產生二噁英。例如，過去和現在，通過對兩者的計算（質量平衡）顯示，從焚化爐中排出的各種廢物產品中的總二噁英數量比進入焚化爐作原始廢物的數量要大（Williams,1990 年和 Hansen,2000 年）。二十世紀 90 年代末運營的現代和已升級焚化爐也存在同樣的情況，但是，除了近來丹麥研究存在例外，科學文獻中很少有這方面的科學數據。

另一個是西班牙的例子，對 8 個運營城市廢物焚化爐進行測量的質量平衡估計顯示，這 8 個焚化爐排放的二噁英要比原始廢物中帶來的二噁英量更大（Fabrellas 等，1999）。估計數位顯示，在原廢物向焚化爐輸入的二噁英（PCDD/F）的水平總數達到 79.8 g I-TEQ/年。這相當於煙氣(1-1.2 克 I-TEQ/年)、灰塵(46.6-111.6 g I-TEQ/年)和底塵(2-19 克 I-TEQ/年)的總排放。在西班牙另一個城市廢物焚化爐上進行的二噁英質量平衡的結果不明朗。一個測試顯示二噁英排放量大於輸入量，而同一個地點另一個測試則顯示二噁英輸入量大於排放量（Abad 等，2000 年）。這不是特別奇怪，因為單個焚化爐的二噁英和其他物質的排放量起決於廢物輸入和燃燒狀況，因此變化較大。還有，這類估計的精度常常不夠高，存在很多不同的數值。

### **二噁英的存量和焚化**

在二十世紀 80 年代和二十世紀 90 年中期早些時候，特別是都市廢物焚化，被鑒定大氣二噁英排放的一個主要來源。例如，德國政府組織 RIVM 估計，1991 年荷蘭空氣中排放的二噁英有大約 79% 來自焚化爐。在英國，1995 年排入大氣的二噁英有大約 53-82% 來自都市廢物焚化爐。在美國，每年有大約 37% 的二噁英排放來自這類設施（參見 Pastorelli 等，1999 年）。來自 15 個國家總數據，被稱「全球」數據，該數據顯示，在 1995 年有大約 50% 的大氣二噁英排放來自焚化（Fiedler,1999 年）。比較其他類型的焚化發現，都市廢物焚化已被鑒定二噁英大氣排放的最大原因（Alcock 等，1998 年），但從 15 國的「全球」數據中，Fiedler 注意到 1995 年所有類型的焚化都是許多國家的主要



污染排放者。這包括都市廢物焚化爐、有害廢氣焚化爐、排汙渣焚化爐、費木材焚化爐和火葬等。表 1.2 顯示英國 1997 年不同類型焚化爐二噁英大氣排放的估計值。

即使是近來，人們也還估計，焚化爐在空氣中排放了很大比例的二噁英。例如，Hansen2000 年對 1998 到 1999 年間丹麥境內的二噁英進行了流量分析。儘管技術有改善，但城市固體廢物焚化被鑒定 大氣二噁英排放的單一最大來源，估計 11-42 g I-TEQ/年。估計每年還有 35-275 g I-TEQ 含在焚化爐殘留物中的二噁英需要處理填埋。該報告注意到溴化和混合鹵化二噁英的潛在重要性（5.1.1 節），並估計，每年丹麥的都市廢物焚化爐要向大氣中排放 2 到 60 克的溴化二噁英。

**表 5.2. 在英國的 PCDD/F 大氣排放估計值（黑體字數表示從已測量的大氣排放中計算出來的，其他數是估計的）**

處理方式	1997 年範圍/低 (克 TEQ/每年)	1997 年範圍/高 (克 TEQ/每年)
都市廢物焚化	12.2	199
化學廢物焚化 (10 個現場)	0.02	8.7
醫療廢物焚化(5 個現場)	0.99	18.3
排汙渣焚化 (5 個現場)	0.001	0.37
水泥製造 (5 個現場)	0.29	10.4
火葬	1	35
國內木材燃燒 (清潔)	2	18
國內木材燃燒 (已經處理)	1	5

資料來源：Alcock 等，1998 年

註腳：所有來源的總二噁英大氣排放的估計範圍是最低 219 到最高 663 克 TEQ/年。

一份由歐洲理事會 1997 年出版物提到，非有害廢物的焚化可能構成歐洲所有二噁英大氣排放的 40% (EC, 1998)。不過在一些歐洲國家，有人已經估計，在二十世紀 90 年中期到末期之間，都市廢物焚化對本國二噁英存積的作用在顯著減少。這是因 一些老的焚化爐已經關閉，這些老的焚化爐向大氣中排放了大量的二噁英，而且除污染設備也在剩餘的工廠和新安裝的焚化爐中進行安裝。估計還建議，這類改善還將導致焚化爐向大氣中排放二噁英的顯著減少。例如，大氣排放強烈下滑趨勢已經在有現代技術或嚴格立法的國家中得到確認 (Fiedler,1999 年)。單考慮空氣排放，英國國家污染監督局 (HMIP) 和環境部 (DoE) 估計，其在年總排放量中的數量將從 1995 年的 53-82% 下降到未來的 4-14% 左右。類似地，德國 UBA 估計，其佔有量從 1989-1990 年的 33% 下降到 1999-2000 年的 3%。這些估計的數據有待於使用經驗推導數據來驗證。

重要的是需要驗證。例如，大家知道在上面的英國國家污染監督局研究中，估計二噁英累積存貨中焚化爐大氣排放的數量有很大的不確定性。在英國的研究案例中，其原因是大氣排放通常是從非常有限的測量中總體估計出來的，而且還使用了從非英國研究中推導出來的資料。一項最近的英國研究在一定程度上校正了這些不確定性的來源（Alcock 等，1998 年），使用了一個不同的、更精確的估計方法，包括從 1995 年和 1997 年間的單個焚化爐中測量排放數據（查看表 1.2）。目前，這項研究代表測量英國二噁英大氣排放數據的最綜合調查。重要的是，該研究還使用了廢物焚化爐的數據，這些焚化爐在測試期間是在正常日常條件下運營的。這比「測試燃燒」體系下「優化」測試條件下採取的測量更現實，獲得的通常是實際情況。研究發現，同英國國家污染監督局 1995 年出版的排放數據相比，都市廢物焚化爐在 1995 到 1997 年間的二噁英排放水平已有所下跌。儘管如此，這仍然是國家累積數據的一個非常重要的部分，佔全國二噁英總排放的 30 到 56%。很明確，管理權力機構的樂觀預測需要確認，然後才能被接受。有關趨勢的現實預測，或作 當前狀況的量度。

在同一注釋中，Webster 和 Connet 1998 年注意到通用推導國家二噁英大氣排放累積數據方法的不確定性及其存在的各種問題。這些不確定性和問題包括下面幾項內容上面英國研究中專門提到的兩點：第一，估計中經常使用少量單個焚化爐的經驗測量數據（查看第一公告內容），第二，在大氣排放上使用的那些數據常常是從「優化」條件下焚化爐測試中推導出來的，而不是從正常的日常運行中得來的。

**方法：**評估二噁英累積數量的常用方法簡稱「排放因素法」，依賴特定類型焚化爐的特定有限測量，然後將這些結果進行處理，代表該種類型的所有焚化爐。這可能低估了排放到所有媒介的數量，而不考慮一種現實：同種類型的各個焚化爐的存在很大的不同。在他們的研究中，Webster 和 Connet（1998 年）表明，在過去十年，「排放因素方法」確實低估了美國以前許多累積數據中來自焚化爐的二噁英大氣排放量。放棄使用「排放因素方法」，Webster 和 Connet 1998 年只講被測量設施的二噁英大氣排放加總在一起——這種方法顯然低估了排放量，因 未受監控的焚化爐沒有包括在計算中。儘管如此，同排放因素法相比，該方法得出的都市廢物焚化爐二噁英大氣排放仍然要大得多。兩位元元作者因此強調，需要使用單個設施實際測量法來測算具體排放量。

**缺乏數據：**以全球 基礎，Fiedler（1999 年）報告說，當前國家級二噁英排放累積數據非常少。在已經報告二噁英累積數據的國家中，也普遍缺乏有關焚化爐二噁英氣體排放的綜合數據。例如，Webster 和 Connet（1998 年）發現美國在有關焚化爐排放廢物方面貧乏具體數據。許多美國都市廢物焚化爐只被測試過一次，或從來沒有被測試過。儘管該情況已經有所改善，運營商和監管者過去根據預先設定的測試所得到測量數據似乎一直高興地認 工廠的大氣排放是可接受的。甚至到現在，在大多數焚化爐進行的爐體二噁英取樣和分析的頻率和密度仍然很低，讓人不可接受。

**監控：**研究表明，只進行有限數量的測量不可能精確地反應焚化爐在所有運行狀況下的

二噁英大氣排放情況。燃燒源的二噁英排放可以隨時間的變化而變化，英國的一項研究可以很好地說明這一點（Alcock 等，1998 年）。該研究表明，同一天從同一水泥窯爐體收集的樣品顯示的大氣排放本身就有很大的變化。收集的第一個樣品測量出 4.2 毫微克 I-TEQ m<sup>-3</sup>，而在 5 小時後測量的第二個樣品則確定 0.06 毫微克 I-TEQ m<sup>-3</sup>。

更精確地估計大氣二噁英排放，只能通過對排放進行連續監控來確定。在都市廢物焚化爐的運行中，啟動和關閉期間特別易導致大量二噁英排放。一項有關比利時焚化爐的研究就使用了連續監控法，其目的是企圖說明現代污染控制設備應能夠一直防止超過 0.1 TEQ/Nm<sup>3</sup> 監管限制的排放。實際結果揭示，一期 6 小時的監控得出 0.25 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup> 的平均排放密度。但是，在同一期間 2 周的平均值結果是 8.2 到 12.9 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>，這明顯大於並地超出了管理限制（De Fre 和 Wevers，1998 年）。

上面的研究令人信服地顯示，在正常的管理協定下（如點測量方法）對單個焚化爐進行測量，會大大低估焚化爐的二噁英大氣排放。在這種情況下，點測量方法低估二噁英排放平均 30 到 50 個係數。該發現對其他焚化設施的意義還無法輕易知道。

沒有考慮灰塵中的二噁英：大多數質量平衡累積數據只考慮二噁英的大氣排放（Fiedler，1999 年）。焚化爐灰塵的二噁英排放不包括在內，Webster 和 Connet（1998 年）認為，灰塵中的二噁英還沒有受到充分重視。近來有關西班牙焚化爐的一項研究顯示，同煙灰中存在的污染物相比，爐體氣體排放在總體排放的二噁英中只佔很小部分（Abad 等，2000 年）。隨著空氣污染控制技術的提高，焚化中形成二噁英在灰塵中變得更集中，因此生其他危險，這一事實將在 5.3.1 節中進一步討論。

總之，監控焚化爐排放中使用的有缺點的採樣方法，加上總體方法中沒能考慮二噁英質量的平衡表明，很可能大多數（雖然不是所有）二噁英累積數據都大大低估了焚燒爐的污染排放。

### **已更新的焚化爐和新型焚化爐的性能**

從上面的討論可見，歐洲進行的大多數焚化爐空氣二噁英排放監督和科學文獻報告的焚化爐空氣二噁英排放監督都是以點測量為基礎的，而不是連續監控的結果。這可能導致低估空氣排放。這種情況在歐洲理事會法規下似乎注定要繼續存在，該法規規定，適合性監控只需每年在兩個點上進行測量，測試期 6 到 8 個小時（EC，1999 年）。這種管制和控制標準，同連續監控相對立，不可能精確地描述這些設施的二噁英大氣排放。

在許多情況下，在點測量的基礎上進行的研究發現，歐洲一些焚化爐的二噁英大氣排放符合新制訂的 0.1 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup> 的歐洲理事會限制範圍。例如，在 1994 年和 1997 年間，一個新建德國都市廢物焚化爐採取的系列每月至每兩個月的點測量結果就低於規定的限制（Gass 等，1998 年）。在威尼斯新建的一個都市廢物焚化爐初始測試後一天內進行的兩點測量結果低於 0.1 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup> 的限制（Pietrohe 和 Giuliana，1999 年）。在德國一個有害廢物焚化爐上進行了一項研究，研究實際上使用了連續長期監控法。在 1998 年到 1999 年間採用了 11 樣品進行長期監控，結果顯示，大氣排放正好在 0.1 毫微克

TEQ/Nm<sup>3</sup> 限制內 (Mayer 等, 1999 年)。

但是, 並不是所有的研究結果數據都符合 0.1 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup> 的管理限制標準。例如, 從 1997 年 1 月到 1999 年 4 月, 在 1 到 4 個月的期間, 對 8 個西班牙都市廢物焚化爐採用了點測量, 結果表明有 2 個焚化爐沒有達標 (Fabrellas 等, 1999) 排放值是 0.7 和 1.08 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>。在波蘭, 從 1994 年到 1997 年, 對 18 個新建或已升級醫療廢物焚化爐的爐體排放進行分析發現: 幾乎半數排放低於 0.1 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>, 但其他則超過了限制 (Grochowalski, 1998 年)。5 個焚化爐嚴重超出限制, 濃度範圍 9.7 到 32 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>。如前面所討論, 一個比利時的焚化爐在連續監控測量排放超出了歐洲理事會管理限制。該排放 8.2 到 12.9 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup> (De Fre 和 Wevers, 1998 年)。

重要的是要注意, 對許多許多國家, 包括在欠工業化國家, 目前運營的新、老焚化爐大氣排放水平進行報告的科學文獻很有限。有關韓國十個運營焚化爐的二噁英大氣排放的研究發現, 不同焚化爐間存在很大不同 (Shin 等, 1998 年)。爐體氣體中二噁英的排放水平範圍 0.07 到 27.9 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>。

有關都市廢物之外的焚化爐燃燒廢物的出版數據就更少。不過, 在日本, 一項研究對九個工業廢物焚化爐的點測量結果進行了報告 (Yamamura 等, 1999 年)。其中有兩個焚化爐的二噁英大氣排放低於 0.1 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>, 但是有六個焚化爐超過了這個水平 (0.13 到 4.2 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>)。研究 (Schrieber 和 Evers, 1994 年) 發現在美國使用炭作燃料來運營的水泥乾燥爐體的排放 0.00133 到 3.0 毫微克 TEQ/dscm。在美國, 進一步的研究報告了汽車焚化爐的二噁英大氣排放 (Meeter 等, 1997 年)。在含有認 很難破壞的化合物的地方, 對這類焚化爐附近的廢物現場實施了土壤補救。主要從 16 個焚化爐實驗燃燒中收集的數據顯示: 有 10 個焚化爐沒有滿足美國環境保護局已制訂的 0.2 毫微克 TEQ/dscm 標準。作者們注釋說, 在這些應用中使用的很多汽車焚化爐在滿足已制訂的未來 EPA 限制方面可能存在問題。

### 5.1.2 其他有機化合物

雖然有少數例外, 但對焚化爐排放進大氣的其他已知有機化學物質進行的研究非常少。對於已經研究過的化合物, 焦點主要集中在超高分子重量化合物上, 而不是已排放的欠牢固易變有機化合物 (Leach 等, 1999 年)。已經數據報告的化合物包括聚烴 (PAHs) 和多群超毒氯化化合物, 後者包括聚氯二苯 (多氯聯苯), 聚氯 (PCNs), 氯苯和氯苯酚。

**多氯聯苯:** 該群包括 209 個不同的成員。大約半數已在環境中得到確認。多氯聯苯是永久的、有毒的和生物體內積累性。因此, 像二噁英, 它們有在動物和人類的脂肪組織中積累的趨勢, 在那裏它們幾乎能無限永存。更超高氯化的多氯聯苯成員最持久, 佔已發現環境污染物的大部分。多氯聯苯已成 全球無處不在的化學物質, 甚至在更高濃度的動物組織中發現這種物質存在, 這種動物在傳統的太古環境中生存。北極海洋哺育動物,

例如鯨，海豹和北極熊，都已發現含有多氯聯苯和其他有機氯（參見 Allsopp 等，1997 年）。大家知道，多氯聯苯能對健康產生許多毒害影響，包括生殖、神經和免疫等影響。人們懷疑它們會對野生生命和人類健康造成許多有害影響（參見 Allsopp 等，1997 年；Allsopp 等，1999 年）。一些多氯聯苯成員也對健康造成「類二噁英」影響，因為它們是結構類似的化學物質。

在工業化學物質中，多氯聯苯主要用來對電氣設備進行絕緣。多氯聯苯在整個世界的生產幾乎已經終止，但有報告說俄羅斯還在繼續生產。估計已生產的多氯聯苯最低有三分之一已經進入了環境（瑞典 EPA，1999 年）。其他三分之二留在了舊的電氣設備和廢物坑裏，從廢物坑裏它們又繼續傳散到環境中，儘管到目前為止這是環境中最主要的多氯聯苯污染原因，但有些多氯聯苯仍然只是焚化爐和某些涉及氯的化學過程的副產品。

多氯聯苯形成於焚化爐內，並混同煙道氣體散發到大氣裏。在科學文獻中，關於煙道氣體裏的多氯聯苯數量的數據是頗少的。1992 年，一項有關日本都市廢物焚化爐的研究發現，在嚴格的毒物學共面意義上，不同焚化爐的氣體排放有著極大的不同，其平均水平（1.46 毫微克 TEQ/立方米）已經大於日本新建焚化爐的指南標準（0.5 毫微克 TEQ/Nm<sup>3</sup>）。該項研究的總結說，廢物焚化爐對人類、食物和環境而言已經成為多氯聯苯污染的一個來源。

**PCN：**PCN 是一組作用持久、生物體內積累且有毒的氯化化合物，他們是用於多氯聯苯而產生的，且最終又隨著多氯聯苯的出現而出現。PCN 是在焚燒及金屬回收利用且涉及到氯的加熱過程中而產生的未被預料到的副產品（參看：Falandysz 和 Rappe，1997）。PCN 與二噁英和多氯聯苯有相類似的性質，使用少量就有潛在的巨毒（參看：Abad 等，1999；Abad 等，1997）。

在都市廢物焚化爐的煙道氣體中發現有 PCNs，西班牙 5 個都市廢物焚化爐的 PCN（Mono-to octa-chlorinated）密度從 1.08 到 21.36 毫微克/Nm<sup>3</sup> 不等，而二噁英的含量水平則從 0.01 到 5 毫微克 ITEQ/Nm<sup>3</sup> 不等（Abad 等，1997）。除此之外，在城市廢物焚化爐的氣體排放中也發現了具有二噁英類有毒物質的 PCN 同類物質（Falandysz 和 Rappe，1997；Takasugya 等，1994）。

焚化爐及其它焚燒源所產生的 PCNs 在野生動物中存在，其含量已可探測。除了承載歷史生產而造成的負荷外，這一過程可以導致自然環境還要遭受很大數量的巨毒及作用持久的化學物質的污染（Falandysz 和 Rappe 1997，Falandysz 等，1996）。

**氯化苯 (Chlorinated Benzenes)：**像氯化酚一樣，氯化苯也形成於焚化爐。（Wilken 等，1993）已經表明這些化學物質從煙道氣體中排出。六氯苯（HCB）這種苯的完全替代形式，其形成非常重要。HCB 作用持久，有巨毒且在生物體內積累，它對陸地動植物，及

人類都有毒性，而人類長期以來廣範使用它，來製作殺蟲劑和種子施用的物料，最近調查指出，HCB 很可以會在人奶中形成有機氯化化學物質而造成的二噁英巨毒（VanBirgelen, 1998）。IARC 把它列 2B 致癌物組，也就是說，它對人類來說是致癌的，而且也可能促成腫瘤的形成，HCB 可以破壞正在成長的胎兒，肝免疫系統，甲狀腺，腎臟，肝和神經系統對它的影響尤 敏感（ATSDR, 1997, Newhook 和 Meek, 1994）。

**鹵化酚 (Halogenated Phenols)：**在都市廢物焚化爐煙道氣體中共發現有 14 種氯化，3 種溴化以及 31 種混合溴氯化合酚（Heeb 等, 1995）。這些化學物質非常重要，因 兩種鹵化分子的壓縮反應可以 生出二噁英，在未處理排放氣體中的混合溴化、氯化酚和煙道氣體（ $\text{inmol/Nm}^3$ ； $0.5\text{ug /Nm}^3$ ）超過一般都市廢物焚化工廠中的二噁英（ $0.\text{nmol/Nm}^3$   $0.\text{ug/Nm}^3$ ）。

**溴化及混合鹵化二噁英 (Brominated and Mixed Halogenated Dioxins)：**除了氯化二噁英及夫喃，還有其他多種鹵化合物會在焚化過程中生 出來，包括溴化二噁英，混合氯化一溴化二噁英及夫喃多氯化物。

**PCDBT：**PCDBTs 是包含結構上類似 dibenzofurans 化合物的硫磺，這種硫磺替代了 dibenzofuran 的夫喃成分中所發現的氧原子，關於它們的毒性目前所知甚少，但由於結構原因，人們懷疑它是有毒的。在廢物焚化爐的煙道中也發現有 PCDBT（Sinkkonen 等, 1991）。

**PAHs：**PAHs 是有機物質在未充分燃燒過程中所 生的副 品。有些作用持久、有毒，且有生物積累。有些是致癌的。PAH 由焚化爐煙道氣體排放出來（Yasuda 和 Tahashi, 1998, Magagni 等, 1991）。在焚化過程中的廢物成分、溫度及過剩氣體決定特定設備的 PAH 數量，排放到空氣中的 PAH 量在焚燒開始階段很大（參看 Yasuda 和 Takahashi 等, 1998）一項調查發現排放到大氣中的焚化爐 PAH 值  $0.02\text{-}12$  毫克/ $\text{Nm}^3$ （參見：Mauty, 1993）。

**揮發性有機化合物 (VOC)：**儘管關於廢物焚化爐排放的其他系列化學物質的研究不多，但是， 了鑒定和量化都市廢物焚化爐煙道氣體中的揮發性有機化合物 (VOC)，已經具體實施了一項研究。該項研究確定了共約 250 種不同的揮發性有機化合物，它們的濃度範圍  $0.05$  到  $100$  毫克/立方米。這些化合物列示在附錄 B 中。該表包括高毒和致癌化合物，如：苯和被替代的酚，還有其他已知的有毒化合物，如多種 酸鹽。關於已排放揮發性有機化合物的環境和毒理學意義的數據非常有限。但揮發性有機化合物被認 有助於低空臭氧的形成（參看下文）。

焚化爐排放的有機化合物是在一組參數的基礎上被總體監控的，這組參數構成煙道氣體樣品中的總數量：即有機碳 (TOC) 總量。Jay 和 Stieglitz(1995)的研究報告表明，人們

發現已鑒定的 250 種有機化合物佔整個有機化合物大約 42%，剩餘的 58%則由未知成份的脂肪族烴組成。

Leach 等 1999 年指出，產生大量揮發性有機化合物的過程具有重要的環境意義，因混和有氮氧並暴露在陽光中，它們有助於形成光化學氧化劑（臭氧和過氧硝酸鹽），對環境空氣質量有負面的影響，歐洲理事會新制定的揮發性有機化合物總量控制限制是 20 毫克 /Nm<sup>3</sup>。

### 5.1.3 重金屬

所有類型的焚化爐都排放重金屬，許多重金屬低濃度時都有毒性，一些還具有耐久性和生物積累性。有關一些重金屬毒性的詳細內容在附錄 A 中有說明。重金屬是以原材料中各種材料的組成成份進入焚化爐的。隨著廢物體積在燃燒過程中的減少（Bucholz 和 L 和 sberger,1995 年），焚化處理使得重金屬在廢物殘留物（灰塵）中的濃縮高達 10 個因數。這些有毒金屬按比例進入焚化爐向大氣排放的煙道氣體中。主要比例通常存在煙灰和有殘留汞的爐渣中，在爐渣中更大數量是通過煙道爐身排放的。

每種金屬在原始廢物中有自己的主要來源。汞的存在是由於處理電池、熒光燈泡和油漆形成的。鎘存在於油漆、PVC 塑膠和塑膠料中。鉛存在於電池、塑膠和料中，錳存在使用塑膠的耐火材料中。

在全球範圍內，焚化顯著增加了許多重金屬的大氣排放，如表 5.1 所示（EEA，2000 年）。在 EU，1990 年的數位估計，焚化佔所有鎘排放的 8%，汞排放的 16%。鎘排放數量達到 46 噸，而且另外有 300 多噸的鉛。為了減少重金屬的煙道排放，已經發明瞭各種煙道氣體處理系統。有害廢物焚化爐的煙囪排放的氣體數據顯示，纖維篩檢程式清除效率對除汞外的大多數金屬約 95%。

EEA 解釋說，汞排放控制是焚化中的一個特殊問題。廢物中幾乎 100%的單質汞是通過煙道氣體排放的，因它不能吸附到篩檢程式灰塵或渣上。單質汞佔總排放汞的大約 20%到 50%。剩餘的以二價汞的形式存在，主要是汞氯（HgCl<sub>2</sub>）。在排放進大氣後，水溶性二價汞可能在靠近焚化爐的地方沈積。另外，單質汞可能在最終轉變成二價形式之前被大氣流運輸很遠，然後沈積在地上（Carpi,1997 年）。

儘管存在廢物流中的有毒重金屬有公認的重要性，有關爐身排放物中重金屬濃度的已出版數據則非常有限。不過，根據荷蘭的排放累積數據，鎘和汞的煙道排放在 1990 年和 1995 年間因現代化而顯著減少。在這期間，整個荷蘭鎘的大氣排放從 44%降到 13%，而汞則從 53%降到 11%。大氣排放的減少（假設數據可靠）意味著因污染控制裝置控制而駐留在設施中的金屬將會存留在煙灰殘留物中。

圖表 5.3 全球廢物焚化向空氣中排放的微量金屬

金屬	排放 (1000 噸/年)	排放 (總排放量的百分比)
銻	0.67	19.0
砷	0.31	3.0
鎘	0.75	9.0
鉻	0.84	2.0
銅	1.58	4.0
鉛	2.37	20.7
錳	8.26	21.0
汞	1.16	32.0
鎳	0.53	0.6
硒	0.11	11.0
錫	0.81	15.0
鈳	1.15	1.0
鋅	5.90	4.0

#### 5.1.4 顆粒物

懸浮在空氣中的細小顆粒是由自然因素以及人類活動引起的，通常被稱 微粒物質。自然原因有風吹土壤顆粒、海鹽、火山爆發塵土、真菌生殖細胞以及植物花粉。而人類活動方面的因素則是燒煤、焚化和交通工具廢氣排放等燃燒過程。一般來講，自然微粒（大於 2.5 μm）通常在尺寸上大於焚燒過程所 生的微粒物質（小於 2.5μm）（QUAG，1996 年；COMEAP，1995 年；EPAQS，1995 年）。正是這些名 「可吸入粒子」的微粒物質，與人類健康休戚相關。微粒污染影響哮喘類呼吸道疾病的噫化過程，並加速呼吸道和心臟疾病致命結果的 生。這是因 可吸入微粒非常小，可以被吸入肺氣管的深層；而大一些的顆粒則被呼吸道的保護機體阻擋在肺氣管深部之外。尤其是那些被稱 超微顆粒的物質在尺寸上小於 0.1μm，對人類健康的危害尤其嚴重。有關此類顆粒的詳細描述及其對人類健康的危害，請參看附錄一。

焚化爐引起大氣中顆粒的排放（EC,1998）。排放控制差的焚化爐廠排放出高密度的顆粒物質，從而導致當地環境污染問題。現代焚化爐排放密度較低，但數據顯示出排放出的顆粒尺寸小，從而會對健康造成不良影響（EC,1998）。事實上，包括各種形式焚化在內的燃燒過程所形成的大多數顆粒，都是在尺寸小於 0.1mm 的超微顆粒。即使是最現代化的都市廢物焚化爐，也沒有阻止超微顆粒排放的技術。使用現在的袋濾技術，對可吸入顆粒的（小於 2.5μm）總體效率是 5-30%，包括超微顆粒在內的小於 1μm 的微粒通過焚燒過濾，並不會減少。另外，顯示還表明。內置於焚化爐的某些現代污染降低設備，特別是試圖減低氮氧化物的氨噴射，事實上增加了最小、最危險顆粒的排放（Howard, 2000）。

目前，關於顆粒物化學組成的資訊非常有限。例如，焚化爐排放到大氣中的物質包括廢



氣中的礦物成分所形成的礦氧化物和鹽 (Oppelt,1990)。重金屬及有機化學物質，如二噁英、多氯聯苯及可以粘附到這些顆粒的表面的 PAHs 等，都可以吸附到這些微粒表面。金屬可以吸收進金屬氧化物、可溶鹽及金屬碳酸鹽等幾種不同形式的物質。這種顆粒的化學性質，如金屬的形式或粘附在顆粒表面的其他類型的潛在有毒化學物質，會最終通過人體暴露影響健康 (QUARG,1996;Seaton,1995;Marty 1993)。

已經發現了極具化學反應性的物質，可以來自本身並不具有化學反應性的物質。這是因它們體積微小。研究表明，隨著顆粒體積的減少，出現的表面原子數量也相應增高。這導致了它們表面帶電增高，從而化學反應性增強。除此之外，超微金屬顆粒顯示出極富化學反應性 (Tettrson 和 Tilley, 1999)。

都市廢物焚化爐通常輸入的是混合廢物，含有重金屬及鹵化有機化合物。它們釋放出超微金屬顆粒。因這些顆粒極富有反應性，所以都市廢物焚化爐可能會比以煤燃料的電站生更具毒性的超微顆粒浮質 (Howard,2000)。基於此，焚化爐對公共健康最休戚相關。

新的廢物焚燒歐洲理事會指令並不限制 PM10，或者更確切的說是 PM2.5，也就是可吸入顆粒，少於 2.5 $\mu\text{m}$ 。這樣，指令忽視焚化爐引起的顆粒污染，而這是與人類健康關係非常緊密的。指令限制焚化爐排放到空氣中的灰塵是 10 毫克/立方米。二十世紀八十年代公佈的數據顯示，英國都市廢物焚化爐排放顆粒是 18-4105 毫克/立方米(William,1990)，從美國有害廢物焚燒排放的顆粒則是 4-902 毫克/立方米(Dempse 和 Oppelt, 1993)。瑞典關於都市廢物焚化爐最近報告指出，顆粒排放是 0.003- 64 毫克/立方米。瑞典 21 個焚化爐中有 4 個在灰塵排放上超出歐洲理事會限制 (Greenpeace Nordic, 2000)。

### 5.1.5 無機氣體 (Inorganic Gases)

無機酸氣體，特別是氫氯化物 (HCl)、氫氟化物 (HF)、氫溴化物 (HBr)、硫黃氧化物 (SO<sub>x</sub>)、氮氧化物 (NO<sub>x</sub>) 由焚化爐形成並排放出來。這些氣體因氯、氟、溴、硫黃及氮物質被置入廢氣中而形成，NO<sub>x</sub> 也直接由氫和氮形成，這一過程因高溫而加快。

從焚化爐排放出的 HCl 比以煤燃料的發電廠的排放量要大。原因是廢物中含有氯化物，特別是 PVC 形式的塑膠。新歐洲理事會指令對 HCl 的限制 (日常平均值) 是 10 毫克/立方米，而 HF 是 1 毫克/立方米 (EC,1998)。最近對瑞典 21 個都市廢物焚化爐的調查指出，有 17 個排放到大氣中的 HCl 超過歐洲理事會限制，經常達到相當高的水平 (Greenpeace Nordic, 2000)。21 個焚化爐的平均排放量是 44 毫克/Nm<sup>3</sup>，具體範圍從 0.2 至 238 毫克/ Nm<sup>3</sup> 數量不等。

氮氧化物 (NO<sub>x</sub>) 包括氮 dioxide 及硫黃氧化物 (SO<sub>x</sub>)，後者包括二氧化硫，都是工業焚燒過程排放出來的，其中各種形式的焚化爐。這些氣體能影響雨的 pH 值，使其變酸。

酸雨曾一度對水質和土質造成毀滅性的影響，從而影響生態系統。暴露於  $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_x$  之中也對那些已有呼吸功能紊亂的個人呼吸健康造成負面影響。例如，研究指出，空氣中二氧化硫污染水平與越來越多的已患呼吸道感染或心血管疾病病人的過早死亡有關。同樣，與已患哮喘或支氣管障礙的個人進入醫院次數的增多也不無關係。儘管數據不太系統或不太確定，研究顯示，暴露於  $\text{NO}_x$  中與呼吸道疾病症狀的噁化也有關係 (Ayles, 1998)。

$\text{NO}_x$  和  $\text{SO}_x$  的排放也導致名亞顆粒的形成。這些氣體在空氣中經過化學反應，形成亞顆粒。它們源於大氣中的硫黃和氮氧化物的化學氧化成酸，之後被大氣氨水中合。這一形成微粒包括硫酸氨和硝酸氨。這些微粒雖溶於自然，但會在空氣中存在很長一段時間。另一在量上少些的顆粒物 氨氯化物，來自  $\text{HCl}$  氣體。一如先顆粒物，亞顆粒物同樣有大量不同的潛在有毒有機化合物，如 PAHs 和二噁英，吸附其表面 (QUARG,1996;COMEAP,1995;EPAQS,1995)。同焚化爐排放的初級顆粒物一樣，亞顆粒物也被認 對人類健康有害 (見 EC,1998)。

目前，儘管在新的歐洲理事會指令提議出了焚化爐排放  $\text{NO}_x$  的最大值，但歐洲理事會限制目前還不生效。氮一氧化和氮二氧化限制值提議 200 毫克/立方米 (適用於具有每小時焚燒超過 3 噸的焚燒廠，或者是新的焚燒廠)。最近對瑞典 12 個都市廢物焚化爐的研究顯示，排放值 1.2-236 毫克/ $\text{Nm}^3$ 。其中 4 個超出了歐洲理事會限制。

歐洲理事會廢物焚燒指令提議，硫黃氧化物限制值(日平均值)應 50 毫克/立方米。10 個瑞典焚化爐報告指出，其排放值 1.2-236 毫克/ $\text{Nm}^3$ ，其中有 9 個超出了歐洲理事會限制 (Greenpeace Nordic, 2000)。

### 5.1.6 其他氣體

二氧化碳是被焚化爐排放的，城市廢物含有 25% 左右的碳，而且一旦廢物被焚燒，含碳物便會排放二氧化碳。粗略而言，每焚燒一噸廢物，可以 生一噸的二氧化碳。二氧化碳是一種溫室氣體，它會影響氣候變化，而且我們必須減少它的排放 (EEA,2000)。對於從焚化爐排放的二氧化碳，尚無歐洲理事會限制。

一氧化碳也是從焚化爐排放出來的。它可能含有巨毒，也是一種溫室氣體。研究者猜測，某些羸弱者如果有先天心臟病，空氣中一氧化碳的增長則可能影響健康。有關瑞典焚化爐的最近一次研究發現，在 15 個有排放記錄的焚化爐中，10 個焚化爐的排放超過新的歐洲理事會限制標準 50 毫克/ $\text{Nm}^3$  (Greenpeace Nordic, 2000) 具體排放量從 2.6 至 249 毫克/ $\text{Nm}^3$ 。

## 5.2 向水中排放的物質

焚化爐在清洗設備時將廢物排放到水中。在這方面的公開數據非常有限。濕的氣體排空清洗過程流出的廢水含有重金屬，就排出的數量和毒性而言較多的有鋁、銅、汞、鋅、鉛和鎘，從濕的爐渣排除設備流出的廢水包括高密度的中性鹽以及未燒盡的有機物質殘渣（EEA，2000）。

### 5.3 煙灰中的排放物

同排放到空氣中的廢氣一樣，廢物焚化爐所產生的煙灰往往會有同樣的污染物，但在密度和結構組織上可能有所不同（EEA,2000）。儘管煙灰和爐渣中含有二噁英和重金屬，但對於煙灰中許多其他化合物氣體排放卻所知甚少。

#### 5.3.1 有機化合物

除了二噁英有一些數據之外，關於爐渣中其他有機化合物成分的數據很少（EEA,2000）。

#### 二噁英

由於污染控制設備的改良，從焚化爐排放到水和空氣中的二噁英在近幾年有所降低。然而，很難說焚化爐排放的二噁英總數量是否也有所降低。很有可能通過排氣管的排放降低了一些，而通過煙灰的排放卻升高了。實際上，有人說焚化爐排放的二噁英總數量在近幾十年並沒有降低（Wikstrom,1999）。對瑞典都市廢物焚化爐排放的二噁英總數量理論上的估計顯示，二噁英在燃料氣體中的降低將會導致煙灰中排放量的升高。這樣，從工廠排放的二噁英總數量保持不變，雖然污染控制技術已有所提高。

相對來說，關於煙灰和爐渣中二噁英的數據很少，因為很多裝置並未規定必須得安裝（Fabrellas 等，1999；GreenpeaceNordic，2000）。對瑞典一個焚化爐排放二噁英量理論上的估計顯示，97%的二噁英存在於煙灰中。這與奧地利對一個焚化爐的直接測試非常吻合（GreenpeaceAustria，1999）。西班牙對一個焚化爐的測試也顯示，通過排氣管排放的二噁英只佔很小的比例，而大部分的二噁英存在於煙灰中（Abad 等，1999）。除氯化二噁英之外，煙灰中還有其他鹵化二噁英和呋喃，燃燒氣體中還有溴化及混合氯化化合物。對醫療及都市廢物焚化爐煙灰的研究指出，碘化二噁英也可能存在（Kashima 等，1999）。

至於焚化爐殘餘煙灰中二噁英的含量水平，含量最高的是煙灰。具體含量從每百萬兆（ppt）到每十億(ppb)不等。對西班牙八個都市廢物焚化爐的調查顯示，煙灰中二噁英的平均水平是 0.07 到 3.5 毫微克 I-TEQ/g(ppb)(Abad 等，2000)。另一西班牙都市廢物焚化爐的調查通過兩次測量，顯示結果也在這一範圍之內，分別是 0.37 和 0.65 毫微克 I-TEQ/g (ppb)(Abad 等，2000)。在 1997 其中一個焚化爐中的含量水平尤其高（41 ppb TEQ），而 1999 年的含量則很低（Stieglitz 等，1999）。

二噁英在爐渣樣品中密度低，這一點很明顯，尤其是 ppt 水平。比如西班牙三個焚化爐的平均值是 0.006, 0.03 和 0.098 毫微克 I-TEQ/g(ppb)(即 6, 13 和 98 ppt TEQ)(Fabrellas 等, 1999)。類似的, 巴伐利亞和德國都市廢物焚化爐的爐渣水平是 1.6 到 24 ppt TEQ(Marb 等, 1997)。1994 至 1997 年, 波蘭對 18 個新的或更新的醫藥廢物焚化爐抽樣提取的煙灰中含有大量的二噁英, 從 8 到 45 ppt TEQ 不等 (Grochowalski, 1998)。

基於有限的抽樣分析, Abad 等(2000)指出, 儘管在煙灰中二噁英的密度最高, 焚化爐所生的大量爐渣意味著每年爐渣中的二噁英量可以與煙灰中的相比。然而, 對西班牙的 8 個都市廢物焚化爐的調查得出, 煙灰中的二噁英總量相對來說更高(Fabrellas 等, 1999)。根據分點測算, 西班牙現在的 8 個都市廢物焚化爐的年總二噁英量分別是: 燃料氣體 1-1.2 克 I-TEQ/y, 煙灰 46.6-111.6 克 I-TEQ/y, 爐渣 2-19 克 I-TEQ/y(Fabrellas 等, 1999)。

正如在前一部分提到的, 對二噁英的分析總是低估了焚化爐的排放, 因煙灰沒有被計算在內。對瑞典焚化爐排放的二噁英報告指出, 瑞典 EPA 因低估了煙灰中的煙灰污染, 從而極大地低估了焚化爐總排放量 (Greenpeace Nordic 等, 1999)。

### 其他有機化合物

一如在報告前面所提出的, 排放到煙道的有機化合物是多樣的, 與此相似, 煙灰中也含有幾種化合物。EEA(2000 年)指出, 煙灰中含有集中的有機化合物, 比如 PAHs、煤煙以及氯化化合物。多氯聯苯在煙灰中也存在(參見 Sakai 等, 1998)。據報道, 在醫院和都市廢物廢物焚化爐 (Magagni 等, 1994) 的煙灰中, 以及在污水沈澱物焚化的煙灰和爐渣中 (Kawakami Magagni 等, 1998), 也探測到多氯聯苯。污水沈澱物焚化的煙灰中所含的多氯聯苯是 7.1 毫微克/g, 與都市廢物焚化爐中所發現的二噁英成比例。在焚化爐煙灰中還發現有 PCNs(Schneider 等, 1998)。

對 MEW 焚化爐的煙灰分析顯示在煙灰中有 72 個不同的酚化合物, 包括許多未名物(Nito 和 Takeshita, 1996)。這些化合物多是 PAHs 氫化合物、多氯 PAHs、多氯聯苯以及二噁英。這項研究指出, 鹵化氫化合物會持續且有毒; 這一毒性應被估算進去, 因在處理垃圾場之後著, 毒性將會從煙灰中散播到環境中。另一研究發現, 在煙灰中有許多新的雜環氫碳和其他的基本化合物 (Nito 和 Ishizaki, 1997)。這些化合物是有未充分燃燒而引起, 而這一研究確認了焚化爐是其中的一個原因。這項研究從兩種不同煙灰中分別發現 63 和 18 種 AZAARENES。在這些化合物中, 噻, 苯, 苯基苯酚, 聯苯胺及它們的同質異能素佔大部分。它們有許多是致癌的或可以引起突變的化合物, 這一點很重要。從垃圾堆灰塵中排放出的這些化合物會把有毒物質散播到周圍環境中。

### 5.3.2 重金屬

焚化爐所生的煙灰和爐渣均含有大量的重金屬。假如爐渣中大塊未燒化的金屬不算在內的話, 那麼煙灰中所含的重金屬更高。(Bucholz 和 Landsberger, 1995)。表 5.4 顯示西

班牙兩個都市廢物焚化爐 生煙灰和爐渣中重金屬的密度。而圖表 5.5 則顯示了美國焚化爐中煙灰的密度(Bucholz 和 Landsberger, 1995)。與自然環境的平均水平相比，焚化爐裏重金屬的含量相對來說還是比較高的。比如，如果把大堆煙灰的密度（煙灰與爐渣之和）與全球土壤中重金屬的平均濃度相比，很顯然大堆煙灰中所含的金屬量要大得多（Bucholz 和 Landsberger, 1995）。除此之外，與未焚化城市廢物相比，焚化的過程加快了有毒金屬的移動性和生物利用度（Schumacher 等, 1998）。因此，傾倒垃圾堆中的煙灰與普通的廢物相比，更有可能把金屬排放到自然環境中。

對一所獸醫大學焚燒動物屍體的焚化爐進行的煙灰檢測發現，不同的焚化爐（Thompson 等, 1995）的金屬含量相差很大，煙灰中金屬的含量水平一般大大低於都市廢物焚化爐中煙灰的水平。唯一的例外是鋅，兩種焚化爐的含鋅量類似。人們注意到，垃圾中塑膠的焚燒可能導致煙灰中鉛和鋅含量的增加。

因 許多國家的法律並未要求焚化爐公司履行常規的煙灰監測，所以有關煙灰中重金屬水平和有關超標管限制度方面的公開數據很少。對美國有害廢物焚化爐的一項調查顯示，超過管制限制標準的金屬常常是砷、酸、鎳和鉛（Dempsey 和 Oppelt, 1993）。

5.4 都市廢物焚化爐灰渣和土壤中各種成分的含量範圍。除非另有說明，所有濃度單位毫克/公斤。

成分	煙灰	爐渣	土壤
銀	46-55.3	17.5-28.5	0.1
鋁	3.19-7.84%	6.20-6.68%	7.1%
砷	269-355	47.2-52.0	6
溴	3830-3920	676-830	5
鎘	246-266	47.6-65.5	0.06
鈷	11.3-13.5	65.2-90.3	8
鉻	146-169	623-807	100
銅	390-530	1560-2110	20
汞	59.1-65.0	9.1-9.7	0.03
銻	1.50-1.67	0.45-0.71	0.07
鉬	14-26	100-181	2
鉛	3200-4320	2090-2860	10
硒	6.7-11.2	<2.52	0.2
錫	470-630	300-410	10
鈦	2.85-3.21	4.31-4.86	5
鈦	3300-6300	7500-18100	5000
鈾	27-36	46-137	100
鋅	13360-13490	6610-6790	50

資料來源：Buchholz 和 Landsberger (1995)

表 5.5 都市廢物殘留物中微量元素的濃度

成分	煙灰 (毫克/公斤幹殘留物)	爐渣 (毫克/公斤幹殘留物)
鉻	365 18	210 8
鋅	9382 208	2067±9
鉛	5461 236	1693±22
鎳	117 2	53±3
銅	1322 90	822±4
砷	<50	<50
鎘	92 2	<12.5
汞	0.29 0.03	<0.035

資料來源：Alba 等 (1997)

## 5.4 灰渣的處理

因 煙灰中有重金屬和鹽成分，它們可能是有毒的，因此需要正確管理( Alba 等，1997 )。它們還含有其他有機有毒化學成分，包括二噁英。按 EEA (2000) 的說法，對廢物焚化

廠煙灰的處理是一個嚴肅的問題。按照某些規定，煙灰可被列為有害廢物（Alba 等，1997）。實際上，因煙灰中含有大量鉛和鎘，按義大利法律，它們被列為有毒廢物（Magagni 等，1994）。鑒於人們對焚化爐灰渣處理的關心，此成立了一個國際灰渣工作組，用於編寫及評估現有的資料（Sawell 等，1995）並進而公佈其研究結果（Chandler 等，1997）。

不像煙灰，爐渣一般不被列為特殊廢物。不過，爐渣也含有有毒成分，同時，按照 Brereton（1996）引用的資料，爐渣中金屬的潛在滲濾率表明，對它們的處理明顯會帶來環境問題。

目前，煙灰一般是通過填埋處理的，而爐渣則不是被填埋就是被用於建築材料。在加拿大、大多歐洲國家和日本，爐渣和煙灰是單獨處理的，而美國當前的趨勢是將所有殘留物放在一起，再在專用的填埋場對這些廢物進行處理（Chandler 等，1997）。灰渣處理成本對焚化的總成本有重要影響（Brereton，1996）。將灰渣用於建築目的可以降低灰渣處理成本。然而，焚化爐灰渣的有害性以及持久性化學成分和重金屬等有害成分向環境中的重新排放使人們對這種做法提出了疑問。另外，Shane 等人（1993）指出，灰渣的誘變程度可隨時間發生變化。比如，在不同時間從同一座焚化爐提取的樣本在誘變潛力上存在差異。因不可能定期檢查焚化爐灰渣的誘變性，這也使人們對進一步利用表示懷疑。有人指出，可以將焚化爐灰渣用作肥料。然而，用都市廢物灰渣改善的土壤可將鎘等某些金屬帶入食用植物中，進而進入人類食物，這種情況排除了將焚化爐灰渣用作肥料的可能性（參見 Shane 等，1993）。以下第 5.4.1 節對將煙灰和爐渣用於建築和其他目的做了進一步討論。

#### **5.4.1 煙灰的處理**

據報道，在英國，煙灰是在普通填埋場處理的，有些填埋場還沒有襯層（Mitchell 等，1992）。這是一個嚴重問題，因灰渣中的有毒成分（尤其是重金屬）會污染底層土，使其重金屬含量超過背景水平。根據土壤 pH 值的不同，雨水會將金屬從被填埋的灰渣中滲濾到用於飲用的地下水中。在酸性環境中滲濾發生的可能性最大。因灰渣通常是和普通市政廢物一起處理的，周圍的土壤會被有機酸（被填埋廢物的分解物）酸化。這種情況會使重金屬滲濾更加嚴重（Marty，1993）。另外，傾倒入填埋場的焚化爐灰渣比一般廢物的滲濾情況要嚴重，因灰渣中的金屬濃度不僅比一般廢物高，而且灰渣可能會處於一種更加容易溶化的狀態，因此更可能被滲濾。英國一項研究指出，焚化爐煙灰中的鉛和鎘尤其值得注意（Mitchell 等，1992）。至於二噁英，據 EEA（2000）介紹，這些化學成分緊緊附著在灰渣殘留物的表面上，在水中高度可溶，因此二噁英會大量被從填埋場滲濾到地下水中。

有關從焚化爐灰渣中金屬被滲濾情況的試驗顯示，可被滲濾的成分/重金屬的滲濾量特別取決於 pH 值。所使用的溶劑酸性越大，滲濾的量就越多（比如 Fleming 等，1996，Buchholz

和 Landsberger, 1995)。而鎘、鉛和鉻在使用過濾水的中性條件下會發生大量排放 (Mangialardi 等, 1998)。鉛被認 是煙灰中最容易被瀝濾的物質 (Chandler 等, 1997)。關於焚化爐灰渣中重金屬被模仿酸雨的水瀝濾的研究發現, 第一次用水沖灰渣會使大量金屬被瀝濾 (Buchholz 和 Landsberger, 1995)。這項研究稱, 在第一次瀝濾過程中, 砷、鋇、鉍、鉻、銅、鉬、鉛、硫、鈦和鋅等金屬/成分會對地下水造成最大威脅。長時間瀝濾後威脅會小的多, 但被填埋灰渣中的砷、鎘、銅、汞、鉛、硫和鋅會 生長期危害。至於在幾百年乃至幾千年這樣非常長的時間內, 人們對焚化爐殘餘物在長期內的瀝濾行 幾乎一無所知 (Chandler 等, 1997)。在不可能對填埋場進行無限期管理地情況下, 這是一個嚴重問題。

目前, 在廢物瀝出物會被收集起來的填埋場, 瀝出物一般被送到市政污水處理廠處理。填埋場中煙灰瀝出物中鉛和鎘的濃度可能會特別高 (Chandler 等, 1997)。當瀝出物被通過普通污水處理系統處理時, 這些成分以及其他微量金屬將被直接排放到環境中。

除了填埋場的化學污染物瀝濾外, 污染物可能會通過填埋場火災重新進入環境中。據報道, 填埋場火災在芬蘭比較普遍。研究顯示, 瑞典和芬蘭的此類火災也造成了二噁英、多氯聯苯、PAH 和其他污染物的排放 (參見 Ruokojarvi 等, 1995)。

目前, 人們越來越多地通過在處理前進行預處理來減少瀝濾。在關於廢物中危險物質的文件中, EEA 規定沒有經過預處理的煙灰不得被填埋 (EEA 2000)。預處理的重點是儘量降低處理費用, 使可瀝濾性與處理的宗旨一致。這通常會涉及通過水泥使煙灰保持穩定。據 Brereton (1996) 介紹, 被穩定化的廢物可能適合某種形式的填埋, 或者應該適合普通形式的填埋。Chandler 等人 (1997) 稱, 德國、瑞典、瑞士和奧地利的一些焚化爐利用水泥使煙灰保持穩定。在許多國家, 即使經過穩定處理的煙灰也不常被用於建築材料。而荷蘭和奧地利例外。在荷蘭, 50%的煙灰被用作瀝青中的填料; 在奧地利, 煙灰被用於混凝土建築 (奧地利綠色和平組織, 1999)。對於這種做法, 一項關於將煙灰用於建築材料的研究顯示, 這些材料可能還會瀝濾金屬 (Fleming 等, 1996)。另外, 無論煙灰是直接被填埋、被穩定化後再填埋或是在建築材料中被穩定, 重要的是要認識到風化和侵蝕會使灰渣中的持久性污染物 (包括重金屬) 重新進入環境。對煙灰的另一種處理方法涉及進行進一步的熱處理, 以減少其中的二噁英含量。在實驗條件下這種做法比較成功 (例如 Buekens 和 Huang, 1998)。然而, 沒有報道指出這一過程會形成其他可能有毒的化學品。另外, 重金屬將留在廢物中。

#### 5.4.2 爐渣的處理

像煙灰一樣, 焚化爐爐渣不是被填埋就是被用於建築目的。關於填埋場爐渣瀝出物的試驗顯示存在無機鹽瀝濾現象, 但短期內重金屬的瀝濾可以忽略不計 (Chandler 等, 1997)。在丹麥、法國、德國和荷蘭等一些歐洲國家, 大量爐渣 (40-60%或更多) 被用於建築目的 (Chandler 等, 1997)。它們主要被用於道路的基層或基層下臥層。它們也被用於自行



車道的下部。關於將爐渣用於混凝土的研究確定，此類混凝土比用傳統集料製成的混凝土壓強低。因風化和降解，這些化合物將來會對人生不利影響，特別是在這些物質可以進入食物鏈的情況下（Korzun 和 Heck，1990）。

在英國，使用煙灰和爐渣的一些可能風險最近已經顯露出來（ENDS 2000a）。英國許多都市廢物焚化爐被強制在 1996 年年底之前關閉，以達到「空氣框架指令」（84/36/EEC）和「市政廢物焚化指令」（89/429/EEC）的要求（參見 Leach 等，1999）。在因可以達到歐洲理事會指令的要求而被保留下來並且目前正在運行的焚化爐中，包括一座位於 Newcastle 的 Byker 公司的焚化爐。在 1994 至 1999 年間，這座焚化爐的煙灰和爐渣混合物一直被用於小塊園地和道路上。當地居民對灰渣中可能存在的有毒物質的擔心促使當地衛生機關和委員會組織了一次對灰渣中二噁英和重金屬的測試。最初的結果顯示，灰渣中含有大量二噁英，研究人員建議兩歲以下的兒童不要在上述園地上玩耍，不要食用這些園地上生的蛋和禽畜品，所有蔬菜在食用之前要經過清洗和削皮。灰渣中的二噁英平均濃度非常高，達 1373 毫微克 TEQ/公斤，最高濃度 4424 毫微克 TEQ/公斤。如此高的濃度超出了德國有關二噁英的管理規定。比如，德國建議限制在二噁英含量超過 40 毫微克 TEQ/公斤的土地上種植農作物，建議對含量超過 100 毫微克 TEQ/公斤的遊樂場以及含量超過 1000 毫微克 TEQ/公斤的居民區採取補救措施。如表 5.6 所示，除汞外，所有其他被測試的重金屬都超過了荷蘭對土壤的限定值。英國規劃機關採用的就是荷蘭的標準。因灰渣中的有毒物質較高，所有灰渣不得被清除。這花費了當地委員會 50000-70000 英鎊。人們非常關注管理機構是否允許將這些灰渣用於道路和小塊園地，並懷疑英國和其他國家是否已經發生有同樣情況但還未被注意到。

新的歐洲理事會指令（EC1999）沒有提出對煙灰和爐渣中的重金屬含量進行任何限制。在焚化生的大多重金屬都隱藏在灰渣中並造成環境問題的情況下，這種做法值得關注。然而該指令說：「應進行適當的測試，以確定不同焚化殘留物的物理和化學特性以及可能造成的污染情況。在分析時要尤其注意可溶部分的總量和可以溶化的重金屬部分。」

該指令還說：「按照相關社區立法和國家規定，要儘量在廠內或廠外對殘餘物進行直接回收利用。」因此，歐洲理事會容許將灰渣用於將來會生環境污染並威脅健康的其他目的。

表 5.6 16 件 Byker 公司灰渣樣品中的金屬（毫克/公斤）和夫喃（毫微克/公斤）含量與荷蘭最低限值比較

物質	平均（毫克/公斤）	範圍（毫克/公斤）	荷蘭最低限值（毫克/公斤）
砷	12	7-23	20
鎘	5	0.4-11	1
鉻	88	13-182	100
銅	1195	10-3620	50
汞	0.2	0.1-0.6	0.5
鎳	55	14-187	50
鉛	399	17-620	50
鋅	659	31-1420	200
二噁英	1373 毫微克 TEQ/ 公斤	11-4224 毫微克 TEQ/公斤	

資料來源：Buchholz 和 Landsberger (1995)

## 第六章

# 解決方法：減少廢物循環再用和再造 取締焚化

因為堆填區空間愈來愈缺乏，加上限制傾倒在堆填區廢物量條例收緊以及舊堆填區對環境的問題，很多地區及國家都尋找處理廢物的新方法。現時，60%於歐盟國家產生的廢物都是運往堆填區(Hens et al. 2000)。廢物的增長令這個問題變得更嚴重。例如：

- 於 1990 至 1995 年間，歐盟國家產生的廢物總量上升 10%，預期到 2010 年會有另外 20% 的增長
- 到 2010 年，一些國家的經濟增長如愛沙尼亞，斯洛文尼亞，立陶宛，斯洛伐克，保加利亞，匈牙利，捷克，羅馬尼亞，波蘭將會令都市廢物量有雙倍的增長。
- 亞洲區的都市廢物量到 2025 年預期會有雙倍增長。

焚化被認為是處理廢物危機的其中一種方法，它被推銷為可以減少廢物的體積從而減輕堆填區的壓力。可是，焚化並非解決廢物問題的辦法。其實，它顯示資源管理政策上的不存在及錯誤設想。處於資源不斷減少的世界，讓寶貴的資源變成灰燼實在不合常理；更令人費解的是我們已知這些煙及灰燼是一些持久的有毒化學物。焚化不單止不算是可持續發展的技術；正當全球努力爭取零排放技術時，焚化根本與此背道而馳。

值得注意的是菲律賓政府已立例禁止了焚化，此舉主要是受公眾強烈反對焚化所影響。菲律賓是世界上第一個政府全國性地禁止焚化。菲律賓清淨空氣法案 1999(The Philippine Clean Air Act of 1999) 明確的訂明禁止焚化都市、醫療及有毒廢物，並主張非焚化的技術處理廢物。減少廢物，循環再用，再造被推廣。清淨空氣法案指令一個三年的期限取締醫療廢物焚化爐，而且於此期間限制醫院焚化受感染廢料。

## 6.1 焚化帶來的問題

### 6.1.1 環境及健康

就算如何先進的焚化爐，它會釋放出有毒物質於空氣中和生產有毒的灰燼及殘渣，引致環境的污染，使動物及人類有機會暴露在危險污染物。焚化爐釋放出很多危險化合物，包括有機化合物如氯化及溴化二噁英，多環芳烴，聚氯，重金屬，二氧化硫，二氧化氮。還有無數毒性仍未確定的物質，由焚化爐釋放出的化學物混合之後對人類健康的全部影響仍是未知之數。可是，已有研究指出那些在焚化爐工作和住在附近的居民，他們的死亡率及患病率均較高，生活質素受到影響。不單如此，一個聲望很高的科研組織已表示非常關注由焚化爐釋出的二噁英對廣大人口的健康的影响，縱使已實行對調節裝置的最高標準。(NRC 2000)

### 6.1.2 經濟效益

廢物管理尤其是焚化爐的經濟情況是非常複雜的，超出了本報告的範疇。簡單來說，焚化可以說是屬於上一個工業時代的技術。它經濟上的可行性是依賴將大部份的成本外化，即是轉嫁至由公眾承擔。污染控制構成主要成本，可是這些技術只能減少有毒物質於空氣中的排放，卻將這些有毒物質重新分配至灰燼中。

最近有一個趨向，就是都市廢物焚化爐以焚燒廢物來發電。這種生產電力的方法只能算是焚化的副產品，並不是可持續的能源生產方法。事實上，焚化爐如都市廢物焚化爐，只能獲得由廢物產生能量的 20%，是低效益的能源生產方法。Murray (1999) 已形容焚化爐無論在廢物處理方法上或是能源生產上，都是無效率的。它指向的不是保護資源和減少毒害，而是破壞資源和增加毒害。

在英國，地區政府與焚化爐公司的合約，令地區政府因此要負起長期責任，每年要提供大量廢物。這情況完全違背預防廢物，循環再用，再造的原則。若當地減少廢物及將廢物轉至循環再用及再造的計劃，政府便要受到懲罰，需要經濟賠償予焚化爐公司。

### 6.1.3 可持續性

東北大西洋保護環境條約(the OSPAR)於 1998 年生效，覆蓋十五個東北大西洋國家及歐洲聯盟。於 1998 年六月在辛特拉開的 OSPAR 會議，出席的部長同意各國需要一個清晰承諾，在 2020 年前阻止有毒物質的釋放。基本上，此承諾是指各國已有一個目標，那就是停止有毒性質在製造過程中經空氣及其他途徑排出，以及用沒有危險的替代品取代。這意味著在實踐上已由污染技術轉變為無污染清淨生產及零排放策略。焚化爐永遠都不能履行零排放策略，也不可能算是無污染清淨生產技術；所以這種古舊污染的技術與可持續發展以及歐洲國家政策上的承諾根本格格不入。結果在 OSPAR 條款下，焚化已不能改變其成為荒廢技術的事實。

## 6.2 現有歐盟政策及廢物管理

大部份歐盟國家對廢物管理都採取：減少廢物 – 循環再用 – 再造 – 熱能分解回收能源這一種優次等級。歐盟成員國普遍已有此共識，加上因為歐盟指令(EU-Directives)致個別國家政策愈來愈一致，可是在歐洲大部分的廢物仍是用堆填或焚化的方式處理。更重要的是，這些方法必然帶來嚴重的環境問題和危害健康(Hens et al. 2000)。

要減低對健康的危害，必須將廢物政策的重點放在減少廢物和循環再用上。現時歐盟的廢物政策並非建基於健康影響的數據上。幸虧，現有關於廢物管理對健康影響的數據並沒有與歐盟提出的優次衝突，反而在很多重要的層面上與此優次等級不謀而合 (Hens 2000)。例如，防止廢物產生是最重要的（沒有廢物便不會有對健康的影響），跟著便是循環再用和再造。雖然如此，歐盟政策對環境及健康的忽視是非常明顯的。舉例說，歐盟

對焚化的規則加上國內的限制是根據現有技術可達到的標準，而不是根據對健康及環境的影響。

新的歐盟指令對排放的限制使一些舊焚化爐關閉或被迫提高水準，但是相比起 OSPAR 訂明要在一代的時間佈停止有毒性質的釋放，已是非常過時。歐盟指令的概念是少量有毒物質的排放是可以接受的，是一種普遍(縱然是誤導的)對有毒化學物在環境內的「安全」處理手法。可是，我們已知道科學意見是，很多環境污染化學物如二噁英及其他持續能在生物積聚的有毒物質，還有能干擾內分泌的化學物，它們根本沒有一個所謂安全的標準。不單如此，對這種原則的摒棄在政治圈子愈來愈盛行，我們可以從英國環境部長 Mr. Michael Meacher 講話中看出。他在最近提到傳統管制化學物條例如何不切實際時說：

*「我重申，從焚化爐排放出的物質毒性是非常高的。有一些甚至是致癌物質。我們已知道科學上根本沒有一個安全下限可以容許這些物質的排放。」*

縱然英國及其他歐洲國家已有 OSPAR 對禁止有毒物質的釋放的承諾，最近這些國家紛紛計劃興建新焚化爐。

## 6.3 未來路向：採取預先警惕原則(Precautionary Principle)及零排放策略

### 6.3.1 採用預先警惕原則

預先警惕原則是，假如要減少環境降格及逆轉此局面，預先警惕及防範可以駕馭其他原則。此原則規定要證明是否有毒害的舉證責任不在保護環境人士身上，而是要污染者顯示沒有危險的可能性。預先警惕原則現已逐漸成為制定環境及保障健康策略的基礎(Stairs and Johnston 1991)。

可是，現有對焚化爐的管制條例並非建基於預先警惕原則，相反，這些條例嘗試為化學物訂立一個「安全」的排放標準。此管制制度在沒有嘗試消除引起問題的罪魁禍首之前，將舉證責任加諸那些要證明「焚化爐影響健康」的人身上，而不是污染者他們(Nicolopoulou-Stamati et al. 2000)。根據近幾十年對不少環境污染化學物的毒性的了解，「化學物是危險的除非有其他證據」這一觀念是合理可取的。

我們已知道不少研究指出焚化爐對附近居民及其員工的健康均有負面影響。事實上我們已知道了這些研究結果好一段日子。這些研究其實是響起了警號，而政府不應該無動於衷，而應該儘快落實預先警惕原則。基於預先警惕原則，我們已有足夠的人類健康和環境污染證據，要求取締所有焚化過程。若要再等待更多關於這種危險及污染焚化技術新一代的證明，即等於完全漠視環境及人類健康的福祉。

### 6.3.2 採用零排放策略

零排放的目的為制止所有有毒物質釋放至環境中。雖然有批評此策略太簡化甚至是不可能實行，零排放應是一個管制化學物最終要達致的目標 (Sprague 1991)。

零排放要求工業及農業採納無污染清淨生產技術。要達到此改變，經濟誘因和有效法律是先決條件。

聯合國環境規劃署 (UNEP)管理委員會已通過無污染清淨生產的原則，而更多的國際團體亦陸續認同此原則。例如在 1998 年 OSPAR 公約訂明在二十年間取締所有危險毒物，已是符合零排放策略中關於無污染清淨生產的部分。

焚化這一種污染技術永遠也不能達到零排放的準則。廢物管理策略若要符合零排放策略而達至可持續性，一定首先要避免廢物的產生，循環再用及再造。這個即是人所共知的「減少，循環再用，再造」(Reduce, Re-use, Recycle)原則。

### **6.3.3 執行減少廢物，循環再用，再造**

我們生活世界裏無論是工業還是農業都不重視資源的運用。這是引致大量廢物的其中一個原因，而大量廢物中有很多是可以避免的。我們的社會已是一個即用即棄的城市，這情況在工業化國家尤其厲害。我們必須儘快改變這種情況，大量減少家居及工業廢物。

經濟財政安排及環境稅項可以幫助減少廢物量。這些措施已得到歐洲議會的支持，而事實上數個歐洲國家已採用環境稅 (Steenwegan 2000)。但我們需要更多實際行動來更有效地減少廢物。

現時歐洲各國間的回收再造率有很大差異。在荷蘭 46%的都市廢物被回收再造，但在英國只得 8%。密集式的再用及再造計劃約可處理八成都市廢物。經濟財政安排在鼓勵再用再造及阻遏焚化爐堆填區上起了很大作用 (Steenwegan 2000)。

提倡減少製造廢物，鼓勵循環再用和再造，從而減低因廢物處理對健康造成的惡果，建議具體措施如下：

- 從現在至 2020 年逐步取締各類工業用焚化爐，包括城市固體廢物焚化爐。此舉為響應 OSPAR 大會提出在 2020 年前停止排放及棄置各種有害物質的要求。
- 在財政安排及法律方面設立機制，增加包裝(例如各類樽和罐)及產品(例如電腦外殼及電子零件)的循環再用。
- 作出財政安排(例如增收堆填稅)，推行所須的基建項目，有效推行循環再造的措施。

- 進行包裝和產品立法，刺激市場對循環再造物料的需求。規定廠商使用一定數量的循環再造物料。
- 取締未能安全循環再造或分解的物料(例如 PVC 塑膠)，以更持久耐用的物料代替。
- 短期而言，任何使焚化爐生產有害物質的物料和產品，均須避免淪為廢物，並由生產商承擔一切費用。其中包括電子儀器、金屬產品例如電芯、照明、PVC 塑膠(乙稀基地板、PVC 電纜、PVC 包裝、PVC-u 窗框等)及其他含有害物質的產品。

一般措施：

- 進一步發展無污染的生產科技，能更有效使用物料和能源，致力生產無污染的產品，減少廢物，最終按照「循環再用/再造」的方式處理廢物，以更公平和持久的方法，滿足社會的需要。
- 切實執行預先警惕原則，以便未雨綢繆。透過持續發展科研，及早發現問題及尋求解決方案。此外，亦要採取適當措施，防止環境污染及避免焚化爐對健康及環境所可能導致的嚴重損害。