



Incineración y Salud

Conocimientos Actuales sobre los Impactos de las Incineradoras en la Salud Humana

INCINERACIÓN Y SALUD

Conocimientos Actuales Sobre los Impactos
de las Incineradoras en la Salud Humana

Michelle Allsopp, Pat Costner, Paul Johnston

Traducción: Alicia Cantero
Adaptación maqueta: Jose A. Calvo
Informe de Greenpeace Internacional
Versión Española con datos actualizados
Greenpeace España.
Septiembre 2001



INCINERACIÓN Y SALUD

Conocimientos Actuales sobre los Impactos
de las Incineradoras en la Salud Humana.

Michelle Allsopp, Pat Costner y Paul Johnston
Laboratorios de Investigación de Greenpeace
Universidad de Exeter, Reino Unido

Agradecimientos

Se agradece especialmente la colaboración en la revisión del informe original a Dr. Vyvyan Howard de la Universidad de Liverpool, Reino Unido, Alan Watson de la Consultoría Public Interest, Gower, Swansea, Reino Unido, Andy Moore del Programa Community Recycling, Bristol, Reino Unido, Wytze van der Naald de Greenpeace Internacional y Mark Strutt de Greenpeace Reino Unido

“Los contaminantes procedentes de una planta incineradora se dispersan en el aire, por lo que la población cercana a la planta se expone directamente por inhalación, o indirectamente al consumir comida o agua contaminada por las sustancias que se depositan en el suelo, la vegetación y el agua. Los efectos potenciales de metales y otros contaminantes persistentes en el medio ambiente, se extienden más allá del área donde se sitúa la incineradora.

Los contaminantes persistentes pueden transportarse a grandes distancias de la fuente de emisión, y sufrir transformaciones físicas y químicas, pasando numerosas veces al suelo, al agua o a los alimentos.”

Consejo Nacional de Investigación (*National Research Council*) 2000



INCINERACIÓN Y SALUD

RESUMEN	7
LAS INCINERADORAS GENERAN RESIDUOS	8
EXPOSICIÓN HUMANA Y MEDIOAMBIENTAL A LAS EMISIONES PROCEDENTES DE LA INCINERACIÓN	9
IMPACTOS EN LA SALUD	9
EMISIONES DE INCINERADORAS Y LEGISLACIÓN	14
Gases de chimenea	14
Dioxinas	14
Otros compuestos orgánicos	14
Metales pesados	14
Partículas	14
Cenizas	15
El camino a seguir	15
QUÉ PIDE GREENPEACE	16
1. INTRODUCCIÓN A LOS EFECTOS EN LA SALUD DE LAS INCINERADORAS	17
1.1 Tipos de Estudios de Investigación	18
1.2 Estudios de Exposición	18
1.3 Estudios Epidemiológicos	19
1.4 Estudios de Evaluación de Riesgo	19
2. IMPACTOS EN LA SALUD DE LOS TRABAJADORES	21
2.1 Exposición	22
2.1.1 Dioxinas	22
2.1.2 Otros Compuestos Orgánicos	23
2.1.3 Metales Pesados	24
2.1.4 Biomarcadores	24
2.1.5 Compuestos Mutagénicos	25
2.2. Impactos en la Salud	25
2.2.1 Mortalidad	25
2.2.2 Morbilidad	26
3. IMPACTOS EN LA SALUD DE LAS POBLACIONES QUE VIVEN CERCA DE INCINERADORAS	28
3.1 Estudios de Exposición	29
3.1.1 Dioxinas y PCBs	29
3.1.2 Metales pesados	30
3.1.3 Biomarcadores	30
3.2 Efectos en la Salud - Estudios Epidemiológicos	31
3.2.1 Cáncer	31
Sarcoma en Tejido Blando y Linfoma No-Hodgkin's	31
Cáncer de Pulmón	31
Cáncer de Laringe	32
Cáncer de Hígado y Otros tipos de Cánceres	32
Cáncer Infantil	33

3.2.2 Efectos en el Sistema Respiratorio	34
3.2.3 Proporción de Sexos	36
3.2.4 Malformaciones Congénitas	37
3.2.5 Embarazos Múltiples	39
3.2.6 Efectos Hormonales	39
3.3 Evaluación de Riesgo	40
4. CONTAMINACIÓN AMBIENTAL	42
4.1 Emisiones y Fugas en Plantas Incineradoras	43
4.2 Estudios sobre Contaminación Ambiental.	43
4.2.1 Suelo y Vegetación	44
Dioxinas	44
Metales Pesados	45
4.2.2 Leche de Vaca	45
5. EMISIONES DE LAS INCINERADORAS	47
5.1 Emisiones al Aire	49
5.1.1 Compuestos Orgánicos	49
Dioxinas	49
Formación de Dioxinas en Incineradoras	50
Inventario de Dioxinas e Incineración	50
Nuevas Incineradoras y Plantas Actualizadas	53
5.1.2 Otros Compuestos Orgánicos	54
PCBs	54
PCNs	54
Bencenos Clorados	55
Fenoles Halogenados	55
Dioxinas Halogenadas Mixtas y Bromadas	55
Dibenzotiofenos Policlorados (PCDBTs)	55
PAHs	55
COVs	55
5.1.3 Metales Pesados	56
5.1.4 Partículas	57
5.1.5 Gases Inorgánicos	58
5.1.6 Otros Gases	58
5.2 Emisiones al Agua	59
5.3 Emisiones a las Cenizas	59
5.3.1 Compuestos Orgánicos	59
Dioxinas	59
Otros Compuestos Orgánicos	60
5.3.2 Metales Pesados	60
5.4 Eliminación de Cenizas	61
5.4.1 Eliminación de Cenizas Volantes	62
5.4.2 Eliminación de Cenizas de Fondo	63



6. LA SOLUCIÓN: REDUCCIÓN, REUTILIZACIÓN, RECICLAJE DE RESIDUOS Y ELIMINACIÓN PROGRESIVA DE LA INCINERACIÓN	65
6.1 Problemas de la Incineración	66
6.1.1 Medio Ambiente y Salud	66
6.1.2 Economía	66
6.1.3 Sostenibilidad	67
6.2. Políticas Actuales de Tratamiento de Residuos de la Unión Europea	67
6.3 El camino a Seguir: La Adopción del Principio de Precaución y la Estrategia de Emisión Cero	68
6.3.1 Adopción del Principio de Precaución	68
6.3.2 Adopción del Vertido Cero	68
6.3.3 La Puesta en Vigor de REDUCE, REUTILIZA, RECICLA	68
7. REFERENCIAS	70
ANEXO A	
EFFECTOS EN LA SALUD DE LOS CONTAMINANTES RESULTANTES DE LA INCINERACIÓN	76
1. Partículas	77
1.1 Introducción	77
1.2 Efectos en la salud de las partículas	78
2. Dioxinas	79
3. Metales Pesados	82
3.1 Plomo	82
3.2 Cadmio	83
3.3 Mercurio	83
Referencias del Anexo A	85
ANEXO B	
COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES IDENTIFICADOS EN LAS EMISIONES DE UNA PLANTA INCINERADORA DE RESIDUOS URBANOS	87



RESUMEN



La gestión de los residuos urbanos e industriales se está convirtiendo en un problema mundial, que aumenta con el tiempo. La situación en la Unión Europea es crítica, mientras que la cantidad de residuos que se genera no deja de crecer, la legislación actual impone restricciones cada vez mayores a la cantidad de residuos que se pueden depositar en vertederos. Al mismo tiempo, en los últimos años, se han cerrado muchas incineradoras que no cumplían la normativa sobre emisiones atmosféricas; y en un futuro todas las plantas tendrán que cumplir las normas estándar que se han fijado recientemente en la nueva Directiva Europea sobre Incineración de Residuos (2000/76/CE).

Afortunadamente existen alternativas, que permiten a largo plazo acabar con la crisis de los residuos. Estas soluciones se basan en la puesta en marcha de estrategias de prevención de la formación de residuos, reutilización y reciclaje. En la actualidad existe una tendencia cada vez mayor en la adopción de "soluciones rápidas", a corto plazo, que hacen proliferar los proyectos de construcción de nuevas incineradoras. Estas plantas se presentan como la solución perfecta, ya que reducen a una décima parte el volumen de residuos inicial, y además permiten disminuir la cantidad de residuos que se depositan en vertederos.

Sin embargo, la incineración es una solución controvertida. Las emisiones de sustancias tóxicas a la atmósfera y la producción de cenizas y otros residuos, generan impactos potenciales en el medio ambiente y la salud que la hacen poco recomendable; no hay que olvidar además la poca rentabilidad económica de estas plantas. El gobierno de Filipinas ha considerado los problemas que plantea este tipo de tratamiento para los residuos. Y tras la fuerte oposición pública que surgió en el país en contra de esta práctica, el *Philippine Clean Air Act* de 1999, prohibió la incineración de residuos urbanos, hospitalarios y tóxicos y peligrosos, promoviendo otro tipo de gestión de residuos basado en la reducción, reutilización y reciclaje. En Europa el panorama es diferente, y algunos gobiernos están permitiendo la construcción de aún más incineradoras.

Este informe tiene como objetivo analizar los estudios científicos que se han llevado a cabo para identificar la posible relación entre las emisiones procedentes de la incineración y los impactos en la salud. El hecho de vivir cerca de las incineradoras, así como trabajar en ellas, se ha asociado con un amplio rango de efectos en la salud, entre los que se incluyen: cáncer (en adultos y niños), impactos adversos en el sistema respiratorio, enfermedades del corazón, efectos en el sistema inmunitario, incremento de las alergias y malformaciones congénitas. Las plantas que se

han puesto en marcha en los últimos años también se han asociado a efectos nocivos en la salud. Por ello algunos estudios, particularmente los de cáncer, se refieren tanto a antiguas como a modernas instalaciones.

A pesar de que la tecnología de las nuevas plantas permite reducir las emisiones de algunas sustancias químicas, no se ha conseguido eliminarlas en su totalidad, así como tampoco han desaparecido de otros residuos procedentes de la incineración, como cenizas volantes y cenizas de fondo. En realidad la reducción de dioxinas y otros compuestos químicos en las emisiones, conlleva un aumento de estas sustancias tóxicas en los otros residuos de incineración. En la mayoría de los casos, los efectos en la salud que se han asociado a la presencia de incineradoras no están relacionados con un contaminante en particular. Este hecho junto con los pocos datos disponibles, hace difícil predecir con exactitud los efectos sobre la salud ocasionada por la presencia de estas plantas. Teniendo en cuenta estos condicionantes, este informe demuestra que existe una necesidad urgente de eliminar progresivamente la incineración, y de poner en vigor una nueva política de tratamiento de residuos basada en la prevención, la reutilización y el reciclaje.

LAS INCINERADORAS GENERAN RESIDUOS

Existe un sentimiento común de que las cosas desaparecen cuando se queman. En realidad, la materia no se puede destruir únicamente se transforma. Esta afirmación se puede ejemplificar comprobando el destino de algunas sustancias que se han quemado en incineradoras de residuos urbanos. Estas incineradoras se alimentan con residuos que contienen sustancias tóxicas y peligrosas, como metales pesados y compuestos organoclorados. Los metales pesados presentes se emiten en los gases que se liberan por la chimenea de la incineradora asociados a partículas muy finas. También están presentes en las cenizas y otros residuos. La incineración de sustancias cloradas, como el plástico policloruro de vinilo (PVC), conduce a la formación de nuevas sustancias cloradas, como las dioxinas que se liberan en los gases de las chimeneas, cenizas y otros residuos. En resumen, la incineración no resuelve el problema de las sustancias tóxicas presentes en los residuos, sino que únicamente las transforma, en algunos casos en formas más tóxicas que las originales.

Todos los tipos de incineradoras liberan contaminantes a la atmósfera a través de los gases, cenizas y otros residuos. Entre la gran variedad de sustancias químicas que se emiten, se incluyen innumerables productos químicos que aún

permanecen sin identificar. Las sustancias químicas presentes en los gases de chimenea también se localizan en las cenizas y otros residuos, los más frecuentes son: dioxinas, bifenilos policlorados (PCBs), naftalenos policlorados, bencenos clorados, hidrocarburos poliaromáticos (PAHs), numerosos compuestos orgánicos volátiles (COVs), y metales pesados como plomo, cadmio y mercurio. La mayoría de estas sustancias son persistentes (resistentes a la degradación en el medio ambiente), bioacumulativas (se acumulan en los tejidos de organismos vivos) y tóxicas. Estas propiedades les convierte en los contaminantes más problemáticos a los que jamás se ha expuesto un sistema natural. Algunas de ellas son cancerígenas y actúan como disruptores hormonales. Otras como el dióxido de azufre (SO₂) y el dióxido de nitrógeno (NO₂), así como las partículas finas, se han asociado con trastornos del sistema respiratorio.

Existe una creencia generalizada de que el peso y el volumen de los residuos originales, se reduce al incinerarlos en una proporción de incluso el 90%. Pero los datos actuales, aunque tengan en cuenta únicamente las cenizas que se generan, reflejan una reducción tan sólo del 45%. Se supone que el peso total de los residuos se reduce en una tercera parte durante la incineración; aunque estos datos sólo se refieren a las cenizas, e ignoran otros residuos como las emisiones en forma de gases. Un computo de estas emisiones incrementaría la cifra. De hecho, si se sumara la masa de todos los residuos que genera una incineradora, incluyendo las emisiones, la suma sería superior a la cantidad de residuos que entran en la planta.

EXPOSICIÓN HUMANA Y MEDIOAMBIENTAL A LAS EMISIONES PROCEDENTES DE LA INCINERACIÓN

Las investigaciones llevadas a cabo en este campo son limitadas y se han centrado principalmente en dioxinas y metales pesados. Estos estudios han demostrado que las plantas incineradoras, tanto las instalaciones más modernas como las más antiguas, pueden contribuir a la contaminación local de suelos y vegetación con dioxinas y metales pesados. En varios países europeos se ha encontrado que la leche de vaca, procedente de granjas situadas en las inmediaciones de las incineradoras, contiene niveles elevados de dioxinas, en algunos casos por encima de los niveles permitidos.

Las poblaciones que residen cerca de incineradoras se encuentran potencialmente expuestas a productos químicos, bien por inhalación del aire contaminado, por el consumo de productos agrícolas locales (verduras, huevos y leche), o por el contacto directo con el suelo contaminado. Se ha detectado un incremento significativo de los niveles de dioxinas en tejidos corporales de personas que viven cerca de incineradoras. En Finlandia se encontró que la proporción de mercurio en el cabello de las personas que vivían cerca de una incineradora era superior al resto de la población, posiblemente debido a las emisiones de la planta. En España, se detectaron niveles elevados de tioéteres en orina, un biomarcador de exposición a tóxicos, en niños que vivían cerca de una planta incineradora con tecnología moderna. También se encontraron niveles elevados de ciertos PCBs en la sangre de niños que vivían cerca de una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos en Alemania.

Varios estudios han señalado elevados niveles de dioxinas (total TEQ*), y/o ciertos compuestos similares a dioxinas, en los análisis efectuados en los tejidos corporales de los trabajadores, tanto de modernas como de antiguas plantas incineradoras. Estas investigaciones concluyen que es posible que este aumento se haya producido como consecuencia de la exposición, en su lugar de trabajo, a cenizas contaminadas con estas sustancias. Igualmente, algunos estudios han mostrado niveles elevados de fenoles clorados, plomo, mercurio y arsénico en los tejidos corporales de los trabajadores de estas incineradoras.

IMPACTOS EN LA SALUD

Datos experimentales confirman la relación entre las sustancias tóxicas que emiten las incineradoras y la exposición humana a estas sustancias. Los estudios realizados a trabajadores de incineradoras y a poblaciones que residen cerca de estas plantas, han identificado una gran variedad de impactos asociados a la salud (ver tablas a continuación). Estos estudios muestran datos preocupantes sobre los posibles impactos en la salud pública de las incineradoras; incluso aunque el número de estudios (en particular aquellos que se han realizado de acuerdo con los rigurosos estándares científicos) sea limitado. Estos resultados se pueden interpretar como indicativos claros del daño potencial que las incineradoras pueden representar para la salud humana.

* N.deI.T.: TEQ, Equivalentes de Toxicidad respecto a la dioxina más tóxica que es la 2, 3, 7, 8-TCDD, a la que se le asigna el valor 1.

Resumen de los estudios sobre la salud de los trabajadores

IMPACTOS EN LA SALUD	COMENTARIOS
Biomarcadores de exposición	
Niveles elevados de agentes mutagénicos en orina.	Las cenizas de incineradoras y las emisiones de gases de chimenea actúan como mutágenos (tienen la habilidad de dañar el ADN de las células). Los trabajadores de las incineradoras están expuestos a estos compuestos. Niveles elevados de mutágenos en orina indican una exposición elevada a estos agentes. (Estudio realizado en 1990-1992).
Aumento en los niveles de hidroxipireno en orina.	El hidroxipireno es un indicador de exposición a los hidrocarburos poliaromáticos PAHs. Los resultados sugieren una elevada exposición a estos compuestos. (Estudio realizado en 1992).
Incremento en la cantidad de tioéteres en orina.	Los tioéteres en orina son indicadores de la exposición a compuestos electrofilicos como los PAHs. Los resultados sugieren una exposición a compuestos electrofilicos. (Estudio realizado en 1981).
Cáncer	
Incremento de 3.5 veces la probabilidad de mortalidad por cáncer de pulmón.	En personas que trabajaron en una incineradora sueca de RSU (Residuos Sólidos Urbanos), durante el periodo 1920-1985. (Estudio realizado en 1989).
Aumento de 1.5 veces la probabilidad de mortalidad por cáncer de esófago.	En personas que trabajaron en una incineradora de RSU en Suecia, durante el periodo comprendido entre 1920 y 1985. Estos resultados junto con otros estudios realizados evidencian un incremento de problemas en la salud de los trabajadores. (Estudio realizado en 1989).
Incremento de 2.79 veces la mortalidad por cáncer de estómago.	En personas que trabajaron durante el periodo comprendido entre 1962 y 1992, en una incineradora de RSU en Italia. Parte de este incremento puede estar motivado por otros factores.
Otros Impactos	
Mortalidad elevada por isquemia coronaria.	En personas que han trabajado en una incineradora sueca de RSU, durante el periodo 1920-1985. El resultado fue estadísticamente significativo en trabajadores con más de 40 años empleados en la planta. (Estudio realizado en 1989).
Proteinuria e hipertensión. Posible incremento de la incidencia debido a una pequeña obstrucción en la salida de aire de la planta (hipótesis sin confirmar). Resultados anormales en la bioquímica de los análisis de sangre.	En trabajadores de una incineradora de RSU en Estados Unidos. Un número elevado de trabajadores presentó niveles altos de proteinuria. (Estudio realizado en 1992).
Hiperlipidemia. Asociación entre los niveles de dioxina en sangre y una actividad natural de las células K (Killer) (efectos en el sistema inmunitario). Alteración de la proporción de sexos en la descendencia. Disminución de la función del hígado. Incremento de alergias.	Los niveles de hiperlipidemia fueron significativos en los trabajadores de una incineradora en Japón, que estuvo en funcionamiento entre los años 1988 y 1997. La alteración en la proporción de sexos no fue estadísticamente significativa. La correlación entre la exposición a dioxinas y las alergias

IMPACTOS EN LA SALUD	COMENTARIOS
	tiene que confirmarse. (Estudio realizado en 2000).
Cloracné (afección de la piel debido a la exposición a dioxinas).	Se diagnosticó cloracné en un trabajador de una antigua incineradora en Japón que presentaba elevados niveles de dioxinas en sangre. (Estudio realizado en 1999).


Resumen de los estudios sobre la salud de las poblaciones que viven cerca de incineradoras

IMPACTOS EN LA SALUD	COMENTARIOS
Biomarcadores de exposición	
Elevados niveles de tioéteres en orina de niños.	Los niveles de tioéteres en orina son más altos en niños que viven cerca de una incineradora de reciente construcción en España. (Estudio realizado en 1999).
Daño cromosómico "no anormal".	Daños cromosómicos no excesivos entre niños que viven cerca de dos incineradoras en Bélgica. (Estudio realizado en 1998).
Cáncer	
Incremento de un 44% en sarcoma de tejido blando, y un 27% en linfoma no-Hodgkin's.	Incremento significativo de estos tipos de cáncer en residentes que viven cerca de una incineradora en Francia. Posiblemente debido a la exposición a dioxinas provenientes de dicha planta, aunque son necesarias más investigaciones para confirmar estos casos. (Estudio realizado en 2000).
Aumento de 6.7 veces la probabilidad de mortalidad por cáncer de pulmón.	Incidencia significativa de este tipo de cáncer en residentes que viven cerca de una incineradora de RSU en una ciudad de Italia. (Estudio realizado en 1996).
Incidencia significativa de cáncer de laringe.	El incremento se manifestó en las inmediaciones de una peligrosa incineradora de residuos en Reino Unido (1990), no se apreció en las nueve incineradoras restantes del país. En Italia, se encontró una mortalidad elevada por este tipo de cáncer, en residentes que viven cerca de una incineradora, un vertedero y una refinería.
Aumento del 37% en la mortalidad por cáncer de hígado.	Los resultados de un estudio realizado a 14 millones de personas que viven en un radio de 7.5 km de las 72 incineradoras de RSU en Reino Unido. Estudios posteriores realizados para determinar la existencia de cualquier factor que pudiera haber influido en los resultados, encontraron que el incremento en la probabilidad de cáncer de hígado estaba entre un 20 y un 30%. No se puede descartar totalmente la marginación social como factor que influye en los resultados. (Estudios realizados en 1996 y 2000).
Incremento de dos veces en la probabilidad de mortalidad por cáncer infantil.	Estudio llevado a cabo en 70 incineradoras de RSU en Reino Unido (1974-87) y en 307 incineradoras de residuos hospitalarios (1953-1980). Estos resultados coinciden con los

**IMPACTOS EN LA SALUD****COMENTARIOS**

	<p>de otro estudio en el que se reflejaba un incremento de la probabilidad de cáncer infantil, debido a la presencia de incineradoras de residuos hospitalarios e industrias con procesos de combustión a alta temperatura. (Estudios realizados en 1998 y 2000).</p>
<p>Aumento en la adquisición de medicamentos relacionados con problemas respiratorios.</p>	<p>Un estudio llevado a cabo en una localidad francesa que tenía una incineradora de RSU. Los resultados presentan un incremento en el uso de medicamentos para problemas respiratorios, aunque no se puede concluir una relación causa-efecto. (Estudio realizado en 1984).</p>
<p>Incremento de síntomas respiratorios, que incluyen un aumento de nueve veces en la incidencia de tos y dificultades en la respiración, según los datos de un sondeo.</p>	<p>Un estudio llevado a cabo en Estados Unidos en residentes que viven cerca de incineradoras de residuos peligrosos. Los resultados no son del todo fiables debido a los problemas metodológicos del estudio. (Estudio realizado en 1993).</p>
<p>Impactos adversos en la función pulmonar de niños.</p>	<p>Un estudio realizado en niños que viven cerca de una incineradora de recuperación de cables en Taiwan. Los resultados indican que la elevada contaminación del aire, y no únicamente la presencia de la incineradora, está ligada a la alteración pulmonar de la población infantil. (Estudio realizado en 1992).</p>
<p>Aumento de los síntomas respiratorios entre los que se encuentran: enfermedades pulmonares, dificultad en la respiración, tos persistente y bronquitis.</p>	<p>Un estudio en 58 individuos que viven cerca de cementeras, que queman residuos tóxicos y peligrosos en Estados Unidos, muestra un incremento significativo en los síntomas respiratorios. (Estudio realizado en 1998).</p>
<p>No se encuentran efectos adversos relacionados con la frecuencia o severidad del asma infantil.</p>	<p>Un estudio en niños que viven cerca de incineradoras de lodos de depuradora en Australia. (Estudio realizado en 1994).</p>
<p>No se aprecia un incremento de los efectos respiratorios, ni de la función pulmonar.</p>	<p>Un estudio realizado en 3 comunidades (6.963 individuos) que viven cerca de incineradoras de RSU, residuos tóxicos y peligrosos y residuos hospitalarios en Estados Unidos. La falta de asociación entre la exposición a la contaminación del aire y enfermedades respiratorias en este estudio debería interpretarse con cautela, debido a las limitaciones en los datos sobre exposiciones individuales.</p>
Proporción de sexos	
<p>Aumento del nacimiento de niñas.</p>	<p>Un estudio sobre la población que vive cerca de dos incineradoras en Escocia, Reino Unido, mostró estos resultados en el área potencialmente más expuesta a las emisiones de las incineradoras. Otros estudios han mostrado un incremento en los nacimientos de niñas entre padres que, de forma accidental, se han expuesto a altos niveles de dioxinas. (Estudios realizados en 1995 y 1999).</p>

IMPACTOS EN LA SALUD	COMENTARIOS
Malformaciones congénitas	
Incremento en la incidencia de nacimientos de niños con "labio leporino". Otras malformaciones congénitas incluyen espina bífida e hipospadias.	Se observó un incremento significativo en los nacimientos de niños con "labio leporino" en zonas situadas cerca de una incineradora que se utilizaba para la quema de sustancias químicas en 1960-69. Es probable que exista una relación entre esta incidencia y vivir cerca de una incineradora, aunque no está confirmada.
Aumento de 1.26 veces la probabilidad de malformaciones congénitas en los nuevos nacimientos.	Un estudio realizado en una población que vive cerca de dos incineradoras de RSU en Wilrijk, Bélgica. (Estudio realizado en 1998).
Incremento en las malformaciones oculares congénitas (Informe anecdótico).	Aparecieron publicadas noticias sobre el incremento de estas malformaciones en un área cercana a dos incineradoras de residuos químicos en Escocia, Reino Unido. Una investigación posterior llevada a cabo en Reino Unido, no encontró ninguna relación, aunque se desestimó el estudio por falta de datos sobre las condiciones. (Estudio realizado en 1989).
Embarazos múltiples	
Posible incremento en la proporción de embarazos gemelares y múltiples.	En 1987 se detectó un aumento significativo del nacimiento de gemelos, en la población de una zona cercana a una incineradora en Escocia, Reino Unido. Se señaló un incremento de 2.6 veces la probabilidad de embarazos múltiples cerca de una incineradora en Bélgica. (Estudio realizado en 2000). En Suecia no se ha encontrado ningún impacto sobre la proporción de embarazos múltiples en la población que vive cerca de una incineradora. Los resultados de estos dos estudios son opuestos y no se puede llegar a ninguna conclusión.
Otros impactos	
Niveles bajos de hormonas tiroideas en niños.	Los niños que viven cerca de una incineradora en Alemania presentan niveles bajos en sangre de determinadas hormonas tiroideas. (Estudio realizado en 1998).
Incremento del número de alergias, incidencia de constipados comunes, y dolencias en general, que elevan el uso de medicamentos en niños en edad escolar.	Un estudio llevado a cabo en escolares que viven cerca de dos incineradoras de RSU en Wilrijk, Bélgica. (Estudio realizado en 1998).



EMISIONES DE INCINERADORAS Y LEGISLACIÓN

• Gases de chimenea

Un buen número de sustancias químicas se emiten a la atmósfera a través de los gases que salen por las chimeneas de las incineradoras. A continuación se detallan algunos de estos compuestos:

• Dioxinas

Numerosas investigaciones han demostrado que las dioxinas pueden causar una amplia gama de efectos tóxicos. Estos contaminantes tienen la capacidad de desplazarse a cualquier punto del globo, y están presentes en los tejidos corporales de los seres humanos de todo el planeta. Los estudios sugieren que, en países industrializados, las dioxinas han alcanzado niveles tales en los tejidos de mujeres, que pueden causar diversos efectos sobre el sistema inmunitario y nervioso de su descendencia.

En la década de los ochenta y principio de los noventa, la incineración, en particular de residuos sólidos urbanos, se identificó como la mayor fuente de dioxinas. En países industrializados, llegan a representar entre el 40 y el 80%, de las emisiones a la atmósfera de dioxinas. Los datos reales pueden ser incluso mayores, debido a imperfecciones en la metodología de la mayoría de los inventarios de dioxinas que estiman las emisiones atmosféricas de las incineradoras.

Durante la década de los noventa, se ha logrado una reducción sustancial de la emisión de dioxinas, gracias a la considerable mejora de la tecnología que controla las emisiones; aunque estimaciones recientes sugieren que las incineradoras de RSU representan aún la principal fuente de dioxinas al medio ambiente. En Reino Unido, se calcula que este tipo de plantas es responsable del 30-56% de la emisión de dioxinas; mientras que en Dinamarca un estudio reciente identificó la incineración de RSU como la principal fuente de dioxinas a la atmósfera, con una alta contribución (vía cenizas residuales) a los vertederos. Una reducción de los niveles de dioxinas en los gases de chimenea, con toda probabilidad se traduce en un incremento en la cantidad de dioxinas en las cenizas de incineración.

Las mediciones efectuadas en plantas incineradoras nuevas o en instalaciones actualizadas, demuestran que no todas cumplen con los límites permitidos en la nueva Directiva de la Unión Europea; estos casos se han encontrado en países como: España, Polonia, Suecia y Bélgica. En Bélgica, las medidas se han llevado a cabo utilizando la técnica rutinaria de "medidas puntuales", que implica el control de los niveles

de dioxinas en un periodo de varias horas. Sin embargo, cuando se lleva a cabo un "control continuo", en un periodo aproximado de dos semanas, los resultados son sustancialmente diferentes. La primera técnica subestima de 30 a 50 veces los niveles de emisión de dioxinas. Hay que destacar que muy pocas incineradoras utilizan como técnica de medida la de "control continuo", además de que la mayoría de las veces se toman las medidas en condiciones diferentes a las normales de funcionamiento de la planta.

El nuevo reglamento de la Unión Europea no estipula qué técnicas se deben utilizar en las mediciones. La utilización masiva de la técnica de "medida puntual" puede dar lugar a estimaciones, mucho más bajas, en los valores de emisión de dioxinas al aire.

• Otros Compuestos Orgánicos

Para regular la emisión de sustancias químicas orgánicas, la Unión Europea ha propuesto unos límites para la emisión total de carbono orgánico a la atmósfera. Sin embargo, esta regulación no tiene en cuenta la toxicidad y los efectos sobre la salud de los compuestos orgánicos conocidos que se emiten desde las incineradoras. De forma similar, ignora las sustancias químicas de toxicidad desconocida, y los potenciales efectos sobre la salud que podrían ocasionar.

• Metales pesados

En los gases de chimenea se emiten metales pesados como el plomo y el cadmio. Muchos de estos metales son persistentes y presentan una gran variedad de impactos adversos en la salud.

Debido a la mejora en las tecnologías, los niveles de metales pesados que se liberan, a excepción del mercurio, han disminuido considerablemente en la última década. No obstante, no hay que olvidar que estas cantidades que aún se emiten, se suman a los niveles de fondo que ya se han acumulado en el medio ambiente y en los organismos vivos. Como ocurre con las dioxinas, una reducción de los niveles de metales pesados en los gases de chimenea, implica el correspondiente aumento de estos niveles en las cenizas, que en último término contaminarán el medio ambiente donde se depositen.

• Partículas

Cualquier tipo de incineradora emite partículas a la atmósfera, la mayoría de ellas de tamaño ultrafino. Los habituales métodos de control de la contaminación atmosférica en incineradoras, tan sólo impiden que se emita a la atmósfera del 5 al 30% de las partículas "respirables" (<2.5µm), mientras que poco pueden hacer con las partículas

ultrafinas (<0.1µm). Las partículas, y en especial las más finas, se pueden depositar en los sitios más recónditos de los pulmones, ocasionando graves impactos en el sistema respiratorio. Evidencias recientes sugieren que las partículas que contienen metales pesados, como las que se emiten desde incineradoras, son un motivo suficiente de preocupación para la salud humana. La contaminación por partículas que produce una incineradora es incluso más tóxica, que por ejemplo la que se genera desde las centrales térmicas de carbón.

La nueva Directiva de la Unión Europea no contempla ningún límite para la liberación de partículas finas. Dada la magnitud de los impactos de este tipo de partículas en la salud, se puede considerar como una negligencia la omisión de límites para sustancias que afectan a la salud humana, y que requieren un rígido control y regulación.

• Cenizas

Las cenizas volantes procedentes de los equipos de filtración de aire de las incineradoras, y las cenizas de fondo que se generan como resultado de la incineración, contienen numerosas sustancias químicas peligrosas, como las dioxinas y los metales pesados. A pesar de la toxicidad potencial de las cenizas, en la Unión Europea no existen límites para los niveles de los compuestos orgánicos persistentes y metales pesados en este residuo de incineración.

El depósito de las cenizas procedentes de la incineración presenta graves problemas ambientales. La mayoría de ellas se depositan en vertederos, lo que puede acabar en la contaminación del subsuelo y aguas subterráneas. En algunos casos, se ha documentado la contaminación de las aguas subterráneas por compuestos que han lixiviado desde los residuos, y en particular metales pesados como plomo y cadmio procedente de las cenizas volantes. En un intento de reducir el lixiviado, en algunas ocasiones se estabilizan las cenizas volantes con cemento antes de depositarse en vertederos. Aunque este método reduce la lixiviación inmediata de metales pesados y otros compuestos tóxicos, el desgaste que se produce estando a la intemperie y la erosión, pueden ocasionar con el tiempo la liberación de contaminantes al medio ambiente.

En algunos países de Europa existe una tendencia reciente que utiliza las cenizas de fondo y/o las cenizas volantes para proyectos de construcción, en especial para carreteras y caminos. Esta práctica reduce los costes económicos que implica un vertedero "de seguridad" para las cenizas, pero no impide la liberación de las sustancias químicas

persistentes por la acción de la erosión. En Newcastle, Reino Unido, se ha podido comprobar esta afirmación. Entre los años 1994 y 1999 se utilizaron, para la construcción de caminos, las cenizas volantes y de fondo procedentes de una incineradora de tecnología moderna que aún sigue en funcionamiento. Estas cenizas se emplearon también como fertilizantes, esparciéndose sobre las parcelas. Análisis recientes de cenizas procedentes de los terrenos muestran que están contaminadas con niveles extremadamente elevados de metales pesados y dioxinas. El uso de cenizas de incineradoras supone un peligro potencial para la salud humana, aunque ni la Unión Europea ni ningún gobierno han dictado medidas legislativas para acabar con esta práctica.

• El camino a seguir

No son muchos los estudios epidemiológicos que se han realizado para investigar los efectos de las incineradoras en la salud. A pesar de ello, los estudios científicos revelan que las incineradoras de RSU y otros residuos, como industriales y hospitalarios, se asocian con efectos adversos en la salud pública.

La nueva Directiva de la Unión Europea sobre incineración, no tiene en cuenta la relación entre el impacto en la salud humana, y el control y regulación de este tipo de plantas. Los límites de emisión permitidos se basan en los valores mínimos que se considera que la tecnología puede conseguir, y no en aquellos que son seguros para la salud humana. En cualquier caso, la nueva directiva se puede considerar ya obsoleta: muchos países europeos han ratificado el Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino en el Atlántico Noreste (OSPAR) para eliminar todas las emisiones de sustancias tóxicas y peligrosas al medio ambiente para el año 2020. En este contexto no debería permitirse la emisión de ninguna de estas sustancias en los gases de chimenea o en las cenizas, hecho que parece imposible que alguna vez pueda conseguir la tecnología de incineración.

Por otra parte, en el Convenio de Estocolmo sobre Compuestos Orgánicos Persistentes, firmado el 23 de mayo de 2001, se llegó a un acuerdo mundial para reducir la emisión de dioxinas, con la intención última de su eliminación. La incineración se enumeró como una de las principales fuentes industriales de estos compuestos, y se requirió la utilización de las mejores técnicas disponibles para las nuevas instalaciones y una sustancial mejora de las plantas ya existentes. Se llegó también al acuerdo de promover el desarrollo y, donde fuera apropiado, requerir el uso de sustitutos o materiales modificados, productos y procesos que prevengan la formación y liberación de



dioxinas. En este contexto, se reconoce la incineración como una fuente significativa de dioxinas que, a largo plazo, se debería sustituir por sistemas alternativos.

Actuar de acuerdo con las previsiones de OSPAR y del Convenio de Estocolmo sobre COPs, implica un cambio radical en la forma de entender los procesos industriales y de producción. En lugar de utilizar tecnologías "sucias", como la incineración y otros sistemas de tratamiento, se deben desarrollar y utilizar tecnologías de "producción limpia" que no generen residuos tóxicos. La adopción en la legislación ambiental del principio de "generación de residuos cero", también implica que el Principio de Precaución ocupe una posición clave en el desarrollo de marcos de trabajo políticos y legislativos. Para adoptar este principio no es necesario que existan investigaciones que determinen impactos negativos concluyentes sobre el medio ambiente y la salud, sino que se demuestre que no existe ninguna probabilidad de impacto. Con esta premisa de precaución ya se puede argumentar que existen suficientes evidencias de contaminación ambiental e impactos adversos en la salud humana para pedir el cierre de las incineradoras.

En el caso de la gestión de residuos, la adopción de una estrategia de emisión cero, y la reducción de impactos en la salud, significaría un giro hacia sistemas de gestión más respetuosos con el medio ambiente basados en la reducción, reutilización y reciclaje de los residuos sólidos urbanos e industriales.

QUÉ PIDE GREENPEACE

El camino hacia la reducción, la reutilización, el reciclaje y la prevención de los impactos en la salud de los sistemas de gestión de residuos debería incluir las siguientes medidas:

- La eliminación de todas las formas de incineración industrial para el 2020, incluyendo la incineración de RSU. Esta medida está de acuerdo con el Convenio de OSPAR para la eliminación de las emisiones de todas las sustancias tóxicas y peligrosas para el año 2020.
- Mecanismos legales y de financiación que refuercen la reutilización de envases y embalajes, y de productos como, ordenadores o componentes electrónicos.
- La utilización de mecanismos financieros (como impuestos a vertederos) que se destinen a la inversión en la infraestructura que se requiere para que el reciclaje sea efectivo.
- Estimular el mercado de materiales reciclados, mediante requisitos legales que obliguen a utilizar cantidades específicas en envases, embalajes y productos apropiados.

- Aquellos materiales que no se puedan reciclar de forma segura o compostar al final de su periodo de vida útil (por ejemplo el PVC), deberían eliminarse y sustituirse por materiales más sostenibles.
- A corto plazo, se debería evitar, con un coste para el fabricante, que entren a formar parte de los residuos aquellos materiales y productos que impliquen la formación de sustancias tóxicas y peligrosas en incineradoras. En estos productos se incluirían equipos electrónicos, metales y productos que contienen metales (como las pilas, los fluorescentes) y el plástico PVC (suelos, cableado, embalaje, marcos de ventanas, etc).

y de forma más general:

- El desarrollo de tecnologías de producción limpia que sean más eficientes en términos de utilización de energía y materiales, que fabriquen productos limpios con menos residuos y que, en último término diseñen procesos cíclicos en los que los residuos se conviertan en recursos; para así satisfacer las necesidades de la sociedad de una manera más equitativa y sostenible.
- Una total puesta en práctica del Principio de Precaución, de forma que los problemas se puedan evitar antes de que ocurran. El continuo desarrollo de investigaciones científicas tiene un papel fundamental en la identificación de problemas potenciales y soluciones. Debemos estar preparados para hacer efectivo el Principio de Precaución, para prevenir la contaminación y degradación ambiental, a pesar de las incertidumbres que inevitablemente van asociadas a la determinación de los impactos de la incineración en el medio ambiente y la salud.



1. INTRODUCCIÓN A LOS EFECTOS EN LA SALUD DE LAS INCINERADORAS



Existe cierta preocupación, entre la población en general, por el impacto de las incineradoras en la salud pública y la emisión de sustancias tóxicas y peligrosas, como dioxinas y PAHs, derivadas de la combustión (Ardevol *et al.* 1999). Las investigaciones han identificado numerosos compuestos tóxicos procedentes de este tipo de plantas que se emiten, bien en los gases que se liberan por las chimeneas, o en las cenizas que resultan como residuo; también se liberan en este proceso numerosas sustancias de toxicidad desconocida (ver sección 5). Los dos grupos de población más expuestos a sustancias tóxicas y peligrosas, procedentes de la incineración, son los trabajadores de las plantas incineradoras y las poblaciones que viven en las proximidades de este tipo de instalaciones, por lo que los estudios sobre exposición e impactos en la salud de la incineración se han centrado exclusivamente en ellos.

Una publicación reciente del Consejo de Investigación Nacional (National Research Council) (NRC 2000), una institución de la Academia Nacional de Ciencias que se estableció para asesorar al gobierno de Estados Unidos, concluyó que no sólo la salud de los trabajadores y de las poblaciones cercanas podía verse afectada por las incineradoras, sino que las poblaciones que viven a más distancia de este tipo de plantas se encuentran igualmente expuestas a los contaminantes procedentes de la incineración. Así:

“ Los contaminantes aéreos persistentes, como dioxinas, furanos y mercurio, pueden dispersarse a grandes distancias, más allá de las áreas locales e incluso de las fronteras del país que los emite... tanto la población cercana como la que se encuentra a kilómetros de distancia puede consumir comida que se ha contaminado cerca de la planta incineradora. Así, debido a la distribución de los alimentos en los mercados, la contaminación local de la comida puede tener como consecuencia la exposición de la población que vive alejada. Aunque las poblaciones distantes están expuestas a una amplia gama de estos contaminantes, lo están a niveles bajos, ya que estas sustancias tóxicas se van dispersando según se alejan del origen”

y

“ Los efectos potenciales de metales y otros contaminantes persistentes en el medio ambiente, pueden extenderse más allá del área donde se sitúa la incineradora. Los contaminantes persistentes pueden transportarse a grandes distancias de la fuente de emisión, y sufrir transformaciones físicas y químicas, pasando numerosas veces al suelo, al agua o a los alimentos. La incineración contribuye a una parte importante del total de las emisiones nacionales de contaminantes, debido a la

liberación de contaminantes persistentes como dioxinas, furanos y mercurio. Mientras que una incineradora puede contribuir sólo a una pequeña fracción del total de las concentraciones ambientales de estas sustancias químicas, la suma de las emisiones de todas las plantas incineradoras en una región puede contribuir considerablemente. La principal vía de exposición a las dioxinas es el consumo de comida contaminada, al que se encuentra expuesto la mayor parte de la población. En este caso, la carga incremental de todas las incineradoras merece serias consideraciones más allá del nivel local”

Este informe muestra los estudios publicados sobre exposición humana a contaminantes procedentes de incineradoras, además de los estudios de impacto en la salud de trabajadores y población local. Estas investigaciones documentan un amplio rango de impactos en la salud de los dos grupos de población, entre los que se incluyen efectos adversos en niños que viven en poblaciones cercanas, y aunque se observan asociaciones causales con las emisiones de la incineración, con frecuencia son difíciles de confirmar.

1.1 Tipos de Estudios de Investigación

El impacto de las incineradoras en la salud humana se ha investigado utilizando tres clases de estudios: estudios de exposición humana, estudios epidemiológicos y estudios de evaluación de riesgo. Los estudios de exposición y los epidemiológicos aportan las mayores evidencias sobre los impactos en la salud, ya que se basan en datos científicos tomados directamente de los individuos sobre los que se está llevando a cabo la investigación. Las evaluaciones de riesgo son estimaciones teóricas basadas en cálculos matemáticos.

1.2 Estudios de Exposición

La exposición a compuestos que se emiten desde incineradoras puede producirse por inhalación de aire contaminado, o por el consumo de productos de agricultura local contaminados por la deposición de sustancias tóxicas. Los trabajadores de las incineradoras pueden también exponerse a través de las cenizas contaminadas.

Para evaluar los posibles impactos en la salud resultantes de la exposición es necesario emplear métodos de evaluación fiables. Uno de los métodos que se utiliza para evaluar la exposición potencial, consiste en tomar medidas de los niveles de contaminantes procedentes de incineradoras en aire, suelos, vegetación y productos agrícolas (ver sección 4). Aunque estas investigaciones no permiten que se evalúe directamente “ la exposición interna” en humanos (Ardevol *et al.* 1999), ya que este tipo de evaluación requiere la cuantificación de los compuestos en el cuerpo humano.

En años recientes, los avances tecnológicos han hecho posible medir el nivel de ciertos compuestos tóxicos procedentes de incineradoras en los tejidos del cuerpo humano, determinando las concentraciones de contaminantes en muestras biológicas de sangre, orina, pelo o leche materna.

Los estudios de exposición analizan las muestras biológicas para detectar los contaminantes químicos que se han liberado de incineradoras, los metabolitos de estos productos químicos, o los biomarcadores de exposición (que muestran los efectos biológicos de la exposición a sustancias tóxicas). El resultado de estos análisis se compara con un grupo control de individuos que se considera que no están expuestos.

Varios estudios de los que se han llevado a cabo para evaluar la exposición de trabajadores de incineradoras (ver sección 2.1) y poblaciones que viven cerca de estas plantas (ver sección 3.1) han utilizado las técnicas descritas.

1.3 Estudios Epidemiológicos

Los estudios epidemiológicos tratan de establecer la incidencia o frecuencia de los efectos en la salud que pueden ocasionar los contaminantes procedentes de la incineración. Para realizarlos se emplea toda la información que pueda ser útil de la población potencialmente contaminada como, certificados de defunción y de nacimiento, registros de enfermedades, análisis médicos, o síntomas y enfermedades referidas por los propios individuos. Estos datos se comparan con información similar procedente de individuos potencialmente no contaminados. Algunos de los mayores retos para establecer una relación causa-efecto a través de este tipo de estudios se resumen en los siguientes puntos (NRC 2000):

- Identificar un número de población expuesta que sea lo suficientemente grande para que se considere estadísticamente significativa.
- Determinar los muchos factores que pueden modificar los efectos (Ej. edad, sexo, etc) y/o los factores que potencialmente pueden alterar los resultados (Ej. hábito de fumar, dieta, etc).
- Identificar sesgos (incluidos los del estudio) en la recogida de datos.
- Medir la frecuencia de aparición y concentración de contaminantes específicos en la población afectada y en el grupo control.
- Evaluar los efectos que son pequeños, no ocurren de manera frecuente, tardan muchos años en aparecer, o no se manifiestan en los individuos expuestos sino en su descendencia durante la infancia, niñez o periodo adulto.

Los estudios epidemiológicos han investigado una variedad de

efectos en la salud en trabajadores y en poblaciones que viven cerca de incineradoras, en particular, cáncer y efectos respiratorios. El elevado coste económico y la dificultad de llevarlos a cabo son dos razones que explican la escasez de este tipo de investigaciones en humanos, aunque los que se han realizado han sembrado la preocupación sobre los efectos de la salud de estas plantas. Por otra parte, los estudios epidemiológicos se consideran los de más validez ya que recogen, explícita o implícitamente, la exposición a todos los contaminantes que se emiten desde incineradoras, reflejando de esta manera la situación "real" (Rowat 1999); aunque no hay que olvidar que su valía viene determinada por su diseño.

1.4 Estudios de Evaluación de Riesgo

Las evaluaciones de riesgo estiman la exposición a un producto químico particular, y a partir de esta estimación calculan la probabilidad de los efectos en la salud. Este tipo de evaluación implica el uso de ecuaciones matemáticas en todos los pasos del proceso, en la estimación de la liberación, transporte y transformación de contaminantes en el medio ambiente, en la exposición en humanos y finalmente en la probabilidad de sufrir efectos en la salud por la exposición. Este tipo de estudio se utiliza normalmente para adoptar decisiones en el marco legal.

El proceso de evaluación de riesgo en sí mismo está cargado de incertidumbres y simplifica necesariamente los procesos medioambientales, por lo que se contemplan con profundo escepticismo las garantías que pueden aportar a la protección de la salud humana (Johnston et al 1996). Un problema fundamental de este tipo de estudios es que científicamente aún no se conocen con exactitud las consecuencias en la salud de todos los contaminantes. Incluso para la dioxina (TCDD), uno de los contaminantes químicos más investigados, todavía quedan grandes lagunas. La evaluación de riesgo cuenta con los datos toxicológicos que existen para estimar los efectos en la salud, por lo que la aproximación puede ser tan exacta como los datos en los que se basa. Incluso para muchos de estos compuestos químicos existe una falta sustancial de datos toxicológicos, lo que obviamente conduce a una imprecisión en los resultados. En el caso del desarrollo de fetos y niños se desconoce todavía el significado toxicológico a largo plazo de bajas dosis de contaminantes, aunque se sabe que las etapas de desarrollo son las más vulnerables a los productos tóxicos. Los estudios de evaluación de riesgo se basan generalmente en adultos e ignoran el impacto potencial en fetos e individuos en desarrollo.

Todas las etapas del proceso de evaluación de riesgo llevan consigo muchas incertidumbres para estimar la probabilidad de impactos en la salud, que comienzan con el cálculo de la cantidad de emisiones, el transporte y la transformación de



contaminantes en el medio ambiente, y continúan con la estimación final, a partir de estos cálculos, de la exposición en humanos. Además presenta demasiadas dificultades, y con frecuencia es imposible, determinar las dosis exactas que afectan la exposición humana. Para superar estas incertidumbres utilizan lo que denominan estimaciones “prudentes” y asumen que, sobreestimando los riesgos, se corrigen estos problemas y se protege la salud pública. Sin embargo, la noción de “prudente” está mal definida y en la práctica plantea importantes cuestiones relacionadas con el grado de prudencia que debería tener una evaluación de riesgo, y si todos los parámetros con incertidumbre deberían tratarse con prudencia o sólo unos pocos que se seleccionaran. Estos estudios no sólo contienen muchas incertidumbres, sino que también son muy subjetivos, bastante más que un proceso científico, por lo que se cuestiona si la legislación que se basa en evaluaciones de riesgo realmente protegen la salud humana.

Con relación a la incineración y las evaluaciones de riesgo, el Consejo de Investigación Nacional (NRC 2000), ha señalado que el procedimiento utilizado para llevar a cabo este tipo de evaluaciones “varía ampliamente de una repentina opinión al uso de modelos analíticos complejos” y describe otras dificultades relacionadas con:

“El Comité de Evaluación de Incineración de Residuos y Salud Pública se debilitó por la falta de datos disponibles de concentraciones en el medio ambiente de los contaminantes procedentes de las emisiones de la incineración. Además, la variabilidad e incertidumbre asociadas con las predicciones de la evaluación de riesgo, a menudo limitan la capacidad de definir los riesgos asociados a la incineración... Los datos de emisiones necesarios para caracterizar las concentraciones ambientales no están disponibles para la mayoría de las plantas incineradoras. Esta información es especialmente deficiente para dioxinas y furanos, metales pesados (como plomo, mercurio y cadmio), y partículas... Generalmente, los datos no se recogen durante el inicio, el cierre y durante contratiempos, periodos en los que se producen en las incineradoras las mayores emisiones. Además, tales datos se basan en unas pocas muestras de los gases de chimenea para cada contaminante. Así, resulta incierta la adecuación de tales datos de emisión, para caracterizar la contribución de la incineración a la concentración de contaminantes ambientales y evaluar los efectos en la salud”

Otra cuestión sobre la estimación de las emisiones de las incineradoras es que los datos que normalmente se utilizan están basados en pruebas de quemado, que se llevan a cabo en condiciones óptimas. Es probable que estos datos

infravaloren las emisiones que se producen en condiciones normales de funcionamiento (ver sección 5.1.1), (Webster y Connett 1990).

La evaluación de riesgo en incineración generalmente se centra en sólo una, o unas pocas sustancias, que se conoce que se emiten, en particular dioxinas y algunos metales pesados. Sin embargo, en realidad las liberaciones desde incineradoras están formadas por mezclas complejas de cientos de productos químicos que incluyen muchos compuestos cuya toxicidad se desconoce. Las evaluaciones de riesgo omiten los impactos en la salud de muchos de los productos químicos conocidos y de todas las sustancias químicas desconocidas (Johnston *et al.* 1996). Además, analizando sólo un producto químico, no se tiene en cuenta los efectos tóxicos combinados que se pueden originar en las mezclas de sustancias químicas de las emisiones (Johnston *et al.* 1998). Por ejemplo, la combinación de dos o más sustancias químicas pueden causar un efecto conjunto, o incluso magnificar este efecto (sinérgico), o por el contrario disminuirlo (antagónico).

Otro problema de este tipo de estudios radica en la dificultad de determinar cuál es el límite más apropiado y sensible para detectar la toxicidad de las sustancias químicas. Por ejemplo, un efecto adverso para el sistema inmunológico o el sistema respiratorio puede ser más sensible y desarrollarse a concentraciones más bajas de productos químicos, que para otra clase de impactos en la salud. Para la evaluación de riesgo de las incineradoras, los límites toxicológicos pueden incluir efectos cancerígenos y efectos no cancerígenos. En general cualquier límite que se elige, se acepta como una medida para proteger la salud humana de una manera global, sin embargo se cuestiona si en evaluación de riesgo se ha utilizado siempre el efecto asociado correcto. Además, como ya se ha señalado anteriormente, los individuos en desarrollo son con probabilidad más sensibles que los adultos, a algunos efectos adversos producidos por las sustancias químicas.

En resumen, los procesos de evaluación de riesgo llevan consigo una amplia gama de errores e incertidumbres, que abarcan desde la estimación del tipo y cantidad de contaminantes, a la estimación de la exposición y los efectos en la salud. Cada uno de estos problemas por separado pueden comprometer el proceso de evaluación. Es de particular importancia que se reconozcan estas limitaciones cuando se apliquen para formular, y poner en vigor la legislación. Las evaluaciones de riesgo se deben ver con escepticismo, a menos que se definan todas las áreas de incertidumbre (Johnston *et al.* 1998). En el capítulo 3.3 se analizan brevemente los estudios de evaluación de riesgo que se han elaborado para incineradoras.



2. IMPACTOS EN LA SALUD DE LOS TRABAJADORES

2.1 Exposición

Los trabajadores de las incineradoras de residuos urbanos están expuestos a las cenizas de las incineradoras, lo que incrementa la posibilidad de que puedan absorber cantidades significativas de dioxinas, y otras sustancias tóxicas presentes en estos residuos de incineración. El mayor potencial de exposición a los componentes tóxicos de las cenizas ocurre durante las operaciones de limpieza (Schechter *et al.* 1991). Aunque los equipos de protección personal están diseñados para proteger a los trabajadores de los contaminantes, es importante resaltar que las dioxinas y otras muchas sustancias tóxicas se absorben también a través de la piel.

De acuerdo con la NRC (2000):

“ Los trabajadores de las incineradoras, operarios y personal de mantenimiento, y todo el personal involucrado en las tareas de recogida, transporte y eliminación de los residuos de equipamientos de control de emisiones y cenizas volantes, es el sector de la población más expuesto a las sustancias tóxicas asociadas con la incineración”.

Y destacan que “ Los trabajadores de las incineradoras están expuestos a elevadas concentraciones de dioxinas y metales tóxicos, en particular plomo, cadmio, y mercurio” el NRC señaló su máxima preocupación por los trabajadores de las incineradoras, independientemente de la puesta en vigor de las máximas tecnologías de control disponibles (NRC 2000).

Los estudios sobre exposición de trabajadores de plantas incineradoras son limitados en número y enfoque, y se han centrado en incineradoras de RSU, dejando a un lado otros tipos de incineración. La mayoría han investigado la exposición a dioxinas y a unos pocos metales pesados, mientras que tan sólo dos lo han realizado para otros compuestos orgánicos.

2.1.1 Dioxinas

Las investigaciones señalan que los trabajadores de incineradoras están expuestos, en su lugar de trabajo, a niveles elevados de dioxinas en el aire. Los estudios publicados sobre trabajadores de incineradoras durante la década de los 90 también indican que, los trabajadores han estado expuestos a niveles de dioxinas en sus lugares de trabajo por encima de los niveles de fondo. Específicamente, algunos estudios señalan niveles de dioxinas elevados (total TEQ) en sangre de trabajadores. Sin embargo, otros estudios no han encontrado un aumento en el total de dioxinas, pero sí en el de ciertas dioxinas congéneres.

Un estudio en EE.UU. en una incineradora combinada de carbón y de residuos de combustible mostró que sus trabajadores estaban expuestos a niveles de dioxinas en el aire superiores a los niveles de fondo (Pilsanen *et al.* 1992). Los niveles de dioxinas en los lugares de trabajo eran más altos que las concentraciones en otros lugares de la región. El origen de estos contaminantes se asociaba con las partículas que se emitían en la combustión, cuando el horno estaba en condiciones de presión elevadas, o por las filtraciones de la caldera que las corrientes de aire distribuían a toda la planta. Comentarios a este estudio efectuados por Marty (1993) indican que se demuestra que la exposición de trabajadores a dioxinas es considerablemente mayor que en la población en general. En 1992 el Instituto Nacional para la Seguridad Laboral y Salud (NIOSH) de EE.UU., investigó tres incineradoras de RSU en Nueva York. El estudio determinó que la concentración de dioxinas transmitidas por el aire durante el proceso de limpieza era tan elevada, que excedía la capacidad de los equipos de protección que vestían los trabajadores durante esta operación (NIOSH 1995), concluyendo que las operaciones de limpieza en las incineradoras presentan un peligro para la salud.

Kitamura *et al.* (2000) demostraron que la concentración media de dioxinas en la sangre de los trabajadores era 3.7 veces más elevada que los niveles que se midieron en la población cercana a una incineradora en Japón. Esta planta estuvo en funcionamiento entre 1988 y 1997, y tuvo que cerrar debido a las altas concentraciones de dioxinas que se emitían por la chimenea, y a la contaminación de los suelos de las inmediaciones. El estudio midió las concentraciones de dioxinas en sangre de 94 trabajadores. El nivel de dioxinas en las muestras de sangre estaba comprendido en un rango de 13.3 a 805.8 partes por trillón (ppt) TEQ, con una media de 93.5 ppt TEQ. Los trabajadores que limpiaban dentro de la planta presentaban niveles más elevados de dioxinas. Además, el contacto con las cenizas volantes se identificó como un factor importante que contribuía a estos picos. Los trabajadores que no tuvieron contacto directo con las cenizas volantes presentaban niveles más bajos en sangre (media 34.2 ppt TEQ). En comparación, la concentración media de dioxinas determinada para los residentes que vivían a menos de 2 km de las incineradoras era de 25.3 ppt TEQ. Los PCBs coplanares también se midieron en el estudio, y algunos trabajadores mostraron niveles altos (rango 3.1 a 54.2 ppt TEQ), por lo que se señaló que sería necesario efectuar medidas medioambientales de PCBs. Los impactos en la salud observados en este estudio se desarrollan en la sección 2.2.2.

Se llevó a cabo un estudio en una incineradora de RSU en Alemania, en el que se tomaron muestras de sangre a 56 trabajadoras para medir el nivel de dioxinas en muestras de sangre combinadas (Schechter *et al.* 1991). Se eligió otro grupo de mujeres, como grupo control, a las que no se les conocía ninguna exposición a materiales tóxicos. Los resultados mostraron que las trabajadoras de la incineradora presentaban un nivel de dioxinas un 30% más elevado (total TEQ) en sangre, comparado con el grupo control. La concentración de dibenzofuranos era particularmente elevada (103 ppt en trabajadoras frente a 47 ppt en el control). Además, el perfil de congéneres (medidas de los niveles de diferentes dioxinas congéneres) en la sangre de las trabajadoras, era similar a los perfiles de congéneres de las cenizas de incineradoras. Esto, junto con los elevados niveles de dioxina en sangre de las trabajadoras, implica que este sector de la población ha estado expuesto a las dioxinas en el lugar de trabajo. Por lo que los datos que refleja el estudio tendrían que conducir a la puesta en vigor de medidas de protección más estrictas para los trabajadores de la planta (Schechter *et al.* 1994).

Un estudio en Japón llevado a cabo a dos trabajadores que estuvieron empleados durante ocho años, en lo que ahora se considera una obsoleta incineradora de RSU, encontró niveles de dioxinas en sangre, todavía más elevados, varios años después de que dejaran el empleo (Schechter *et al.* 1999). La concentración de dioxina en sangre de trabajadores fue extremadamente elevada (360 ppt TEQ y 278 ppt TEQ, en lípido) en comparación con el nivel medio en sangre de los japoneses (24 ppt TEQ), lo que significa una concentración de 15 y 11.5 veces más alta que en la población general. Una de las esposas de los trabajadores también presentaba niveles elevados de dioxinas en sangre (98 ppt TEQ), no así la mujer de otro trabajador (18 ppt TEQ). Se estimó que los elevados niveles en una de las mujeres podían ser el resultado de lavar la ropa contaminada que el marido llevaba a casa.

Hay que tener en cuenta que para la mayoría de los TEQ se estiman dibenzofuranos, ya que es más frecuente que en los procesos de combustión en los que se queman residuos domésticos, que incluyen PVC y otros plásticos, se produzca un aumento de dibenzofuranos más que de dibenzodioxinas. En contraste con los estudios anteriores, las investigaciones en algunas incineradoras no siempre han detectado niveles elevados de dioxinas en la sangre de los trabajadores, aunque sí los han encontrado de ciertas dioxinas congéneres, en particular de hexa y hepta-dibenzofurano. Un estudio de 10 trabajadores en una incineradora de RSU en Alemania (Papke *et al.* 1993) encontró niveles elevados de estos congéneres, así como hepta- y octa- dibenzodioxinas,

si se comparaba con la sangre de 5 residentes locales (van den Hazel y Frankort 1996). Los valores muestran que la concentración media de hepta-dibenzofurano era tres veces más elevada en los trabajadores; la de octa-dibenzodioxinas, 1.7 veces más alta; la de hexa-dibenzofurano casi dos veces superior; y la de hepta-dibenzofurano, 1.9 veces más elevada.

Por el contrario, un estudio a 31 trabajadores de 3 incineradoras de residuos químicos en Alemania, encontró que los niveles dioxinas en sangre de trabajadores se situaban dentro del rango normal (Papke *et al.* 1994); aunque en dos trabajadores se identificó que mostraban niveles elevados de hepta- y hexa-dibenzofuranos, sustancias descritas en los estudios anteriores.

2.1.2 Otros Compuestos Orgánicos

En Alemania se llevó a cabo un estudio en trabajadores de una planta incineradora que cumplía los estándares modernos de salud y seguridad (Wribitzky *et al.* 1995). Se eligieron 45 trabajadores en contacto directo con la incineradora, y se comparó con un grupo de trabajadores que no tenían ningún tipo de contacto con la planta, compuesto por 54 trabajadores periféricos y 23 administrativos. Los resultados mostraron que no se excedían los límites de exposición biológica alemanes para el benceno, tolueno o xileno, aunque los niveles de estas sustancias eran más elevados para los trabajadores que para la población en general. Se encontraron concentraciones de tolueno significativamente elevadas en la sangre de los trabajadores de la incineradora en comparación con el resto de la población. Además, se detectaron niveles elevados de clorofenoles en comparación con otros empleados, lo que indica una exposición ocupacional en estos trabajadores. El aumento de estos dos compuestos, tolueno y clorofenoles era pequeño, por lo que los autores no lo consideraron relevante.

NRC (2000) revisó un estudio efectuado por Angerer (1992) en el que se investigó los niveles de varios compuestos orgánicos en sangre y orina de 53 trabajadores de una incineradora de RSU, en Alemania, comparado con un grupo control de 431 individuos. El estudio señaló niveles elevados de hexaclorobenceno en plasma y de clorofenoles en orina, productos químicos precursores de dioxinas. Los trabajadores presentaban niveles significativamente más elevados de 2,4-y 2,5-diclorofenol, y 2,4,5-triclorofenol, y de hexaclorobenceno en plasma (HCB). Las otras sustancias químicas detectadas en la orina, 4-monoclorofenol y tetraclorofenol, eran más elevadas en el grupo control y no existían diferencias significativas, entre los trabajadores y el grupo control, en los niveles en plasma de PCBs, benceno en sangre, y 2,4,6-triclorofenol y pentaclorofenol en orina. La



revisión del NRC indicó que debido a la falta de diferencias consistentes entre los trabajadores y el grupo control, no se podían llevar a cabo conclusiones sobre la exposición a los precursores de dioxinas por combustión y por tanto, tampoco sobre la exposición a dioxinas. Sin embargo, es posible que los trabajadores sufrieran un incremento en la exposición a PAHs debido a que se detectaron biomarcadores de exposición (ver sección 2.1.4).

2.1.3 Metales Pesados

Se han llevado a cabo estudios para investigar si los trabajadores están expuestos a niveles elevados de algunos metales pesados en los lugares de trabajo. Tres estudios en trabajadores de incineradoras indican un incremento en la exposición a ciertos metales pesados, y tan sólo un estudio encontró una pequeña evidencia en el aumento de la exposición.

NRC (2000) presentó un estudio realizado por el Instituto Nacional de Seguridad Laboral en 1992 en tres incineradoras de RSU de Nueva York, donde se investigaba los niveles de metales pesados en el lugar de trabajo (NIOSH 1995). Las concentraciones en el aire de aluminio, arsénico, cadmio, plomo y níquel, durante algunos periodos de limpieza del precipitador electrostático, eran lo suficientemente elevadas para exceder la capacidad de protección de las máscaras que visten los trabajadores durante la operación. Por lo que se concluye que el trabajo durante las operaciones de limpieza en incineradoras conlleva riesgos para la salud.

En 1989, un estudio sobre incineradoras en Nueva York encontró que, en algunos casos, los trabajadores estaban expuestos a altos niveles de plomo en el aire. Tras este informe, se llevó a cabo un estudio sobre los niveles de plomo en sangre de trabajadores en tres incineradoras en Nueva York (Malkin *et al.* 1992). Los resultados mostraron un aumento estadísticamente significativo del nivel medio de plomo en trabajadores, si se comparaba con el grupo control de trabajadores (11.0 mg/dl frente a 7.4 mg/dl), aunque no excedían del límite máximo de 40 mg/dl considerado en EE.UU. aceptable en un ambiente laboral. La investigación sugirió que la presencia de plomo en cenizas de incineradora es capaz de incrementar las concentraciones de ese metal en la sangre de los trabajadores. En contraste, un estudio en incineradoras alemanas, que cumplían la normativa vigente sobre salud y seguridad, no detectó niveles elevados de plomo en la sangre de los trabajadores (Wrbitzky *et al.* 1995)

Bresnitz *et al.* (1992) llevaron a cabo un estudio en EE.UU. sobre exposición a metales pesados e impactos en la salud, en 86 trabajadores de incineradoras de RSU. Los resultados

revelaron que la presencia de estas sustancias en general no era muy elevada en la sangre y la orina de los trabajadores. Tan sólo 8 de las 471 pruebas de exposición a metales pesados mostraban niveles elevados con relación a los que se esperan para una población sin exponer. Los metales que se encontraron eran zinc, mercurio y plomo. Sin embargo, los niveles elevados no estaban relacionados con categorías de exposición de trabajadores y no eran clínicamente significativos.

Un estudio en una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos en Finlandia evaluó los niveles de mercurio en 11 trabajadores en 1984, y de nuevo en 1994 (Kurttio *et al.* 1998). Los resultados mostraron que durante un periodo de diez años, los niveles de mercurio medidos en el pelo, incrementaban de 0.62 a 0.98 mg/kg. Sin embargo, los niveles de mercurio no eran más elevados en trabajadores que en la población no expuesta (0.5 – 4.0 mg/kg en pelo). Un estudio en trabajadores de una incineradora en Alemania, con altos estándares de seguridad, tampoco encontró niveles significativamente elevados de este metal en trabajadores. Por otra parte, sí detectó que las concentraciones de arsénico estaban por encima de los niveles de fondo en algunos individuos de los dos grupos (Wrbitzky *et al.* 1995), aunque las concentraciones eran más elevadas en el grupo de la incineradora. El estudio concluyó que el aumento probablemente ocurrió como resultado de la exposición laboral, y señala que el arsénico es carcinógeno por lo que se debe identificar la fuente, para así disminuir la exposición en trabajadores.

2.1.4 Biomarcadores

Se llevaron a cabo dos estudios en los que se utilizaron biomarcadores para investigar la exposición de los trabajadores a productos químicos tóxicos y peligrosos. Uno de ellos indicó que los trabajadores podrían estar expuestos a niveles elevados de PAHs, mientras que el otro mostró que podrían tener una exposición elevada a compuestos electrofilicos como los PAHs.

NRC (2000) revisó el estudio de Angerer (1992) en el que se investigaron los niveles de varios compuestos químicos orgánicos en sangre y orina de 53 trabajadores de una incineradora de RSU y se comparó con 431 individuos del grupo control (ver sección 2.1.2). El estudio detectó niveles elevados de hidroxipireno, indicador de la exposición interna a PAHs, en orina de trabajadores, por lo que se sugería que los trabajadores habían sufrido una exposición alta a PAHs.

Se llevó a cabo un estudio en una incineradora de residuos químicos para analizar las concentraciones de tioéter en la

orina de trabajadores (Van Doorn *et al.* 1981). Los tioéteres excretados en orina son el producto final de la desintoxicación de compuestos electrofílicos como PAHs y benceno, y se pueden utilizar como biomarcadores para indicar la exposición de un individuo a compuestos electrofílicos. El estudio analizó la orina de tres trabajadores de una incineradora, antes y después de la jornada laboral. Los resultados se comparaban con muestras de orina tomadas en el mismo tiempo a hombres no expuestos en la planta. Los resultados revelaron que los niveles de tioéteres en orina de los trabajadores de la incineradora, después del trabajo, eran considerablemente más elevados que al principio de su jornada laboral. Este patrón de excreción de tioéteres no se observó en los individuos del grupo control. A partir de estos resultados el estudio concluyó que los trabajadores de las incineradoras tenían más probabilidad de inhalar o absorber compuestos electrofílicos durante el trabajo, que metabolizaban y excretaban como tioéteres en orina.

2.1.5 Compuestos Mutagénicos

Los compuestos mutagénicos, también denominados mutágenos, son compuestos que tienen la capacidad de dañar el ADN de las células. Los estudios han mostrado que los compuestos mutagénicos están presentes en las emisiones y en las cenizas procedentes de la incineración. De acuerdo con Ma *et al.* (1992), los mutágenos se encuentran en los gases, partículas y cenizas que se liberan de las incineradoras, por lo que inevitablemente los trabajadores están expuestos a estas sustancias. Un estudio realizado a trabajadores de incineradoras, que se discute en esta sección, indicó que puede existir exposición interna a compuestos mutagénicos en el lugar de trabajo.

Los estudios de laboratorio han mostrado que las emisiones de incineradoras (Fomin y Hafner 1998, DeMarini *et al.* 1996), y las cenizas volátiles y de fondo (Shane *et al.* 1993) son mutagénicas. Las emisiones de las incineradoras son una compleja mezcla de compuestos químicos orgánicos y otros elementos. Dentro de esta fracción orgánica tan sólo, una o unas pocas clases, de sustancias químicas son las causantes de los efectos mutagénicos. Un estudio reciente identificó a los PAHs y a los nitroarenos (hidrocarburos nitro-aromáticos) como unos de los principales causantes de las propiedades mutagénicas de las emisiones de las incineradoras (DeMarini *et al.* 1996).

Para investigar la exposición a mutágenos en trabajadores, Scarlett *et al.* (1990) llevaron a cabo un estudio para determinar si los compuestos mutagénicos estaban presentes en la orina de los trabajadores. Este estudio

encontró que los trabajadores de incineradoras de RSU presentaban una frecuencia de compuestos mutagénicos en orina significativamente elevada, con relación al grupo control de trabajadores de depuradoras. Se efectuaron investigaciones posteriores en trabajadores de las mismas plantas incineradoras, para determinar si la cantidad de mutágenos en orina era siempre elevada en los trabajadores o variaba con el tiempo (Ma *et al.* 1992). La primera, de una serie de pruebas, de nuevo mostró un incremento significativo de mutágenos en la orina de trabajadores de incineradoras, si se comparaba con trabajadores de depuradoras. Sin embargo, pruebas posteriores mostraban frecuencias bajas de mutágenos en orina en los trabajadores de incineradoras, mientras que permanecía constante en trabajadores de plantas de depuradoras. El estudio indicó que la explicación a las bajas cantidades de mutágenos en orina de trabajadores de incineradoras, en la segunda y la tercera prueba, probablemente se debía a que la exposición a mutágenos en los lugares de trabajo es extremadamente variable. Además, los trabajadores a los que se realizaron las pruebas, podían haber tomado medidas extras para reducir la exposición, por medio de ropa protectora y máscaras, después de que sospecharan que estaban expuestos a sustancias tóxicas. Aunque las mutaciones juegan un papel en el proceso de carcinogénesis, el estudio indicó que la presencia de mutágenos en orina de trabajadores de incineradoras no establecía *per se* que las mutaciones tuvieran lugar. Por lo que con este estudio particular, no es posible relacionar estos hallazgos con una evaluación de la probabilidad de cáncer u otros efectos adversos en la salud, aunque los resultados son sugerentes.

2.2. Impactos en la Salud

Los estudios sobre mortalidad y morbilidad en los trabajadores de incineradoras son escasos. Las investigaciones han mostrado un amplio rango de impactos en la salud asociados con el trabajo en incineradoras, que incluyen la muerte por enfermedades del corazón y ciertos tipos de cáncer e hiperlipidemia, alergias e hipertensión. Un estudio señaló cloracné en muchos trabajadores expuestos, una condición que se asocia específicamente con la exposición a dioxinas.

2.2.1 Mortalidad

Gustavsson (1989) investigó la mortalidad entre 176 trabajadores de incineradoras que estuvieron contratados por un año o más, entre 1920 y 1985, en una incineradora de RSU en Suecia. El estudio indicó que el medio ambiente laboral en esta incineradora estaba más contaminado que lo que se podría esperar en una planta moderna. Los resultados revelaron un aumento de casos de isquemia, que se



asociaba a factores ocupacionales. Este incremento era más elevado y estadísticamente significativo en trabajadores con más de 40 años de exposición.

Este estudio detectó también un exceso de muertes por cáncer de pulmón. Si se comparaba con las tasas nacionales de este tipo de cáncer en Suecia, los trabajadores presentaban 3-5 veces más probabilidad de morir por cáncer de pulmón y dos veces más si se comparaba con las tasas locales. El pequeño tamaño de la muestra en este estudio imposibilita obtener conclusiones definitivas con respecto al significado estadístico de la tasa de cáncer de pulmón entre trabajadores (Marty 1993). Gustavsson *et al.* (1993) señalaron, sin embargo, que con el análisis del tiempo de exposición y el periodo de latencia que se sugería, era improbable que las elevadas tasas de cáncer de pulmón se debieran a otros factores como el hábito de fumar. Además, de acuerdo con los cálculos de estudios anteriores, sólo un hábito de fumar excesivo (100% de fumadores), podría producir el aumento en el número de cánceres que aparece en el estudio. Los autores indicaron que la exposición de trabajadores a compuestos orgánicos policíclicos, especialmente a PAHs, podía haber sido un factor importante en el aumento de este tipo de cáncer.

La investigación también encontró un aumento de 1.5 veces la probabilidad de muerte por cáncer de esófago. Dentro del contexto de este estudio, la evidencia de un origen ocupacional de este tipo de cáncer era débil. Sin embargo, otros estudios en trabajadores en Suecia expuestos a productos procedentes de la combustión, como trabajadores del gas, limpiadores de chimeneas y trabajadores en terminales de autobuses han indicado un aumento de este tipo de cáncer. Estos resultados apoyan la existencia de un aumento de impactos en la salud debido a exposición ocupacional. Parece que este incremento no puede atribuirse al hábito de fumar o al consumo de alcohol, que son dos factores que podían contribuir (Gustavsson *et al.* 1993).

En contraste con el estudio anterior llevado a cabo por Gustavsson (1989), una investigación efectuada a 532 trabajadores empleados en dos incineradoras de residuos urbanos en Roma, Italia, entre 1962 y 1992, no encontró un aumento de cáncer de pulmón (Rapiti *et al.* 1997). La mortalidad por este tipo de cáncer era inferior si se comparaba con la población general, y la mortalidad por cáncer en general era similar. Sin embargo, se detectó un aumento de 2.79 veces la probabilidad de morir por cáncer de estómago en los trabajadores. Este aumento de la probabilidad era evidente para trabajadores con más de 10 años de latencia desde el primer empleo. Por otra parte se ha observado también un aumento del cáncer de estómago

entre los trabajadores de depuradoras, que tienen una exposición ocupacional similar a la de los trabajadores de incineradoras, con inhalación de patógenos volátiles, toxinas de las bacterias y polvo orgánico. Existen también otros factores que contribuyen al cáncer de estómago como el consumo de alcohol, la escasez en la dieta de frutas y verduras, y el bajo nivel socio-económico. Estos factores podrían haber estado presentes en trabajadores de incineradoras en este estudio y hasta cierto punto podrían explicar el aumento de cánceres de estómago. El estudio concluyó que los trabajadores de las incineradoras merecen una vigilancia mayor a través de estudios epidemiológicos, y se requieren más investigaciones sobre el papel del polvo y de las toxinas de las bacterias en tratamiento de residuos.

2.2.2 Morbilidad

Kitamura *et al.* (2000) investigaron la morbilidad en 94 trabajadores de una planta de incineración de RSU en Japón. La incineradora había operado entre 1988 y 1997, año en la que se cerró debido a la alta emisión de dioxinas que provocaba una contaminación local del suelo. El estudio encontró niveles de dioxinas elevados en la sangre de los trabajadores (niveles 13.3 a 805.8 ppt TEQ, media 93.5 ppt TEQ [en fase lipídica]) (ver también sección 2.1.1). En niveles de dioxinas en sangre superiores a 100 ppt TEQ, se encontró una relación estadísticamente significativa con hiperlipidemia. Además, había una correlación entre los niveles de dioxinas y alergia. Sin embargo, el estudio apuntó que la información sobre el estado de salud se obtuvo de las declaraciones de los trabajadores y que podría ser necesaria una confirmación de diagnóstico, ya que no existía ninguna asociación entre el nivel de dioxinas y el nivel de lípido en plasma.

Los análisis de bioquímica en sangre no encontraron ninguna asociación significativa con los niveles de dioxina en sangre de los trabajadores, aunque se notó una disminución de la función del hígado. Las pruebas del sistema inmune revelaron asociaciones significativas entre los niveles de dioxinas en sangre y la actividad de las células K (Killer) y la estimulación de PHA (fitohemaglutinina). Previamente se había asociado las dioxinas con efectos en el sistema inmune y los autores apuntaron que consecuentemente era necesario un estudio de seguimiento.

El estudio también investigó la proporción de sexos en la descendencia de los trabajadores. Teóricamente el número de niños y niñas que nacen es el mismo, pero en realidad nacen más varones (ver discusión sección 3.2.3). En este estudio, los trabajadores se dividieron en dos grupos, de alta exposición (más de 49 ppt TEQ dioxinas en sangre) y de baja (menos de 49 ppt TEQ). Entre los trabajadores de baja

exposición nacieron 16 niños y 17 niñas, y entre los de alta exposición 2 niños y 5 niñas. El ligero aumento en el nacimiento de niñas en el grupo de alta exposición no se consideró estadísticamente significativo.

Bresnitz *et al.* (1992) llevaron a cabo un estudio para analizar la morbilidad entre los trabajadores de 86 incineradoras de RSU en EE.UU. La investigación se centró en varios parámetros de salud diferentes. Se dividió a los trabajadores en dos grupos hipotéticos, aquellos que se consideraba que tenían una exposición alta en el lugar de trabajo, y aquellos con baja exposición. Los resultados revelaron un aumento en los trabajadores (31%) con desórdenes en la orina, normalmente proteinuria (proteínas en la orina). Para este efecto no se encontró una diferencia aparente entre los dos grupos. La prevalencia de hipertensión se encontraba también por encima de lo normal entre los trabajadores y se sugería que la hipertensión se puede explicar por un aumento de la proteinuria. Pruebas sobre la función de los pulmones en trabajadores mostraban que este parámetro puede verse afectado por el hábito de fumar. Los análisis también sugerían un aumento potencial de pequeñas obstrucciones en los pulmones, aunque el diagnóstico no estaba confirmado. El grupo de alta exposición presentaba un incremento del 19% de la probabilidad de pequeñas obstrucciones en el pulmón, si se comparaba con el grupo de baja exposición. El estudio concluyó que se necesitaban más investigaciones para evaluar los efectos potenciales en la salud de los subproductos derivados de la incineración de RSU. Los autores también sugerían que era necesario aumentar los esfuerzos para disminuir los factores de riesgo y las exposiciones ocupacionales y así reducir las enfermedades entre los trabajadores de incineradoras.

Schechter *et al.* (1999) encontraron niveles particularmente elevados de dioxinas en sangre en dos individuos, varios años después de que hubieran trabajado en una antigua incineradora en Japón (ver también sección 2.1.1). Un trabajador, que presentaba niveles de dioxinas de 360 ppt TEQ padecía cloracné, una afección de la piel ocasionada por la exposición a dioxinas. El otro trabajador con un nivel de dioxinas de 278 ppt TEQ no lo padecía. Durante la investigación se registraron dos episodios de cáncer gastrointestinal de etiología desconocida (causa médica).



3. IMPACTOS EN LA SALUD DE LAS POBLACIONES QUE VIVEN CERCA DE INCINERADORAS

Los contaminantes que se emiten al agua y al aire, desde las incineradoras, se diluyen y dispersan en el espacio y en el tiempo (Hens *et al.* 2000). Este hecho ocasiona una lenta, pero gradual, acumulación de contaminantes en la cadena alimentaria y el cuerpo humano, de forma que los efectos en la salud se hacen visibles y se pueden medir, tras un largo periodo de latencia.

3.1. Estudios de Exposición

Se han llevado a cabo un número limitado de estudios para determinar si los individuos que residen cerca de incineradoras están expuestos a contaminantes, en especial a dioxinas y metales pesados. Los resultados de estas investigaciones son muy variados, mientras que unos muestran una exposición elevada, otros no encuentran ninguna evidencia.

3.1.1. Dioxinas y PCBs


De los cinco estudios llevados a cabo para dioxinas y PCBs, tres indican un incremento en los niveles de dioxinas en personas que viven cerca de incineradoras, mientras que otros dos no encuentran ninguna evidencia de aumento en la exposición. Un estudio también muestra que los niveles de ciertos PCBs han aumentado en la sangre de niños que viven cerca de las incineradoras.

González *et al.* (2000) investigaron la exposición en residentes que vivían en las inmediaciones de una planta incineradora de moderna construcción, en Mataró, Cataluña. La investigación se llevó a cabo en dos periodos, antes que la planta entrara en funcionamiento, y dos años después de que se pusiera en marcha. El estudio determinó el nivel de dioxinas, en 1995 y de nuevo en 1997, en muestras de sangre procedentes de 104 individuos que vivían entre 0.5 y 1.5 km de la incineradora, y de 97 individuos que residían más lejos, entre 3.4 y 4 km. En 1995, año en el que la planta aún no estaba en funcionamiento, los niveles de dioxinas en sangre de las dos muestras de población eran de 13.5 ppt TEQ y 13.4 ppt TEQ, respectivamente. En 1997, después de dos años de funcionamiento de la planta, los niveles de dioxinas habían aumentado en ambos grupos de población en un 25%, y los de PCBs en un 12%. Una repetición posterior de los análisis, indicó que el incremento del nivel de dioxinas entre los residentes era tan sólo del orden del 10 al 15%. La diferencia del incremento del nivel de dioxinas en las personas que residen cerca de incineradoras y las que viven lejos, no era significativa. Los autores señalan que es poco probable que el aumento de los niveles de dioxinas en sangre se deban a la presencia de la incineradora. Los niveles de emisión de dioxinas en los gases de chimenea que se midieron se situaban en un rango de 0.98-2.5 ng TEQ/m³.

En Japón se llevó a cabo un estudio en un área cercana a una incineradora de residuos sólidos urbanos (RSU), en la que se habían detectado altos niveles de dioxinas en el suelo (ver sección 4.2.1.), y una tasa especialmente alta de cáncer entre los residentes (2 veces superior a la media) (Miyata *et al.* 1998). Se analizaron muestras de sangre de 13 mujeres y 5 hombres que vivían a 2 km de la planta. Los niveles de dioxinas que se encontraron en estas muestras eran considerablemente más elevados que los niveles medios de la población. Como ejemplo, las mujeres presentaban un nivel medio en sangre de 149 pg TEQ/g lípido y los hombres de 81 pg TEQ/g lípido, mientras que el nivel medio para la población se situaba entre 15 y 29 pg TEQ/g lípido. Los autores consideran que el aumento de estos niveles puede deberse a la inhalación directa de las dioxinas procedentes de las incineradoras, y a la ingestión de verduras y hortalizas de producción local contaminadas.

Unos estudios realizados en las granjas de las inmediaciones de una incineradora de residuos químicos en Derbyshire, Reino Unido, en funcionamiento desde antes de 1991 (ver sección 4.2.2.), detectaron altos niveles de dioxinas en la leche de las vacas. Estos resultados motivaron un estudio sobre los niveles de dioxinas en la sangre de 10 personas que vivían en las mencionadas granjas (Startin *et al.* 1994). Los resultados indicaban altos niveles de dioxinas en todos los residentes. Al no disponer de datos sobre los niveles de dioxinas en sangre de la población general en Reino Unido, se utilizó como media de referencia la de la población alemana. Tres de los residentes presentaban niveles en sangre de 49.85 y 95 pg TEQ/g lípido, por debajo o en el límite superior de los niveles medios. Los otros residentes tenían niveles de 137-291 pg TEQ/g lípido, indiscutiblemente más altos que los niveles medios.

Holdke *et al.* (1998) analizaron los niveles de PCBs en la sangre de 348 niños, con edades comprendidas entre los siete y diez años, que vivían cerca de una incineradora de residuos peligrosos en Alemania. Los resultados se compararon con un grupo control de niños que vivían en una región con un nivel de contaminación industrial similar, y con un segundo grupo control de niños que vivían en un área con baja contaminación. El grupo de niños que habitaba en las inmediaciones de la incineradora presentaba altas concentraciones, estadísticamente significativas, de PCB 170 y PCB 180, mientras que las concentraciones de PCB 183 y PCB 187 en sangre se detectaron con mayor frecuencia que en el grupo control del área con baja contaminación ambiental. De acuerdo con este estudio, y aunque sólo se pueden interpretar como una comparación de los tres grupos y de efecto limitado, los resultados estadísticamente



significativos indican un modelo que puede ser plausible a nivel regional.

Otros estudios en Europa no encontraron ningún incremento en los niveles de dioxinas en individuos que residían cerca de incineradoras. Deml *et al.* (1996) analizaron la sangre de 39 personas y la leche materna de 7 personas que vivían cerca de una incineradora de RSU en 1993. El estudio no encontró ningún aumento de los niveles de dioxinas en los residentes. Estos niveles (promedio 17.0 ppt TEQ lípido, rango de 5.2 a 34.5 ppt TEQ lípido) y en leche materna (promedio 12.4 ppt TEQ lípido, rango de 6 a 19 ppt TEQ lípido) no fueron significativamente diferentes que los niveles medios de la población alemana (rango de 10 a 48 ppt TEQ lípido en sangre y, promedio 30 ppt TEQ lípido en leche materna).

De forma similar, un estudio sobre exposición efectuado a cinco personas que vivían cerca de una incineradora en Duiven, Países Bajos, no encontró ningún incremento en los niveles de dioxinas en sangre (van den Hazel y Frankort 1996). Este estudio se llevó a cabo específicamente para comprobar si los residentes presentaban niveles elevados de compuestos similares a dioxinas, como causa de la exposición potencial procedente de las cenizas volantes que escapan de los lugares próximos a la incineradora donde se almacenan. Los niveles de dioxinas en sangre de los residentes (promedio 31.4 ppt TEQ lípido) fueron similares a los niveles del grupo control de 5 individuos pertenecientes a la población holandesa general (promedio 33.8 ppt TEQ lípido). Además, el estudio no encontró incrementos en los niveles de ningún compuesto similar a las dioxinas entre los residentes.

3.1.2 Metales pesados

Tan sólo se ha localizado un estudio en la literatura científica sobre exposición a metales pesados en individuos que vivían cerca de incineradoras. Kurttio *et al.* (1998) investigaron los cambios en los niveles de mercurio, entre 1984 y 1994, en el cabello de 113 personas que vivían cerca de una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos en Finlandia. Se detectó que las concentraciones de mercurio eran más elevadas en los trabajadores de la planta (ver sección 2.1.3), y en los residentes incrementaban según disminuía la distancia a la incineradora.

Como ejemplo, los niveles que se detectaron eran de 0.16 mg/kg. en residentes que vivían a 1.5-2 km de la planta (grupo de mayor exposición), de 0.13 mg/kg. en residentes que vivían a 2.5-3.7 km (grupo de exposición media), y de 0.03 mg/kg en residentes que vivían a unos 5 km (grupo de baja exposición). Los resultados indicaban que era muy

probable que la incineradora fuese la fuente de exposición entre los residentes, y afirmaban que la forma principal de exposición era por inhalación, y posiblemente por otras vías como la ingestión de agua potable, de verduras y de hortalizas locales. Los autores concluyeron que el incremento en las concentraciones de mercurio en residentes disminuía con el tiempo y, por lo que actualmente se conoce, no representa un peligro para la salud humana.

3.1.3 Biomarcadores

En los estudios epidemiológicos se utilizan biomarcadores para detectar los efectos biológicos tempranos de una exposición a productos tóxicos. Estos biomarcadores además prevalecen y son más fáciles de identificar, que las enfermedades clínicas, en una población potencialmente afectada.

Un estudio realizado en una incineradora de reciente construcción en Mataró (Cataluña), comparaba a los niños que vivían en las inmediaciones de la planta, con niños que residían fuera de la zona de influencia, utilizando como biomarcador la presencia de tioéteres en orina (Ardevol *et al.* 1999). Estos biomarcadores aparecen en la orina como productos metabólicos resultantes de la depuración por el organismo de compuestos electrofílicos, como PAHs. Estos compuestos presentan generalmente características mutagénicas y carcinógenas.

El estudio determinó que era posible que las emisiones procedentes de incineradoras contribuyeran a la presencia de tioéteres en la orina de los niños entre 7 y 10 años de edad, durante el año 1997. La investigación se llevó a cabo en población infantil, por tanto se eliminó la posibilidad de que otros factores adicionales pudieran interferir con los resultados del estudio; como el hecho de que algún individuo de la muestra fume, tenga un trabajo de exposición elevada o cualquier otro estilo de vida "tóxico". El estudio encontró que, las cantidades de tioéteres en la orina de los niños que vivían cerca de incineradoras eran superiores que las del grupo control. Además, dentro del grupo de niños de la incineradora, aquellos que sus padres eran fumadores y estaban expuestos al humo del tabaco en el hogar, mostraron un incremento significativo en la cantidad de estos biomarcadores, comparado con el grupo control. Es posible que este efecto se ocasionara por un alto grado de exposición al humo del tabaco. Aunque el resultado se puede deber a la suma de ambas exposiciones, la del tabaco y la de las emisiones de las incineradoras. En el caso de las emisiones de incineradoras, las altas concentraciones de tioéteres en orina de la población infantil pueden ser el resultado de la exposición a PAHs, y posiblemente a dioxinas.

3.2 Efectos en la Salud - Estudios Epidemiológicos

La mayoría de los estudios epidemiológicos sobre la salud de las poblaciones que residen cerca de incineradoras se han centrado en la incidencia de cáncer o en síntomas respiratorios. Además, algunos estudios han investigado otros efectos potenciales, incluidos malformaciones congénitas y cambios en la proporción de sexos. Teniendo en cuenta el uso extendido de incineradoras a nivel mundial, se puede considerar que el número de estudios que han investigado los efectos en la salud en residentes de zonas cercanas es muy escaso.

3.2.1 Cáncer

Algunos de los compuestos que se emiten desde las chimeneas de las incineradoras, como el cadmio, PAHs y dioxinas (TCDD), están clasificados como carcinógenos humanos, o posibles carcinógenos humanos, por la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (McGregor *et al.* 1996). Se han llevado a cabo una serie de estudios para detectar la incidencia de cáncer en poblaciones cercanas a incineradoras u otras plantas industriales, incluido cáncer infantil. La mayoría de las investigaciones en este campo consideran un periodo de latencia, tiempo que transcurre desde la exposición a las emisiones de las incineradoras hasta que se manifiesta el cáncer.

Sarcoma en Tejido Blando y Linfoma No-Hodgkin's

Se llevó a cabo un estudio en el área de Doubs, en el este de Francia, para investigar la incidencia de dos tipos de cáncer, sarcoma de tejido blando y linfoma no-Hodgkin's, en las inmediaciones de una incineradora de RSU (Viel *et al.* 2000). Este estudio se realizó tras la aparición de un informe en el que se detectó un nivel alto de emisión de dioxinas en la incineradora. El estudio encontró una incidencia significativa de ambos tipos de cáncer únicamente en las áreas cercanas, siendo baja en otras regiones.

En un comunicado de prensa de 1998, el Ministerio de Medio Ambiente francés reveló que 71 incineradoras emitían dioxinas a la atmósfera en concentraciones superiores a los 10 ng I-TEQ/m³. En una de ellas, que lleva operando desde 1971, Besançon, se detectó un nivel de emisión de 16.3 ng I-TEQ/m³. A raíz de estos hallazgos se efectuó un estudio de incidencia de cáncer en el área de la incineradora. En la investigación se seleccionaron dos tipos de cáncer: el sarcoma de tejido blando y el linfoma no-Hodgkin's, debido a las sugerencias de trabajos previos, que indicaban la posibilidad de que las dioxinas incrementaran la probabilidad de contraerlos.

El estudio dividió la región de Doubs en 26 áreas (unidades estadísticas) para su análisis. Durante el periodo 1980 a 1995, se registraron 110 casos de sarcoma de tejido blando y 803 casos de linfoma no-Hodgkin's. Los análisis mostraban que en 2 de las 26 áreas aparecían grupos estadísticamente significativos, y coincidían con las zonas más próximas a la incineradora, Besançon y Audeux. En las dos áreas se comprobó un aumento del 44% en la incidencia de linfoma no-Hodgkin's. Es poco probable que factores adicionales como el nivel socioeconómico y urbanización modificaran los resultados. Además, se aseguró que la distancia a los centros de salud no influyera en los resultados, ya que un mayor acceso a los especialistas puede significar diagnósticos más frecuentes de cáncer. Para ello, el estudio consideró la frecuencia de linfoma de Hodgkin's como control, ya que es un tipo de cáncer que no está asociado a la exposición a dioxinas. Las investigaciones encontraron que no se presentaban grupos de este tipo de linfoma en todo el área del estudio. Por lo que los autores concluyeron que los grupos de sarcoma de tejido blando y el linfoma no-Hodgkin's, localizados cerca de la incineradora, no se podían atribuir a que la presencia del Hospital Universitario, en el área Besançon-Audeux, hiciera más fácil el diagnóstico de estas enfermedades.

En conclusión, los autores afirman que los resultados del estudio son consistentes. Aunque, antes de atribuir de forma concluyente el desarrollo de estos dos tipos de cáncer a la emisión de dioxinas recomiendan, por precaución, que se confirmen los resultados con posteriores investigaciones. Si las dioxinas están implicadas, se tendrán que determinar los canales de exposición para los residentes.

Cáncer de Pulmón

En Trieste, una ciudad industrializada del noreste de Italia, se llevó a cabo un estudio para investigar la relación entre el cáncer de pulmón y el aire contaminado por numerosas fuentes (barcos, fundiciones, incineradoras y centro ciudad) (Biggeri *et al.* 1996). Se encontró que la frecuencia de todo tipo de cáncer aumentaba con la cercanía a las incineradoras y al centro de la ciudad.

El método utilizado para este estudio se basaba en la identificación de individuos que habían muerto de cáncer de pulmón en la región, y la identificación de individuos control que habían muerto en la misma época por otras causas diferentes al cáncer o enfermedades pulmonares. Se identificaron un total de 755 hombres que habían muerto de cáncer de pulmón, entre 1979 y 1981, o entre 1985 y 1986. Se seleccionaron estos dos intervalos para cubrir un extenso periodo de tiempo, teniendo en cuenta los costes del



estudio. El análisis de los resultados estimaba factores adicionales que incluían: el hábito de fumar, edad, probabilidad de exposición a carcinógenos en el lugar de trabajo, y niveles aproximados de partículas en el aire.

Los resultados de la investigación mostraban que existe un incremento, estadísticamente significativo, en la probabilidad de morir de todo tipo de cáncer de pulmón entre las personas que viven cerca de incineradoras. La probabilidad de muerte por cáncer de pulmón en individuos que viven a corta distancia de una incineradora, es 6.7 veces superior que en aquellos que viven en otras áreas.

Independientemente de esto, vivir cerca del centro de la ciudad está también asociado con una alta probabilidad de morir de cáncer de pulmón (2.2 veces superior). Este estudio confirmó los hallazgos de un estudio previo que se realizó en Trieste, en el que también se identificó un incremento en la probabilidad de padecer cáncer de pulmón en las cercanías de la incineradora (Babone *et al.* 1994). Aunque no se podían excluir otros factores adicionales, como el tiempo de residencia en el domicilio de la muerte o los cambios de residencia de los afectados, el estudio concluye que los resultados presentan evidencias de que la contaminación del aire es un factor que contribuye moderadamente al cáncer de pulmón.

Cáncer de Laringe

A finales de 1980, el Ayuntamiento de Charnock Richard, Lancashire, Reino Unido, llevó a cabo una investigación de la incidencia de cáncer en los alrededores de una incineradora de residuos de disolventes y aceites en esta localidad. Los análisis estadísticos de los resultados identificaron un exceso significativo de cáncer de laringe en las cercanías de la incineradora, que descendía conforme aumentaba la distancia a la planta (Diggle *et al.* 1990). Después de este informe, se realizó otro estudio para investigar la incidencia de cáncer de laringe en esta incineradora, y en otras nueve similares en Reino Unido que comenzaron a funcionar antes de 1979 (Elliot *et al.* 1992). Este estudio que consideraba un periodo de latencia de 5 y 10 años (desde que la incineradora comenzaba a funcionar y se manifestaba el cáncer), no encontró un aumento significativo de las incidencias de cáncer de pulmón o de laringe, en las zonas situadas a menos de 10 km de las incineradoras. Por lo que el estudio concluyó que, probablemente la causa del grupo aparente de casos de cáncer de laringe en Charnock Richard, Lancashire, no era la incineradora. Aunque se reconocieron varias limitaciones en los datos utilizados en el estudio. Entre ellas, se considera que el periodo de latencia de 5 y 10 años que se estimó resulta corto para el desarrollo de este tipo de cánceres, si se tenía en cuenta la epidemiología de este

tumor. Un estudio en trabajadores de gas mostaza, mostró que el cáncer de laringe no se hacía evidente hasta al menos diez años desde que la persona entrara a trabajar. Otro estudio indica que el exceso de mortalidad por cáncer de laringe en trabajadores expuestos a dioxinas se manifestó 20 años después.

Un estudio más reciente sobre la incidencia de varios tipos de cáncer en la población que reside cerca de una incineradora, un vertedero, y una refinería en Roma que lleva funcionando desde principio de los sesenta, encontró un incremento en la probabilidad de mortalidad por cáncer de laringe (Michelozzi *et al.* 1998). La investigación se inició para comprobar si la contaminación generada por diversas industrias pudiera afectar a los residentes. No se detectó un aumento de cánceres de hígado, pulmón, y linfomatomatopoyético, en cambio se hizo patente un incremento en la probabilidad de padecer cáncer de laringe en un radio de 0-3 y 3-8 km de distancia a las industrias, aunque los resultados no son estadísticamente significativos. De cualquier forma, los autores apoyaban la hipótesis de que era posible una relación entre las emisiones de industrias y el cáncer de laringe, debido a que se detectó un descenso estadísticamente significativo en la incidencia de este tipo de cáncer entre hombres, según aumentaba la distancia a las industrias. El estudio señaló que estos datos eran de interés ya que, los resultados de otros estudios realizados para comprobar la incidencia de cáncer en las proximidades de estas industrias eran conflictivos. La investigación concluyó que los resultados obtenidos para el cáncer de laringe se basan en un número limitado de casos, y son necesarios estudios posteriores para determinar si la presencia de refinerías o incineradoras representa, para las poblaciones cercanas, un factor que contribuye al incremento de la probabilidad de contraer esta enfermedad.

Cáncer de Hígado y Otros tipos de Cánceres

Un estudio sobre la incidencia de cáncer en individuos que viven cerca de incineradoras en Reino Unido, se llevó a cabo como consecuencia de la preocupación pública sobre los posibles efectos en la salud de las personas que residen cerca de estas plantas (Elliot *et al.* 1996). La investigación mostró un aumento significativo en la incidencia de cáncer de hígado entre los residentes.

El estudio investigó la incidencia de cáncer entre más de 14 millones de personas que viven en un radio de 7.5 km de 72 incineradoras de RSU. Los datos sobre la incidencia de cáncer entre los residentes, en el periodo de tiempo 1974-1987, se recogieron utilizando el programa de registro nacional de cáncer. Para poder determinar si había un

aumento en el número de casos de cáncer observados frente a los esperados, las tasas de incidencia de cáncer para poblaciones cercanas a incineradoras se compararon con las tasas nacionales. Los resultados mostraron que había un aumento estadísticamente significativo de todos los cánceres combinados y de estómago, colorrectal, hígado y pulmones, para las poblaciones que vivían a menos de 7.5 Km de las incineradoras. La incidencia de cáncer disminuía según aumentaba la distancia a estas plantas. El cáncer que presentó un mayor incremento en la probabilidad de aparición fue el de hígado, un 37% comparado con las tasas nacionales. Aunque análisis posteriores de los datos indicaban que el exceso de todos los tipos de cáncer combinados y de estómago y pulmón se debía probablemente a otros factores adicionales, como la marginación social, que tiende a ser más elevada en áreas contaminadas. En relación con el cáncer de hígado, se identificó que este factor podía explicar al menos parte del incremento en la probabilidad de padecer esta enfermedad. También se indica que puede haber errores en el diagnóstico de cáncer de hígado primario, debido a los tumores de hígado secundarios (por Ej. tumores que se manifiestan con posterioridad a, y como resultado de, otros tipos de tumores primarios). El estudio concluyó que son necesarias nuevas investigaciones que confirmen si existe, o no, un aumento de cáncer de hígado primario en las inmediaciones de las incineradoras. Se llevaron a cabo trabajos posteriores sobre el diagnóstico de cáncer de hígado en este estudio (Elliot *et al.* 2000), que también indicaron un incremento en las proporciones de este tipo de cáncer en residentes que viven cerca de incineradoras.

El estudio inicial (Elliot *et al.* 1996) utilizó información recogida únicamente de los certificados de muerte. En el segundo estudio (Elliot *et al.* 2000), se incluyó una revisión de muestras histológicas, e informes y registros médicos con el fin de clarificar si el cáncer de hígado era primario o secundario. De los 235 casos originales de cáncer de hígado que se detectaron en los certificados de muerte, se realizó una revisión de 119 casos (51%). El cáncer primario de hígado se confirmó en el 55% de los casos y el secundario en el 18%. Si se utilizan estas cifras para volver a calcular la incidencia de cáncer de hígado del primer estudio, el aumento del 37% de cáncer de hígado (23 casos) determinado en el primer estudio, se reduce a 12.6 casos, y a 18.8 casos si excluimos únicamente la proporción de cánceres secundarios confirmados. Esto se traduce en un aumento de 0.53 y 0.78 casos por 1.000.000 y por año (o un incremento de la probabilidad de contraer cáncer de hígado de un 20 y 30% a un 1 km de distancia de las incineradoras de RSU). El estudio concluyó que el aumento real se podría

esperar entre estas dos cifras. La investigación no puede excluir la posibilidad de que existan otros factores que influyan en los resultados, como la marginación social. Elliot *et al.* (2000), concluyeron que si la causa del aumento de cáncer de hígado observado en este estudio, y en el anterior, era la cercanía a las incineradoras de RSU, las exposiciones históricas observadas se podrán atribuir también a estas instalaciones.

Cáncer Infantil

Se ha publicado recientemente un análisis realizado por Knox (2000) que utiliza los datos de incineradoras de RSU del estudio inicial de Elliot *et al.* (1996). Este análisis pretendía determinar si la probabilidad de padecer cáncer infantil aumentaba en las poblaciones que vivían cerca de las incineradoras. El estudio consideró el cáncer infantil en 70 incineradoras de RSU entre 1974-1987, y en 307 incineradoras de residuos hospitalarios entre 1953-1980. El periodo de latencia para el cáncer infantil es corto, por lo que se evita los problemas que plantean los largos periodos de latencia que aparecen con frecuencia en el cáncer de adultos, y que se manifestaron en el estudio de Elliot *et al.* (1996) efectuado para "todas las edades". El análisis utilizó un método nuevo, más preciso, que podía establecer y comparar las distancias a las incineradoras de los domicilios donde habían nacido niños con cáncer, y de las direcciones donde se habían producido las muertes en el caso de un cambio de domicilio. El estudio identificó un incremento en la incidencia de cáncer en niños que habían nacido cerca de incineradoras.

En general las etapas de desarrollo son las más vulnerables a las sustancias tóxicas. Por ello, la exposición del feto en el útero, y en el periodo neonatal, puede potenciar efectos adversos en la salud, como el cáncer, con mucha más intensidad que en otras etapas del desarrollo. En el estudio realizado por Knox (2000), si la exposición a sustancias tóxicas por vivir cerca de una incineradora durante las primeras etapas del desarrollo predice un incremento en la incidencia de cáncer, habría una asociación más estrecha con las direcciones de nacimiento que con las de muerte.

Los resultados de los análisis muestran un aumento estadísticamente significativo de cambios de domicilio, a lugares más alejados, de los niños con cáncer que habían nacido a menos de 5 km de las incineradoras. Así, la exposición a las incineradoras en las direcciones de nacimiento, e incluso de las primeras etapas de vida, está asociada con una alta probabilidad de padecer cáncer, si se compara con la exposición en las direcciones de muerte, o la exposición en edades más avanzadas. Para niños que han



nacido a menos de 5 km de una incineradora de RSU, se mostraba un incremento de dos veces en la probabilidad de morir por cáncer.

Estos resultados concuerdan con investigaciones anteriores que mostraban un incremento en la probabilidad de padecer cáncer infantil, en niños que habían nacido cerca de incineradoras de residuos hospitalarios, fuentes de combustión a gran escala, o instalaciones que emiten COVs (Compuestos Orgánicos Volátiles) (Knox y Gilman 1998). El aumento en el número de leucemias y tumores de todo tipo, fue similar al que se encontró en el estudio de cáncer infantil en las proximidades de incineradoras, realizado por Knox (2000). Este fenómeno se observó también en estudios anteriores sobre la relación entre la proximidad a sitios industriales y la posibilidad de padecer cáncer infantil, y sobre las exposiciones prenatales a las radiaciones médicas. Este tipo de resultados se podría esperar para agentes/sustancias químicas que tengan acceso sistémico (por Ej. vía circulación) al DNA/RNA de todo tipo de células fetales (Knox 2000).

El estudio dirigido por Knox y Gilman (1998), sobre el nivel de cánceres cerca de muchas industrias diferentes, determinó que existía un incremento en la proporción de cáncer en niños que habían nacido cerca de incineradoras de residuos hospitalarios, otras fuentes de combustión e industrias que emitían COVs. De estos resultados se concluye que múltiples fuentes tóxicas son responsables del inicio de muchos cánceres que se producen en fetos y neonatos. Es probable que este efecto sobre el desarrollo también se produzca por la exposición a varios COVs y productos de combustión. En relación con la incineración de residuos, la concordancia con los resultados de incidencia de cáncer infantil en las proximidades de incineradoras de RSU (Knox 2000), y los de incineradoras de residuos hospitalarios (Knox y Gilman 1998) sugieren la existencia de una relación directa entre haber nacido cerca de las incineradoras y el cáncer infantil. No obstante, Knox (2000) determinó que es difícil saber si los daños aparentes en la salud, que se producen por vivir cerca de incineradoras, podrían también deberse a otras sustancias peligrosas existentes en el medio cercano. En este sentido, las incineradoras más "tóxicas" del estudio estaban muy cerca de fuentes industriales. Por esta razón, la conclusión general del estudio fue que existe un incremento en la probabilidad de padecer cáncer infantil, al residir cerca de procesos de combustión a gran escala, entre los que se incluyen las incineradoras (Knox 2000).

3.2.2 Efectos en el Sistema Respiratorio

Las incineradoras, en particular las cementeras, emiten

cantidades considerables de SO₂ y NO₂. Se sabe que una exposición a estas sustancias durante largo tiempo produce impactos negativos en el sistema respiratorio (ver Ayres 1998). De forma similar, las incineradoras emiten partículas finas, y muchos estudios han confirmado que la exposición durante largos periodos a estas sustancias, está asociada a efectos adversos sobre el sistema respiratorio (ver apéndice A). A pesar de los potenciales impactos negativos sobre el sistema respiratorio de las sustancias que emiten las incineradoras, sólo existe un número limitado de estudios epidemiológicos sobre los efectos en individuos que viven cerca de estas plantas. De las investigaciones que se han llevado a cabo, algunos estudios han sugerido impactos negativos sobre la salud del sistema respiratorio, mientras que otros no han encontrado ninguna asociación.

Un estudio anterior llevado a cabo por Zmirou (1984) sugirió que se había producido un aumento en el uso de medicación para enfermedades respiratorias, entre los residentes de áreas cercanas a la incineradora de RSU de una localidad francesa. El estudio encontró que los medicamentos destinados a problemas respiratorios, como broncodilatadores y expectorantes, se vendían de forma significativa con mayor frecuencia en las distancias más cercanas a la incineradora. Las investigaciones apuntan a que no es posible concluir una relación causa-efecto a partir de este estudio, aunque afirma que la observación realizada por la investigación coincide con la hipótesis de que, la contaminación que genera una incineradora puede exacerbar los problemas respiratorios (ver Marty 1993).

En el oeste de Carolina del Norte, Estados Unidos, se inició una investigación sobre la salud de los residentes cercanos a una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos, tras conocer los resultados de un informe elaborado a los trabajadores de esta planta, en el que se mostraba un aumento de enfermedades y síntomas neurológicos (ATSDR 1993). Después de ajustar los factores que podrían distorsionar los resultados como edad, sexo y hábito de fumar, el estudio encontró un incremento significativo en la frecuencia de síntomas respiratorios, comunicado por los propios residentes en las encuestas realizadas. Las personas que vivían cerca de la incineradora presentaban casi diez veces más probabilidad de tener dificultades en la respiración y tos recurrente, en comparación a los que vivían más alejados; y dos veces más probabilidad de manifestar otros problemas respiratorios. Otros síntomas como, dolor de pecho, escasa coordinación, vértigo, e irritación aparecían también con más frecuencia. Sin embargo, si se consultaban los diagnósticos médicos y las admisiones en el hospital por los síntomas antes mencionados, no se apreciaba ninguna

diferencia entre los dos grupos. Aunque este estudio encontró un incremento de los síntomas respiratorios en residentes cercanos a la planta, existen ciertos problemas que limitan la interpretación de los resultados. De acuerdo con una revisión de este estudio efectuada por NCR (2000), se plantean cuestiones relacionadas con la retrospectiva del estudio, ya que la incineradora funcionó desde 1977 a 1988 y el estudio no se llevó a cabo hasta 1991, y con la publicidad adversa que tenía la planta antes de su cierre. El NRC comentó que el estudio era de limitada utilidad para evaluar los efectos de la exposición a incineradoras.

Un estudio en Taiwan investigó la salud respiratoria de los niños que vivían cerca de una incineradora de recuperación de cables, así como los efectos adversos sobre la función pulmonar (Wang *et al.* 1992). La investigación se llevó a cabo en 86 escuelas primarias, comparando los resultados con un grupo control de 92 niños de una ciudad "no contaminada". Los parámetros de contaminación atmosférica por SO₂ y NO₂, que se midieron en el distrito en el que estaba ubicada la incineradora, eran notablemente superiores que los de la ciudad control. Los cuestionarios que se administraron a los niños no revelaban diferencias en la aparición de síntomas respiratorios. Sin embargo, la prueba que se realizó para medir la función pulmonar, en el que se detectaban valores no normales de FEV1 (Volumen de Expiración Forzada en 1 segundo), era significativamente más elevada en el grupo de la incineradora (17.5%) que en el grupo control (3.2%). Posteriormente se realizaron otras pruebas para medir la función pulmonar en 26 niños de cada grupo. Nueve niños del grupo de la incineradora mostraban positiva la prueba de la metacolina, mientras que tan sólo para un niño del otro grupo era positiva. A partir de estos resultados, los autores concluyeron que los altos niveles de contaminación del aire, a los que estaban expuestos los niños que residían cerca de la incineradora, estaban asociados con un detrimento de la función pulmonar. Una revisión de este estudio por NRC (2000) indicó que esta relación era correcta, pero que sin embargo no mostraba ninguna evidencia que indicara que las incineradoras contribuyeran de forma especial, frente a otras fuentes de contaminación, en estos efectos en la salud.

En Estados Unidos, ha llegado a ser una práctica común utilizar los residuos tóxicos y peligrosos como combustible para conseguir altas temperaturas en cementeras. Un estudio llevado a cabo en cementeras de Midlothian, Texas, documentó un aumento estadísticamente significativo de síntomas respiratorios (comunicado por los propios individuos) en una muestra de residentes cercanos a estas plantas, comparado con personas que vivían bastante alejados (Legator *et al.* 1998). Con anterioridad ya se habían

realizado varios estudios para determinar esta relación. Entre ellos, los estudios de evaluación de riesgo, basados en la medida de las emisiones de la incineradora tomadas en 1997/8 en el área, que destacaron que las cementeras no suponen ningún riesgo para la salud humana (ver Legator *et al.* 1998). Además, un estudio llevado a cabo por el Departamento de Salud en la región, en 1992, concluyó que en el área:

"no parecía existir ningún patrón consistente de enfermedades o síntomas que pudieran indicar problemas de salud con un origen común".

Hay que señalar que los análisis posteriores de las dos investigaciones concluyeron que existían deficiencias, imperfecciones e insuficiencias en la metodología de los estudios. Por ello, Legator *et al.* (1998) llevaron a cabo una investigación con el objetivo de identificar si la exposición a contaminantes de cementeras, de los habitantes que viven cercanos a estas plantas, presenta efectos adversos en la salud.

Para ello, realizó un extenso cuestionario sobre salud a una muestra seleccionada al azar, de 58 individuos que vivían cerca de las incineradoras. Los resultados se compararon con un grupo control de 54 individuos que residían a bastante distancia de estas plantas. El estudio mostró que no aparecían áreas de salud especialmente afectadas por la cercanía a estas instalaciones, a excepción de la frecuencia de aparición de síntomas respiratorios ($p=0.002$). Todos los síntomas respiratorios que aparecían en los cuestionarios, incluyendo enfermedades pulmonares, dificultades en la respiración, enfisema, tos persistente y bronquitis eran elevados, con la única excepción de la neumonía. El estudio no presentaba las limitaciones que pueden dificultar los estudios de esta naturaleza basados en cuestionarios. Además, la población control era de más edad que la población cercana a las incineradoras. Debido a que las personas mayores son más sensibles a los efectos de los químicos, es probable que los impactos por la exposición a incineradoras estuvieran subestimados. El estudio concluyó que las personas que viven próximas al aire contaminado que generan las incineradoras experimentan un aumento en la frecuencia de síntomas respiratorios.

Gray *et al.* (1994) llevaron a cabo un estudio sobre la incidencia de asma en dos grupos de niños que vivían cerca de incineradoras de lodos de depuradora en Sydney, Australia. Los datos de enfermedades respiratorias se recogieron por medio de un cuestionario, y varias pruebas psicológicas, además de realizar una prueba de función



pulmonar. El estudio no encontró efectos adversos, ni en la frecuencia ni en la severidad del asma en niños, si se comparaba con el grupo control que vivía en una región diferente de Sydney. Además, no existían diferencias aparentes en la función pulmonar. Las medidas de SO_x, CO_x, sulfuro de hidrógeno, ozono (O₃) y partículas, no detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las dos áreas. El estudio concluyó que las emisiones de este tipo de planta parecen no tener efectos adversos sobre la frecuencia o severidad del asma infantil.

Un estudio en los Estados Unidos indicó que, no existía una diferencia significativa en los niveles de contaminación del aire por partículas, ni en la salud respiratoria de las comunidades que residían cerca de tres incineradoras de residuos, en el periodo 1992 a 1994 (Shy *et al.* 1995). La investigación se llevó a cabo en tres comunidades que vivían cerca de una incineradora de residuos hospitalarios, de una de residuos tóxicos y peligrosos, y de una de residuos urbanos en Carolina del Norte, y en tres poblaciones control que estaban a más de 3 km de las incineradoras, con el viento en contra. El estudio tomó simultáneamente las muestras de calidad de aire en las comunidades y de los efectos en la salud respiratoria en individuos.

En total, participaron 6.963 individuos en una entrevista efectuada por teléfono sobre su salud respiratoria en los últimos tres años, además 100-144 individuos, por comunidad y año, realizaron las pruebas de función pulmonar. Shy *et al.* (1995) presentaron los datos para el primer año, de los tres que duraba el estudio. El informe encontró que no existía una diferencia significativa en la concentración de partículas (PM 10*) entre las dos comunidades. Se calculó que las incineradoras contribuyen a menos del 3% de las partículas medidas, el resto proviene de otras fuentes. A pesar de ello, se detectaron niveles sustancialmente altos de zinc, plomo y cloruro en las comunidades donde había incineradoras, cuando el viento venía de la dirección en la que estaban situadas las incineradoras de RSU y hospitalarias. El estudio indicó que si un compuesto químico emitido por una incineradora puede ocasionar efectos en el sistema respiratorio de una comunidad afectada por la exposición, las medidas estándar de contaminación atmosférica pueden no ser válidas para detectar las diferencias relevantes en exposición humana. Con relación a la salud respiratoria, no se apreciaron diferencias significativas en los síntomas respiratorios detectados en la entrevista telefónica efectuada a las dos

comunidades. Además, los resultados de la prueba de función pulmonar del estudio de 1992/3, junto con un análisis posterior más en profundidad de la función pulmonar (Lee y Shy 1999), no encontraron ninguna relación entre el nivel de partículas (PM10) en las comunidades y la función pulmonar, ya que tampoco se apreció ninguna diferencia en la función pulmonar de ambas comunidades. Estos resultados contrastan con los de estudios anteriores, en los que sí se había detectado una relación entre el incremento de síntomas respiratorios y el aumento del nivel de partículas (PM10) (ver apéndice A). Esta diferencia de resultados se puede deber a que el nivel de partículas que se detectó en este estudio fuera relativamente bajo, en comparación con el de los estudios previos, y por ello los efectos en la función pulmonar no se pudieran detectar incluso aunque existieran (Shy *et al.* 1995).

Aunque esta investigación (Shy *et al.* 1995) no encontrara ninguna asociación entre la cercanía a estas tres clases de incineradoras y un incremento en la aparición de síntomas respiratorios agudos o crónicos, hay que interpretar estos resultados teniendo en cuenta las limitaciones de la investigación. La presencia de factores en la comunidad control como: la existencia de más individuos con hábito de fumar, y un mayor empleo de calentadores de queroseno en los hogares, podría haber contribuido a enmascarar cualquier efecto en el sistema respiratorio, de tamaño moderado, en las comunidades con incineradoras. Además, el mayor problema se centraba en los posibles y significativos errores en la clasificación de exposición a contaminantes procedentes de incineradoras, debido a que diferentes secciones de la comunidad probablemente experimentaban niveles de contaminación diferentes según la dirección del viento reinante. Se indicó que estos factores podrían haber llevado a la conclusión de que no había efectos sobre el sistema respiratorio. Posteriores análisis de función pulmonar llevados a cabo por Lee y Shy (1999) también indicaron que el estudio era limitado debido a la falta de información sobre exposiciones individuales a las emisiones. Los autores comentaron que la falta de asociación entre PM 10 y la salud respiratoria en el estudio, tiene que interpretarse con cautela debido a que la estimación de exposición basada en la toma de datos del aire, probablemente sea inferior a los niveles reales de exposición.

3.2.3 Proporción de Sexos

Teóricamente la proporción de mujeres y hombres que nacen es de 1:1, aunque la realidad muestra que nacen más niñas. Este hecho se puede atribuir a un número diferente de

* N. del T.: Masa de partículas con un diámetro menor a 10µm.

factores que incluyen la edad de los padres, y el momento de producirse la inseminación en el ciclo de la mujer (Moller 1996).

Descubrimientos recientes han indicado una disminución en la proporción de nacimientos de niños entre la población de Dinamarca, Holanda, Estados Unidos, Canadá, y en trabajadores de aserraderos expuestos al triclorofenol, contaminado con dioxinas. Se ha elaborado la hipótesis de que estos cambios se pueden deber a la exposición a la contaminación química. Existen evidencias en estudios llevados a cabo en poblaciones expuestas a dioxinas; un ejemplo de ello, es el estudio llevado a cabo para determinar la proporción de sexos en la población de Seveso, Italia, expuesta a altos niveles de dioxinas (TCDD) debido a la explosión, en 1976, de la planta de herbicidas químicos (Mocarelli *et al.* 2000). En la investigación se incluyeron los individuos que estuvieron expuestos al accidente, bien en la niñez o en la etapa adulta, y que con posterioridad tuvieron descendencia. La exposición se valoró analizando las muestras de sangre tomadas en la época del accidente y congeladas para su almacenamiento. Los resultados mostraron que un incremento en los niveles de dioxinas en la sangre de los padres, aumenta la probabilidad de que nazcan niñas. La concentración en sangre de dioxinas en los padres en la época del accidente, era unas veinte veces mayor que la media estimada de TCDD para personas de países industrializados; aunque, en algunos casos, los niveles en sangre hayan descendido en la época en la que se concibieron los hijos. El estudio mostró que la exposición de hombres al TCDD, antes y durante la pubertad, está ligada a los efectos sobre proporción de sexos, ya que se conciben más hembras. Esto indica que el periodo de tiempo, antes y durante la pubertad, puede ser un periodo de especial sensibilidad de los hombres al efecto tóxico de las dioxinas. Los hombres que eran adultos en la época del accidente también resultaron afectados por el incremento de dioxinas. Los datos del estudio muestran que la exposición de los hombres al TCDD está ligada a una disminución en la relación hombres/mujeres en su descendencia, que puede persistir incluso años después de la exposición.

Un estudio ha investigado la proporción de sexos en poblaciones que viven cerca de incineradoras. Este estudio se llevó a cabo en residentes cercanos a dos incineradoras en Escocia, Reino Unido (Williams *et al.* 1992). La zona se dividió hipotéticamente en 16 distritos diferentes (por código postal), incluidos 6 distritos que se situaban lejos de incineradoras, y que se utilizaron como grupo control. No se encontró ninguna diferencia en la proporción de sexos, en los nacimientos entre residentes del área de exposición

potencial (cuando se abarcaban los 3 distritos) y el área de comparación. Sin embargo, cuando los distritos se consideraban individualmente, la zona identificada como la más vulnerable a la contaminación del aire por las incineradoras, presentaba un aumento estadísticamente significativo de nacimientos de niñas. Otro distrito que se consideraba también como potencialmente vulnerable, presentaba un aumento en el nacimiento de niñas, y otro tenía un exceso de nacimientos de niños, aunque no era estadísticamente significativo. El estudio determinó que la presencia en las emisiones de las incineradoras de compuestos como hidrocarburos policlorados, dioxinas y pesticidas, podría haber afectado a la proporción de sexos. Sin embargo, los autores señalan que no es posible atribuir, exclusivamente con este estudio, el incremento de nacimiento de niñas a las sustancias emitidas por las incineradoras, y señala la necesidad de más investigaciones.

3.2.4 Malformaciones Congénitas

Las investigaciones en poblaciones que viven cerca de incineradoras señalan un incremento de la incidencia de malformaciones congénitas. Un estudio realizado en Amsterdam detectó un aumento en el número de nacimientos de niños con "labio leporino" y otras malformaciones en una comunidad que vivía cerca de una incineradora de residuos químicos. Otro estudio cerca de una incineradora en Bélgica encontró un aumento en la frecuencia de malformaciones congénitas. Otras investigaciones sobre malformaciones oculares congénitas no han detectado ningún incremento en la frecuencia de aparición.

En el periodo entre 1961 y 1969, estuvo en funcionamiento una incineradora con escaso control, donde quemaban residuos químicos en Zeeburg, Amsterdam. Un análisis reciente de los datos de esta región ha revelado un dramático incremento en la incidencia de nacimientos de niños con "labio leporino" en este periodo de tiempo (ten Tusscher *et al.* 2000). En comparación, no se produjo ningún aumento de esta malformación congénita, durante el mismo periodo, en nacimientos en otras áreas que no estaban afectadas por la quema de estos residuos. Como ejemplo, la incidencia media de "labio leporino" en Zeeburg, entre 1961 y 1969, fue de 2.5 por 1.000 nacimientos, comparado con la media de 1.2 por 1.000 nacimientos en el área control. En particular, en los años 1963 y 1964, la incidencia de malformaciones congénitas en Zeeburg, fue respectivamente de 5.1 y 7.1 por 1.000 nacimientos. El resultado para 1963/4 presentaba diferencias estadísticamente significativas respecto al área control.



Los datos mostraban que el lugar de residencia de muchas mujeres que habían tenido niños con "labio leporino", se encontraba a lo largo del corredor situado a favor de la dirección del viento, que dispersaba las emisiones de la incineradora. Se conoce que la exposición a sustancias químicas puede ocasionar estas malformaciones, y que la concentración de dioxinas (TCDD) ocasiona fisura palatina en ratones. Los autores concluyeron que aunque no se puede determinar una relación causa-efecto en este caso, parece muy probable que hubiera una relación entre la quema de residuos químicos y el incremento en la incidencia de "labio leporino" en Zeeburg, Holanda, en los años 1960 a 1969. Además, al igual que para esta malformación, la mayoría de los hogares donde habían nacido niños con otras malformaciones se situaban en la zona corredor antes mencionada. Estos defectos incluían malformaciones en el sistema nervioso central (principalmente espina bífida) y malformaciones genéticas (principalmente hipospadias).

Se descubrió un patrón de malformaciones congénitas entre los habitantes de un vecindario en Neerland, en la región de Wilrijk, Bélgica. La zona se situaba entre dos incineradoras de residuos urbanos, una a una distancia de 12.000 metros y la otra a una distancia de 800 metros. Entre 1980 y 1996, la incineración de residuos urbanos ocasionó que Wilrijk se clasificara entre las regiones de Flandes que han recibido la más alta deposición de dioxinas. La inquietud de la población por el aumento de malformaciones congénitas, hizo que el gobierno ordenara dos estudios que se desarrollaron durante los años 1997-1998. En el primero (Verschaeve y Schoeters 1998) investigaron los daños genéticos en cromosomas de ciertos tipos de células sanguíneas (linfocitos periféricos), el segundo se centró en la salud de los niños (Aelvo *et al.* 1998). Van Larebeke (2000) ha revisado recientemente estos estudios.

La primera investigación, sobre daños cromosómicos, comparó 24 niños del área con otros 20 niños de otra localidad, en la región de Antwerp. El estudio no detectó ninguna diferencia en las aberraciones cromosómicas que aparecían en los dos grupos. Sin embargo, van Larebeke (2000) comentó que si los defectos genéticos estaban presentes, podrían ser de baja intensidad, ya que el estudio no tiene la sensibilidad estadística necesaria para detectar efectos de baja intensidad. También existía la posibilidad de que, aunque existieran, el estudio no los hubiera encontrado. En cualquier caso si estos efectos genéticos están presentes podrían tener un impacto significativo en la salud. El segundo estudio evaluó los problemas de salud en los niños de Neerland. El estudio encontró un aumento en la incidencia de malformaciones congénitas en niños de esta

zona, si se comparaba con la incidencia total en Bélgica, aunque el resultado no era estadísticamente significativo. La probabilidad de tener un bebé con malformaciones congénitas, era 1.26 veces mayor para las mujeres de Neerland que para las mujeres flamencas en general. También existía un incremento en la incidencia de nacimientos de niños con malformaciones congénitas en Neerland, si se comparaba con los niños que habían nacido en las mismas clínicas pero cuyas familias no residían allí. No se produce ningún incremento en la probabilidad de tener un bebé con malformaciones congénitas, en padres que no llevaban residiendo mucho tiempo en Neerland.

Además de las malformaciones congénitas, el segundo estudio también investigó la relación entre el rendimiento en la escuela y la salud de niños de Neerland, comparándolo con otros niños de una zona cercana y los niños flamencos en general. No se apreciaron diferencias en fracaso escolar. Sin embargo, en el tercer curso de educación infantil, se detectó un aumento significativo de las alergias y episodios repetidos de resfriados en los niños de Neerland, además de una frecuencia mayor de afecciones a la salud en general. A la edad de nueve años, en el tercer curso de educación primaria, aparecía un incremento significativo de las alergias y "uso de medicamentos". Se considera el uso de medicamentos como una medida indirecta de enfermedad debido a la polución.

La revisión de estos estudios realizada por Van Larebeke (2000) concluyó que investigaciones más detalladas del estado de la salud de los niños de Neerland, revelarían posiblemente otros efectos en la salud causados por la contaminación. Por ejemplo, en los datos sobre exposición individual, los niveles de dioxinas en sangre no se reflejaban en el estudio, así como tampoco los datos sobre los efectos biológicos tempranos (pre-sintomáticos). Se consideraba que los resultados presentes eran lo suficientemente indicativos para justificar estudios posteriores que incluyan la investigación de estos puntos. Ambas incineradoras se cerraron en noviembre de 1997, ya que excedían los estándares de emisión de dioxinas y se consideraban peligrosas para la salud pública (Nouwen *et al.* 1999).

En una revisión de incineración y salud, llevada a cabo por Gatrell y Lovett (1989), se discutieron los resultados sobre malformaciones oculares congénitas en niños nacidos en las inmediaciones de las incineradoras. Los datos que aparecieron publicados en periódicos de tirada nacional, mostraban que en las inmediaciones de dos incineradoras de residuos químicos en Escocia, Reino Unido, (propiedad de ReChem), aparecían casos de malformaciones congénitas

oculares. Sin embargo, los estudios del gobierno no encontraron ninguna evidencia de aumento de estas malformaciones en niños que habían nacido cerca de estas incineradoras, ni cerca de ninguna otra incineradora de residuos químicos, perteneciente a Rechem, en el País de Gales. Sin embargo, se ha cuestionado la precisión de estos estudios, ya que la base de datos de malformaciones oculares que se utilizó, tenía un sistema de notificación voluntario y no obligatorio, por lo que se podían haber omitido algunos casos. Investigaciones posteriores de este hecho, llevadas a cabo por Gatrell y Lovett (1989), comprobaron que sí había evidencias de patrones de malformación ocular en las proximidades de incineradoras en Inglaterra y País de Gales, aunque no se encontraba ninguna relación evidente. De nuevo, estos estudios estaban limitados debido a la base de datos de malformaciones oculares congénitas registradas.

3.2.5 Embarazos Múltiples

En la literatura científica aparecen resultados de poca consistencia sobre un posible aumento de embarazos múltiples en las inmediaciones de las incineradoras. Los informes que señalaban un incremento en el número de nacimientos gemelares, en la ganadería de una zona próxima a dos incineradoras de residuos químicos en Escocia, Reino Unido, tuvieron como consecuencia el inicio de un estudio (Lloyd *et al.* 1998) para investigar la proporción de gemelos entre la población residente, en el periodo de tiempo comprendido entre 1976 y 1983. Entre los años 1980 y 1983, el estudio encontró los valores más altos de nacimientos gemelares, en las áreas que se consideraban más vulnerables a las emisiones de la incineradora. Los valores para 1980 fueron estadísticamente significativos. De forma comparativa, se observaron valores elevados en áreas menos vulnerables durante el periodo 1976-1979. Los análisis de resultados indicaban que el periodo de finales de los setenta y principios de los ochenta, tenía un patrón espacial evidente de aumento en el nacimiento de gemelos.

A finales de los setenta y principios de los ochenta, la proporción de nacimientos gemelares en ganado en el área aumentó de forma dramática. Lloyd *et al.* (1998) propusieron que el aumento de la proporción de gemelos en ganado y en humanos en la zona, estaba de acuerdo con la hipótesis de que, la contaminación ambiental del aire pudiera haber afectado a los parámetros obstétricos de la población local y de animales. Sin embargo, no todos los factores que pueden dar lugar a confusión en el resultado se han podido eliminar. Los autores comentaron que podría ser prematuro atribuir una relación causa-efecto, entre la contaminación de las incineradoras y la presencia de gemelos.

Además de un aumento de nacimientos gemelares en el ganado, los granjeros también han informado de otros efectos que incluyen: aumento de malformaciones, nacimientos de fetos muertos y muertes inesperadas. Un estudio posterior (Lenihan Inquiry Report) tampoco encontró una relación entre emisiones de incineradoras y problemas en el ganado (citado en Petts 1992, Gatrell y Lovett 1989).

Van Larebeke (2000) señaló que los datos de un estudio belga sobre incineradoras y efectos en la salud (desarrollado en la sección 4.2.5), mostraban un incremento estadísticamente significativo, 2.6 veces la probabilidad de embarazos múltiples, en una población que vivía en las proximidades de dos incineradoras de RSU. Sin embargo, en otro estudio, sobre los datos de gemelos en Suecia entre 1973 y 1990, no mostraban patrones evidentes de nacimientos gemelares en las proximidades de las incineradoras (Rydhstroem 1998). El estudio utilizó un método que podía comparar el número de gemelos, antes y después de la puesta en marcha de la planta.

3.2.6 Efectos Hormonales

En Alemania se llevó a cabo un estudio para comprobar la posible relación entre los efectos hormonales y las emisiones procedentes de la incineración. La investigación se realizó comparando el nivel de hormonas tiroideas en sangre de niños que vivían en municipios industriales/agrícolas cercanos a la incineradora de Beibeshheim, y los niveles de niños que vivían en otra zona industrial/agrícola en la que no existía ninguna incineradora; además se utilizó otro grupo control en una segunda zona de comparación (Osius y Karmaus, 1998). La incineradora tenía licencia para quemar materiales altamente contaminados con PCBs (Osius *et al.* 1999). El estudio inicial de 1998 determinó los parámetros de tiroxina libre y triiodotironina libre en muestras de sangre de 671 niños, con edades comprendidas entre los 7 y los 10 años. Los niveles de tiroxina libre (FT4), y en menor medida los de triiodotironina libre (FT3), eran muy inferiores en los niños que vivían en la zona donde la incineradora estaba funcionando. En este grupo también se encontró que había una frecuencia mayor de valores de FT3 por debajo de las referencias clínicas. Sin embargo, los niveles principales de la hormona tirotrópica (TSH), no presentaban grandes diferencias. Los autores concluyeron que los resultados, considerados junto con los del estudio de medición de PCBs en niños elaborado por Hodke *et al.* (1998) (ver: Sección 3.1.1), sugerían que los niños expuestos a la incineradora de residuos tóxicos en la zona estudiada, presentaban niveles más bajos de hormonas tiroideas libres en sangre.



En el estudio realizado en 1999, los autores intentaron correlacionar los niveles de contaminantes en sangre con el complejo sistema hormonal tiroideo, que regula el desarrollo de la función cerebral y el crecimiento celular. Se encontró que un aumento en las concentraciones de PCB 118 en sangre, se asociaba con el incremento de los niveles de TSH. Niveles elevados de PCB 138, 153, 180, 183 y 187 estaban asociados con niveles reducidos en sangre de FT3. No se encontraron asociaciones entre compuestos similares a PCBs y FT4, aunque se relacionaron concentraciones elevadas de cadmio con el aumento de los niveles de TSH y la disminución de los niveles de FT4. De acuerdo con los resultados del estudio, los autores apoyan la hipótesis de que el cadmio y los PCBs podrían tener un efecto adverso sobre los niveles de las hormonas tiroideas. Dada la importancia del sistema hormonal tiroideo en el crecimiento y desarrollo de los niños, los autores sugirieron que se deberían llevar a cabo más estudios, en diferentes grupos de edad, sobre los impactos de estos contaminantes en las hormonas tiroideas, así como considerar el desarrollo neurológico como un componente de estos estudios.

3.3 Evaluación de Riesgo

El actual sistema legislativo intenta determinar las cantidades o proporciones legales a las que los productos químicos pueden liberarse al entorno. En Europa, los límites se basan generalmente en la evaluación de peligro, aunque los últimos años se ha generalizado la utilización de estudios de evaluación de riesgo.

Una evaluación de riesgo sobre efectos en la salud de una emisión contaminante, estimaría en primer lugar la exposición a una sustancia química procedente de la emisión, para luego calcular la probabilidad de que se produzcan efectos en la salud. Se han llevado a cabo muchas evaluaciones sobre efectos en la salud por la exposición a las emisiones de las incineradoras, en particular sobre cáncer. Casi todos los estudios sobre evaluación de riesgo, elaborados en los ochenta y los noventa, han concluido que los contaminantes procedentes de las incineradoras no significan un riesgo para la salud de las poblaciones cercanas. Resultados que están en claro contraste con los estudios epidemiológicos expuestos con anterioridad, que sí han encontrado evidencias de estos impactos.

Por ejemplo, una evaluación de riesgo efectuada en 1990 por Oppelt en una incineradora de residuos peligrosos en 1980, concluía que las emisiones procedentes de la quema de residuos tóxicos y peligrosos presentan pequeños riesgos para la salud humana. Los datos en los que se basan muchas de estas evaluaciones han sido calificados de insuficientes

por la Agencia de Medio Ambiente de Estados Unidos, EPA. Dempsey y Oppelt (1993) realizaron evaluaciones de riesgo para las cementeras que quemaban residuos peligrosos, y concluyeron que no se podían esperar efectos adversos en la salud por las emisiones. Una evaluación de riesgo llevada a cabo en Estados Unidos para valorar los efectos en la salud de las emisiones de una incineradora de RSU, estimó que los riesgos cancerígenos y no cancerígenos de la exposición vía inhalación, estaban en los límites aceptables (Roffman y Roffman, 1991). De forma similar, un estudio en Alemania concluyó que el riesgo de cáncer por inhalación de dioxinas y metales pesados que emite una moderna incineradora de RSU, no era significativo (Eikman 1994). Un estudio sobre incineradoras de RSU en Mokdong, Seoul, Corea, también informó que el riesgo de cáncer por inhalación era menor que los valores de riesgo aceptables, equivalentes a un caso de cáncer por millón (Lee *et al.* 1997).

La mayoría de estos estudios se cuestionan ya que únicamente se tiene en cuenta la exposición vía inhalación, y no consideran otras rutas de exposición potencial, como la ingestión o la exposición a través de la piel (Webster y Connett 1990). Esta crítica se puede aplicar a la mayoría de los estudios de evaluación de riesgo que se han mencionado anteriormente, dado que la ingestión de comidas es la principal ruta de exposición en las incineradoras situadas en, o cerca de, las áreas agrícolas, (ver Menesses *et al.* 1999, Webster y Connett 1990).

Un estudio reciente de evaluación de riesgo llevado a cabo para una incineradora de RSU en Montcada, Cataluña, ha tenido en cuenta todas las rutas potenciales de exposición que se conocen. Este estudio estimó la exposición de residentes locales a las emisiones de las incineradoras por inhalación de partículas, por ingestión de verduras y hortalizas de la zona, y por absorción a través de la piel por el contacto con el suelo contaminado (Meneses *et al.* 1999). Comparaba la entrada de dioxinas por estas rutas, con la entrada a través de una dieta normal. Los resultados mostraron que las emisiones de la incineradora significaban menos del 6% de la entrada de dioxinas a la población, mientras que la dieta representaba más del 94%. El estudio concluyó que, de acuerdo con los estándares de ingesta diaria tolerable (TDI) para las dioxinas, establecidos por la Organización Mundial de la Salud (la ingesta diaria de dioxinas por persona propuesta como segura, según los conocimientos actuales) la entrada de dioxinas procedentes de incineradoras no implicaba riesgos para la salud de la población local. Sin embargo, el estudio no mencionaba el efecto bioacumulativo de estas sustancias, ya que las emisiones de las incineradoras se añadirían a los niveles de dioxinas ya almacenados en los tejidos corporales de la

población cercana, así como a los que ya estaban presentes en los alimentos.

Un estudio de evaluación de riesgo publicado recientemente, indicaba que existía riesgo para la salud de los niños de una población cercana a dos incineradoras en Neerland, Wilrijk, Bélgica (Nouwen *et al.* 1999). Los estudios epidemiológicos de esta región indicaban un incremento en la probabilidad de malformaciones congénitas, y algunos impactos sobre el sistema respiratorio de los niños, como ya se ha mostrado en la sección 4.2.5 (van Larebeke 2000). Las evaluaciones de riesgo consideraban tres posibles escenarios de exposición. En el primero, que representaba el peor de los escenarios, los individuos se alimentaban exclusivamente de productos locales (carne, leche y verduras y hortalizas). Un segundo escenario asumía que, parte de la comida que consumía la población eran productos comerciales, y otra parte productos locales (25% cultivos y 50% carne). Se propuso un tercer escenario en el que los individuos consumían únicamente productos comerciales que contenían concentraciones de fondo de dioxinas. Se asumió que este tercer escenario era la situación de exposición más probable para la mayoría de los residentes de Neerland. La exposición se estimó basándose principalmente en la exposición a través de la dieta, inhalación y absorción por la piel. La TDI determinada por la OMS para las dioxinas es de 1-4 pg/TEQ por kilo de peso corporal. El estudio de evaluación estimó que en 1980, los niños en el peor escenario de exposición podrían haber excedido cuatro veces estos límites (16.62 pg TEQ/ por kilo corporal). Los niños con la exposición media estimada en el segundo escenario, duplicarían el TDI en 1997 (8.17 pg TEQ/ por kilo de peso corporal). Aunque el estudio consideró que ésta podría ser la situación para relativamente pocas familias.



4. CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

4.1 Emisiones y Fugas en Plantas Incineradoras

Los residuos procedentes de las incineradoras: gases, cenizas volantes, cenizas/escorias de fondo, torta de filtro húmedo, etc, se liberan al medio ambiente llevando consigo la diversidad de contaminantes que se forman, o se redistribuyen, durante el proceso de incineración. Por otra parte, en estas plantas también se producen fugas no intencionadas de algunos de los residuos que producen, así como de los residuos ya quemados.

Una diferencia importante entre los dos tipos de liberaciones, fugas y emisiones deliberadas, es el control y vigilancia a los que están sometidos. Los gases de chimenea son las emisiones sometidas a más medidas legales, mientras que las medidas para la caracterización y vigilancia de los otros residuos de incineración son escasas.

Las fugas están formadas fundamentalmente por vapores o partículas que se escapan durante el vertido y la alimentación de residuos, la incineración y la manipulación de cenizas. Pueden existir fugas de polvo procedentes de la cámara de las cenizas de fondo y de las tolvas de las cenizas volantes, así como del proceso de transferencia de estas cenizas a los vehículos de transporte y de éstos al destino final, que puede ser un vertedero. Este polvo, en particular el de cenizas volantes procedentes de los aparatos de control de la contaminación del aire por partículas, está enriquecido con metales tóxicos y contiene materia orgánica condensada (NRC 2000).

En una planta incineradora de residuos tóxicos y peligrosos las fugas se producen, en el caso de residuos líquidos, en forma de vapor desde los respiraderos de los tanques de residuos líquidos, los cierres de bomba y las válvulas. En el caso de los residuos sólidos, las fugas, fundamentalmente polvo, se originan debido a la manipulación de materiales sólidos y al tratamiento y el transporte de cenizas volantes capturadas en los aparatos de control de la contaminación del aire. Por otra parte, los sellados a alta temperatura de los hornos de incineración son una fuente potencial de emisiones no deliberadas de polvo y vapor (NRC 2000).

Las fugas pueden minimizarse mediante construcciones diseñadas para estar en condiciones de presión negativa, de forma que el aire sea atraído hacia las áreas donde se manipulan y almacenan las cenizas y los residuos que se queman. El Consejo Nacional de Recursos (National Resource Council) señaló:

“Aunque algunas plantas dispongan de sistemas de eliminación de cenizas parcialmente cerrados, pocas cuentan con sistemas de manipulación de cenizas completamente cerrados”.

Las fugas que se producen cerca del nivel del suelo pueden también ocasionar grandes impactos en el medio ambiente cercano, incluso más que las emisiones que se liberan al aire a través de las chimeneas. Aunque el patrón de dispersión de ambos depende potencialmente de un número infinito de variables, por ejemplo, del tipo de terreno, de la presencia de árboles o de estructuras cercanas, de la dirección del viento, de las condiciones atmosféricas, de la humedad relativa y de las interacciones entre ellos.

4.2 Estudios sobre Contaminación Ambiental

Los compuestos tóxicos que se emiten a la atmósfera desde las chimeneas de las incineradoras, así como las fugas, pueden depositarse en el suelo cercano a la planta contaminando el medio ambiente local. Por el contrario algunos contaminantes, incluidas las partículas PM10 y los compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, como las dioxinas y los PCBs, pueden también transportarse a grandes distancias por las corrientes de aire. Por ejemplo, Lorber *et al.* (1998) estimaron que sólo un 2% de la emisión de dioxinas al aire se deposita en el suelo cercano a la incineradora, mientras que el resto se dispersa.

La mayor parte de las investigaciones sobre contaminación ambiental en los alrededores de las incineradoras se ha centrado en dioxinas y metales pesados, ignorando el resto de los contaminantes. Los estudios muestran que el suelo y la vegetación cercanos a estas plantas, pueden llegar a contaminarse, por la liberación de dioxinas y metales pesados, a niveles por encima de las concentraciones de fondo normales, por lo que existe la posibilidad de que los cultivos, al igual que el ganado local, se contaminen. En algunos casos incluso se ha llegado a prohibir la venta de leche de vaca, debido a los altos niveles de dioxinas que contenía, así como a recomendar que se evite el consumo de huevos y pollos.

En esta sección se tratan los estudios sobre niveles de dioxinas y metales pesados que se han encontrado en suelo y vegetación en las inmediaciones de las incineradoras, así como los niveles en leche de vaca. Hay que destacar que las investigaciones en este sector son muy escasas, si se tiene en cuenta el potencial de contaminación de la agricultura en terrenos cercanos a todo tipo de incineradoras.

4.2.1 Suelo y Vegetación

Las investigaciones han mostrado que el suelo y la vegetación se pueden utilizar como medida para controlar la contaminación procedente de la deposición atmosférica de dioxinas y metales pesados (ver Schuhmacher *et al.* 1999a, Schuhmacher *et al.* 1997a, Gutenman *et al.* 1992).

Los niveles de dioxinas en suelo se han utilizado ampliamente para describir la exposición a largo plazo a estos productos químicos. Sin embargo, la vegetación es más representativa para comprobar la exposición a dioxinas a corto plazo (Schuhmacher *et al.* 1999b). Con relación a la vegetación, las dioxinas y los metales pesados pueden depositarse en la superficie de las hojas o estar presentes en partículas de suelo sobre las plantas. Los metales penetran en las hojas a través de los pequeños poros de su superficie (estomas), o de las raíces en las leñosas (ver Bache *et al.* 1992). Sin embargo, las dioxinas aparentemente no penetran a través del sistema radicular de las plantas (Hulster y Marschner 1992).

Dioxinas

Existen muchas fuentes de dioxinas en áreas urbanas cercanas a incineradoras, por lo que en zonas industriales/urbanas es muy difícil clarificar si la contaminación por dioxinas proviene de una incineradora o por el contrario de otras fuentes. Los estudios han mostrado que los niveles de dioxinas que se encuentran en el suelo y la vegetación dependen de la distancia a la incineradora, lo que señala a estas instalaciones como una fuente primaria de contaminación.

Un estudio que tomó muestras de suelo en los alrededores de una incineradora de residuos hospitalarios en España, encontró que los niveles más elevados estaban localizados en las distancias más cercanas a la incineradora (Jiménez *et al.* 1996). Los niveles en suelos cercanos a la planta eran 2.1 a 7.5 veces superiores que los niveles de fondo normales de dioxinas en suelos. En otro estudio, se detectaron niveles extremadamente altos de dioxinas (252 y 211 ppt TEQ) en suelos a sotavento de una incineradora de RSU japonesa. (Ohta *et al.* 1997). Estos niveles eran muy elevados si se comparaban con los niveles de fondo en suelo de países industrializados (3.6 ppt TEQ para suelos rurales y 11.9 ppt TEQ para suelos urbanos de Norteamérica, y niveles similares para Europa) (USEPA 2000). Esta incineradora ha generado una considerable controversia debido al alto número de muertes por cáncer que se ha registrado en la población cercana. El estudio mostró que los niveles más elevados en el suelo correspondían con el área de mayor incidencia de cáncer.

En 1993, se detectaron niveles excepcionalmente elevados de dioxinas y PCBs en suelos cercanos a la incineradora de residuos tóxicos y peligrosos de Shank (antigua incineradora de Rechem) en el País de Gales, Reino Unido (ver ENDS 2000b). Los niveles más elevados de dioxinas se situaban en 1740 ng I-TEQ/kg (Foxall y Lovett 1994). El estudio indicó que otras emisiones no procedentes de la chimenea de la incineradora, podían haber sido las responsables de buena parte de estos niveles, incluyendo las fugas durante las operaciones de eliminación de cenizas desde las áreas de almacenamiento de residuos, y la planta de tratamiento de transformadores (Foxall y Lovett 1994). La incineradora se actualizó a partir de este estudio y los datos más recientes sugieren que los niveles de dioxinas en suelo han descendido dos o tres veces los valores de 1993, no así los PCBs cuyo descenso no ha sido tan marcado. Más aún, la media de emisiones al aire de PCBs (2ng/m³) está por encima de los niveles de las áreas urbanas británicas, que rara vez exceden de 1 ng/m³ y normalmente están por debajo de 0.5 ng/m³. Incluso, a pesar de que la Agencia de Medio Ambiente (EPA) les había pedido explicaciones, la compañía tiene ahora la autorización para importar desde Italia otras 200 carcasas de transformadores, una conocida fuente de PCBs (ENDS 2000b).

Un estudio de 1998 sobre una antigua incineradora de RSU en Montcada, Cataluña, informó que los niveles de dioxinas en suelos se encontraban en un rango de 0.06 a 127.0 ng I-TEQ/kg (ppt), con una concentración media de 9.95 ng I-TEQ/kg (ppt) (Granero *et al.* 1999). La investigación encontró que los niveles habían aumentado en todos los lugares controlados entre 1996 y 1997, y de nuevo entre 1997 y 1998. Sin embargo, el incremento no era estadísticamente significativo. Los autores indicaron que aunque las condiciones de incineración permanecieron constantes de 1996 a 1998, es posible que el potencial de acumulación de dioxinas en suelo que se puede esperar de la incineración, se podía haber contrarrestado por un descenso en las emisiones desde otras fuentes en el área.

Algunos estudios han mostrado que la incineración no siempre está asociada con altos niveles de dioxinas en suelos locales. Por ejemplo, un estudio en España mostró que los niveles en las proximidades de una antigua incineradora en Cataluña, en 1997 (rango 0.11 a 3.88 media 1.17 ng I-TEQ/kg [ppt]) no eran elevados y coincidían con los niveles que se encontraron en incineradoras de RSU en otros estudios en EE.UU. y en Holanda (Schuhmacher *et al.* 1999a). Los niveles que se encontraron en 1997 habían, sin embargo, aumentado ligeramente (8.3%), aunque no de forma significativa si se comparaban con los niveles determinados con anterioridad en 1996.

Los estudios en una incineradora de RSU en Cataluña, durante 1996/7, indicaban que la planta contribuía a la presencia de dioxinas en la vegetación, ya que los niveles más altos se encontraban en los lugares más cercanos a la instalación, mientras que los más bajos correspondían a los lugares más alejados (Domingo *et al.* 1998). Sin embargo, de 1996 a 1997, a diferencia de los niveles en el suelo que permanecían relativamente constantes (ver Schuhmacher *et al.* 1999a), en algunas áreas hubo una reducción en los niveles de dioxinas en vegetación. La vegetación refleja los cambios a corto plazo en la exposición a dioxinas, mientras que los suelos reflejan la exposición a largo plazo, por lo que el estudio señaló que la reducción en el nivel de dioxinas en la vegetación pudiera deberse a un mejor control de la contaminación en la incineradora. Aunque también podría ser el reflejo de una reducción de la emisión de dioxinas procedentes de otras fuentes del área. De forma similar, otro estudio en España en una antigua incineradora de RSU en Montcada, Cataluña, se encontró un descenso en los niveles de dioxinas entre 1997 y 1998. El estudio propuso que la reducción en el nivel de dioxinas se debía probablemente a las acciones que se llevan a cabo en la planta para reducir estas emisiones al aire (Schuhmacher *et al.* 1999b).

Metales Pesados

Los metales pesados que se liberan al medio ambiente procedentes de incineradoras pueden contaminar suelos y bioacumularse en plantas y animales. De esta forma, a través de la cadena alimentaria o por contaminación de agua potable, alcanzan al hombre. En la población que vive en las proximidades de estas instalaciones, y especialmente en los niños, el polvo y la suciedad que proviene del suelo contaminado, también puede convertirse en una fuente de exposición. Los metales pesados también pueden introducirse en el ser humano por otras rutas que incluyen la inhalación y absorción por la piel (Schuhmacher *et al.* 1997b).

Los datos sobre los niveles de metales pesados en suelos cercanos a incineradoras, son muy limitados. Un estudio en una incineradora industrial en Italia detectó que la contaminación por plomo en los suelos de las proximidades a la planta había aumentado un 600% (Zanini y Bonifacio 1991). Una investigación más reciente de los niveles de cadmio y plomo en suelos en los alrededores de la incineradora de RSU de Baldovia, Escocia, determinaron que esta planta era la responsable de la presencia de metales en el suelo dentro un radio de 5km de la incineradora (Collett *et al.* 1998). Las concentraciones de cadmio y plomo en emisiones al aire desde la incineradora estaban relacionadas con los niveles que se encontraron en suelos locales. Aunque el estudio también señaló que los niveles de cadmio

y plomo se situaban dentro de los rangos normales de fondo en suelos. Una investigación sobre incineradoras de lodos de depuradoras cerca de Birmingham, Reino Unido, encontró evidencias de contaminación por plomo y cadmio en el polvo superficial en las inmediaciones de la incineradora (Feng y Barratt 1999).

Un reciente estudio en España en una antigua incineradora de RSU en Montcada, Cataluña, no detectó niveles de metales pesados que se consideraran muy elevados (Schuhmacher *et al.* 1997b). Para el cadmio y plomo, los niveles eran similares a las concentraciones de suelos no contaminados.

Existen sólo unos pocos estudios en la literatura científica sobre los niveles de metales pesados en la vegetación de las proximidades de las incineradoras. Bache *et al.* (1991) detectaron contaminación por varios metales pesados en la vegetación de los alrededores de una incineradora de RSU (sin control de emisión de aire) en los EE.UU. Otro estudio llevado a cabo en una incineradora de RSU en los EE.UU., esta vez con equipamientos para el control de la contaminación, encontró que los niveles de cadmio y plomo en las hojas de los árboles estaban asociados con la distancia a la planta (Bache *et al.* 1992). El estudio concluyó que incluso una incineradora de RSU con equipamientos de control de la contaminación (precipitador electrostático) podría dar lugar al depósito de cantidades significativas de metales como cadmio y plomo en las áreas de alrededor. Un estudio sobre una incineradora de RSU en New Jersey, señaló que los niveles de mercurio en la vegetación (musgo situado en emplazamientos específicos alrededor de la incineradora) estaban relacionados con la distancia a la incineradora (Carpi y Weinstein 1994). Las concentraciones más elevadas de mercurio se situaban en los lugares más cercanos a la planta.

Se ha documentado un estudio en la literatura científica en el que no se encontró ninguna relación entre la incineración y los metales pesados en la vegetación de los alrededores. El estudio informó que la contaminación de la vegetación con cadmio y plomo aparentemente no guardaba ninguna relación con la distancia a la incineradora de RSU (Gutenman *et al.* 1992).

4.2.2 Leche de Vaca

El ganado que pasta en áreas afectadas por la deposición de contaminantes, como dioxinas, puede ingerir los que se han depositado en la vegetación y en el suelo. Las dioxinas posteriormente pasan a la leche, y en último término a los humanos. La eliminación vía leche es la mayor ruta de



excreción de dioxinas en las vacas (Baldassarri *et al.* 1994). Las investigaciones llevadas a cabo en diversos países, durante 1990, han mostrado elevados niveles de dioxinas en leche de vaca procedente de granjas cercanas a incineradoras.

Hace una década, un estudio en Holanda indicó altas concentraciones de dioxinas en leche de vaca (superior a 13.5 pg I-TEQ/g grasa [ppt]). Este hecho llevó al Gobierno alemán a establecer un límite para los niveles de dioxinas en leche y productos lácteos de 6 pg I-TEQ/g (grasa) (Liem *et al.* 1990). Otros países europeos incluidos Alemania, Holanda y Austria (Ramos *et al.* 1997) posteriormente adoptaron este valor límite. Un estudio en Austria mostró altos niveles de dioxinas en leche de vaca procedentes de granjas situadas cerca de incineradoras (mayor que 8.6 pg I-TEQ/g grasa), (MAFF 1997a). En Reino Unido, se encontraron niveles excepcionalmente elevados de dioxinas (superior a 1.9 pg TEQ/g leche entera, equivalente a 48 pg TEQ/g grasa) en leche procedente de granjas localizadas cerca de una incineradora de residuos químicos en la planta química Coalite en Derbyshire (MAFF 1992, EA 1997, Sandells *et al.* 1997). La incineradora se cerró posteriormente en noviembre de 1991.

Estudios más recientes también han encontrado evidencias del aumento en los niveles de dioxinas en leche de vaca de granjas situadas cerca de incineradoras. Por ejemplo, un estudio en Reino Unido sobre leche procedente de granjas situadas en las proximidades de potenciales fuentes de dioxinas detectó que la leche de las vacas, procedentes de las granjas cercanas a dos de ocho incineradoras de RSU investigadas, presentaban niveles de dioxinas que excedían el límite holandés de 6 pg I-TEQ/g grasa en 1993-5 (MAFF 1997b). En 1995, la leche de una granja situada cerca de una incineradora de RSU en Bristol presentaba niveles que se encontraban en un rango de 3.1 a 11 pg I-TEQ/g grasa. En 1996 se realizaron nuevas pruebas en las granjas del área anterior que demostraron que permanecían los niveles altos en leche (1.9-8.6 pg I-TEQ/g grasa). La incineradora se cerró a finales de ese año por no cumplir los nuevos estándares de control de contaminación.

Un estudio en Suiza de leche de vaca de granjas situadas en áreas rurales y áreas más industrializadas señaló que se podía detectar la influencia local de las incineradoras en los niveles de dioxinas en leche (Schmid y Schlatter 1992). De forma similar, un estudio más reciente en España encontró que la leche de áreas rurales presentaba niveles de dioxinas menores (1.3-2.47 pg I-TEQ/g grasa) que los niveles en leche de granjas situadas en las proximidades de fuentes

potenciales de dioxinas. Entre estas fuentes se determinó una incineradora de residuos como una de las principales causas del aumento, ya que los niveles más altos se encontraron (3.32 pg I-TEQ/g grasa) en la leche de una granja situada cerca de esta planta (Ramos *et al.* 1997).



5. EMISIONES DE LAS INCINERADORAS



La incineración tiene como resultado la producción de más residuos, ya que en ningún caso la materia puede destruirse tan sólo se transforma. Los residuos de las incineradoras se componen de gases que se liberan a la atmósfera por las chimeneas de la incineradora, de cenizas de fondo (escorias) y de cenizas volantes (atrapadas en los filtros de chimenea), que en último lugar se depositan en vertederos. Cuando se utiliza agua para procesos de limpieza en la planta, se producen también liberaciones de residuos al agua.

Popularmente existe el concepto erróneo de que el peso y el volumen de los residuos originales se reducen durante la incineración. Aunque a menudo se afirma que los residuos sólidos (cenizas) que permanecen equivalen a una tercera parte del peso inicial de residuos (Pluss y Ferrell 1991), y que con la incineración se consigue una reducción del volumen del 90% (Williams 1990), ninguna de estas estadísticas es cierta. Si se suman todas las salidas de residuos de una incineradora, las salidas exceden a las entradas de residuos originales. Normalmente nunca se tiene en cuenta para calcular la masa de residuos total, los gases presentes en el humo de la chimenea que resultan de la combinación de materiales compuestos por carbono y oxígeno, aunque la combinación con oxígeno para formar CO_2 incrementa el peso. Los residuos de los sistemas húmedos de limpieza de gas pueden generar un volumen apreciable de sólidos y agua contaminada. En el caso de las estadísticas que se refieren a la reducción de volumen, normalmente se efectúan teniendo en cuenta el volumen de residuos sin compactar. Sin embargo, los vertederos de RSU los compactan generalmente para incrementar la estabilidad y prevenir la filtración de agua, así como para reducir el volumen de los residuos. Si comparamos los residuos que no se queman y las cenizas de la incineración, la reducción real del volumen que se puede conseguir está cerca del 45% (DoE 1995).

En los residuos que se generan en el proceso de incineración se liberan numerosos productos químicos, muchos de ellos tóxicos y peligrosos. Las incineradoras de RSU se alimentan de una mezcla de residuos y su combustión hace que las sustancias tóxicas y peligrosas que se encontraban en los residuos originales se trasladen a las emisiones de la planta. Mientras que algunas sustancias químicas permanecen en su forma original, otras se transforman en nuevos productos. Por ejemplo, los metales pesados no se destruyen por incineración, tan sólo se concentran en los nuevos residuos. Estos metales pueden permanecer en su forma original durante la incineración o pueden reaccionar para formar nuevos compuestos como óxidos de metal, cloruros o fluoruros (Dempsey y Oppelt 1993).

La naturaleza exacta de las sustancias que se liberan durante la incineración depende de la composición de los residuos que se incineran. Por ejemplo, la incineración de compuestos orgánicos clorados ocasionará la formación de cloruro de hidrógeno (CIH) que puede contribuir a la formación de dioxinas. Los estándares técnicos que se aplican a los procesos de incineración y los equipamientos de control de la contaminación también influirán en los productos finales (EEA 2000). Sin embargo, cualquier tecnología de control que se aplique no impedirá que se liberen sustancias tóxicas, bien en las cenizas, o en forma de gases y partículas de materia al aire. Estas sustancias incluyen los metales pesados, numerosos compuestos orgánicos como dioxinas, y gases como óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre, cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno, junto con dióxido de carbono. De acuerdo con el NRC (2000):

"...los compuestos especialmente preocupantes, debido a sus efectos potenciales sobre la salud humana y el medio ambiente, son los compuestos que contienen azufre, nitrógeno, halógenos como el cloro, y metales tóxicos; y en especial los compuestos: CO , NO_x , SO_x , CIH, cadmio, plomo, mercurio, cromo, arsénico, berilio, dioxinas y furanos, PCBs, e hidrocarburos aromáticos policíclicos..."

En los últimos años, la nueva legislación sobre los niveles de emisión al aire ha obligado, en muchos países, a cerrar o actualizar viejas incineradoras o a construir nuevas plantas en su lugar. Las plantas actualizadas, junto con las nuevas, se han equipado con tecnología moderna que mejora el control de la contaminación del aire. Por ejemplo, de las 780 incineradoras que funcionaban en el Reino Unido a principios de los 90 (30 de residuos urbanos, 700 de residuos hospitalarios, 40 ligadas a empresas químicas, 6 de lodos de depuradora y 4 de residuos tóxicos y peligrosos), tan sólo 110 permanecieron después de establecer estándares más rígidos (Murray 1999). En la actualidad existen 12 incineradoras de residuos urbanos funcionando en todo Reino Unido. La clausura o actualización de viejas incineradoras se ha traducido en una reducción sustancial de emisiones de sustancias tóxicas al aire.

Un estudio en Holanda también estimó que se habían reducido sustancialmente las emisiones de dioxinas al aire (Born 1996). Murray (1999) afirmó que la tecnología alemana más sofisticada de principios de los 90 ha logrado disminuir las emisiones atmosféricas diez veces. Aunque representa una significativa mejora, el problema de la producción de residuos tóxicos en las incineradoras no ha desaparecido. De hecho, el problema tan sólo ha cambiado de emplazamiento, ya que la mayor parte de las dioxinas y otras sustancias

tóxicas que se generan aparecen ahora en las cenizas, ocasionando nuevos problemas de contaminación y eliminación. La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA 2000) ha anunciado que si, como consecuencia de la mejora de los estándares se reduce en el futuro el total de emisiones al aire procedentes de una incineradora, " se debería compensar con un incremento de la capacidad de incineración". Teniendo en cuenta esto, se ve con especial preocupación que algunos países europeos opten por la utilización de más incineradoras. En Reino Unido por ejemplo, tras el cierre de numerosas plantas, el gobierno ha propuesto más de 177 nuevas instalaciones (ENDS 1999).

Las emisiones de gases son las que disponen de mayor control legal, debido a que sus componentes tóxicos se dispersan directamente en el aire. Sin embargo, los otros residuos procedentes de la incineración, que también contienen contaminantes tóxicos, pueden ocasionar daños a la salud pública que pueden ser menos obvios o inmediatos, pero no menos reales.

La Comisión de la Unión Europea en 1998 presentó un borrador para una nueva Directiva de Incineración de Residuos (EC 1998, EC 1999) que se aprobó en diciembre de 2000. La nueva directiva establece controles sobre la incineración de la mayor parte de los residuos que no están cubiertos por la directiva anterior de 1994, y establece límites para las emisiones de algunas sustancias tóxicas y peligrosas en gases de chimenea y agua. Las nuevas plantas de incineración de residuos sólidos urbanos que se construyan, una vez que la directiva ha entrado en vigor, deberán cumplir en un plazo de dos años con los límites establecidos; para las incineradoras que ya existen se establece un periodo de 5 años para el cumplimiento de los criterios. Además de la legislación europea, existen varias normativas nacionales que tendrán que adaptarse a la directiva en un plazo de dos años.

5.1 Emisiones al Aire

Esta sección presenta datos sobre las sustancias conocidas que se emiten en los gases de chimenea de las incineradoras. La mayoría de las investigaciones sobre emisiones al aire se han centrado en las dioxinas y en el comportamiento de unos pocos metales pesados tóxicos, ya que los datos de los estudios sobre otros productos químicos están dispersos, y una gran cantidad de sustancias que se emiten permanecen aún sin identificar.

Las emisiones de las incineradoras al aire se desarrollan en los siguientes apartados bajo las categorías: compuestos orgánicos, metales pesados, gases y partículas. En la nueva directiva de la UE se proponen límites para las emisiones en

incineradoras sólo para unos pocos compuestos que se detallan a continuación.

Cuadro 5.1 Valores Límites de Emisiones al Aire de la UE

Sustancia	Límite Propuesto por la UE (mg/Nm ³)
Dioxinas	0,1 ng TEQ/Nm ³
Mercurio	0,05 ^b
Cadmio+Talio	Total 0,05 ^b
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	Total 0,5 ^b
Monóxido de carbono	50 ^c
SO ₂	50 ^c
NOx	200 ^c
CIH	10 ^c
FH	10 ^c
Partículas	10

^a Valores medios medidos en un periodo de pruebas de un mínimo de 6 horas y un máximo de 8 horas.

^b Todos los valores medios en el periodo de pruebas de un mínimo de 30 minutos y un máximo de 8 horas.

^c Valor medio diario.

5.1.1 Compuestos Orgánicos

Dioxinas

Las dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDDs) y los dibenzofuranos (PCDFs) son un grupo de sustancias químicas que se conocen simplemente como dioxinas. Existen más de 200 congéneres (miembros) del grupo PCDD/Fs, de los que el más conocido es el 2,3,7,8-TCDD. Este congénere se ha descrito como el producto químico más tóxico conocido para la humanidad y se reconoce como carcinógeno humano. Las dioxinas son persistentes en el medio ambiente, tóxicas y bioacumulativas (se acumulan en los tejidos de los organismos vivos). Una descripción más detallada de los impactos tóxicos de las dioxinas sobre la salud aparece en el apéndice A.

La toxicidad de las dioxinas y furanos individualmente varía en magnitud. Debido a que los datos analíticos pueden detectar los 17 congéneres diferentes más tóxicos (todos los PCDFs/PCDDs 2,3,7,8 sustituidos), o bien cuantificar por grupos homólogos (grupos de congéneres que contienen el mismo número de átomos de cloro), a menudo es necesario resumir los datos para que las muestras individuales se puedan comparar directamente. En general para expresar la cantidad de dioxinas presentes se emplean los equivalentes tóxicos (TEQs) con relación a 2,3,7,8 TCDD. El sistema de



TEQ más común que se utiliza es el de equivalentes tóxicos internacionales (I-TEQ). El sistema TEQ asigna al TCDD, el congénere más tóxico de todos, un factor tóxico de equivalencia (TEF) con un valor 1. La toxicidad de los otros congéneres se expresa con relación a este valor, de forma que se asignan valores entre 0 y 1. El I-TEQ de una muestra que contiene una mezcla de dioxinas se obtiene multiplicando la concentración de cada congénere por su TEF y sumando los resultados.

Una consideración importante con relación a la emisión de dioxinas al aire es que la legislación considera sólo las variedades cloradas. Se sabe desde hace algún tiempo que las incineradoras generan y emiten dioxinas sustituidas por mezclas de cloro-bromo y bromo en cantidades apreciables (ver: Schwind *et al.* 1998). Se considera que son tan tóxicas como las dioxinas cloradas, y que producen impactos biológicos parecidos a concentraciones similares (Weber y Greim 1997). A pesar de que estos compuestos son altamente persistentes cuando se asocian con cenizas volantes, no se ha evaluado sus consecuencias en la salud humana, y por lo general no existe ninguna obligación por parte de los operadores de la incineradora de realizar un seguimiento y control de estos productos químicos.

Formación de Dioxinas en Incineradoras

Las dioxinas aparecen como subproductos no intencionados en muchos procesos de combustión y producción, en especial en procesos que utilizan, producen o eliminan cloro o sustancias químicas derivadas del cloro. Todos los tipos de incineradoras producen dioxinas. Las investigaciones han mostrado que mientras que las dioxinas se pueden destruir en la zona de combustión de la incineradora, se regeneran en la zona de post-combustión al disminuir la temperatura (Blumenstock *et al.* 2000, Huang y Buekens 1995, Fangmark *et al.* 1994). Se ha confirmado que la mayor parte de las dioxinas son de nueva síntesis (Johnke y Stelzner 1992), aunque también se forman a partir de precursores que, bien son constituyentes de los residuos, o se forman por recombinación química de materiales en los residuos. Los clorobencenos y clorofenoles son dos de estos grupos (Huang y Buekens 1995). El PVC, un plástico que se encuentra habitualmente en los residuos urbanos, se ha identificado también como precursor de las dioxinas (USEPA 1997).

Previo a la incineración, la cadena de residuos ya contiene dioxinas. Sin embargo, se ha demostrado que el proceso de incineración de residuos genera dioxinas. Por ejemplo, los cálculos sobre balance de masas que se realizan en la actualidad, y los realizados en el pasado, muestran que la

cantidad total de dioxinas que salen de una incineradora en los residuos que genera, es mayor que la cantidad que entra en la planta (Williams 1990, Hansen 2000). Y esto aún ocurría en las incineradoras modernas y las actualizadas que funcionaban a finales de los 90, aunque existen muy pocos datos disponibles en la literatura científica con la excepción de un reciente estudio danés (Hansen 2000).

En otro ejemplo en España, el balance de masas que se estimó, basado en las medidas de 8 incineradoras de RSU en funcionamiento, mostró que se emiten más dioxinas desde las incineradoras que las que estaban presentes en la cadena de residuos (Fabrellas *et al.* 1999). Las estimaciones muestran que el nivel de dioxinas (PCDD/Fs) que entra en la corriente de residuos a una incineradora se calcula en 79.8 gI-TEQ/año, comparado con el total que se emite en los gases de chimenea (1-1.2g I-TEQ/año), en las cenizas volantes (46.6-111.6 g I-TEQ/año), y en las cenizas de fondo (2-19 g I-TEQ/año). Un balance de masas de dioxinas alternativo realizado en otra incineradora de RSU en España mostraba datos ambiguos. Una prueba señalaba una salida de dioxinas superior a la entrada, mientras que la otra indicaba lo contrario (Abad *et al.* 2000). Aunque estos resultados no son sorprendentes ya que las emisiones de dioxinas y otras sustancias de incineradoras individuales son muy variables, dependen de los residuos que entran y de las condiciones de la combustión. Además, la precisión de estas estimaciones no es alta y abarcan un amplio rango de valores.

Inventario de Dioxinas e Incineración

Durante la década de los 80 y mitad de los 90, la incineración de RSU en particular se identificó como la mayor fuente de dioxinas que se emitían a la atmósfera. Por ejemplo, la organización gubernamental holandesa RIVM estimó que la incineración fue la responsable de aproximadamente el 79% de todas las dioxinas que se emitieron al aire en Holanda, durante 1991. En Reino Unido, se calculó que las incineradoras de RSU eran la fuente del 53-82% de todas las dioxinas que se emitieron al aire durante 1995. En EE.UU. estas plantas eran responsables de aproximadamente el 37% del total de las emisiones al aire anuales (ver Pastorelli *et al.* 1999). Un resumen de datos de 15 países, descrito como inventario "global", señaló que la incineración representó en 1995, el 50% de las emisiones de dioxinas al aire (Fiedler 1999). Entre todos los tipos de incineradoras, las de RSU se consideran la principal fuente de emisión de dioxinas al aire (p. Ej. Alcock *et al.* 1998); aunque Fiedler (1999) señaló que en la mayor parte de los países en los que se tomaron datos para el inventario "global", se consideraron como fuentes principales de emisión a todos los sectores de

la incineración: incineradoras de RSU, incineradoras de residuos tóxicos y peligrosos, incineradoras de lodos de depuradora, incineradoras de residuos de madera y hornos crematorios. El cuadro 5.2 muestra las emisiones estimadas para diferentes tipos de incineradoras en 1997 en Reino Unido.

Recientemente, se ha calculado que las incineradoras son responsables de la emisión de una gran proporción de dioxinas a la atmósfera. Por ejemplo, Hansen (2000) llevó a cabo un análisis de dioxinas en Dinamarca para el periodo

1988-1999. Antes de las mejoras tecnológicas, la incineración de residuos sólidos urbanos se había identificado como la mayor fuente de dioxinas, señalando unos valores entre 11-42 g I-TEQ por año. El estudio además estimó que los 35-275 g I-TEQ de dioxinas que contienen los residuos de incineración se depositan en los vertederos cada año. Este informe también dirige la atención a la importancia potencial de las dioxinas bromadas y halogenadas combinadas. (Sección 5.1.1) y estima que, desde las incineradoras de RSU danesas, se emiten entre 2 y 60 g de dioxinas bromadas a la atmósfera por año.

Cuadro 5.2. Emisiones al aire de PCDD/F en Reino Unido (los números en negrita representan las cifras calculadas a partir de las medidas de emisiones al aire; los otros números son estimaciones)

PROCESOS	1997 Rango/Inferior (g TEQ/año)	1997 Rango/Superior (g TEQ/año)
Incineración de RSU	122	199
Incineración de Residuos Químicos (10 sitios)	0.02	8.7
Incineración de Residuos Hospitalarios (5 sitios)	0.99	18.3
Incineración de Lodos de Depuradora (5 sitios)	0.001	0.37
Cementeras (5 sitios)	0.29	10.4
Hornos crematorios	1	35
Combustión de madera (limpia)	2	18
Combustión de madera (tratada)	1	5

Fuente: Alcock *et al.* 1998.

Nota: La estimación del total de dioxinas que se emiten al aire desde todas las fuentes es Rango/Inferior 219 y Rango/Superior 663 gTEQ/anual.

En 1997 una publicación citada por la Comisión Europea (EC 1998) señaló que la incineración de residuos no peligrosos puede contribuir a más del 40% de todas las emisiones de dioxinas al aire en Europa. En algunos países europeos, se ha comprobado que la contribución de la incineración de RSU en los inventarios nacionales de dioxinas descendió significativamente a partir de la mitad de la década de los 90. La razón se debe a la clausura de las viejas incineradoras, que emitían altos niveles de dioxinas al aire, y a los equipamientos para disminuir la contaminación que se emplean en las plantas actualizadas y en las de nueva construcción. Se ha detectado una fuerte tendencia a la baja de las emisiones al aire en países con tecnologías modernas o legislación estricta (Fiedler 1999). Si se consideran las emisiones atmosféricas únicamente, en el Reino Unido, el Cuerpo de Inspectores de Contaminación de su Majestad (HMIP) y el Departamento de Medio Ambiente (DoE) estimaron que en 1995 la contribución al total de emisiones anuales se encontraba entre 53-82% en 1995, y en el futuro se situará alrededor del 4-14%. De forma similar, el UBA

Alemania calculó una contribución del 33% en los años 1989-1990 disminuyendo un 3% en los años 1999-2000. Estos datos aún se tienen que confirmar con datos que se obtengan empíricamente.

La confirmación de datos es necesaria ya que se reconoce, por ejemplo, en el estudio del HMIP, citado anteriormente, que existen grandes incertidumbres en las estimaciones de emisiones al aire de incineradoras que se emplean en los inventarios de dioxinas. En el caso del estudio de Reino Unido, generalmente las emisiones al aire se calculan a partir de medidas muy limitadas y también utilizan información procedente de estudios que no son del país. Una reciente investigación corrigió hasta cierto punto las incertidumbres de estas fuentes (Alcock *et al.* 1998), utilizando un método de estimación diferente, más preciso, que incluía medidas de datos de emisión de plantas individuales entre 1995 y 1997 (ver cuadro 5.2). En la actualidad representa el estudio más coherente de medición de datos de emisión al aire de dioxinas en Reino Unido. Hay que señalar que en esta



investigación las muestras se tomaron durante el periodo normal de funcionamiento de las plantas; esta medición resulta más realista que la de las muestras recogidas en condiciones "óptimas", que únicamente se dan cuando se está realizando la prueba de quemado. El estudio encontró que si se comparaban con los datos de emisiones publicados por el HMIP en 1995, los niveles de emisiones de dioxinas en incineradoras de RSU entre 1995-1997 habían descendido algo. Incluso así, todavía representaban del 30 al 56% del total nacional de emisiones de dioxinas al aire. Las previsiones optimistas de las autoridades legislativas necesitan confirmación, antes de que puedan aceptarse como una medida de la situación actual.

En la misma línea, Webster y Connett (1998) señalaron las incertidumbres y problemas en la metodología que normalmente se emplea, para obtener los datos del inventario nacional de emisiones al aire de dioxinas. Entre estos problemas se incluyen los dos puntos tratados en el estudio anterior: falta de datos empíricos procedentes de incineradoras individuales, y las mediciones, poco realistas, que se obtienen frecuentemente de incineradoras en condiciones "óptimas" y no durante las condiciones normales diarias de funcionamiento. Las otras incertidumbres se exponen a continuación:

- **Metodología:** El método que normalmente se emplea para elaborar los inventarios de dioxinas, "aproximación con un factor de emisión", tan sólo realiza un número limitado de medidas específicas de unas incineradoras de un tipo particular, extrapolándolo a todas las incineradoras del mismo tipo. De esta forma con toda probabilidad se subestiman las emisiones, y no se tiene en cuenta que existe una enorme variabilidad en las emisiones de incineradoras individuales de igual clase. En este estudio, Webster y Connett (1998) mostraron que este método, empleado en muchos inventarios elaborados en EE.UU. en la pasada década, subestima las emisiones al aire de las dioxinas desde incineradoras. Por ello, en lugar de emplear esta metodología, Webster y Connet (1998) sumaron las emisiones al aire de dioxinas, únicamente de las plantas en las que realizaron mediciones; esta aproximación presumiblemente también subestima las emisiones ya que las incineradoras en las que no se realizan medidas no están incluidas en los cálculos. Aún así, este método refleja un valor significativamente más elevado para las emisiones al aire de dioxinas procedentes de incineradoras de RSU, que cuando se utiliza la

aproximación con un factor de emisión. Los autores insisten en la necesidad de adoptar el uso de medidas directas de plantas individuales para los inventarios.

- **Falta de Datos:** Fiedler (1999) indicó que en general, en la actualidad, el número de inventarios nacionales de emisión de dioxinas que existe es escaso. En los países en los que se han efectuado inventarios, se detecta una falta de datos sobre emisiones de dioxinas al aire desde incineradoras. Webster y Connett (1998) señalaron esta escasez de datos en los EE.UU., ya que muchas incineradoras de RSU, o se han medido sólo una vez, o no se han realizado nunca mediciones. Aunque la situación parece haber mejorado, teniendo en cuenta que en el pasado se consideraba suficiente el conjunto de mediciones procedentes de una prueba de quemado ya preparada, todavía hoy en día la frecuencia e intensidad de muestreo de chimeneas y los análisis que se llevan a cabo se considera inaceptable.
- **Seguimiento:** Las investigaciones han mostrado que con un número limitado de medidas, no es probable precisar las emisiones de dioxinas a la atmósfera en incineradoras, en todo su espectro de condiciones de funcionamiento. Las variaciones de emisión que se producen en el tiempo en las fuentes de combustión están ilustradas en un estudio de Reino Unido (Alcock *et al.* 1998). El estudio mostró que las emisiones detectadas en diferentes muestras, recogidas en el mismo día en una cementera, variaban considerablemente. La primera muestra recogida media 4.2 ng I-TEQ/m³ y la segunda que se recogió 5 horas más tarde, tan sólo alcanzó los 0.06ng I-TEQ/m³.

Para obtener una información más precisa de las emisiones de dioxinas atmosféricas, es necesario establecer un seguimiento continuo, en periodos de tiempo lo suficientemente grandes. Hay que tener en cuenta que cuando las incineradoras de RSU comienzan o dejan de funcionar, se registran los niveles más altos de emisión. Para demostrar que los equipamientos modernos de control de contaminación podían prevenir que no se excediera el límite establecido de 0.1 TEQ/Nm^{3*}, se llevó a cabo un estudio en una incineradora en Bélgica, en el que se realizó un muestreo continuo. Los resultados revelaron que las muestras, en un periodo de 6 horas, indicaban una concentración de emisión media de 0.25 ng TEQ/Nm³. Sin embargo, la media en dos semanas, en el mismo periodo, mostraba un resultado sustancialmente mayor, de 8.2 a

* N. del T.: N, en condiciones normales, a 0°C y 1 atm. de presión

12.9 ng TEQ/Nm³, que excedía los límites establecidos (De Fre y Wevers 1998).

Este estudio muestra de manera convincente que la toma de medidas en incineradoras individuales bajo los protocolos normales (p. Ej. medidas puntuales) claramente subestima la emisión de dioxinas al aire desde estas plantas. En este caso, las medidas puntuales subestiman la media de emisiones de dioxinas de 30 a 50 veces. Se desconoce en otras plantas incineradoras la variación de la media.

- **No se consideran las dioxinas en cenizas:** La mayoría de los inventarios de balance de masas sólo consideran la emisión de dioxinas a la atmósfera (Fiedler 1999). Las dioxinas de las cenizas de incineradoras no se incluyen en este tipo de inventarios; Webster y Connett (1998) consideran que no se les otorga la importancia suficiente. Un estudio reciente sobre incineración en España mostró que, las emisiones de gases de chimenea contribuyen en menor cantidad al total de dioxinas que las cenizas volantes (Abad *et al.* 2000). El hecho de que las dioxinas que se generan en la incineración estén más concentradas en las cenizas a medida que la tecnología de control de la contaminación se ha desarrollado, originándose de este modo otras sustancias tóxicas y peligrosas, se discute en la sección 5.3.1.

Si se tiene en cuenta la imperfección de la metodología de muestreo que se emplea para regular las emisiones de incineradoras, junto con los fallos en el cálculo del balance de masas de dioxinas, se considera que es altamente probable que la mayor parte, si no todos, de los inventarios de dioxinas hayan subestimado de manera notable las liberaciones desde incineradoras.

Nuevas Incineradoras y Plantas Actualizadas

Como se indica anteriormente, la mayor parte de los controles de liberación de dioxinas a la atmósfera que se han llevado a cabo en incineradoras en Europa, así como los datos que se encuentran en la literatura científica, se han obtenido basándose en mediciones puntuales y no en un seguimiento continuo. Esta situación parece que va a continuar bajo la legislación propuesta por la UE, en la que se especifica la conformidad con un muestreo basado en sólo dos mediciones anuales, tomadas en un periodo de seis a ocho horas (EC1999). Con esta base para la regulación y control existe poca probabilidad de describir con precisión las emisiones de dioxinas al aire de estas plantas.

En muchos casos, los estudios que se han llevado a cabo tomando medidas puntuales han mostrado que la emisión de

dioxinas al aire, desde algunas incineradoras europeas, no cumplían con el límite propuesto por la UE de 0.1 ng I-TEQ/m³. Una serie de medidas que se realizaron una a dos veces al mes, entre 1994 y 1997, en una incineradora de RSU alemana se encontraban por debajo del límite especificado (Gass *et al.* 1998). Otras medidas tomadas cada dos días, posteriores a la prueba inicial en una incineradora de RSU en Venecia estaban por debajo de 0.1 ng I-TEQ/m³ (Pietro y Giuliana 1999). Se llevó a cabo un estudio en una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos utilizando un seguimiento continuo a largo plazo. Los resultados de 11 muestras tomadas entre 1998-9 mostraron que las emisiones al aire se encontraban dentro del límite establecido (Mayer *et al.* 1999).

No todos los estudios, sin embargo, han mostrado datos que indicaban que se cumplía el límite de 0.1 ng I-TEQ/m³. Por ejemplo, las medidas tomadas en intervalos de 1 mes a 8 meses, entre enero de 1997 y abril de 1999, en 8 incineradoras españolas de RSU, indicaron que 2 incineradoras superaban los límites (Fabrellas *et al.* 1999). Los valores de las emisiones se situaban entre 0.7 y 1.08 ng I-TEQ/m³. En Polonia, los análisis de emisiones de chimenea de 18 incineradoras de residuos hospitalarios actualizadas y de nueva construcción, entre 1994 y 1997, encontraron que casi la mitad de las plantas emitían por debajo de 0.1 ng TEQ/m³, las otras superaban el límite (Grochowalski 1998). Para cinco de las plantas incineradoras, el límite se excedía considerablemente con concentraciones entre 9.7 a 32 ng TEQ/m³. Como ya se ha expuesto anteriormente, una incineradora belga excedía el límite de la UE cuando las emisiones se medían de forma continua (De Fre y Wevers 1998). Las emisiones se situaban en un rango de 8.2 a 12.9 ng TEQ/Nm³.

Es importante señalar que es muy escasa la literatura científica que muestra niveles de emisión, de nuevas y antiguas incineradoras, que están en funcionamiento en muchos países, incluidos países en desarrollo. Un estudio de emisiones de dioxinas a la atmósfera de diez incineradoras en Corea (Shin *et al.* 1998) indicó una amplia variación entre las diferentes plantas. El rango de dioxinas en los gases de chimenea se encontraban entre 0.07 a 27.9 Ng TEQ/Nm³. Tampoco se han publicado muchos estudios para incineradoras que queman residuos diferentes a los urbanos. En Japón una investigación que se llevó a cabo tomando medidas puntuales en nueve incineradoras de residuos industriales (Yamamura *et al.* 1999), encontró que para dos incineradoras el nivel de emisión de dioxinas estaba por debajo de los 0.1 Ng I-TEQ/Nm³, pero seis se situaban por encima de los límites, entre 0.13 a 4.2 Ng I-TEQ/Nm³. Se encontró que las



cementerías en los EE.UU., que han utilizado carbón como combustible, emitían entre 0.00133 a 3.0 ng I-TEQ/dscm* (Schrieber y Evers 1994). Posteriormente en los EE.UU., se realizó un estudio sobre emisión de dioxinas al aire desde incineradoras móviles (Meted *et al.* 1997). Estas incineradoras efectúan la recuperación de suelos in-situ en lugares con residuos tóxicos y peligrosos que se considera difíciles de destruir. La recogida de datos en pruebas de quemado de 16 incineradoras mostró que 10 de las incineradoras no cumplían los límites propuestos por la Agencia de Protección Medio Ambiental (EPA) de 0.2 ng TEQ/dscm. Los autores indicaron que un número significativo de incineradoras móviles que se utilizan en estas aplicaciones, podría tener problemas con el futuro límite propuesto por la EPA.

5.1.2 Otros Compuestos Orgánicos

Con algunas excepciones, se han llevado a cabo muy pocas investigaciones sobre otros compuestos químicos orgánicos que se emiten al aire desde incineradoras. De los compuestos que se han estudiado, el interés se ha dirigido a compuestos de alto peso molecular, más que a los compuestos orgánicos volátiles persistentes (Leach *et al.* 1999). Se han tomado datos de hidrocarburos poliaromáticos (PAHs) y varios grupos de compuestos clorados altamente tóxicos, que incluyen bifenilos policlorados (PCBs), naftalenos policlorados (PCNs), clorobenzenos y clorofenoles.

PCBs: Este grupo abarca 209 congéneres diferentes.

Alrededor de la mitad de ellos se han identificado en el medio ambiente. Los PCBs son persistentes, tóxicos y bioacumulativos. Al igual que las dioxinas tienen tendencia a acumularse en los tejidos grasos de animales y humanos, donde pueden persistir casi indefinidamente. Los PCBs altamente clorados son los más persistentes y la mayoría se encuentran como contaminantes ambientales. Los PCBs se han convertido en productos químicos ubicuos globalmente, e incluso se encuentran en concentraciones elevadas en tejidos de animales que viven en ambientes que tradicionalmente se consideran vírgenes. En estudios realizados a mamíferos marinos del Ártico, como ballenas, focas y osos polares, se ha confirmado la presencia de PCBs y otros contaminantes organoclorados (ver Allsopp *et al.* 1999). A los PCBs se les asocia un amplio rango de efectos tóxicos en la salud que incluyen efectos inmunológicos, neurológicos y reproductivos. Se sospecha que ocasionan muchos impactos en la salud en la vida salvaje y en humanos (ver Allsopp *et al.* 1997, Allsopp *et al.* 1999). Algunos PCBs también producen los mismos efectos sobre la salud que las dioxinas, ya que

estructuralmente son productos químicos similares. Los PCBs que se producen en la industria se utilizan principalmente como aislantes en equipamientos electrónicos. La producción de PCBs ha cesado prácticamente en casi todos los países, aunque todavía continúa en Rusia. Se estima que, al menos un tercio de los PCBs, que se han producido se han liberado al medio ambiente (Swedish EPA 1999). Los otros dos tercios permanecen en viejos equipamientos eléctricos y en vertederos de residuos, desde donde continúan lixiviando al medio ambiente. Aunque ésta se considera la mayor fuente de contaminación de PCBs hoy en día, algunos PCBs también se generan como subproductos de la incineración y en ciertos procesos químicos en los que el cloro está presente.

Los PCBs se forman durante la incineración (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Sakai *et al.* 1996, Fangmark *et al.* 1994) y se emiten a la atmósfera en los gases de chimenea (Miyata *et al.* 1994, Wilken *et al.* 1993, Magagni *et al.* 1991). Sin embargo, los datos sobre los niveles de PCBs en gases de chimenea son los que se encuentran más dispersos en la literatura científica. Un estudio sobre incineradoras de RSU en Japón, en 1992, encontró que las emisiones de los PCBs coplanares altamente tóxicos varían entre diferentes incineradoras (Miyata *et al.* 1994). El nivel principal (1.46 ng TEQ/m³) era superior que el recomendado (0.5 ngTEQ/Nm³) para incineradoras de nueva construcción en Japón. El estudio concluyó que las incineradoras de RSU representaban una fuente de contaminación por PCBs en humanos, alimentos y medio ambiente.

PCNs: son un grupo de compuestos clorados persistentes, bioacumulativos y tóxicos. Cuando originalmente se producían se utilizaban para aplicaciones similares a las de los PCBs, a los que eventualmente reemplazaban. Los PCNs aparecen como subproductos no intencionados de procesos térmicos que contienen cloro, como la incineración y la recuperación de metales (ver: Falandysz y Rappe 1997). Los PCNs presentan propiedades similares a las dioxinas y PCBs, y muchos de ellos poseen un alto potencial tóxico incluso en pequeñas dosis (ver Abad *et al.* 1999, Abad *et al.* 1997).

Se ha encontrado que los PCNs están presentes en los gases de chimenea de las incineradoras de RSU. La concentración de PCN (mono a octa-clorados) varía de 1.08 a 5 ng ITEQ/Nm³ (Abad *et al.* 1999). Además, se han identificado en las incineradoras de RSU con una toxicidad similar a la de las dioxinas (Falandysz and Rappe 1997, Takasuga *et al.* 1994).

* N. del T.: dscm: unidad de medida utilizada en la legislación americana, que se refiere al volumen (m³) de gas seco medido en condiciones estándar de temperatura y presión (1 atm de presión y 0° Celsius).

Los PCNs que se emiten en incineradoras y otras fuentes de combustión están presentes a niveles detectables en la vida salvaje. Estos procesos son los responsables del aporte al medio ambiente de una gran parte de estos compuestos químicos persistentes (Falandysz y Rappe 1997, Falandysz *et al.* 1996), junto con la carga que ya existía procedente de los procesos de fabricación.

Bencenos Clorados: Estos compuestos se originan en incineradoras (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Fangmark *et al.* 1994) como es el caso de los fenoles clorados (Wikstrom *et al.* 1999). Se ha demostrado que estos productos químicos se liberan en los gases de chimenea (Wilken *et al.* 1993). Resulta de particular importancia la producción de hexaclorobenceno (HCB), la forma completamente sustituida del benceno. Este compuesto es persistente, bioacumulativo y tóxico para la vida acuática, las plantas, animales terrestres y para humanos; se ha utilizado de forma extensiva como un pesticida y en tratamientos de semillas. Las recientes investigaciones indican que el HCB puede contribuir de forma significativa a la toxicidad causada por los compuestos organohalogenados en leche materna (van Birgelen 1998). Aparece listado por la IARC como carcinógeno del Grupo 2B, es decir posible carcinógeno en humanos. El HCB puede dañar el desarrollo de fetos, el hígado, el sistema inmune, el tiroides, los riñones y el sistema nervioso central. El hígado y el sistema nervioso son los órganos más sensibles a sus efectos.

Fenoles Halogenados: En los gases que se emiten en incineradoras de RSU se han identificado fenoles halogenados que incluyen 14 fenoles clorados, 3 bromados y 31 mixtos clorados-bromados (Heeb *et al.* 1995). Estos productos químicos tienen una importancia considerable ya que se pueden formar dioxinas por condensación de dos moléculas de fenoles halogenadas. Las concentraciones de fenoles mixtos bromados y clorados que se encuentran en los gases procedentes del horno después de pasar por el precipitador electrostático, y antes de hacerlo por el filtro húmedo, es de 4nmol/Nm³; 1.2 ug/Nm³, mientras que en los gases de chimenea (una vez que han pasado por el filtro húmedo) es de 1 nmol/Nm³; 0.5ug/Nm³, por lo que exceden las concentraciones en gas de las dioxinas (0.2 nmol/Nm³; 0.1 ug/Nm³) en plantas incineradoras de RSU.

Dioxinas Halogenadas Mixtas y Bromadas: Además de las dioxinas cloradas y furanos se pueden formar durante la incineración numerosos compuestos halogenados, que incluyen dioxinas y furanos mixtos clorados-bromados y bromados.

Dibenzotiofenos Policlorados (PCDBTs): son compuestos que contienen azufre, estructuralmente muy similares a los dibenzofuranos. El azufre sustituye al átomo de oxígeno que se encuentra en la mitad del furano de la estructura de dibenzofurano. Poco se conoce sobre su toxicología, pero debido a su estructura se sospecha que pueda ser tóxico. Se han detectado PCDBTs en los gases de chimenea de las incineradoras de residuos (Sinkkonen *et al.* 1991).

PAHs: son un grupo de compuestos que se originan como subproductos de una combustión incompleta de sustancias orgánicas. Algunos son persistentes, tóxicos y bioacumulativos; otros son carcinógenos. Los PAHs se emiten en los gases de chimenea de incineradoras (Yasuda y Takahashi 1998, Magagni *et al.* 1991). La composición de los residuos, la temperatura y el exceso de aire durante el proceso de incineración, determinan la cantidad de PAHs que se emiten en la planta. Se ha demostrado que se producen emisiones elevadas al aire de PAHs durante el arranque de las incineradoras (ver Yasuda y Takahashi *et al.* 1998). Las medidas de las emisiones totales de PAHs que se estimaron en un estudio de una incineradora fueron de 0.02 a 12 mg/Nm³ (ver: Marty 1993).

COVs: Se han elaborado pocos estudios sobre la gran variedad de otros compuestos químicos que se emiten en las incineradoras de residuos. Sin embargo, existe un estudio que se ha realizado específicamente para identificar y cuantificar los compuestos orgánicos volátiles (COVs) en los gases que se emiten desde una incineradora de RSU (Jay y Stieglitz 1995). Este estudio identificó un total de 250 COVs diferentes, en concentraciones que comprendían de 0.05 a 10 mg/m³. Los compuestos se listan en el apéndice B. Esta lista incluye compuestos carcinógenos y altamente tóxicos como el benceno y los fenoles sustituidos, junto con otros conocidos compuestos tóxicos como los ftalatos. Son muy limitados los datos sobre el significado ambiental y toxicológico de estos compuestos, aunque los COVs se conocen por su contribución a la formación de ozono en las capas bajas de la atmósfera .

Los compuestos orgánicos que se emiten desde incineradoras se miden siguiendo el fundamento de un parámetro de grupo, que suma la cantidad total presente en la muestra del gas de chimenea de Carbono Orgánico Total (COT). En el estudio elaborado por Jay y Stieglitz (1995), se encontró que los 250 compuestos identificados sumaban una cantidad del 42% del COT, el 58% restante eran hidrocarburos alifáticos de identidad desconocida.



Leach *et al.* (1999) han indicado que los procesos en los que se generan grandes cantidades de COVs tienen un significado ambiental, ya que cuando se mezclan con óxidos de nitrógeno y se exponen a la luz solar, ayudan a la formación de oxidantes fotoquímicos (ozono y peroxiacil nitros), con impactos negativos en la calidad ambiental del aire. El límite de la nueva directiva propuesta por la UE para los COVs (expresado en carbonos) es de 20 mg/ Nm³.

5.1.3 Metales Pesados

Los metales pesados se emiten en todos los tipos de incineradoras. Muchos de ellos son tóxicos a bajas concentraciones y algunos son persistentes y bioacumulativos. En el apéndice A se puede encontrar más información sobre la toxicidad de algunos de estos metales. Los metales pesados entran a las incineradoras como componentes de varios materiales en la cadena de residuos. El proceso de incineración hace que se concentren hasta diez veces en las cenizas que se generan, ya que el volumen de residuos se reduce en la combustión (Buchholz y Landsberger 1995). Una proporción de estos metales tóxicos se emiten en los gases de chimenea de la incineradora. La mayor proporción se encuentra generalmente en cenizas volantes y de fondo, con excepción del mercurio, que se emite principalmente en los gases.

Cada metal tiene su propia fuente en la cadena de residuos. El mercurio está presente en las pilas, fluorescentes y pinturas (Carpi 1997); el cadmio en pinturas, PVC y en los pigmentos que se utilizan para colorear los plásticos. El plomo se encuentra en pilas, plásticos y pigmentos (Valerio *et al.* 1995, Korzan y Heck 1990) y el antimonio se encuentra en los pirorretardantes (Van Velzen y Langenkamp 1996) que se utilizan en los objetos de plástico.

En una escala global, la incineración contribuye de forma significativa a las emisiones atmosféricas de muchos metales pesados, tal y como se muestra en el cuadro 5.1 (EEA 2000). En la UE, las cifras de 1990 estiman que la incineración fue responsable del 8% (16Tm/año) de todas las emisiones de cadmio y del 16% (36Tm/año) de las emisiones de mercurio. Las emisiones de cromo sumaban 46 Tm y las de plomo 300 Tm (EC 1998). Una variación en los sistemas de tratamiento del gas de chimenea ha permitido reducir las emisiones de metales pesados (EEA 2000). Los datos sobre gases de chimenea de incineradoras de residuos tóxicos y peligrosos indican que la capacidad de eliminación de los filtros (teniendo en cuenta que los metales se retienen también en las cenizas que se originan) es del orden del 95%, para la mayoría de los metales excepto el mercurio.

La EEA (2000) indica que el control de las emisiones de mercurio representa un problema especial para la incineración. Prácticamente el 100% del mercurio elemental presente en los residuos, que representa el 20-50% del total de mercurio que se emite, se libera en los gases de chimenea ya que no se adsorbe en los filtros del polvo o las cenizas. El resto toma la forma de mercurio divalente con predominio del cloruro de mercurio (Cl₂Hg). Una vez que se emite a la atmósfera, el mercurio divalente, que es soluble en agua, se puede depositar cerca de las plantas incineradoras. Por otro lado, el mercurio elemental se puede transportar a largas distancias por las corrientes atmosféricas, antes de que eventualmente se convierta a forma divalente, que puede depositarse en el suelo (Carpi 1997).

A pesar del reconocimiento del destino de los metales pesados presentes en la corriente de residuos, los datos publicados sobre concentraciones de estos metales en gases de chimenea son muy limitados. De acuerdo con el inventario de emisiones de Holanda, como resultado de la actualización de las incineradoras de RSU, las emisiones de chimenea de cadmio y mercurio se redujeron considerablemente entre 1990 y 1995 (Born 1996). Durante este periodo, la contribución al total holandés de emisiones al aire de cadmio se redujo del 44% al 13%, y las de mercurio del 53 al 11%. La reducción de las emisiones atmosféricas (asumiendo que los datos sean fiables) significa que los metales atrapados por los dispositivos de control de la contaminación de las plantas se retendrán en los residuos de las cenizas volantes.

Cuadro 5.3. Emisiones Atmosféricas de Metales en la Incineración de Residuos

Metal	Emisiones 1000 Tm/año	Emisiones (% de las emisiones totales)
Antimonio	0.67	19.0
Arsénico	0.31	3.0
Cadmio	0.75	9.0
Cromo	0.84	2.0
Cobre	1.58	4.0
Plomo	2.37	20.7
Manganeso	8.26	21.0
Mercurio	1.16	32.0
Níquel	0.35	0.6
Selenio	0.11	11.0
Estaño	0.81	15.0
Vanadio	1.15	1.0
Cinc	5.90	4.0

5.1.4 Partículas

En el aire están presentes diminutas partículas de materia suspendidas como consecuencia de procesos naturales y actividades humanas. Las de origen natural proceden del viento que transporta partículas de suelo, sal marina, polvo de erupciones volcánicas, esporas de hongos y polen de las plantas. Las que derivan de actividades humanas son el resultado de los procesos de combustión, como la quema de carbón, la incineración y el tubo de escape de los vehículos. En general, las partículas naturales son generalmente más grandes en tamaño ($>2.5\mu\text{m}$) que las partículas que se forman en los procesos de combustión ($<2.5\mu\text{m}$) (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995). Las partículas más finas, o "respirables", en particular aquellas con un tamaño menor a $0.1\mu\text{m}$, denominadas ultrafinas, resultan preocupantes para la salud humana, y se relacionan con enfermedades del aparato respiratorio como asma, e incremento de mortalidad prematura por enfermedades respiratorias y del corazón. Las partículas respirables son lo suficientemente pequeñas para ser inhaladas hasta los alveolos pulmonares, mientras que los mecanismos de protección del sistema respiratorio se lo impiden a las de mayor diámetro. Una descripción más detallada de los impactos en la salud se puede encontrar en el apéndice A.

La incineración contribuye a la emisión atmosférica de partículas (EC 1998). Las plantas incineradoras con escaso control pueden emitir altos niveles de partículas de materia afectando al medio ambiente local. Las modernas incineradoras emiten niveles más bajos, aunque los datos sugieren que las partículas que se liberan son finas, por lo que pueden contribuir a los efectos adversos en la salud (EC 1998). La mayoría de las que se forman en los procesos de combustión, incluidos todos los tipos de incineración de residuos, son partículas ultrafinas menores de $0.1\mu\text{m}$, incluso las más modernas incineradoras de RSU no son capaces de prevenir la liberación de partículas ultrafinas. La capacidad de recogida de las respirables (menores de $2.5\mu\text{m}$) se encuentra entre el 5 y el 30% utilizando la tecnología actual de filtros. La mayor parte de las partículas menores de $1\mu\text{m}$, que incluyen todas las ultrafinas, pasaran a través de los sistemas de filtro de incineradoras. Además, existen indicios de que algunos equipos que se emplean en la actualidad para reducir la contaminación, en particular la inyección de amoníaco que reduce los óxidos de nitrógeno, pueden incrementar las emisiones de las partículas más finas y peligrosas (Howard 2000).

Hasta el momento, la información que existe sobre su composición química es muy limitada. Las emisiones a la

atmósfera desde incineradoras incluyen, por ejemplo, partículas de óxidos y sales minerales formadas a partir de los constituyentes minerales de los residuos (Oppelt 1990). Los metales pesados y los productos químicos orgánicos como las dioxinas, PCBs y PAHs pueden adherirse a la superficie de las partículas. Los metales pueden absorberse en diferentes formas que incluyen óxidos de metal, sales solubles y carbonatos de metal. La naturaleza química de las partículas, ya sea la forma metal, o de otras sustancias químicas potencialmente tóxicas adheridas a la superficie de las partículas, puede en último término afectar a la salud (QUARG 1996, Seaton 1995, Marty 1993).

Se ha encontrado que las partículas ultrafinas son muy reactivas químicamente, incluso cuando provienen de materiales que no son reactivos en sí, debido principalmente a su diminuto tamaño. Las investigaciones han mostrado que, a medida que el tamaño disminuye, se encuentran presentes en la superficie un número proporcionalmente elevado de átomos que cargan la partícula. Se ha demostrado que las partículas de metal ultrafino resultan especialmente reactivas (Jefferson y Tilley 1999).

Las incineradoras de RSU normalmente reciben una mezcla de residuos que contienen metales pesados y compuestos orgánicos halogenados, y emiten partículas de metal ultrafinas. Ya que estas partículas son especialmente reactivas, se puede argumentar que las incineradoras de RSU producirán más partículas ultrafinas tóxicas, que por ejemplo una central térmica de carbón (Howard 2000). Desde esta consideración, las incineradoras son especialmente preocupantes para la salud humana en general.

La nueva Directiva de la UE sobre Incineración de Residuos no establece ningún límite para PM10, o quizá más apropiadamente para PM2.5, que son las partículas respirables menores de $2.5\mu\text{m}$. De esta manera la directiva ignora la contaminación por partículas desde incineradoras aunque sea relevante para la salud pública, aunque sí especifica un límite de $10\text{mg}/\text{m}^3$ para la emisión total de partículas al aire. Los datos publicados en los 80 sobre emisión de partículas de incineradoras de RSU en Reino Unido, indicaban un rango de emisión de $18\text{-}4105\text{ mg}/\text{m}^3$ (Williams 1990), y para las de EE.UU. un rango de $4\text{-}902\text{ mg}/\text{m}^3$ (Dempsey y Oppelt 1993). Un informe reciente sobre incineradoras en Suecia señalaba una emisión de partículas de $0.003\text{ a }64\text{ mg}/\text{m}^3$, y 4 de las 21 incineradoras suecas excedían el límite de la UE de emisiones de polvo (Greenpeace Nordic 2000).

5.1.5 Gases Inorgánicos

En las incineradoras se forman y emiten gases ácidos inorgánicos como cloruro de hidrógeno (ClH), fluoruro de hidrógeno (FH), bromuro de hidrógeno (BrH), óxido de azufre (SO_x), y óxidos de nitrógeno (NO_x). Estos gases se originan como consecuencia del cloro, fluor, bromo, azufre y nitrógeno que están presentes en los residuos (Williams 1990). El NO_x se forma también como resultado de la combinación directa del nitrógeno y del oxígeno, un proceso que se acelera con las altas temperaturas.

El ClH se emite en mayores cantidades en las incineradoras que en las centrales térmicas de carbón, debido al cloro que se encuentra en los residuos, principalmente en el plástico PVC (Williams 1990). La nueva directiva de la UE establece un límite (valor medio diario) de 10 mg/m^3 para el ClH y 1 mg/m^3 para el FH (EC 1998). Un estudio reciente de 21 incineradoras de RSU suecas indicó que las emisiones de ClH al aire desde 17 de ellas excedían el límite de la UE, a menudo en un grado sustancial (Greenpeace Nordic 2000). La media emitida desde las 21 incineradoras fue de 44 mg/Nm^3 en un rango de $0.2\text{-}238 \text{ mg/Nm}^3$.

Los óxidos de nitrógeno (NO_x), que incluyen el dióxido de nitrógeno (NO_2), y los óxidos de azufre (SO_x), que incluyen el dióxido de azufre (SO_2), se emiten en los procesos de combustión industrial que incluyen todos los tipos de incineradora. Estos gases pueden también influir en el pH de la lluvia, volviéndola ácida. Con el tiempo esta lluvia ácida puede ocasionar un impacto negativo en la calidad del suelo y del agua, y en los ecosistemas. Al igual que la exposición a la contaminación por partículas, la exposición al NO_x y SO_x también se asocia a efectos adversos en la salud respiratoria de individuos, que ya padecían con anterioridad algún trastorno respiratorio. Por ejemplo, las investigaciones han mostrado asociaciones entre el incremento en los niveles de contaminación del aire por SO_2 y un incremento de muertes prematuras en individuos que ya padecían enfermedades cardiovasculares o respiratorias. De manera similar, es evidente la relación entre el incremento de admisiones hospitalarias en individuos que ya padecían enfermedades respiratorias, como asma u obstrucción pulmonar crónica. Los estudios han señalado también asociaciones entre la exposición al NO_2 y el empeoramiento de los síntomas de enfermedades respiratorias, aunque los datos no son consistentes o concluyentes (Ayres 1998).

Las emisiones de NO_x y SO_x tienen como consecuencia la formación de partículas, conocidas como partículas secundarias, que se forman debido a las reacciones químicas en la atmósfera de estos gases. En concreto por la oxidación

química de los óxidos de nitrógeno y azufre a ácidos, que se neutralizan posteriormente con el amoníaco atmosférico. Las partículas que se forman incluyen sulfato de amonio y nitrato de amonio, que generalmente son solubles en la naturaleza y persisten en el aire durante largos periodos de tiempo. Un tipo menos abundante de partículas secundarias es el cloruro amónico que se origina a partir del gas ClH. Al igual que las partículas primarias, las partículas secundarias pueden presentar una amplia variedad de compuestos orgánicos, potencialmente tóxicos adsorbidos en su superficie, como los PAHs y dioxinas (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995) (ver sección 5.1.4). Al igual que las partículas primarias de las incineradoras, se puede pensar que las partículas secundarias originan impactos adversos sobre la salud humana (Ej. Ver EC 1998).

Actualmente las emisiones de NO_x de incineradoras están reguladas por los límites de la nueva directiva de la UE. El límite propuesto (valor medio diario) para el monóxido de nitrógeno y dióxido de nitrógeno, que se expresa como dióxido de nitrógeno, es de 200 mg/m^3 (para plantas incineradoras ya existentes con una capacidad que exceda 3 Tm por hora, o nuevas plantas). Un estudio reciente de doce incineradoras de RSU en Suecia documentó las emisiones en un rango de $1.2 - 236 \text{ mg/Nm}^3$, y cuatro de las doce excedían los límites de la UE.

La directiva de la UE sobre incineración de residuos propone un límite (valor medio diario) para el dióxido de azufre de 50 mg/m^3 . Un reciente estudio en 10 incineradoras suecas encontró que el rango de emisiones era de 1.2 a 236 mg/Nm^3 . De las 10 incineradoras, 9 presentaban emisiones que excedían el límite de la UE (Greenpeace Nordic 2000).

5.1.6 Otros Gases

Las incineradoras emiten dióxido de carbono (CO_2). Los residuos urbanos contienen alrededor del 25% del peso de carbono que se libera como CO_2 cuando se queman. Aproximadamente se produce una tonelada de CO_2 por tonelada de residuo incinerado. Este gas de efecto invernadero afecta al cambio climático, por lo que su emisión debe reducirse lo más posible (EEA 2000). No existen límites de la UE sobre emisiones de CO_2 desde incineradoras.

El monóxido de carbono también se libera desde las plantas incineradoras. Es potencialmente tóxico y también es un gas de efecto invernadero. Las investigaciones sugieren que el incremento en los niveles de CO en el aire, puede estar ligado a efectos en la salud en ciertos individuos susceptibles, que padecían con anterioridad enfermedades del corazón (Ayres 1998). Un estudio reciente sobre

incineradoras en Suecia encontró que de las 15 incineradoras en las que se midieron las emisiones, 10 excedían el nuevo límite de la UE de 50 mg/Nm³ (Greenpeace Nordic 2000). Las emisiones se encontraban en un rango de 2.6 a 249 mg/Nm³.

5.2 Emisiones al Agua

Las incineradoras emiten residuos al agua desde los dispositivos de limpieza. Los datos científicos publicados sobre estas emisiones son muy limitados. Los residuos de filtros húmedos de gas contienen metales pesados, los más significativos en cantidad y toxicidad son el plomo, cadmio, cobre, mercurio, cinc y antimonio. Los residuos de los equipamientos de eliminación de escoria húmedos contienen altos niveles de sales neutras, además de material orgánico sin quemar procedente de los residuos (EEA 2000).

5.3 Emisiones a las Cenizas

Las cenizas procedentes de la incineración de residuos generalmente contienen los mismos contaminantes que las emisiones al aire, aunque pueden diferir en concentración y composición (EEA 2000). Las cenizas volantes y las cenizas de fondo contienen dioxinas y metales pesados, y al igual que en las emisiones al aire, se conoce poco sobre los otros componentes presentes en las cenizas volantes.

5.3.1 Compuestos Orgánicos

La información sobre los contenidos de los compuestos orgánicos en las cenizas de fondo es escasa, con la excepción de las dioxinas para las que existen algunos datos (EEA 2000).

Dioxinas

La emisión de dioxinas desde las incineradoras, al aire y agua, ha disminuido en los años recientes debido a las mejoras en los equipos de control. Sin embargo, no es posible afirmar que la liberación total de dioxinas desde las incineradoras haya decrecido en este periodo. Es muy probable que mientras que las emisiones al aire, vía gases de chimenea, han disminuido, las liberaciones en las cenizas han aumentado. Se ha propuesto que el total de dioxinas liberadas en las incineradoras probablemente no se haya reducido en grandes cantidades en las décadas recientes (Wikstrom 1999). Un estudio teórico del total de emisiones en una incineradora de RSU en Suecia, también encontró que una reducción de las dioxinas que se emiten en los gases de chimenea, podría tener como consecuencia un incremento de esta sustancia tóxica en las cenizas (GRAAB 1996). El total de dioxinas que se liberan desde una planta podría permanecer sin variaciones, a pesar de la mejora en la tecnología para controlar la contaminación.

Existen relativamente pocos datos sobre las dioxinas en cenizas volantes y en cenizas de fondo, debido a que muchas instalaciones no están obligadas a establecer ningún control (Fabrellas *et al.* 1999, Greenpeace Nordic 1999). Un estudio teórico de liberaciones desde una incineradora en Suecia sugirió que el 97% del total de emisiones de dioxinas está presente en las cenizas. Estos datos concuerdan con las medidas directas efectuadas en una incineradora (Spittelau) en Austria, que mostraban que el 99.6% del total de las dioxinas liberadas se encontraba en las cenizas (Greenpeace Austria 1999). Un estudio sobre incineradoras en España también indicó que sólo una pequeña proporción de dioxinas se emite a través de los gases de chimenea, la mayor parte se concentra en las cenizas (Abad *et al.* 2000). Además de las dioxinas cloradas, es probable que otras dioxinas halogenadas y furanos estén presentes en las cenizas, al igual que compuestos mixtos bromados/clorados y compuestos bromados. Un estudio sobre cenizas volantes en incineradoras de RSU y hospitalarios encontró que era probable que estuvieran presentes las dioxinas yodadas (Kashima *et al.* 1999).

Con relación a los niveles de dioxinas en residuos de incineradora, los niveles más elevados se han encontrado en cenizas volantes. Los niveles oscilaban de partes por trillón (ppt) a partes por billón (ppb) (EEA 2000). Las investigaciones en ocho incineradoras de RSU en España encontraron niveles medios en cenizas volantes entre 0.07 y 3.5 ng – I-TEQ (ppb) (Fabrellas *et al.* 1999). Otro estudio sobre incineradoras de RSU en España indicó niveles que se encontraban dentro de este rango para dos muestras, 0.37 y 0.65 ng I-TEQ/g (ppb) (Abad *et al.* 2000). En 1997 se encontraron niveles particularmente elevados en una incineradora en España (41 ppb TEQ) aunque en 1999 las cifras ya habían descendido (Stieglitz *et al.* 1999).

Las concentraciones más bajas aparecen en las muestras de las cenizas de fondo, presentando los niveles típicos de ppt (EEA 2000). Por ejemplo, los valores medios para 3 incineradoras de RSU en España fueron de 0.006, 0.013 y 0.098 ng I-TEQ (ppb), (6, 13 y 98 ppt TEQ) (Fabrellas *et al.* 1999). De manera similar los niveles en las cenizas de fondo de cinco incineradoras de RSU en Bavaria, Alemania, se encontraban entre 1.6 y 24 ppt TEQ (Marb *et al.* 1997). En Polonia las cenizas de 18 incineradoras de residuos hospitalarios, nuevas y actualizadas, que se analizaron entre 1994-7, presentaban niveles sustancialmente elevados de dioxinas, en un rango de 8-45 ppb TEQ (Grochowalski 1998).

Tomando como base un muestreo limitado, Abad *et al.* (2000) indicaron que aunque las concentraciones más



elevadas de dioxinas están presentes en las cenizas volantes, la alta producción de cenizas de fondo en incineradoras hace que la entrada anual de dioxinas en cenizas de fondo se pueda comparar a la de las cenizas volantes. Sin embargo, un estudio de ocho incineradoras de RSU en España calculó que la entrada de dioxinas era más alta para las cenizas volantes (Fabrellas *et al.* 1999). El cálculo total anual de salidas de dioxinas en las 8 incineradoras de RSU que funcionaban en España, basado en medidas puntuales era, para los gases 1-1.2, para las cenizas volantes 46.6-111.6 y para las de fondo 2-19 g I-TEQ/año (Fabrellas *et al.* 1999).

Como se menciona en la sección anterior, el inventario de dioxinas con frecuencia subestima las emisiones desde incineradoras al no incluir las cenizas en los cálculos. Un informe sobre la salida de dioxinas en incineradoras suecas señaló que la EPA sueca había subestimado el total de emisiones de la incineradora al no considerar la contaminación en cenizas (Greenpeace Nordic 1999).

Otros Compuestos Orgánicos

Como ya se ha señalado en este informe, de forma similar a los gases de chimenea, las cenizas volantes están cargadas con numerosos compuestos orgánicos. La EEA (2000) señaló que las cenizas volantes contenían compuestos orgánicos concentrados, como PAHs y compuestos orgánicos clorados. Se sabe que los PCBs están presentes en cenizas volantes (ver Sakai *et al.* 1996). Se detectaron PCBs en cenizas volantes de incineradoras de residuos hospitalarios y de RSU (Magagni *et al.* 1994), y en cenizas volantes y de fondo de incineradoras de lodos de depuradora (Kawakami *et al.* 1998). El nivel de PCBs en cenizas volantes de incineradoras de lodos de depuradoras era de 7.1 ng/g, con la proporción PCB/dioxinas similar a la que se encontró en las incineradoras de RSU. Se han identificado PCNs también en las cenizas volantes de las incineradoras (Schneider *et al.* 1998).

Un estudio sobre cenizas volantes de incineradoras de RSU identificó 72 compuestos fenólicos diferentes en las cenizas, muchos de ellos desconocidos (Nito y Takeshita 1996). La mayoría de los compuestos eran compuestos hidroxilados de PAHs, PAHs policlorados, PCBs y dioxinas. El estudio apuntó que algunos de estos compuestos hidroxilados pueden ser persistentes y tóxicos, y su toxicidad debería evaluarse ya que una vez que se depositen en vertederos, pueden lixiviar de las cenizas volantes al medio ambiente. Otro estudio identificó muchas nuevas clases de hidrocarburos de nitrógeno heterocíclicos (azoarenos y otros compuestos básicos en cenizas volantes

(Nito y Ishizaki 1997). Estos compuestos se producen por la combustión incompleta y se confirmó que las incineradoras son una fuente de ellos. El estudio identificó 63 y 18 clases de azoarenos procedentes respectivamente de dos fracciones diferentes de cenizas de fondo. La mayoría de estos compuestos son quinolina, alquilquinolina, benzoquinolina, benzacridina, azopireno, azobenzopireno, fenilpiridina, bifenilamina y sus isómeros. Muchos de ellos son carcinogénicos o mutagénicos. La lixiviación de tales compuestos desde las cenizas volantes en vertederos podría liberar estos productos químicos tóxicos al medio ambiente.

5.3.2 Metales Pesados

Las cenizas volantes y de fondo procedentes de incineradoras contienen metales pesados. Las cenizas volantes generalmente presentan concentraciones de metales más elevadas que las cenizas de fondo, si se excluyen los fragmentos de metal más grandes y que no se quemaron de las cenizas de fondo (Bucholz y Landsberger 1995). El cuadro 5.4 muestra las concentraciones de metales pesados que se detectaron en las cenizas volantes y de fondo en dos incineradoras de RSU en España (Alba *et al.* 1997) y el cuadro 5.5 muestra las concentraciones que presentaban las cenizas de incineradoras de EE.UU. (Bucholz y Landsberger 1995). Las concentraciones de metales pesados en cenizas de incineración son muy altas si se comparan con los niveles de fondo en el medio ambiente. Por ejemplo, si las concentraciones del volumen de cenizas (cenizas volantes y de fondo combinadas) se comparan con las concentraciones medias de metales pesados que se encuentran en el suelo globalmente, está claro que las cenizas contienen cantidades elevadas de muchos metales (Bucholz y Landsberger 1995). Además, el proceso de incineración aumenta la movilidad y biodisponibilidad de los metales tóxicos contenidos en los residuos urbanos (Schumacher *et al.* 1998). Las cenizas que se depositan en vertederos tienen un potencial mayor de lixiviación que el de los residuos ordinarios (ver sección 5.4.1).

Un estudio sobre cenizas de incineradoras de universidades de veterinaria, en las que se quemaban cadáveres de animales, encontró que los niveles de metales variaban considerablemente entre las incineradoras (Thompson *et al.* 1995). Generalmente estos niveles eran muchos más bajos que los que se encontraban en las cenizas de las incineradoras de RSU. La excepción era para el cinc, que presentaba niveles parecidos. La quema de plásticos en los residuos puede contribuir al contenido de plomo y cinc en las cenizas.

Dado que la industria incineradora en muchos países no está obligada por ley a realizar controles rutinarios de cenizas, los datos que se publican sobre niveles de metales pesados en cenizas y su relación con los límites legales son muy

escasos. Un estudio en una incineradora de residuos tóxicos y peligrosos en EE.UU. señaló que los metales que con más frecuencia excedían los límites eran el arsénico, el níquel y el plomo (Dempsey y Oppelt 1993).

Cuadro 5.4. Rangos de Abundancia de Elementos en Cenizas de Incineradoras de RSU y Suelos.(Todas las concentraciones están en mg/kg a menos que se especifique otra medida)

Elementos	Cenizas Volantes	Cenizas de Fondo	Suelo
Ag	46-55.3	17.5-28.5	0.1
Al	3.19-784%	6.20-6.68%	7.1%
As	269-355	47.2-52.0	6
Br	3830-3920	676-830	5
Cd	246-266	47.6-65.5	0.06
Co	11.3-13.5	65.2-90.3	8
Cr	146-169	623-807	100
Cu	390-530	1560-2110	20
Hg	59.1-65.0	9.1-9.7	0.03
In	1.50-1.67	0.45-0.71	0.07
Mo	14-26	100-181	2
Pb	3200-4320	2090-2860	10
Se	6.7-11.2	<2.52	0.2
Sn	470-630	300-410	10
Th	2.85-3.21	4.31-4.86	5
Ti	3300-6300	7500-18100	5000
V	27-36	46-137	100
Zn	13360-13490	6610-6790	50

Fuente: Buchholz y Landsberger (1995).

Cuadro 5.5 Concentraciones de Elementos Traza y Minoritarios en Residuos de Incineradoras de RSU

Elementos	Cenizas Volantes (mg/kg residuo seco)	Cenizas de Fondo (mg/kg residuo seco)
Cr	365-18	210-8
Zn	9382-208	2067±9
Pb	5461-236	1693±22
Ni	117-2	53±3
Cu	1322-90	822±4
As	<50	<50
Cd	92-2	<12.5
Hg	0.29-0.03	<0.035

Fuente:Alba et al.(1997).

5.4 Eliminación de Cenizas

Las cenizas volantes son potencialmente tóxicas debido a su contenido en sales y metales pesados, por lo que requieren un tratamiento adecuado (Alba *et al.* 1997). También contienen otros compuestos químicos tóxicos orgánicos incluidas las dioxinas. De acuerdo con la EEA (2000), la eliminación de cenizas volantes de las plantas de incineración

de residuos es un serio problema. Bajo alguna legislación las cenizas volantes se podrían clasificar como residuos tóxicos y peligrosos (Alba *et al.* 1997). De hecho, en la ley italiana reciben esta clasificación debido al alto contenido de plomo y cadmio en las cenizas volantes (Magagni *et al.* 1994). En respuesta a las preocupaciones relacionadas con la eliminación de cenizas de incineradora, se estableció el



Grupo de Trabajo Internacional sobre Cenizas para recopilar y evaluar toda la información disponible (Sawell *et al.* 1995) publicando posteriormente sus hallazgos (Chandler *et al.* 1997).

Las cenizas volantes y cenizas de fondo por lo general no están clasificadas como un residuo especial. Las cenizas de fondo también contienen sustancias tóxicas, y de acuerdo con la información citada por Brereton (1996), el potencial de lixiviación de los metales de las cenizas de fondo es tal, que la eliminación de estos residuos es objeto de preocupación para el medio ambiente.

En la actualidad, las cenizas volantes se depositan normalmente en vertederos mientras que las de fondo se depositan en vertederos, o se utilizan en materiales de construcción. En Canadá, la mayor parte de los países europeos y Japón, las cenizas de fondo y las volantes se tratan de forma separada; mientras que la tendencia actual en los EE.UU. es combinar todos los residuos y depositarlos en vertederos destinados para este fin (Chandler *et al.* 1997). El coste de la eliminación de cenizas encarece de forma considerable la incineración (Brereton 1996), sin embargo se abarata cuando su destino es la construcción. Aunque la naturaleza tóxica y peligrosa de las cenizas de incineradora, y la liberación eventual de compuestos tóxicos y peligrosos como sustancias químicas persistentes o metales pesados cuestionan este uso. Además, Shane *et al.* (1993) mostraron que la medida en que las cenizas son mutagénicas varía con el tiempo. Por ejemplo, en las muestras que se tomaron en diferentes momentos en una misma incineradora, variaba el potencial mutagénico. La poca probabilidad de que se realicen controles regulares sobre las propiedades mutagénicas de las cenizas de incineradoras, representa una razón más para cuestionarse los usos posteriores de este residuo. Se ha señalado otro posible uso para las cenizas de incineradoras como fertilizante. Sin embargo, la entrada a las plantas comestibles de ciertos metales, como el cadmio, procedente de las cenizas de RSU que se utilizan para fertilizar el suelo y su entrada a la dieta humana, imposibilitan esta utilización de cenizas volantes (ver Shane *et al.* 1993). La utilización de cenizas volantes y de fondo para la construcción y otros usos se discuten ampliamente en la sección 5.4.1.

5.4.1 Eliminación de Cenizas Volantes

En el Reino Unido se ha comprobado que las cenizas volantes se eliminan en vertederos normales, algunos de ellos sin impermeabilizar (Mitchell *et al.* 1992). Este hecho es preocupante debido a que los componentes tóxicos de las cenizas, en particular metales pesados, contaminarán el

subsuelo por encima de los niveles de fondo. Dependiendo del pH del suelo, la lluvia puede hacer que lixivien los metales de las cenizas que se depositan en el vertedero al agua subterránea que se utiliza para beber. La lixiviación es mayor bajo condiciones ácidas. Debido a que las cenizas con frecuencia se depositan junto con los residuos urbanos ordinarios, los suelos colindantes pueden acidificarse por la presencia de los ácidos orgánicos procedentes de los residuos depositados en el vertedero, ocasionando una mayor lixiviación de los metales pesados (Marty 1993). Además, la eliminación de cenizas de incineradora en vertederos, produce más impacto que los residuos normales ya que no sólo tienen una concentración de metales más elevada, sino que también es probable que se encuentren en formas más solubles y por tanto con más probabilidad de lixiviación. En un estudio en Reino Unido, se señaló que los niveles de cinc, plomo y cadmio eran especialmente preocupantes en las cenizas volantes de incineradoras (Mitchell *et al.* 1992). Con relación a las dioxinas y de acuerdo con el EEA (2000), estos productos químicos fuertemente unidos a la superficie de los residuos de cenizas, son insolubles en agua y por tanto no lixiviarán en cantidades significativas de los vertederos al agua subterránea.

Las pruebas sobre lixiviación de metales a partir de cenizas de incineradora han demostrado que la cantidad de metales pesados que lixivian viene determinada por el pH. Cuanto más ácida sea la solución que se emplee, mayor es la cantidad de lixiviados (Ej. Fleming *et al.* 1996, Buchholz y Landsberger 1995). Sin embargo se ha encontrado que se producen liberaciones significativas de cadmio, plomo y cromo en condiciones neutras con agua destilada (Mangialardi *et al.* 1998). El plomo es el metal pesado con más potencial para lixiviar de las cenizas volantes (Chandler *et al.* 1997). Los estudios sobre lixiviado de metales pesados desde cenizas de incineradora con agua que simula lluvia ácida, han mostrado que el lixiviado de metales ocurre de una manera significativa en el primer lavado de las cenizas (Buchholz y Landsberger 1995). El estudio indicó que de este lixiviado inicial, los elementos Ag, Ba, Be, Cr, Cu, Mo, Pb, S, Ti y Zn parecían ser la principal amenaza para las aguas subterráneas. El lixiviado en periodos largos de tiempo era mucho menor, aunque se identificaron el As, Cd, Cu, Hg, Pb, S y Zn como peligros potenciales a largo plazo durante el periodo de vida de las cenizas que se depositan en vertederos. Cuando se trata de largos periodos de tiempo, cientos o miles de años, se ha indicado que se conoce poco sobre el comportamiento de lixiviado a largo plazo de los residuos de incineradora (Chandler *et al.* 1997), hecho que es preocupante ya que es improbable que los vertederos se gestionen indefinidamente.

En la actualidad, en los vertederos se recoge el lixiviado procedente de los residuos, y se deposita en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas. Los lixiviados de cenizas volantes en vertederos pueden contener, en particular, altos niveles de plomo y cadmio (Chandler *et al.* 1997). Estos y otros metales traza se liberarán directamente al medio ambiente tras pasar por la depuradora.

Además del lixiviado de sustancias químicas procedentes de vertederos, los contaminantes se pueden liberar al medio ambiente debido a los fuegos que se producen en los vertederos. En Finlandia los incendios en vertederos es algo común y las investigaciones han mostrado la liberación de dioxinas, PCBs, PAHs y otros contaminantes en los incendios en Suecia y Finlandia (ver Ruokojärvi *et al.* 1995).

Para reducir el lixiviado, se está comenzado a realizar con mayor frecuencia un tratamiento previo a las cenizas volantes. La EEA en sus documentos sobre sustancias peligrosas en residuos, estipula que las cenizas volantes no se pueden eliminar sin tratamiento previo (EEA 2000). Este pre-tratamiento se realiza con un mínimo coste que garantice que la capacidad de lixiviación se encuentra conforme con las recomendaciones para la eliminación en vertederos. Normalmente se emplea la estabilización de las cenizas en cemento. De acuerdo con Brereton (1996), los residuos estabilizados pueden luego servir como relleno, o simplemente ser aptos para vertederos normales. Chandler *et al.* (1997) informaron que algunas incineradoras en Alemania, Suecia, Suiza y Austria estabilizan cenizas volantes con cemento. Aunque una vez estabilizadas, en la mayoría de los países no se suelen emplear en la construcción, a excepción de Holanda donde alrededor del 50% de las cenizas volantes se utilizan como relleno en asfalto, y Austria donde se emplean en el hormigón (Greenpeace Austria 1999). Los resultados de un estudio sobre la utilización de cenizas volantes en materiales de construcción muestran que estos materiales pueden lixiviar metales (Fleming *et al.* 1996). Además, aunque las cenizas volantes se depositen directamente en vertederos, o se estabilicen antes de su eliminación o para emplearlas en materiales de construcción, es importante tener en cuenta que los agentes atmosféricos y la erosión podrán hacer que los contaminantes persistentes, incluidos los metales pesados, se liberen de las cenizas y contaminen el medio ambiente.

Otro tratamiento que se emplea para las cenizas volantes es el térmico, para reducir el contenido de dioxinas, que ha dado resultados en condiciones experimentales (Ej. Buekens y Huang 1998). Sin embargo, no se ha estudiado nada sobre la formación de otros compuestos químicos tóxicos

potenciales como resultado del proceso, y además los metales pesados permanecerán en los residuos.

5.4.2 Eliminación de Cenizas de Fondo

Al igual que las cenizas volantes, las de fondo se depositan en vertederos o se utilizan para la construcción. Las pruebas sobre lixiviados en cenizas de fondo en vertederos han indicado la lixiviación de sales inorgánicas, y de cantidades insignificantes de metales pesados a corto plazo (Chandler *et al.* 1997). En algunos países europeos incluidos Dinamarca, Francia, Alemania y Holanda, se utilizaron en la construcción cantidades significativas (40 a 60% o más) de cenizas de fondo procedentes de incineradoras (Chandler *et al.* 1997), como base para la construcción de caminos y carriles de bicicleta. Las investigaciones sobre el uso de cenizas de fondo en el hormigón han determinado que este hormigón es menos fuerte que el que se realiza con agregados convencionales (Chang *et al.* 1999). Es importante tener en cuenta que existen serias y legítimas preocupaciones por el uso de cenizas de fondo en materiales de construcción, debido a la presencia de componentes tóxicos que se podrían liberar al medio ambiente. Las emisiones futuras de estos compuestos, debido a la acción de los agentes atmosféricos y a la degradación, pueden tener consecuencias negativas para el hombre, en particular en aquellos casos donde las sustancias pueden formar parte de la cadena alimentaria (Korzun y Heck 1990).

Recientemente, en Reino Unido se han hecho patentes algunos de los posibles peligros de la utilización de cenizas volantes y de fondo (ENDS 2000a). En este país, para cumplir con la directiva europea " Directiva relativa a la Lucha contra la Contaminación Atmosférica procedente de las Instalaciones Industriales" (84/360/EEC) y la " Directiva de Incineración de Residuos Urbanos" (89/429/EEC) se cerraron muchas incineradoras de RSU a finales de 1996 (ver Leach *et al.* 1999). Una de las plantas incineradoras que aún continúa en funcionamiento, y que se consideró que cumplía con las directivas europeas fue la de Byker, en Newcastle. De 1994 a 1999, se emplearon las mezclas de cenizas volantes y de fondo, procedente de esta incineradora, en parcelas y caminos. La preocupación de los residentes locales sobre la posible toxicidad de las sustancias de las cenizas que se utilizaban, llevó a las autoridades sanitarias y locales a realizar un análisis de dioxinas y metales pesados. Los resultados iniciales mostraron altos niveles de dioxinas en las cenizas, por lo que se advirtió a la población local que sería aconsejable evitar el consumo de huevos y animales de producción local, y lavar o pelar las verduras antes de ingerirse, además se advirtió que los niños menores de dos años no jugaran en las parcelas. Los resultados finales de



estos análisis indicaron que los niveles de varios metales pesados y de dioxinas en las cenizas estaban muy por encima de los niveles de fondo habituales. La concentración media de dioxinas era muy elevada, 1373 ng TEQ/kg, con una concentración máxima de 4224 ng TEQ/kg, niveles que excedían la normativa alemana para las dioxinas. Esta normativa recomienda restricciones en los cultivos con valores por encima de 40 ng TEQ/kg, y recomienda la recuperación del suelo si los niveles de las zonas de recreo exceden los 100 ng TEQ/kg y si los de las zonas residenciales superan los 1000 ng TEQ/kg. Tal y como se muestra en el cuadro 5.6, con excepción del mercurio, todos los demás metales pesados que se analizaron excedían los valores de calidad holandeses para suelos, como consecuencia se han retirado todas las cenizas. El coste de esta operación, asumido por el ayuntamiento, ascendió a un total de 50-70.000€. Resulta preocupante que las autoridades permitan que se utilicen las cenizas en caminos y parcelas, y aún permanece la cuestión de si esta incidencia o similar se ha producido, pero está sin notificar, en Reino Unido o en otros países.

La nueva directiva de la UE (EC 1999) no propone ningún límite para la cantidad de metales en cenizas volantes o de fondo. Este hecho es preocupante debido a que la mayoría de los metales pesados procedentes de la incineración, quedan secuestrados en las cenizas y representan un problema de contaminación ambiental. La directiva establece sin embargo que:

“se efectuarán pruebas apropiadas para establecer las características físicas y químicas y el potencial contaminante de los diferentes residuos de incineración; dicho análisis se referirá a la fracción soluble total y a la fracción soluble de los metales pesados”.

También determina que

“los residuos se reciclarán, si procede, directamente en la instalación o fuera de ella, de conformidad con la legislación comunitaria pertinente”. Aunque la UE permite el uso de cenizas para otros propósitos, lo que podría ocasionar contaminación medioambiental en el futuro y peligros para la salud humana.

Cuadro 5.6. Niveles de Metales (mg/kg) y Dioxinas y Furanos (ng/kg) en 16 Muestras de Cenizas de Byker Comparado con los Valores de Calidad Holandeses.

Sustancia	Media (mg/kg)	Rango (mg/kg)	Valor de Calidad Holandés (mg/kg)
Arsénico	12	7-23	20
Cadmio	5	0,4-11	1
Cromo	88	13-182	100
Cobre	1,195	10-3,620	50
Mercurio	0,2	0,1-0,6	0,5
Níquel	55	14-187	50
Plomo	399	17-620	50
Cinc	659	31-1,420	200
Dioxinas	1,373 ng TEQ/kg	11-4224 ng TEQ/kg	

Fuente: Buchholz y Landsberger (1995).



6. LA SOLUCIÓN: REDUCCIÓN, REUTILIZACIÓN, RECICLAJE DE RESIDUOS Y ELIMINACIÓN PROGRESIVA DE LA INCINERACIÓN



La falta de espacio para nuevos vertederos y la legislación, cada vez más estricta, que restringe la cantidad de residuos que se pueden depositar en estas instalaciones, unido a los problemas ambientales de los antiguos vertederos, han llevado a los municipios de muchos países a buscar nuevos métodos de tratamiento de residuos. En la actualidad, el 60% de los residuos que se genera en los países de la Unión Europea tienen como destino los vertederos (Hens *et al.* 2000). Esta situación puede empeorar debido al aumento de la cantidad de residuos que se generan. Por ejemplo:

- La producción total de residuos en la Unión Europea creció cerca del 10%, entre los años 1990 y 1995, y se espera un incremento del 20% para el año 2010 (EEA 1999).
- En Estonia, Eslovenia, Lituania, República Eslovaca, Bulgaria, Hungría, República Checa, Rumanía y Polonia el crecimiento económico puede duplicar para el 2010 la cantidad de residuos (EEA 1999).
- En Asia, se predice que aumente el doble la cantidad de residuos en las áreas urbanas para el año 2025 (Banco Mundial 1999).

La incineración se presenta como uno de los sistemas de tratamiento para hacer frente a esta crisis, ya que reduce el volumen de los residuos sólidos y por tanto la basura que hay que enviar a vertederos. Sin embargo, las plantas incineradoras no son la solución a este problema. En realidad no existen políticas, o las que existen están mal planteadas, de tratamiento de residuos. En un mundo de recursos limitados, es irracional permitir que recursos con valor "se conviertan en humo", y más cuando este humo contiene sustancias químicas tóxicas, peligrosas y persistentes. La incineración no se puede considerar como una tecnología sostenible para el tratamiento de residuos, y no tiene lugar en un mundo que se esfuerza por cambiar hacia tecnologías de vertido cero.

Ya se está comenzando a tomar medidas en contra de este sistema de tratamiento de residuos. En concreto, Filipinas ha sido el primer país en el mundo en prohibir la incineración a escala nacional; una actuación que se ha conseguido principalmente gracias a la oposición pública a este sistema. El decreto de 1999 del *Philippine Clean Air* prohibió específicamente la incineración de residuos tóxicos y peligrosos, urbanos y hospitalarios; y recomendó el uso de técnicas alternativas (para residuos urbanos) y tecnologías de no-incineración como la reducción de residuos, la reutilización y el reciclaje. Este decreto establecía un periodo de eliminación progresiva de tres años para las incineradoras

de residuos hospitalarios, y durante este tiempo limitaba la incineración a los residuos infecciosos.

6.1 Problemas de la Incineración

6.1.1 Medio Ambiente y Salud

No importa lo moderna que sea una incineradora, estas plantas inevitablemente liberan emisiones al aire y producen residuos y cenizas que conducen a la contaminación del medio ambiente, y a la exposición potencial de animales y humanos a contaminantes tóxicos y peligrosos. Entre estos componentes se encuentran compuestos químicos orgánicos como las dioxinas bromadas y cloradas, PCBs y PCNs, metales pesados, dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno. Además, se emiten innumerables sustancias de toxicidad desconocida. Se ignora el impacto completo sobre la salud humana de la exposición a toda la mezcla de productos químicos. Sin embargo, los estudios indican que en los individuos que trabajan en incineradoras de residuos, o que viven cerca de estas instalaciones, ha aumentado la tasa de mortalidad, así como otras enfermedades y efectos que disminuyen la calidad de sus vidas. Más aún, un prestigioso equipo científico ha expresado recientemente una "sustancial" preocupación por los impactos en la salud de la liberación de dioxinas procedente de la incineración y por el bienestar de la población en general, a pesar de la puesta en vigor de los máximos controles tecnológicos disponibles (NRC 2000).

6.1.2 Economía

La economía de los tratamientos de residuos en general, y en particular de la incineración, es extremadamente compleja y queda fuera de los objetivos de este informe. Brevemente, la incineración es una tecnología de la era industrial previa y sólo es económicamente posible si muchos de sus costes se externalizan, normalmente a la población en general. Los controles de contaminación constituyen la mayor parte del coste, y aunque se utilice la tecnología disponible para reducir la emisión de sustancias tóxicas al aire, no se puede evitar la redistribución de estas sustancias en las cenizas.

Una tendencia reciente en incineradoras de RSU es generar electricidad a partir de la quema de residuos, que se debe considerar únicamente como un subproducto de la incineración y no como una contribución a la producción de energía sostenible. Las incineradoras son plantas productoras de energía ineficientes, normalmente tan sólo el 20% de la energía que se genera por medio de los residuos se captura. Murray (1999) ha descrito la incineración como ineficiente, tanto como opción de eliminación de residuos como de generación de energía, y no conduce a la

conservación de materiales sino a la destrucción, ni a la reducción de sustancias tóxicas y peligrosas sino a la generación.

En Reino Unido, se llegó a una situación en la que las empresas incineradoras hicieron que las autoridades locales firmaran contratos a largo plazo, para abastecer a las plantas de grandes cantidades de residuos por año. Estos contratos, que van en contra de políticas de prevención, reutilización y reciclaje, penalizan a las autoridades locales con multas, si se reduce la cantidad de residuos o se diversifican los programas de reutilización y reciclaje.

6.1.3 Sostenibilidad

La Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Noreste (la Convención de OSPAR, formada por la unión de las Convenciones iniciales de Oslo y París) comenzó a entrar en vigor en 1998, y su ámbito de actuación comprende los 15 estados de la Región del Atlántico Noreste y la Unión Europea. En la reunión de OSPAR que tuvo lugar en Sintra, en junio de 1998, los ministros de los países acordaron un claro compromiso para el cese de la liberación de sustancias tóxicas y peligrosas en el plazo de una generación (para el 2020). En esencia con este compromiso se tiene que lograr el objetivo de cese de descargas, emisiones y pérdidas de sustancias tóxicas y peligrosas (o los procesos que las generan) y la sustitución por sustancias alternativas; que en la práctica significa un cambio de las tecnologías sucias por alternativas de producción limpia y estrategias de emisión cero. Las incineradoras nunca se podrán considerar como una alternativa de producción limpia, ya que no pueden cumplir el objetivo de emisión cero. Esta antigua y sucia tecnología no está acorde con el desarrollo sostenible, ni con los compromisos políticos adoptados ya en Europa, y bajo las disposiciones del acuerdo de OSPAR, la incineración se puede clasificar como obsoleta.

6.2 Políticas Actuales de Tratamiento de Residuos de la Unión Europea

La política de residuos de la Unión Europea acepta que la jerarquía de tratamiento de residuos se establezca, en orden de prioridad, de la siguiente manera: prevención, reutilización, reciclaje, y tratamientos térmicos con recuperación de energía (Ej. incineración con recuperación de energía). A pesar de este consenso general, y la gran coherencia de esta jerarquía, la línea política que han adoptado individualmente los Estados miembros de la UE se centra principalmente en el depósito en vertederos y en la incineración. Los dos métodos de tratamiento de residuos


que ocasionan más daños ambientales y riesgos para la salud (Hens *et al.* 2000).

La adopción de una política de residuos que tenga como objetivo reducir los efectos en la salud debería poner más énfasis en la prevención y en la reutilización. La política actual de la Unión Europea no tiene en cuenta los datos de salud. Afortunadamente los datos disponibles sobre los efectos en la salud de los tratamientos de residuos, coinciden en los aspectos importantes con la jerarquía propuesta por la Unión Europea (Hens 2000). Por ejemplo, la prevención de residuos se considera el tratamiento más importante y también es el que menos efectos presenta en la salud (si no hay residuos no hay impacto), seguido de la reutilización y el reciclaje. A pesar de esto, la falta de consideración del medio ambiente y la salud humana se hace visible en la política de la Unión Europea. Las normativas que han entrado en vigor para la incineración en la Unión Europea en conjunto, con los límites nacionales en cada caso, están basadas en lo que es técnicamente posible y no en los datos que garantizan la protección del medio ambiente y la salud.

Aunque el límite de las emisiones establecido en la nueva directiva ha tenido como resultado el cierre de algunas viejas incineradoras en los países europeos, las políticas en sí están ya fuera de los acuerdos de OSPAR para la eliminación progresiva de la liberación de todas las sustancias tóxicas y peligrosas. La directiva de la UE está basada en la concepción de que se pueden aceptar pequeñas liberaciones de sustancias tóxicas y peligrosas. Este principio básico convencional (aunque mal dirigido) propone que las sustancias químicas pueden ser tratadas a niveles "seguros" en el medio ambiente. Sin embargo, se conoce, y es una opinión científica, que no hay niveles "seguros" para el medio ambiente para muchas sustancias químicas contaminantes como las dioxinas, u otras sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas y con propiedades de disrupción hormonal. Además, este principio se está comenzando a abandonar en los círculos políticos. Por ejemplo, con relación a la incineración, el ministro de medio ambiente de Reino Unido, Mr. Michael Meacher, recientemente reconoció la frivolidad de esta afirmación cuando declaró:

Q440... " repito que las emisiones de una incineradora son cancerígenas. Sabemos científicamente que no hay niveles seguros por debajo de los cuales se pueden permitir estas emisiones" (Citado en Howard 2000).

A pesar del compromiso de la convención de OSPAR para el cese de todas las sustancias químicas y peligrosas para el



2020, continúa la tendencia reciente de construir nuevas incineradoras en el Reino Unido y otros países de la UE.

6.3 El Camino a Seguir: La Adopción del Principio de Precaución y la Estrategia de Emisión Cero.

6.3.1 Adopción del Principio de Precaución

El principio de precaución reconoce que, si se quiere minimizar y revertir la degradación ambiental, la precaución y la prevención deben dirigir los principios políticos. Este principio no requiere que los defensores del medio ambiente aporten pruebas concluyentes de los impactos que se pueden ocasionar, sino por el contrario, que los presuntos contaminadores demuestren que no existe ninguna probabilidad de daño. El principio de precaución está ganando aceptación como fundamento para las estrategias de protección del medio ambiente y salud humana (Stairs y Johnston 1991).

La normativa actual para incineradoras no está basada en este principio, por el contrario establece límites de descarga de sustancias químicas al medio ambiente que designan como "seguros". En el sistema actual es necesario demostrar primero que existen impactos en la salud, para luego intentar paliar la causa del problema (Nicolopoulou-Stamati *et al.* 2000). Si nos basamos en el conocimiento que se ha obtenido a lo largo de las últimas décadas sobre los efectos tóxicos de muchos contaminantes químicos ambientales, un punto de vista más legítimo sería que "las sustancias químicas deberían considerarse como peligrosas hasta que se demuestre lo contrario".

Los estudios sobre incineración indican asociaciones entre los efectos adversos en la salud y residir cerca de incineradoras o trabajar en ellas. Estos estudios son señales de aviso ante las que el gobierno debería reaccionar, y comenzar a tomar decisiones en las que se pusiera en vigor el principio de precaución. Existen ya evidencias suficientes de contaminación ambiental y de efectos en la salud humana que justifican la eliminación progresiva de la incineración. Esperar las consecuencias de una nueva generación de incineradoras, consideradas como tecnología sucia, sería una muestra más de la indiferencia ante la salud humana y el medio ambiente.

6.3.2 Adopción del Vertido Cero

El objetivo de "vertido cero" significa detener las emisiones al medio ambiente de todas las sustancias tóxicas y peligrosas. Aunque algunas veces se discute su simplicidad, o incluso la imposibilidad para que se lleve a cabo,

representa una meta en la que la normativa se puede considerar como un apoyo imprescindible para alcanzarlo (Sprague 1991).

El vertido cero necesita la adopción de técnicas de producción limpia, tanto en industria como en agricultura, y resulta esencial que este cambio este respaldado por incentivos fiscales y legislación.

El principio de producción limpia ha sido aprobado ya por el Consejo de Gobierno del PNUMA y goza cada vez de más reconocimiento en el foro internacional. Por ejemplo, el objetivo de eliminar todas las sustancias tóxicas y peligrosas en el plazo de una generación adoptado por OSPAR en 1998, necesita la adopción de tecnología de producción limpia en una estrategia de vertido cero.

En términos de estrategias de tratamiento de residuos, la incineración es una tecnología sucia que nunca podrá cumplir este criterio. El camino en línea con una estrategia de descarga cero, y hacia la sostenibilidad, se basa en la prevención, reutilización y reciclaje. En otras palabras, la adopción del conocido principio "REDUCE, REUTILIZA Y RECICLA".

6.3.3 Puesta en vigor de REDUCE, REUTILIZA Y RECICLA

Vivimos en un mundo en el que a los recursos que se emplean en agricultura y en industria no se les otorga su verdadero valor. En parte, esto ha llevado a la creación, en particular en países industrializados, de una "sociedad del desecho" en la que se tiran enormes cantidades de residuos, entre los que se incluyen "residuos que se pueden evitar". Esta situación necesita cambiar con urgencia, de forma que la cantidad de residuos que se producen, tanto industriales como domésticos, se reduzcan drásticamente.

El camino para alcanzar esta reducción incluye el uso de instrumentos económicos y tasas medioambientales. La utilización de estas medidas está apoyada por la Unión Europea y ya se están aplicando impuestos medioambientales en varios países europeos (Steenwegen 2000). Sin embargo, se requieren más acciones para estimular el cambio necesario para que la reducción de residuos se haga realidad.

Los niveles actuales de reciclaje en los países europeos varían considerablemente. Por ejemplo, Los Países Bajos reciclaron el 46% de los residuos urbanos, mientras que en Reino Unido tan sólo el 8%. La reutilización intensiva y los programas de reciclaje deberían alcanzar un 80% de los residuos urbanos. Se reconoce que las medidas fiscales juegan un papel

considerable para incentivar los programas de reutilización y reciclaje, a la vez que desincentivan otras prácticas como incineración y vertederos (Steenwegen 2000).

El camino hacia la reducción, reutilización, reciclaje y la prevención de los impactos en la salud de los sistemas de gestión de residuos debería incluir las siguientes medidas:

- La eliminación de todas las formas de incineración industrial para el 2020, incluyendo la incineración de RSU. Esta medida está de acuerdo con el Convenio de OSPAR para la eliminación de las emisiones de todas las sustancias tóxicas y peligrosas para el año 2020.
- Mecanismos legales y de financiación que refuercen la reutilización de envases y embalajes, y de productos como ordenadores o componentes electrónicos.
- La utilización de mecanismos financieros (como impuestos a vertederos) que se destinen a la inversión en la infraestructura que se requiere para que el reciclaje sea efectivo.
- Estimular el mercado de materiales reciclados, mediante requisitos legales que obliguen a utilizar cantidades específicas en envases, embalajes y productos apropiados.
- Aquellos materiales que no se puedan reciclar de forma segura o compostar al final de su periodo de vida útil (por ejemplo el PVC), deberían eliminarse y sustituirse por materiales más sostenibles.
- A corto plazo, se debería evitar, con un coste para el fabricante, que entren a formar parte de los residuos aquellos materiales y productos que impliquen la formación de sustancias tóxicas y peligrosas en incineradoras. En estos productos se incluirían equipos electrónicos, metales y productos que contienen metales (como las pilas, los fluorescentes) y el plástico PVC (suelos, cableado, embalaje, marcos de ventanas, etc).

y de forma más general:

- El desarrollo de tecnologías de producción limpia que sean más eficientes en términos de utilización de energía y materiales, que fabriquen productos limpios con menos residuos y que, en último término diseñen procesos cíclicos en los que los residuos se conviertan en recursos, para así satisfacer las necesidades de la sociedad de una manera más equitativa y sostenible.
- Una total puesta en práctica del Principio de Precaución, de forma que los problemas se puedan evitar antes de que ocurran. El continuo desarrollo de investigaciones científicas tiene un papel fundamental en la identificación

de problemas potenciales y soluciones. Debemos estar preparados para hacer efectivo el Principio de Precaución, para prevenir la contaminación y degradación ambiental, a pesar de las incertidumbres que inevitablemente van asociadas a la determinación de los impactos de la incineración en el medio ambiente y la salud.



7. REFERENCIAS

- Aelvoet W., Nelen V., Schoeters G., Vanoverloop J., Wallijn E., Vlietinck R. (1998). Risico op gezondheidsschade bij kinderen van de Neerlandwijk to Wilrijk, Studie uitgevoerd in opdracht van de Neerlandwijk to Wilrijk, Gezondheidsbeleid, Document 1998/TOX/R/030. (in Dutch). (Cited in van Larebeke 2000).
- Alba N., Gasso S., Lacorte T. and Baldasano J. M. (1997). Characterization of municipal solid waste incineration residues from facilities with different air pollution control systems. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47: 1170-1179.
- Abad E., Caixach J. and Rivera J. (1997). Dioxin like compounds from MWI emissions: assessment of polychlorinated naphthalenes presence. *Organohalogen Compounds* 32: 403-406.
- Abad E. Caixach J. and Rivera J. (1999). Dioxin like compounds from MWI emissions: assesment of polychlorinated naphthalenes presence. *Chemosphere* 38 (1): 109-120.
- Abad E., Adrados M. A., Caixach J., Fabrellas B. and Rivera J. (2000). Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 40: 1143-1147.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F. J. P. Pfeiffer, W. C. and Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total environment* 175: 85-95.
- Alcock R., Gemmill R. and Jones K. (1998). An updated UK PCDD/F atmospheric emission inventory based on a recent emissions measurement programme. *Organohalogen Compounds* 36: 105-108.
- Allsopp M., Santillo D. and Johnston P. (1997). Poisoning the Future: Impact of Endocrine-Disrupting Chemicals on Wildlife and Human Health. Greenpeace International. ISBN 90-73361-40-0.
- Allsopp M., Santillo D., Johnston P. and Stringer R. (1999). The Tip of the Iceberg: State of Knowledge of Persistent Organic Pollutants in Europe and the Arctic. Greenpeace International. ISBN 90-73361-53-2.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- An H., Englehardt J., Fleming L. and Bean J. (1999). Occupational health and safety amongst municipal solid waste workers in Florida. *Waste Management Research* 17: 369-377.
- Angerer J., Heinzow D. O. Reimann W., Knorz W. and Lehnert G. (1992). Internal exposure to organic substances in a municipal waste incinerator. *Int. Arch. Occup. Environ. Impact Assess. Rev.* 8: 249-265. (Cited in NRC 2000).
- Ardevol E., Minguillon C., Garcia G., Serra M.E., Gonzalez C. A., Alvarez L., Eritja R. and Lafuente A. (1999). Environmental tobacco smoke interference in the assessment of the health impact of a municipal waste incinerator on children through urinary thioether assay. *Public Health* 113: 295-298.
- ATSDR (1993). Aency for Toxic Substances and Disease Registry. Study of Symptom and Disease Prevalence, Caldwell Systems, Inc. Hazardous Waste Incinerator, Caldwell County, North Carolina. Final Report. ATSDR/HS-93/29. U. S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, USA. (Cited in NRC 2000).
- ATSDR (1997). ATSDR 's toxicological profiles on CD-ROM. U. S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.
- Ayres J. G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38): 7-13.
- Ayres J. G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10 (eds.) R. E. Hester and R. M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Babone F., Bovenzi M., Cavallieri F. and Stanta G. (1994). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy. *Am. J. Epidemiol* 141: 1161-1169 (Cited in Biggeri et al. 1996).
- Bache C. A., Elfving D. C., Lisk D. J. (1992). Cadmium and lead concentration in foliage near a municipal refuse incinerator. *Chemosphere* 24 (4): 475-481.
- Bache C. A., Gutenmann W. H., Rutzke M, Chu G., Elfving D. C. and Lisk D. J. (1991). Concentration of metals in grasses in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 538-542.
- Baldassarri, L., Bocca, A., di Domenico, A., Fulgenzi, A. and Lacovella, N. (1994) GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. *Organohalogen Compounds* 20: 221-224.
- Bernard, A. M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research* 68: 91-95.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K. W. and Kettrup A. (2000). Influence of combustion conditions on the PCDD/F-, PCB-, PCBz and PAH-concentrations in the chamber of a waste incineration pilot plant. *Chemosphere* 40: 987-993.
- Biggeri A., Barbone F., Lagazio C., Bovenzi M. and Stanta G. (1996). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: Spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environmental Health Perspectives* 104 (7): 750-754.
- Born J. G. P (1996). Reduction of (dioxin)emissions by municipal solid waste incineration in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 27: 46-49.
- Brereton C. (1996). Municipal solid waste –incineration, air pollution control and ash management. *Resources, Conservation and Recycling* 16: 227-264.
- Bresnitz E. A., Roseman J., Becker D. and Gracely E. (1992). Morbidity among municipal waste incinerator workers. *American Journal of Industrial Medicine* 22: 363-378.
- Buchholz B. A. and Landsberger S. (1995). Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash. *Journal of Air and Waste Management Association* 45: 579-590.
- Buekens A. and Huang H. (1998). Comparative evaluation of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins/furans in municipal waste incineration. *Journal of Hazardous Materials* 62: 1-33.
- Carpi A., Weinstein L. H. and Ditz D. W (1994). Bioaccumulation of mercury by sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator. *Air and Waste* 44 (May): 669-672.
- Carpi A. (1997). Mercury from combustion sources: a review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 241-254.
- Chandler A. J., Eighthy T.T., Hartlen J., Hjelmor O., Kosson D. S., Sawell S. E., van der Sloot H. A. and Vehlow J. (1997). *Studies in Environmental Science* 67: Municipal solid waste incinerator residues. The International Ash Working Group (IAWG). Published by Elsevier 1997.
- Chang N-B., Wang H. P., Huang W. L. and Lin K. S. (1999). The assessment of reuse potential for municipal solid waste and refuse-derived fuel incineration ashes. *Resources, Conservation and Recycling* 25: 255-270.
- Collett R. S., Oduyemi K. and Lill D. E. (1998). An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator. *The Science of the Total Environment* 209: 157-167.
- COMEAP, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995). *Non-biological particles and health.* Department of Health, UK. London: HMSO.
- De Fre R. and Wevers M. (1998). Underestimation in dioxin inventories. *Organohalogen Compounds* 36: 17-20.
- DeMarini D. M., Shelton M. L. and Bell D. A. (1996). Mutation spectra of chemical fractions of a complex mixture: role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions. *Mutation Research* 349: 1-20.
- Demi E., Mangelsdorf I. And Greim H. (1996). Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 33 (10): 1941-1950.
- Dempsey C. R. and Oppelt E. T. (1993). Incineration of hazardous waste: a critical review update. *Air and Waste* 43: 25-73.
- DETR (2000). *Waste Strategy 2000, England and Wales, Part1, Part2.* Published by Stationary Office Ltd. ISBN 010 146 932 2.
- Diggle P. J. (1990). A point process modelling approach to raised incidence of a rare phenomenon in the vicinity of a prespecified point. *J. R. Stat. Soc A* 153: 349-362. (Cited in Elliot et al. 1992).
- DoE/WO (1995) *Making waste work: A strategy for sustainable waste management in England and Wales.* UK Department of the Environment White Paper, CM3040, The Stationery Office, London
- Domingo J. L., Granero S., Schuhmacher M., Llobet J. M., Sunderhauf W. and Muller L. (1998). Vegetation as a biomonitor of PCDD/PCDFs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 36: 157-160.
- EA (1997). Report on the operation of incinveration plant at the Coalite Chemical Works, Bolsover, Derbyshire, from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last operator Coalite Products Ltd by HM Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at Work Act, 1974. UK Environment Agency. HO-0/97-500-C-AZMI, 71pp
- EC (1998). Proposal for a Council Directive on the incineration of waste. Brussels, 07.10.1998.
- COM(1998)558final. 98/0289 (SYN). EC (1999). European Parliament and Council Directive on the incineration of waste. Brussels 12.07.1999.COM (1999)330final. 98/0289 (COD).
- EEA (1999). *Environment in the European Union at the turn of the century.*
- EEA (2000). *Dangerous Substances in Waste.* Prepared by: J. Schmid, A. Elser, R. Strobel, ABAG-itm, M. Crowe, EPA, Ireland. European Environment Agency, Copenhagen, 2000.

Eikman T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Envir Bull* 3: 244-249.

Elliot P, Eaton N., Shaddick G. and Carter R. (2000). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *British Journal of Cancer* 82 (5): 1103-1106.

Elliot P, Hills M., Beresford J., Kleinschmidt I., Jolley D., Pattenden S., Rodrigues L., Westlake A. and Rose G. (1992). Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *The Lancet* 339 (April 4): 854-858.

Elliot P, Shaddick G., Kleinschmidt I., Jolley D., Walls P., Beresford J. and Grundy C. (1996). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *British Journal of Cancer* 73: 702-710.

ENDS (1999). EC proposals on incineration may scupper several UK plants. *ENDS Report* 291, April: 38-39.

ENDS (2000a). Regulatory foul-ups contributed to Byker ash affair. *Environmental Data Services Report* 304 (May): 17-18.

ENDS (2000b). Agency reports decline in pollution around Welsh incinerator. *ENDS Report* 304, May: 19-20.

EPAQS, Expert Panel on Air Quality Standards, (1995). *Particulates*. Published by HMSO. ISBN 0 11 753199 5.
Fabrellas B., Sanz P., Abad E. and Rivera J. (1999). The Spanish dioxin inventory: Proposal and preliminary results from municipal waste incinerator emissions. *Organohalogen Compounds* 41: 491-494.

Falandysz J. and Rappe C. (1997). Specific pattern of tetrachloronaphthalenes in black cormorant. *Chemosphere* 35 (8): 1737-1746.

Falandysz, J., Strandberg, L., Bergqvist, P.-A., Strandberg, B. & Rappe, C. (1996). Chloronaphthalenes in stickleback *Gasterosteus aculeatus* from the southwestern part of the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 28: 446-451

Fangmark I., Stromberg B., Berge N. and Rappe C. (1994). Influence of postcombustion temperature profiles on the formation of PCDDs, PCDFs, PCBzs, and PCBs in a pilot incinerator. *Environmental Science and Technology* 28 (4): 624-629.

Feng Y. and Barratt R. (1999). Distributions of lead and cadmium in dust in the vicinity of sewage sludge incinerator. *J. Environ. Monit.* 1: 169-176.

Fiedler H. (1999). National and regional dioxin and furan inventories. *Organohalogen Compounds* 41: 473-476.

Fleming L. N., Abinteh H. N. and Inyang H. I. (1996). Leachant pH effects on the leachability of metals from fly ash. *Journal of Soil Contamination* 5 (1): 53-59.

Fomin A. and Hafner C. (1998). Evaluation of genotoxicity of emissions from municipal waste incinerators with *Tradescantia-micronucleus* bioassay (Trad-MCN). *Mutation Research* 414: 139-148.

Foxall C. D. and Lovett A. A. (1994). The relationship between soil PCB and PCDD/DF concentrations in the vicinity of a chemical waste incinerator in south Wales, UK. *Organohalogen Compounds* 20: 35-40.

Gass H. C., Jager E., Menke D. and Luder K. (1998). Long term study for minimization of the PCDD/PCDF – emissions of a municipal solid waste incinerator in Germany. *Organohalogen Compounds* 36: 175-178.

GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. *Organohalogen Compounds* 20: 221-224.

Gatrell A. C. and Lovett A. A. (1989). *Burning Questions: Incineration of wastes and implications for humans health*. Paper presented at the Institute of British Geographers Annual Conference, Coventry Polytechnic, Jan 5th 1989.

Gonzalez, C., Kogevinas, M., Gadea, E., Huici, A., Bosch, A., Bleda, M., Papke, O., 2000. Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation. *Arch. Environ. Health* 55: 259-267.

Goyer, R. A. (1993). Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100: 177-187.

GRAAB (1996). *Tekniskt underlag dioxiner*, MU 96: 10.
Granero S., Domingo J. L., Schuhmacher M., Llobet J. M. and de Kok H. A. M. (1999). Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998. Part 1: Soil monitoring. *Organohalogen Compounds* 43: 143-146.

Gray E., Peat J., Mellis C., Harrington J., and Woolcock, A. (1994). Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children: Part I –Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions. *Aust. N.Z. J. Med.* 24: 168-175. (Cited in NRC 2000).

Greenpeace Austria (1999). *Waste incinerating plants in Austria*. Vienna, August 1999.

Greenpeace Nordic (1999). *Piles of Dioxin: Dioxin in ashes from waste incinerators in Sweden*. Greenpeace, Nordic, November 1999.

Greenpeace Nordic (2000). *Hot Air: Will Swedish Incinerators Satisfy the EU?*

Grochowalski A. (1998). PCDDs and PCDFs concentration in combustion gases and bottom ash from incineration of hospital wastes in Poland. *Chemosphere* 37 (9-12): 2279-2291.

Gustavsson P (1989). Mortality among workers at a municipal waste incinerator. *American Journal of Industrial Medicine* 15: 245-253.

Gustavsson P, Evanoff B. and Hogstedt C. (1993). Increased risk of esophageal cancer among workers exposed to combustion products. *Archives of Environmental Health* 48 (4): 243-245.

Gutenman W. H., Rutzke M., Elfving D. C. and Lisk D. J. (1992). Analysis of heavy metals in foliage near a modern refuse incinerator. *Chemosphere* 24 (12): 1905-1910.

Hansen E. (2000). *Substance flow analysis for dioxins in Denmark*. Environmental Project No. 570 2000. Miljøprojekt. (Danish Environmental Protection Agency).

Harada, M. (1997). Neurotoxicity of methylmercury: Minamata and the Amazon. In *Mineral and Metal Neurotoxicology*. Yasui, M., Strong, M. J., Ota, K. and Verity, M. A. [Eds.]. CRC Press Inc., ISBN 0849376645.

Heeb N. V., Dolezal I. S., Buhner T., Mattrel P. and Wolfensberger M. (1995). Distribution of halogenated phenols including mixed brominated and chlorinated phenols in municipal waste incineration flue gas. *Chemosphere* 31 (4): 3033-3041.

Hens L., Nicolopoulou-stamati P, Howard C. V., Lafere J. and Staats de Yanes (2000). Towards a precautionary approach for waste management supported by education and information technology. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates

Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C. V. Howard. Kluwer Academic Publishers.

Holdke B., Karmus W. and Kruse H. (1998). Body burden of PCB in whole human blood of 7-10 year old children living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. *Das Gesundheitswesen* 60 (8-9): 505-512. (Abstract only).

Howard C. V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C. V. Howard. Kluwer Academic Publishers.

Howard C. V. (2000b). Foreword. In: R. L. Maynard and C. V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.

Huang H. and Buekens A. (1995). On the mechanisms of dioxin formation in combustion processes. *Chemosphere* 31 (9): 4099-4117.

Hulster A. and Marschner H. (1992). Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and fodder crop plants. *Organohalogen Compounds* Jay K. and Stieglitz L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. *Chemosphere* 30 (7): 1249-1260.

Jefferson D. A. and Tilley E. E. M. (1999). The structural and physical chemistry of nanoparticles. In: R. L. Maynard and C. V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X. (Cited in Howard 2000).

Jimenez B., Eljarrat E., Hernandez L. M., Rivera J. and Gonzalez M. J. (1996). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. Chemometric comparison with other pollution sources and soils. *Chemosphere* 32 (7): 1327-1348.

Johnke B. and Stelzner E. (1992). Results of the German dioxin measurement programme at MSW incinerators. *Waste Management and Research* 10: 345-355.

Johnston P. A., Santillo D. and Stringer R. (1996). Risk assessment and reality: recognising the limitations. In: *Environmental Impact of Chemicals: Assessment and Control*. Quint M. D., Taylor D. and Purchase R. (eds.). Published by The Royal Society of Chemistry, special publication no. 176, ISBN 0-85404-795-6 (Chapter 16: 223-239).

Johnston P., Stringer R., Santillo D. and Howard V. (1998). Hazard, exposure and ecological risk assessment. In: *Environmental Management in Practice, Volume 1: Instruments for Environmental Management*. B. Nath, L. Hens, P. Compton and D. Devuyt (eds.). Publ. Routledge, London. ISBN 0-415-14906-1: pp. 169-187.

Kashima Y., Mitsuaki M., Kawano M., Ueda M., Tojo T., Takahashi G., Matsuda M., Anbe K., Doi R. and Wakimoto T. (1999). Characteristics of extractable organic halogens in ash samples from medical solid waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 41: 191-194.

Kawahaki I., Sase E., Tanaka M. and Sato T. (1998). Dioxin emissions from incinerators for sludge from night soil treatment plants. *Organohalogen Compounds* 36: 213-216.

- Kitamura K., Kikuchi Y., Watanabe S., Waechter G., Sakurai H. and Takada T. (2000). Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCBs (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *Journal of Epidemiology* 10 (4): 262-270.
- Knox E. G. (2000). Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *International Journal of Epidemiology* 29: 391-397.
- Knox E. G. and Gilman E. A. (1998). Migration patterns of children with cancer in Britain. *J. Epidemiol Community Health* 52: 716-726.
- Korzun E. A. and Heck H. H. (1990). Sources and fates of lead and cadmium in municipal solid waste. *Journal of Air and Waste Management Association* 40 (9): 1220-1226.
- Kurtio P., Pekkanen J., Alfthan G., Paunio M., Jaakkola J. J. K. and Heinonen O. P. (1998). Increased mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: A 10-year follow-up. *Archives of Environmental Health* 53 (2): 129-137.
- Leach J., Blanch A. and Bianchi A. C. (1999). Volatile organic compounds in an urban airborne environment adjacent to a municipal incinerator, waste collection centre and sewage treatment plant. *Atmospheric Environment* 33: 4309-4325.
- Lee H., Kim M., Choi S., Park J., Moon K. and Ghim Y.S. (1997). Quantification of chronic inhaled exposure induced by dioxin emissions from some municipal waste incinerator using Monte-Carlo simulation. *Organohalogen Compounds* 34: 74-78.
- Lee J.-T. and Shy C. M. (1999). Respiratory function as measured by peak expiratory flow rate and PM10 six communities study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9: 293-299.
- Legator M. S., Singleton C. R., Morris D. L. and Philips D. L. (1998). The health effects of living near cement kilns: a symptom survey in Midlothian, Texas. *Toxicology and Industrial Health* 14 (6): 829-842.
- Liem A., Hoogerbrugge, R., Kootstra, P., de Jong, A., Marsman, J., den Boer, A., den Hartog, R., Groenemeijer, G. and van't Klooster, H. (1990). Levels and patterns of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and metal reclamation plants in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 1: 567-570.
- Lloyd O. L., Lloyd M. M., Williams F. L. R. and Lawson A. (1988). Twinning in human populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators. *British Medical Journal* 45: 556-560.
- Lorber M., Pinsky P., Gehring P., Braverman C., Winters D. and Sovocool W. (1998). Relationship between dioxins in soil, air, ash and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins. *Chemosphere* 37 (9-12): 2173-2196.
- Ma X. F., Babish J. G., Scarlett J. M., Gutenmann W. H. and Lisk D. J. (1992). Mutagens in urine sampled repetitively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 37: 483-494.
- MAFF (1992). Third report of studies on dioxins in Derbyshire carried out by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Publ: Food Safety Directorate, 31pp.
- MAFF (1997a). Dioxins and PCBs in cows' milk from farms close to industrial sites: Rotherham 1997. Food Surveillance Information Sheet Number 133, Publ: Ministry of Agriculture Fisheries and Food, 4pp.
- MAFF (1997b). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Food Safety Directorate. Dioxins in cow's milk from farms close to industrial sites. Food surveillance information sheet number 100, January 1997, 11pp.
- Magagni A., Boschi G. and Schiavon I. (1991). Hospital waste incineration in a MSW combustor: chlorine, metals and dioxin mass balance. *Chemosphere* 23 (8-10): 1501-1506.
- Magagni A., Boschi G., Cocheo V. and Schiavon I. (1994). Fly ash produced by hospital and municipal solid waste incinerators: presence of PAH, PCB and toxic heavy metals. *Organohalogen Compounds* 20: 397-400.
- Malkin R., Brandt-Rauf P., Graziano J. and Parides M. (1992). Blood lead levels in incinerator workers. *Environmental Research* 59: 265-270.
- Mangialardi T., Piga L., Schena G. and Sirini P. (1998). Characteristics of MSW incinerator ash for use in concrete. *Environmental Engineering Science* 15 (4): 291-297.
- Marb C., Hentschel B., Vierle O., Thoma H., Dumler-Gradl R., Swerev M., Schädel S. and Fiedler H. (1997). PCDD/PCDF in bottom ashes from municipal solid waste incinerators in Barvaria, Germany. *Organohalogen Compounds* 32: 161-166.
- Marty M. A. (1993). Hazardous combustion products from municipal waste incineration. *Occupational Medicine* 8 (3): 603-619.
- Mayer J., Rentschler W. and Sczech J. (1999). Long-term monitoring of dioxin emissions of a hazardous waste incinerator during lowered incineration temperature. *Organohalogen Compounds* 41: 239-242.
- McGregor D. B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J. M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl. 2): 755-760.
- Meeter P., Siebert P. C., Warwick R. O., Canter D. A. and Weston R. F. (1997). Dioxin emissions from soil burning incinerators. *Organohalogen Compounds* 32: 441-443.
- Meneses M., Schuhmacher M., Granero S., Llobet J. M. and Domingo J. L. (1999). The use of Monte Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 44: 453-456.
- Michelozzi P., Fusco D., Forastiere F., Ancona C., Dellorco V. and Perucci C. A. (1998). Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occupational and Environmental Medicine* 55 (9): 611-615.
- Mitchell D. J., Wild S. R. and Jones K. C. (1992). Arrested municipal solid waste incinerator fly ash as a source of heavy metals to the UK environment. *Environmental Pollution* 76: 79-84.
- Miyata H., Aozasa O., Mase Y., Ohta S., Khono S. and Asada S. (1994). Estimated annual emission of PCDDs, PCDFs and non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs from flue gas from urban waste incinerators in Japan. *Chemosphere* 29 (9-11): 2097-2105.
- Miyata H., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa O. and Ohta S. (1998). Contamination levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in blood samples collected from residents in high cancer-causing area close to batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 38: 143-146.
- Mocarelli P., Gerthoux P.M., Ferrai E., Patterson D. G., Keszak S. M., Brambilla P., Vincoli N., Signerini S., Tramacere P., Carreri V., Sampson E. J., Turner W. E. and Needham L. L. (2000). Paternal concentrations of dioxin and sex ratio of offspring. *The Lancet* 355: 1858-1863.
- Moller H. (1996). Change in male: female ratio among newborn infants in Denmark. *The Lancet* 348: 828-829.
- Murray R. (1999). *Creating Wealth from Waste*, 171pp. ISBN 1 898309 07 8.
- National Research Council (2000). *Waste Incineration & Public Health*. ISBN 0-309-06371-X, Washington, D. C.: National Academy Press. Newhook, R. & Meek, M. E. (1994). Hexachlorobenzene: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews-Journal of Environmental Science and Health, Part C* 12(2): 345-360.
- Nicolopoulou-Stamati P., Howard C. V., Parkes M. and Hens L. (2000). Introductory Chapter: Awareness of the health impacts of waste management. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C. V. Howard. Kluwer Academic Publishers: pp2-25.
- NIOSH (1995). (National Institute for Occupational Safety and Health). 1995. NIOSH Health Hazard Evaluation Report. HETA 90-0329-2482. New York City Department of Sanitation, New York. U. S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centres for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. (Cited in NRC 2000).
- Nito S. and Takeshita R. (1996). Identification of phenolic compounds in fly ash from municipal waste incineration by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 33 (11): 2239-2253.
- Nito S. and Ishizaki S. (1997). Identification of azaarenes and other basic compounds in fly ash from municipal waste incinerator by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 35 (8): 1755-1772.
- Nouwen J., Cornelis C., De Fre R. and Geuzens P. (1999). Health risk assessment of dioxin exposure: The Neerland-Wijk (Wilrijk, Belgium). *Organohalogen Compounds* 44: 485-487.
- Ohta S., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa, O. and Miyata H. and Tanahashi M. (1997). Levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in soil collected from high cancer-causing area close to Batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 32: 155-160.
- Oppelt E. T. (1990). Air emissions from the incineration of hazardous waste. *Toxicology and Industrial Health* 6 (5): 23-51.
- Osius, N. and Karmaus, W., (1998). Thyroid hormone level in children in the area of a toxic waste incinerator in South Essen. *Gesundheitswesen* 60: 107-112. (Abstract only).
- Osius N., Karmaus W., Kruse H., Witten, J. (1999). Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children. *Environ. Health Persp.* 107: 843-849.
- Papke O., Ball M. and Lis A. (1993). Potential occupational exposure of municipal waste incinerator workers with PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 9: 169-172.
- Papke O., Ball M., Menzel H. M., Murzen R., Türcer E. and Bolm-Audorf U. (1994). Occupational exposure of chemical waste incinerators workers to PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 21: 105-110.



- Pastorelli G., De Lauretis R., De Stefanis P., Morselli L. and Viviano G. (1999). PCDD/PCDF from municipal solid waste incinerators in Italy: an inventory of air emissions. *Organohalogen Compounds* 41: 495-498.
- Pettis J. (1992). Incineration risk perceptions and public concern: experience in the U. K. improving risk communication. *Waste Management and Research* 10: 169-182.
- Pietro P. and Giuliana D. V. (1999). Atmospheric emissions of PCDD/PCDFs from the municipal solid waste incinerator of Fusina (Venice). *Organohalogen Compounds* 40: 469-472.
- Pilsipanen W. H., Czuczwa J. M. and Sobeih I. M. (1992). Work area air monitoring for chlorinated dioxins and furans at a municipal waste power boiler facility. *Environmental Science and Technology* 26: 1841-1843.
- Pluss A. and Ferrell R. E. Jr. (1991). Characterization of lead and other heavy metals in fly ash from municipal waste incinerators. *Hazardous Waste and Hazardous Waste Materials* 8 (4): 275-292.
- QUARG (1996). Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG), May. ISBN 0 9520771 3 2.
- Ramos L., Eljarrat E., Hernandez L. M., Alonso L., Rivera J., and Gonzalez M. J. (1997). Levels of PCDDs and PCDFs in farm cow 's milk located near potential contaminant sources in Asturias (Spain). Comparison with levels found in control, rural farms and commercial pasteurized cow 's milks. *Chemosphere* 35 (10): 2167-2179.
- Rapiti E., Sperati A., Fano V., Dell 'Orco V. and Forastiere F. (1997). Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *American Journal of Industrial Medicine* 31: 659-661.
- Roffman A. and Roffman H. K. (1991). Air emissions from municipal waste combustion and their environmental effects. *The Science of the Total Environment* 104: 87-96.
- Rowat S. C. (1999). Incinerator toxic emissions: a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. *Medical Hypotheses* 52 (5): 389-396.
- Ruokojärvi P., Ruuskanen J., Ettala M., Rahkonen P. and Tarhanen J. (1995). Formation of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated organic compounds in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 31 (8): 3899-3908.
- Rydhstroem H. (1998). No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990. *Environmental Research*, 76: 27-31.
- Sakai S., Hiraoka M., Takeda N. and Shiozaki K. (1996). Behaviour of coplanar PCBs and PCNs in oxidative conditions of municipal waste incineration. *Chemosphere* 32 (1): 79-88.
- Sandalls, F. J., Berryman, R. J., Bennett, S. L. & Ambidge, P. F. (1997). Investigations into the emissions of dioxins and furans from the Coalite works, near Bolsover, Derbyshire. Publ: UK Environment Agency, report no. HO/9/97-500-C-AZMK, 21pp.
- Sawell S. E., Chandler A. J., Eighmy T. T., Hartlen J., Hjelmar O., Kosson D., Van der Sloot H. A. and Vehlow J. (1995). An international perspective on the characterisation and management of residues from MSW incinerators. *Biomass and Bioenergy* 9 (1-5): 377-386.
- Scarlett J. M., Babish J. G., Blue J. T., Voekler W. E. and Lisk D. J. (1990). Urinary mutagens in municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *J. Toxicol. Environ. Health* 31: 11-27. (Cited in Ma et al. 1992).
- Schechter A. (1994). Exposure Assessment: Measurement of dioxins and related chemicals in human tissues. In: *Dioxins and Health*. (pp449-477). Plenum Press, New York, ISBN 0-306-44785-1.
- Schechter A., Miyata H., Ohta S., Aozasa O., Nakao T. and Masuda Y. (1999). Chloracne and elevated dioxin and dibenzofuran levels in the blood of two Japanese MSW incinerator workers and of the wife of one worker. *Organohalogen Compounds* 44: 247-250.
- Schechter A. J., Malkin R., Papke O., Ball M. and Brandt-Rauf P. W. (1991). Dioxin levels in blood of municipal incinerator workers. *Med Sci Res.* 19: 331-332.
- Schmid P. and Schlatter Ch. (1992). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in cow 's milk from Switzerland. *Chemosphere* 24 (8): 1013-1030.
- Schneider M., Stieglitz L., Will R. and Zwick G. (1998). Formation of polychlorinated naphthalenes on fly ash. *Chemosphere* 37 (9-12): 2055-2070.
- Schreiber R. J. and Evans J. J. (1994). Dioxin emission results from recent testing at cement kilns. *Organohalogen Compounds* 20: 373-376.
- Schuhmacher M., Domingo J. L., Granero S., Llobet J. M., Eljarrat E. and Rivera J. (1999a). Soil monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: Temporal variation of PCDD/Fs. *Chemosphere* 39 (3): 419-429.
- Schuhmacher M., Domingo J. L., Llobet J. M., Muller L. and Jager J. (1997a). Levels of PCDDs and PCDFs in grasses and weeds collected near a municipal solid waste incinerator. *The Science of the Total Environment* 201: 53-62.
- Schuhmacher M., Granero S., Domingo J. L., Llobet J. M. and de Kok H.A.M. (1999b). Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998. Part II: Vegetation monitoring. *Organohalogen Compounds* 43: 123-126.
- Schuhmacher M., Granero S., Xifro A., Domingo J. L., Rivera J. and Eljarrat E. (1998). Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere* 37 (9-12): 2127-2137.
- Schuhmacher M., Meneses M., Granero S., Llobet J.M. and Domingo J.L. (1997b). Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59: 861-867.
- Paul, Minnesota. *Archives of Environmental Health* 49 (5): 366-374. Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1): 185-194.
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *American Review of Respiratory Diseases* 147: 826-831.
- Schwind, K., H., Hosseinpour, J., (1988) Brominated/chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Part 1: Brominated/chlorinated and brominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 17 (9): 1875-1884.
- Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345: 176-178.
- Shane B.S., Gutenmann W. H. and Lisk D. J. (1993). Variability over time in the mutagenicity of ashes from municipal solid-waste incinerators. *Mutation Research* 301: 39-43.
- Shin D., Yang W., Choi J., Choi S. and Jang Y. S. (1998). The effects of operation conditions on PCDD/Fs emission in municipal solid waste incinerators: stack gas measurement and evaluation of operating conditions. *Organohalogen Compounds* 36: 143-146.
- Shy C. M., Degnan D., Fox D. L., Mukerjee S., Hazucha M. J., Boehlecke B. A., Rothenbacher D., Briggs P. M., Devlin R. B., Wallace D. D., Stevens R. K. and Bromber P. A. (1995). Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiology study of six communities. *Environmental Health Perspectives* 103: 714-724.
- Sinkkonen S., Paasivirta J., Koistinen J. and Tarhanen J. (1991). Tetra- and pentachlorodibenzothiophenes are formed in waste combustion. *Chemosphere* 23 (5): 583-587.
- Sprague J. B. (1991). Environmentally desirable approaches for regulating effluents from pulp mills. *Wat. Sci. Technol.* 24: 361-371.
- Stairs K. C. and Johnston P. (1991). The precautionary action approach to environmental protection. *Environ. Poll 1-ICEP* 1: 473-479.
- Startin J. R., Wright C., Kelly M. and Charlesworth E. A. (1994). Dioxin concentrations in the blood of individuals resident on farms near Bolsover, UK. *Organohalogen Compounds* 21: 117-120.
- Steenwegen C. (2000). Can Ecological taxes play a role in diminishing the health impacts of waste management? In: *Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Stieglitz L., Hell K., Matthys K., Rivet F. and Buekens A. (1999). Dioxin studies on a MSW-incinerator. *Organohalogen Compounds* 41: 117-120.
- Sunyer J., Saez M., Murillo C., Castellsague J., Martinez F., Anto J.M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *American Journal of Epidemiology* 137 (7): 701-705.
- Swedish EPA (1998). Persistent Organic Pollutants: A Swedish Way of an International Problem. ISBN 91-620-1189-8.
- Takasuga, T., Inoue, T., Ohi, E. & Ireland, P. (1994) Development of an all congener specific, HRGC/HRMS analytical method for polychlorinated naphthalenes in environmental samples. *Organohalogen Compounds* 19: 177-182
- ten Tusscher G. W., Stam G. A. and Koppe J. G. (2000). Open chemical combustions resulting in a local increased incidence of orofacial clefts. *Chemosphere* 40: 1263-1270.
- Thompson L. J., Ebel J. G. Jr., Manzell K. L., Rutzke M., Gutenmann W. H. and Lisk D. J. (1995). Analytical survey of elements in veterinary college incinerator ashes. *Chemosphere* 30 (4): 807-811.
- UK Environment Agency (1997). Report on the operation of incineration plant at the Coalite Chemical Works, Bolsover, Derbyshire, from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last operator Coalite Products Ltd by H. M. Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at work act 1974. Publ: UK Environment Agency, report no. HO/9/97-500-C-AZMI, 71pp.
- USEPA (2000). Exposure and Health Reassessment of 2, 3, 7, 8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part 1, Volume 3, Chapter 3, p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae, March/May 2000.

- USEPA (1997) Estimating Air Emissions from Sources of Dioxins and Furans. Publ. United States Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards, Office of Air And Radiation, 1997 Report Number EPA-454/R-97-003, Research Triangle Park, North Carolina.
- Valerio F., Pala M., Piccardo M. T., Lazzarotto A., Balducci D and Brescianini C. (1995). Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas. *The Science of the Total Environment* 172: 57-63.
- Van Birgelen, A. P. J. M. (1998). Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives* 106(11): 683-688.
- Van den Hazel P and Frankort P. (1996). Dioxin concentrations in the blood of residents and workers at a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 30: 119-121.
- Van Doorn R., Leijdekkers CH-M., Bos R. P., Brouns R. M. E. and Henderson P. TH. (1981). Enhanced excretion of thioethers in urine of operators of chemical waste incinerators. *British Journal of Industrial Medicine* 38: 187-190.
- Van Larebeke N. (2000). Health effects of a household waste incinerator near Wilrijk, Belgium. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C. V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Van Velzen D. and Langenkamp H. (1996). Antimony (Sb) in urban and industrial waste and in waste incineration. European Commission EUR 16435 EN.
- Verschaeve L. and Schoeters G. (1998). Cytogenetisch populatieonderzoek: commentaren bij het cytogenetisch onderzoek van kinderen in de Neerlandwijk, VITO report 1998/R/TOX/045, Mol, Belgium. (In Dutch). (Cited in van Larebeke 2000).
- Viel J.-F., Arveux P., Baverel J. and Cahn J. -Y., 2000. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am. J. Epidem.* 152: 13-19.
- Villalobos S. A., Anderson M. J., Denison M. S., Hinton D. E., Tullis K., Kennedy I. M., Jones A. D., Chang D. P. Y., Yang G. and Kelly P. (1996). Dioxinlike properties of a trichloroethylene combustion-generated aerosol.
- Wang J., Hsiue T., and Chen H. (1992). Bronchial responsiveness in an area of air pollution resulting from wire reclamation. *Arch. Dis. Child.* 67: 488-490. (Cited in National Research Council 2000).
- Weber, L. W. D. and Greim, H. (1997) The toxicity of brominated and mixed-halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans: An overview. *Journal of Toxicology and Environmental Health.* 50: 195-215
- Webster T. and Connet P. (1990). Risk Assessment: A public health hazard? *Journal of Pesticide Reform* 10 (1): 26-31.
- Webster T. and Connett P. (1998). Dioxin emission inventories and trends: the importance of large point sources. *Chemosphere* 37 (9-12): 2105-2118.
- Wikstrom E. (1999). The role of chlorine during waste combustion. Department of chemistry, Environmental Chemistry, Umea University).
- Wikstrom E. Persson A. and Marklund S. (1998). Secondary formation of PCDDs, PCDFs, PCBs, PCBz, PCPhs and PAHs during MSW combustion. *Organohalogen Compounds* 36: 65-68.
- Wilken M., Boske J., Jager J. and Zeschmar-Lahl B. (1993) PCDD/F, PCB, chlorbenzene and chlorophenol emissions of a municipal solid waste incinerator plant (MSWI)-variation within a five day routine performance and influence of Mg(OH)₂-addition. *Organochlogen Compounds*: 241
- Williams F. L. R., Lawson A. B. and Lloyd O. L. (1992). Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping. *International Journal of Epidemiology* 21 (2): 311-319.
- Williams P.T. (1990). A review of pollution from waste incineration. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management* 4 (1): 2634.
- World Bank (1999). The International Bank for Reconstruction and Development/THE WORLD BANK. "What a Waste: Solid Waste Management in Asia, " Urban Development Sector Unit, East Asia and Pacific Region, Washington, D. C., June 1999.
- Wrbitzky R., Goen T., Letzel S. and Frank F. (1995). Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances. *Int Arch Occup Environ Health* 68: 13-21.
- Yamamura K., Ikeguchi T. and Uehara H. (1999). Study on the emissions of dioxins from various industrial waste incinerators. *Organohalogen Compounds* 41: 287-292.
- Yasuda K. and Takahashi M. (1998). The emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from municipal solid waste incinerators during the combustion cycle. *Journal of Air and Waste Management.* 48: 441-447.
- Zanini E., and Bonifacio E. (1991). Lead pollution of soils from a continuous point source: A case study in Italy. *J. Environ. Sci. Health A26* (5): 777-796.
- Zmirou D., Parent B., Potelon J.-L. (1984). Etude epidemiologique des effets sur la sante des rejets atmospheriques d'une usine d'incineration de dechets industriels et menagers. *Rev. Epidem. et Sante Publ.* 32: 391-397. (in French). (Cited in Hens et al. 2000, Rowat 1999, Marty 1993).



ANEXO A

EFECTOS EN LA SALUD DE LOS CONTAMINANTES RESULTANTES DE LA INCINERACIÓN

1. Partículas

1.1 Introducción

La vida animal y vegetal ha evolucionado con la presencia en el aire de partículas de materia (Howard 2000). El origen de estas partículas puede ser natural procedente del viento que arrastra las partículas de suelo, del polvo originado por las erupciones volcánicas, de las partículas de sal marina arrojadas al aire por la ruptura de las olas, de las esporas procedentes de los hongos y de los granos de polen de las plantas; su tamaño varía desde las más grandes, visibles al ojo humano, a las microscópicas que se miden en micrómetros (μm). Las partículas más finas tienden a permanecer en el aire por largos periodos de tiempo mientras que las más gruesas, como las de suelo y pólenes tienden a caer rápidamente. En general las partículas que se generan en la naturaleza son mayores de $20\mu\text{m}$ (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995).

El sistema respiratorio humano se ha adaptado para convivir con las partículas aéreas que se producen de forma natural, el revestimiento muco-ciliar (mucosa y pelos finos) funciona como protector en las regiones más profundas de los pulmones. Las partículas finas menores de $10\mu\text{m}$ también se originan de manera natural, principalmente a partir de la sal marina resuspendida, aunque no representan ningún peligro para la salud, ya que si se inhalan el organismo las absorbe (Howard 2000).

Las partículas se originan también como consecuencia de las actividades humanas. Cuando el hombre comenzó a utilizar el fuego, empezó a exponerse a partículas finas insolubles, menores de $10\mu\text{m}$ (Howard 2000). Sin embargo esta exposición ha aumentado de forma significativa en la sociedad industrializada, debido al gran incremento de los procesos de combustión industrial alrededor del mundo.

La mayor fuente de partículas producidas por el hombre procede de procesos de combustión como la incineración de residuos, la quema del carbón y de los vehículos, y en menor cantidad de los procesos metalúrgicos y otros procesos industriales. Además de las partículas que se emiten directamente a la atmósfera, también denominadas partículas primarias, algunos gases contaminantes que se liberan de los procesos de combustión, como el dióxido de azufre y el dióxido de nitrógeno, en el aire experimentan reacciones químicas en las que se forman las partículas secundarias, que son principalmente: sulfato de amonio y nitrato de amonio. Estas partículas secundarias pueden presentar una amplia variedad de otros compuestos tóxicos orgánicos que se adsorben en su superficie como los PAHs

(QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995). Las partículas que se generan como consecuencia de las actividades humanas son generalmente finas (menores de $10\mu\text{m}$) e incluso partículas más pequeñas, ultrafinas (menores de $0.05\mu\text{m}$, Ej. 50 nanómetros [nm]). Existen muchas evidencias científicas que indican que las partículas menores de $10\mu\text{m}$ ocasionan efectos adversos en la salud humana. Los datos más recientes sugieren que las principales causas de los impactos en la salud son el número de partículas ultrafinas y posiblemente su composición química (QUARG 1996, Seaton *et al.* 1995). Las partículas ultrafinas pueden ser de naturaleza ácida y producir irritaciones en los pulmones, también pueden transportar sustancias tóxicas en su superficie como los materiales orgánicos halogenados que incluyen dioxinas, metales y PAHs (COMEAP 1995).

El sistema respiratorio posee mecanismos para expeler las partículas y así proteger las regiones más profundas de los pulmones. Las partículas que se producen de forma natural tienen un tamaño de 2.5 a $10\mu\text{m}$ o superior, y aunque todas las partículas por debajo de $10\mu\text{m}$ pueden alcanzar las partes más profundas de los pulmones, en general el tamaño entre 2.5 y $10\mu\text{m}$ se deposita en la zona superior, desde donde se pueden expulsar de manera eficaz; tan sólo una fracción de partículas que se producen en la naturaleza se depositará en las regiones más profundas de los pulmones, donde los mecanismos para limpiarlas son menos eficientes. Por el contrario, las partículas procedentes de los procesos de combustión industrial son menores de $2.5\mu\text{m}$, por lo que producen los impactos más significativos en la salud.

Aunque en la era preindustrial existían niveles de partículas, procedentes de la naturaleza y de los procesos de combustión, no eran tan elevados como en la actualidad. Estudios recientes en Reino Unido estimaron que las partículas primarias y secundarias, derivadas de la industria, constituyen una tercera parte del total de la carga PM10 en el aire, el resto proviene del aerosol marino (ver Howard 2000). Las diferencias en los niveles de partículas en el aire están claramente influidas por las fuentes locales. Por ejemplo, un estudio en la ciudad de Birmingham, Reino Unido, mostró que el número de partículas presentes en el aire de la ciudad variaba entre 1.000 y 100.000 partículas por cm^3 y crecía influido por el tráfico cercano. El aire menos contaminado era el que estaba por encima del Océano Atlántico Norte que contenía unas 200 partículas por cm^3 (QUARG 1996, Seaton 1995).

Debido a que el tamaño de las partículas presenta una relación directa con los impactos en la salud, las mediciones que se han efectuado en años recientes han cuantificado las partículas en



la atmósfera de acuerdo con el tamaño. La medida que se utiliza con más frecuencia es el PM10, que estima la masa de las partículas en el aire con un diámetro menor de 10µm. El PM10 refleja el tamaño de las partículas que se considera que se depositan con mayor probabilidad en los pulmones, y se ha utilizado para cuantificar la concentración de partículas en muchos estudios sobre impactos en la salud de la contaminación del aire por partículas.

1.2 Efectos en la salud de las partículas

De 1930 a 1950 se produjeron una serie de desastres severos relacionados con la contaminación atmosférica en ciudades industrializadas como Londres, Meuse Valley, Bélgica, y Donora, Pensilvania. Las nieblas densas ocasionadas por la contaminación de partículas y dióxido de azufre procedentes de la combustión del carbón, tuvieron como consecuencia aumentos sustanciales en la tasa de mortalidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares. Estos incidentes probaron que los altos niveles de contaminación del aire por partículas en niebla, ocasionan incrementos en las tasas de mortalidad diarias (ver Schwartz 1994a). Aunque a partir de la década de los 60 estas situaciones llegaron a formar parte del pasado en países industrializados, debido a los cambios en el tipo de combustible y a un mejor control de la polución, la naturaleza de la contaminación del aire también ha cambiado como resultado del incremento de las emisiones de los vehículos. Desde mediados de los ochenta, se han llevado a cabo muchas investigaciones para determinar si los bajos niveles de partículas y otros contaminantes, a los que las poblaciones están expuestas en nuestros días, también causan un incremento en las tasas de mortalidad y morbilidad. Se ha demostrado en muchos estudios de epidemiología humana, que la contaminación por partículas se relaciona con enfermedades respiratorias y con un incremento de mortalidad prematura, debido a enfermedades respiratorias y del corazón (ver Pope *et al.* 1995a).

Estudios sobre fluctuaciones a corto plazo en el nivel de contaminación atmosférica en una región y la tasa de mortalidad diaria, revelan ligeras elevaciones de estas tasas relacionadas con la contaminación por partículas (Ej. ver Pope *et al.* 1995a, Schwartz 1994a). Estos estudios no indican ningún nivel seguro de partículas, un umbral por debajo del cual la tasa de mortalidad no incrementa. La asociación entre el crecimiento de mortalidad y el aumento de la contaminación por partículas era relevante incluso, en las áreas donde la contaminación del aire era relativamente baja y estaba dentro de los estándares de calidad del aire de EE.UU. A partir de los datos de este estudio se estimó que, por cada 10 mg/m³ de crecimiento en PM10, se asociaba un incremento en la

mortalidad diaria de 0.5-1.5%. Las muertes prematuras se debían principalmente a un aumento de las enfermedades respiratorias y de manera secundaria de las enfermedades cardiovasculares. Los investigadores han revisado los estudios y han concluido que es improbable que otros factores como las condiciones atmosféricas, u otros contaminantes, pudieran influir en el incremento en la tasa de mortalidad observado. Por lo que es razonable interpretar los resultados de estos estudios con una relación causal entre PM10 y mortalidad diaria (Ej. Pope *et al.* 1995a, Schwartz 1994a).

Además de estas investigaciones también se han llevado a cabo estudios centrados en el efecto sobre la mortalidad de la exposición a largo plazo a la contaminación del aire. Estos estudios comparan la media anual de las tasas de mortalidad de las poblaciones que viven en áreas diferentes, con la media anual de las concentraciones de la contaminación del aire en esas zonas. De nuevo se demuestra una asociación entre contaminación por partículas e incremento de mortalidad. Se encontró que las tasas de mortalidad eran más elevadas en ciudades con altos niveles de contaminación por partículas de sulfato o finas, que en aquellos lugares con bajos niveles. De hecho, los resultados mostraban que entre el 3 y el 9% de la mortalidad urbana se podía deber a la contaminación del aire por partículas (Pope *et al.* 1995b). Aunque esta cifra es alta, estos estudios se han criticado por el control inadecuado de los factores que pueden confundir. Sin embargo, dos estudios posteriores que controlaron la influencia de estos factores (Pope *et al.* 1995c, Dockery *et al.* 1993), realizándose en uno de ellos un seguimiento a medio millón de adultos estadounidenses durante ocho años (Pope *et al.* 1995c), también encontraron que la media de los niveles a largo plazo de partículas finas y partículas de sulfato estaba relacionada con la mortalidad. El riesgo de mortalidad era un 15-25% más elevado en ciudades con altos niveles de contaminación por partículas, si se comparaba con ciudades con niveles más bajos. Las causas de la mortalidad asociadas con contaminación por partículas se centraban en enfermedades respiratorias, que incluían cáncer de pulmón, y enfermedades cardiovasculares, particularmente entre los enfermos crónicos o ancianos. Por tanto, los estudios sobre cambios a corto plazo de contaminación del aire han indicado una asociación entre la mortalidad y la contaminación del aire por partículas.

Si la relación entre contaminación por partículas y mortalidad es causal, se podría esperar que la morbilidad pudiera estar también asociada con estos niveles de contaminación (Pope *et al.* 1995b). Se han llevado a cabo muchos estudios que utilizan una variedad de respuestas para ver los efectos en la salud y se ha encontrado una asociación entre cambios a

corto plazo en la contaminación por partículas y enfermedad. Los resultados que se exponen a continuación sugieren que la contaminación por partículas es capaz de ocasionar empeoramientos temporales de las enfermedades respiratorias que ya existen.

La contaminación por partículas se ha asociado con:

- Aumento de admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias en invierno (Ej. Schwartz 1994a, Pope 1991, Pope 1989) y en verano (Ej. Schwartz 1994a, b, c y d, Thurston *et al.* 1993).
- Incremento de visitas al servicio de urgencias del hospital por enfermedades respiratorias (ver Pope 1995a, Ej. Schwartz *et al.* 1993, Sunyer *et al.* 1993).
- Exacerbación de ataques de asma severo y benigno en adultos y niños (Ej. Pope *et al.* 1995b, Walters *et al.* 1994, Ostro 1993, Roemer *et al.* 1993, Thurston *et al.* 1993, Pope 1989, Bates y Sizto 1997, Whittemore y Korn 1980).
- Incremento de los síntomas respiratorios (en particular de los más suave como estornudos, tos seca, flemas, dificultades en la respiración, dolor de pecho) (Ej. Sram *et al.* 1996, Schwartz *et al.* 1994b, Braun-Fahrländer *et al.* 1992, Pope y Dockery 1992).
- Ligeras disminuciones de la función pulmonar (Ej. Hoek y Brunekreef 1994 y 1993, Koenig *et al.* 1993, Neas *et al.* 1992, Pope y Dockery 1992, Pope *et al.* 1991, Dassen *et al.* 1986, Dockery *et al.* 1982).
- Absentismo laboral y escolar por enfermedad (Sram *et al.* 1996, Ransom y Pope 1991, Ostro 1990, Ostro y Rothschild 1989).

Los resultados de los estudios epidemiológicos que se han discutido en esta sección, muestran evidencias de que las variaciones diarias en las concentraciones de partículas en el aire están asociadas con efectos transitorios en la salud y con un incremento en la tasa de mortalidad diaria. Estos resultados han provocado grandes controversias, y se argumenta en contra de la artificialidad de los resultados. Sin embargo, un número de expertos independientes que han revisado estos datos sugieren que la asociación es causal; el Departamento de Salud de Reino Unido acepta esta argumentación (Maynard 2000).

Además de estos estudios se han llevado a cabo investigaciones para estudiar si la exposición a largo plazo a contaminación por partículas, durante un año o más, tiene efectos acumulativos o permanentes sobre la salud. Algunas investigaciones encontraron una asociación con la reducción de la función pulmonar (Ej. Sram *et al.* 1996, Chestnut *et al.* 1991, Schwartz 1989) y un incremento de síntomas

respiratorios especialmente bronquitis (Abbey *et al.* 1995, ver Pope *et al.* 1995b).

En suma, los datos epidemiológicos indican que existe una alta probabilidad de que la relación entre contaminación por partículas finas y los efectos adversos en la salud sea causal (ver Pope 1995b, COMEAP 1995). Aunque se conoce poco sobre los impactos que ocasionan estas partículas en la salud. Las partículas ultrafinas, posiblemente ácidas, pueden inflamar el tejido de los alveolos pulmonares, provocando enfermedades y muertes relacionadas con el sistema respiratorio y el corazón (Seaton 1995, Howard 2000 y 2000b). Las investigaciones sugieren que los factores más importantes que contribuyen a la inflamación son: el pequeño tamaño de las partículas ultrafinas, su gran superficie para la liberación de metales de transición, su insolubilidad y la posible generación de radicales libres (Donaldson *et al.* 2000).

2. Dioxinas

Las dioxinas son tóxicas, persistentes en el medio ambiente y bioacumulativas, es decir que se acumulan en los tejidos de animales y humanos. Las dioxinas son subproductos no intencionados de actividades humanas relacionadas con la fabricación y el uso de cloro, y la combustión de materiales que contienen alguna forma de cloro. Los niveles de dioxinas en las poblaciones y en el medio ambiente de regiones industrializadas comenzaron a crecer notablemente a partir de la II Guerra Mundial, con la fabricación y dispersión de pesticidas clorados y otros productos químicos y sus residuos.

A finales de los 70 y principios de los 80, algunos científicos empezaron a reconocer que las dioxinas estaban ubicadas en las poblaciones y el medio ambiente de regiones industrializadas. Más aún, descubrieron que las incineradoras de residuos liberaban dioxinas en los gases que emitían por las chimeneas y en las cenizas. Hasta que los políticos se convencieron del problema de las dioxinas y su relación con la incineración, algunas regiones han dependido de este sistema como opción para la eliminación de residuos y como empresa económica para el sector industrial. Las incineradoras de estas regiones poseen en la actualidad las más avanzadas tecnologías de control de contaminación, que únicamente cambian la naturaleza del problema pero no lo resuelven. Una gran cantidad de las dioxinas que se liberan al aire se capturan en filtros de chimenea o en cenizas de fondo y se depositan más tarde en vertederos; de forma que se retarda la dispersión de las dioxinas al medio ambiente pero no se evita a largo plazo.



La contaminación por dioxinas no se limita a las áreas de las inmediaciones de las incineradoras y otras fuentes. Como otros contaminantes orgánicos persistentes, se transportan miles de kilómetros por medio de las corrientes de aire y como consecuencia se convierten en contaminantes ubicuos globalmente. Se piensa que cada hombre, mujer y niño del planeta en estos momentos transporta dioxinas en los tejidos de su cuerpo.

La toxicología de las dioxinas, en particular de la TCDD, se ha investigado de forma amplia. Una cantidad considerable del trabajo se ha dedicado a estudios sobre los efectos de la

exposición a dioxinas en la salud humana y en la vida salvaje. La TCDD se ha clasificado recientemente como carcinógena humana por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (McGregor *et al.* 1998).

Las dioxinas ocasionan una gran cantidad de efectos tóxicos ya que actúan en un sistema de regulación bioquímica fundamental en el organismo, un sistema que es común en animales y humanos. Las dioxinas ejercen sus efectos uniéndose al "receptor Ah" y como consecuencia afecta a varios genes (Webster y Commoner 1994). Sus efectos toxicológicos se resumen en el cuadro 1.

Cuadro 1. Efectos Toxicológicos de las Dioxinas

Carcinogénesis	Clasificado como carcinógeno clase 1 por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (carcinógeno en humanos).
Efectos en el sistema inmune	Supresión de la inmunidad humoral y la mediada por células, incremento de la susceptibilidad a cambios infecciosos, respuesta auto-inmune.
Efectos en el sistema reproductor masculino	Reducción en el número de espermatozoides, atrofia testicular, estructura testicular anormal, reducción del tamaño de los órganos genitales, respuesta hormonal feminizada, respuesta de comportamiento feminizada.
Efectos en el sistema reproductor femenino	Disminución de la fertilidad, incapacidad para mantener el embarazo, disfunción ovárica, endometriosis.
Impactos en el desarrollo	Defectos en el nacimiento, muerte fetal, deficiencias cognitivas como consecuencia de un desarrollo neurológico debilitado, desarrollo sexual alterado.
Disruptor de hormonas, receptores y factores de crecimiento	Las hormonas esteroides y receptores (andrógenos, estrógenos y glucocorticoides); hormonas tiroideas; insulina, melatonina; vitamina A; EGF y receptor, TGF- α y TGF- β ; TNF- α , IL-1 β , c-Ras, c-erbA.
Otros efectos	Toxicidad en los órganos (hígado, bazo, timo, piel); diabetes; pérdida de peso; síndrome de desgaste (<i>wasting syndrome</i>); metabolismo de glucosa y grasa alterado.

Fuente: adaptado de USEPA 1994 y Birbaum 1994.

Estudios en trabajadores han mostrado que la exposición a dioxinas se puede asociar con una amplia gama de efectos entre los que se incluyen: cloracné (lesiones en la piel), cambios en los niveles de enzimas del hígado, en las hormonas tiroideas, en las hormonas sexuales y en las células del sistema inmunológico (revisado por Sweeney y Mocarelli 2000). La exposición a dioxinas en el lugar de trabajo se ha asociado también con un incremento en el riesgo de cáncer, cuando se consideraban todos los cánceres juntos (Fingerhut *et al.* 1991, Manz *et al.* 1991, Zorber *et al.* 1990).

Las investigaciones indican que para la población de países industrializados, y a los niveles de fondo que se encuentran actualmente en el medio ambiente, las dioxinas ejercen efectos en la salud, en especial pueden afectar a los niveles de hormonas, enzimas y células del sistema inmune. De acuerdo con DeVito *et al.* 1995:

"Cambios sutiles en la actividad enzimática que indican cambios en el hígado, en los niveles de hormonas reproductoras masculinas, en la reducción a la tolerancia a la

glucosa que potencialmente supone riesgo de diabetes, y en cambios celulares relacionados con la función inmune, muestran una potencialidad para que ocurran impactos adversos en el metabolismo humano, en la biología reproductiva y en la competencia inmune; en una magnitud acorde con la media de los niveles de carga corporal de fondo. La población en general puede experimentar estos efectos, algunos de los que están más expuestos pueden presentar riesgos a efectos más severos que incluyen: la toxicidad en el desarrollo, reducción de la capacidad reproductiva por un descenso en el número de espermatozoides e incremento de muerte fetal, probabilidad más elevada de endometriosis, disminución de la capacidad de resistencia a cambios inmunológicos y otros”.

La población europea con frecuencia excede, a través de su dieta, la ingesta diaria permitida (TDI) de dioxinas establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS) con valores de 1-4 pg ITEQ/kg/día, en particular cuando los PCBs se incluyen (WHO 1998, ver Allsopp *et al.* 2000). Los expertos de la OMS reconocen que este exceso puede estar ya afectando a la salud de la población general, por lo que se deberían dirigir los esfuerzos en asegurar que la ingesta esté muy por debajo del TDI. La toma en la leche materna es muy alta si se compara con el TDI permitido, este hecho es más preocupante si se tiene en cuenta que los estados de desarrollo son los más vulnerables a la toxicidad de las sustancias químicas.

Los estudios llevados a cabo durante la década pasada en Holanda investigaron los impactos de la exposición a los niveles de fondo de las dioxinas y PCBs durante el desarrollo

fetal, en bebés y niños. Para este estudio se seleccionaron mujeres sanas de la población general. Los resultados revelaron impactos no deseados sobre la salud del sistema inmune y nervioso, que se asocian con la exposición a dioxinas y PCBs durante la fase de desarrollo.

Algunas de las mujeres mostraban niveles más elevados de PCBs y dioxinas en sus tejidos y en la leche materna, y se encontró que los niños que habían estado expuestos a altos niveles de estos productos químicos en el útero, y durante la lactancia materna, presentaban alteraciones en el número de ciertas células del sistema inmunológico. No se conoce los efectos que podrían ocasionar estos cambios en su salud (Weisglas-Kuperus *et al.* 1995). Con relación al sistema nervioso, se detectó un efecto adverso ligero sobre el desarrollo psicomotriz, en niños expuestos a altos niveles de PCBs y dioxinas en el útero y durante la alimentación con leche materna (Koopman-Esseboom *et al.* 1995). A los 18 meses de edad, los niños expuestos mostraban efectos adversos leves en el desarrollo neurológico, cuando se les realizaban pruebas de coordinación motora (Ej. Sentarse, gateo, estar de pie y andar), para medir la calidad e integridad de la función cerebral (Huisman *et al.* 1995). A la edad de 2 años y 7 meses, las pruebas sobre un subgrupo de niños encontraron leves cambios en algunas medidas de desarrollo neurológico en los individuos más expuestos. Se propuso que estas alteraciones, consideradas como “indeseadas” por los investigadores, se podrían deber a la acción de las dioxinas sobre las hormonas tiroideas durante el desarrollo (Ilsen *et al.* 1996). En el siguiente cuadro se presenta un resumen de los efectos de la exposición perinatal a las dioxinas y PCBs.

Cuadro 2: Efectos de la Exposición Perinatal a las Dioxinas y PCBs en Bebés y Niños.

Sistema Nervioso Central

Retraso del desarrollo cognitivo, desórdenes medios en el comportamiento e incremento en la actividad en niños de madres que accidentalmente han estado expuestas a niveles extraordinarios de dioxinas/PCBs.

Deficiencias en la madurez de la autonomía y reflejos, menor preferencia por estímulos nuevos, y defectos en memoria a corto plazo en niños cuyas madres han estado expuestas a niveles de fondo de dioxinas y PCBs.

Retraso en el desarrollo motor, hipotonía e hipereflexia en niños expuestos a niveles de fondo.

Incremento de hipotonía, bajos índices de desarrollo psicomotor, menores condiciones neurológicas óptimas, y niveles cognitivos inferiores en niños cuyas madres han estado expuestas a niveles de fondo.



Sistema inmunológico

Mayor frecuencia en la aparición de bronquitis, infecciones en el aparato respiratorio superior e infecciones de oído en niños cuyas madres han estado expuestas de forma extraordinaria durante el embarazo.

Más frecuencia de infecciones de oído y niveles alterados de ciertas células que tienen la función de proteger de enfermedades, en niños inuits cuyas madres han tenido una exposición elevada a través de la dieta tradicional.

Niveles alterados de ciertas células que resisten enfermedades entre niños cuyas madres tienen niveles de exposición de fondo.

Crecimiento, desarrollo sexual y salud reproductora

Menor nacimiento de varones en las parejas en las que ambos padres han estado expuestos a altos niveles de dioxinas durante los siete años siguientes a una gran liberación de dioxinas en una planta química.

Reducción del peso al nacer y continua disminución de talla y peso en la edad escolar en niños cuyas madres han tenido una exposición extraordinaria.

Reducción del tamaño del pene en niños concebidos en los primeros años después de que sus madres tuvieran una exposición extraordinaria.

Alteración del peso al nacer y de la edad gestacional en niños cuyas madres han tenido una exposición ocupacional a los PCBs.

Disminución del peso al nacer y menor tamaño de la cabeza entre niños de madres cuya dieta incluye pescado procedente de los Grandes Lagos.

Disminución del peso al nacer y crecimiento postnatal más lento, hasta los tres meses de edad, entre niños cuyas madres han estado expuestas a niveles de fondo.

Función del tiroides

Alteraciones sutiles en los niveles de las hormonas tiroideas en madres embarazadas e hijos expuestos a niveles de fondo de PCBs y dioxinas.

3. Metales Pesados

3.1 Plomo

No se conoce ninguna función bioquímica nutricional o fisiológica del plomo (Goyer 1996). Los efectos tóxicos de este metal pesado son los mismos si se ingiere o se inhala; niveles menores de 10-100 mg/dl en niños y 10-100 mg/dl en adultos se han asociado con un amplio rango de efectos adversos que incluyen: el sistema nervioso, anemia y disminución de las síntesis de hemoglobina, enfermedades cardiovasculares y alteraciones en el metabolismo de los huesos, en la función renal y en la reproducción. De especial preocupación es el efecto, a baja exposición sobre el desarrollo del comportamiento y desarrollo cognitivo en niños (Pirkle *et al.* 1998, USPHS 1997, Bernard *et al.* 1995, Goyer 1993, Nriagu 1988). Cuando aumenta la carga corporal de plomo disminuyen las puntuaciones en las medidas de

inteligencia en niños desde la etapa más temprana a la edad escolar. También se traduce en efectos sobre el comportamiento en niños en edad escolar que incluyen mayor distracción, tiempos de atención más cortos y arrebatos (Rice 1996).

En 1975 el Centro para el Control de Enfermedades (CDC) en Atlanta, recomendó que el nivel máximo permitido de plomo en sangre es de 30ug/dl (para niños y adultos). Estos niveles se revisaron a la baja en 1985, estableciendo el valor de 25 ug/dl, y de nuevo en 1991, fijando el nivel en sangre de 10 ug/l, como nivel de acción o intervención (USPHS 1997). De mayor importancia es la recomendación que indica que no existe ningún nivel de plomo en sangre que no produzca efectos tóxicos, en particular en el desarrollo del sistema nervioso central (USPHS 1997, Goyer 1993).

3.2 Cadmio

El cadmio no tiene una función nutricional o bioquímica, y es extremadamente tóxico en plantas y animales (USPHS 1997, WHO 1992, Alloway 1990). En humanos y animales, existen fuertes evidencias de que el cadmio es muy tóxico para el riñón durante exposiciones prolongadas (USPHS 1997, Elinder y Jarup 1996, Goyer 1996, Roels *et al.* 1993, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Mueller *et al.* 1992). Entre las afecciones renales se encuentran la proteinuria tubular (excrección de proteínas de bajo peso molecular) y una disminución de la tasa de filtración glomerular, que tiene como consecuencias una menor reabsorción de enzimas, aminoácidos, glucosa, calcio, cobre y fósforo inorgánico. Además, los estudios han mostrado que incluso cuando la exposición al cadmio cesa, la proteinuria no disminuye, y la disfunción tubular renal y la reducción de la filtración glomerular crece severamente (USPHS 1997, Elinder y Jarup 1996, Goyer 1996, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Nriagu 1988).

Otros efectos tóxicos del cadmio, basados en estudios epidemiológicos, en animales y trabajadores se resumen en:

Estudios de casos que indican que la deficiencia de calcio, osteoporosis o osteomalacia (huesos blandos), puede desarrollarse en algunos trabajadores después de largos periodos de exposición a altos niveles de cadmio en los lugares de trabajo. Con frecuencia también se detecta un progresivo trastorno en el metabolismo renal de la vitamina D y un incremento en la excreción urinaria de calcio, que sugieren que los efectos en los huesos pueden ser la consecuencia de los desórdenes en el metabolismo de la vitamina D y del calcio en el riñón (USPHS 1997, Goyer *et al.* 1994, WHO 1992). En la cuenca del río Jinzu, un área en Japón contaminada con cadmio, muchos niños nacidos de madres de mediana edad y pobre nutrición, padecen una enfermedad ocasionada por la exposición a este metal, que consiste en trastornos en los huesos y se conoce con el nombre de Itai-Itai (Alloway 1996).

La inhalación de altos niveles de humo o polvo con óxido de cadmio irrita de forma intensa al sistema respiratorio, y la exposición a niveles elevados puede ser mortal. Los síntomas típicos no mortales incluyen traqueobronquitis severa, neumonía y edema pulmonar, que puede desarrollarse en horas de exposición (USPHS 1997, Goyer 1996, WHO 1992). Los estudios en animales han confirmado que la inhalación de cadmio produce daños respiratorios (USPHS 1997b, WHO 1992).

Existen un número de estudios epidemiológicos que establecen una relación entre la exposición respiratoria al

cadmio en los lugares de trabajo y el cáncer de próstata y pulmón, que junto con estudios en animales muestran considerablemente el potencial carcinogénico de este elemento (Goyer 1996). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha listado al cadmio y ciertos compuestos de cadmio. El Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos en su 8º informe sobre carcinógenos, incluye al cadmio y a ciertos compuestos de cadmio como sustancias con evidencias suficientes para ser considerados Carcinógenos Humanos (USPHS 1998).

Además de estos efectos tóxicos, se sugiere también que el cadmio puede intervenir en el desarrollo de la hipertensión (presión arterial elevada) y enfermedades del corazón (USPHS 1997, Goyer 1996, Elinder y Jarup 1996). Se sabe también que la exposición oral severa puede ocasionar fuerte irritación en el epitelio gastrointestinal, náuseas, vómitos, salivación, dolor abdominal, calambres y diarrea (USPHS 1997b).

3.3 Mercurio

El mercurio es un metal no esencial extremadamente tóxico, sin ninguna función nutricional o bioquímica. Los mecanismos biológicos para eliminarlo son pobres y es el único metal que se biomagnifica, es decir que se acumula progresivamente según pasa por la cadena alimentaria (WHO 1989).

La inhalación aguda de altos niveles de vapor de mercurio puede ocasionar náuseas, vómitos, diarreas, aumento de la presión arterial o ritmo cardíaco, erupción cutánea, irritación ocular, bronquitis corrosiva y neumonía. Y si no es mortal se asocia con efectos en el sistema nervioso central como temblores o incremento de la excitabilidad (USPHS 1997, Goyer 1996). Cuando la exposición es crónica, como en el caso de los trabajadores, los mayores efectos se centran sobre el sistema nervioso central (temblores, espasmos, pérdida de memoria, incremento de la excitabilidad, depresión severa, cambios de personalidad, e incluso delirio y alucinaciones) y también daños en el riñón (Ratcliffe *et al.* 1996, Goyer 1996). Estos efectos aparecen también en estudios en animales (USPHS 1997).

La exposición aguda a altos niveles de sales de mercurio, o la exposición crónica a bajas dosis, presenta directamente efectos tóxicos en los riñones (Zalups y Lash 1994). Además, la ingestión de grandes cantidades de sales de mercurio inorgánico puede tener como consecuencia náuseas y diarrea, también se han documentado algunos efectos en el sistema nervioso (USPHS 1997, WHO 1989).



Una vez que el metal de mercurio ha entrado en el medio ambiente los microorganismos pueden metilarlo, de forma que se puede encontrar en sedimentos acuáticos formas orgánicas de mercurio, la más común es el metilmercurio. Esta forma es capaz de atravesar con facilidad las membranas celulares y entrar rápidamente en la cadena alimentaria acuática y desde aquí a la cadena alimentaria humana. La exposición a metilmercurio tiene como resultado daños permanentes en el sistema nervioso central, riñones y en el desarrollo del feto. Los niveles de metilmercurio que ocasionan estos efectos no se encuentran normalmente en la población general, sin embargo sí se detectaron en la población de Minamata, Japón, que se expuso a altos niveles de metilmercurio comiendo pescado y marisco de la Bahía (USPHS 1997). Los síntomas se resumían en daños cerebrales, entumecimiento de las extremidades y parálisis, junto con la pérdida de audición, habla y vista (D'Itri 1991). Además, mientras que sólo el caso japonés se ha confirmado como Enfermedad de Minamata, otras poblaciones que sufrieron exposiciones al mercurio a través de los vertidos procedentes de la industria del cloro en Canadá, o de las minas de oro en Brasil, están potencialmente en riesgo. El problema de metilación de vertidos, actuales y pasados, de mercurio inorgánico, y el largo tiempo de retención de mercurio en los sedimentos retrasa la eliminación de los compuestos por muchos años (Harada 1997, Akagi *et al.* 1995, Bryan y Langston 1992, D'Itri 1991).

Referencias del Anexo A

- Abbey D. E., Ostro B. E., Petersen F. and Burchette R. J. (1995). Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM 2.5) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5 (2):137-159.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F. J. P. Pfeiffer, W. C. and Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total environment* 175:85-95.
- Alloway, B. J. (1990). *Heavy metals in soils*. John Wiley and Sons, Inc. New York, ISBN 0470215984.
- Alloway, B. J. (1996). *Soil pollution and land contamination. In Pollution, causes, effects and control*, 3rd. Edition. Harrison, R. M. [Ed.]. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. ISBN 0854045341.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). *Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food*. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- ATSDR (1997) *ATSDR's toxicological profiles on CD-ROM*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.
- Ayres J. G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38): 7-13.
- Ayres J. G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10 (eds.) R. E. Hester and R. M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Bates D. V. and Sizto R. (1987). Air pollution and hospital admissions in Southern Ontario: The acid summer haze effect. *Environmental Research* 43:317-331.
- Bernard, A. M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research* 68:91-95.
- Birnbaum, L. S. (1994). The mechanism of dioxin toxicity: relationship to risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102 (suppl. 9):157-167
- Braun-Fahrlander C., Ackermann-Liebrich U., Schwartz J., Gnehm H. P., Rutishauser M. and Wanner H. U. (1992). Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. *American Reviews in Respiratory Disease* 145:42-47.
- Bryan, G. W. and Langston, W. J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76:89-131.
- Chestnut L. G., Schwartz J., Savitz D. A. and Burchfiel C. M. (1991). Pulmonary function and ambient particulate matter: epidemiological evidence from NHANES I. *Archives of Environmental Health* 46 (3):135-144.
- COMEAP Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995). *Non-biological particles and health*. Department of Health, UK. London: HMSO.
- Dassen W., Brunekreef B., Hoek G., Hofschreuder P., Staatsen B., de Groot H., Schouten E. and Biersteker K. (1986). Decline in children's pulmonary function during an air pollution episode. *Journal of Air Pollution Control Association* 36 (11):1223-1227.
- DeVito, M. J., Birnbaum, L. S., Farland, W. H. & Gasiewicz T.A. (1995) Comparisons of Estimated Human Body Burdens of Dioxinlike Chemicals and TCDD Body Burdens in Experimentally Exposed Animals. *Environmental Health Perspectives* 103 (9):820-831.
- D'Itri, F. M. (1991). Mercury contamination: what we have learned since Minamata. *Environmental Monitoring and Assessment* 19:165-182.
- Dockery D. W., Ware J. H., Ferris B. G. Jr., Speizer F. E. and Cook N. R. (1982). Change in pulmonary function in children associated with air pollution episodes. *Journal of Air Pollution Control Association* 32:937-942. (Cited in Dockery and Pope 1994).
- Dockery D. W., Pope III C. A., Xu X., Spengler J. D., Ware H., Fay M. E., Ferris B. G. and Speizer F. E. (1993). The New England Journal of Medicine 329 (24):1753-1759.
- Donaldson K., Stone V., MacNee W. (2000). The toxicology of ultrafine particles. In: R. L. Maynard and C. V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172-X.
- Elinder, C. G. and Jarup, L. (1996). Cadmium exposure and health risks: recent findings. *Ambio* 25, 5:370-373.
- EPAQS, Expert Panel on Air Quality Standards, (1995). *Particulates*. Published by HMSO. ISBN 0 11 753199 5.
- Fingerhut M. A., Halperin W. E., Marlow D. A., Piacitelli L. A., Honchar P. A., Sweeny M. H., Griefe A. L., Dill P. A., Steenland K. and Surunda A. J. (1991). Cancer mortality in workers exposed to 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *New England Journal of Medicine* 324 (4):212-218.
- Gasiewicz, T., 1997. Exposure to dioxin and dioxin-like compounds as a potential factor in developmental disabilities. *Mental Retardation and Developmental Disabilities Research Reviews* 3:230 -238.
- Goyer, R. A. (1993). Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100:177-187.
- Goyer, R. A., Epstein, S., Bhattacharyya, M., Korach, K. S. and Pounds, J. (1994). Environmental risk factors for osteoporosis. *Environmental Health Perspectives* 102, 4:390-394.
- Goyer, R. A. (1996). Toxic effects of metals. In Casarett & Doull's *Toxicology. The Basic Science of Poisons*, Fifth Edition, Klaassen, C. D. (Ed). McGraw-Hill Health Professions Division, ISBN 0071054766.
- Harada, M. (1997). Neurotoxicity of methylmercury: Minamata and the Amazon. In *Mineral and Metal Neurotoxicology*. Yasui, M., Strong, M. J., Ota, K. and Verity, M.A. [Eds.]. CRC Press Inc., ISBN 0849376645.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Acute effects of a winter air pollution episode on pulmonary function and respiratory symptoms of children 48 (5):328-335.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1994). Effects of low-level winter air pollution concentration on respiratory health of Dutch children. *Environmental Research* 64:136-150.
- Howard C. V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: *Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*, Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C. V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Howard C. V. (2000b). Foreword. In: R. L. Maynard and C. V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172-X.
- Huisman M., Koopman-Esseboom C., Lanting C. I., Van der Pauw C. G., Tuinstra L.G.M., Fidler V., Weiglas-Kuperus N., Sauer P.J.J., Boersma E.R. and Touwen B.C.L. (1995). Neurological condition in 18-month old children perinatally exposed to PCBs and dioxins. *Early human development* 43:165-176.
- Ilsen A., Briet J.M., Koppe J.G., Pluim H.J. and Oosting J. (1996). Signs of enhanced neuromotor maturation in children due to perinatal load with background levels of dioxins. *Chemosphere* 33 (7):1317-1326.
- Iwata, K., Saito, H., Moriyama, M. and Nakano, A. (1993). Renal tubular function after reduction of environmental cadmium exposure: a ten year follow-up. *Archives of Environmental Health* 48, 3:157-163.
- Koenig J.Q., Larson T.V., Hanley Q.S., Rebolledo V., Dumler K. (1993). Pulmonary function changes in children associated with fine particulate matter. *Environmental Research* 63:26-38.
- Koopman-Esseboom C., Weisglas-Kuperus N., de Riddler M.A.J., Van der Pauw C.G., Tuinstra L.G.M.T. and Sauer P.J.J. (1995). Effects of PCBs/dioxin exposure and feeding type on the infants mental and psychomotor development. In: *Effects of perinatal exposure to PCBs and dioxins on early human development* by C. Koopman-Esseboom, ISBN 90-75340-03-6, (Chapter 8).
- Manz A., Berger J., Dwyer J.H., Flesch-Janys D., Nagel S. and Waltsgott H. (1991). Cancer mortality among workers in a chemical plant contaminated with dioxin. *The Lancet* 338 (8773):959-964.
- Maynard R.L. (2000). Introduction. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172-X.
- McGregor D.B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J.M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl. 2):755-760.
- Mueller, P.W., Paschal, D.C., Hammel, R.R., Klincewicz, S.L. and MacNeil, M.L. (1992). Chronic renal effects in three studies of men and women occupationally exposed to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23:125-136.
- Neas L.M., Dockery D.W., Spengler J.D., Speizer F.E. and Tollerud D.J. (1992). The association of ambient air pollution with twice daily peak expiratory flow measurements in children. *American Reviews in Respiratory Diseases* 145 (4):A429.
- Nriagu, J.O. (1988). A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environmental Pollution* 50:139-161.
- Ostro B.D. (1990). Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter. *Risk Analysis* 10 (3):421-427.
- Ostro B. (1993). The association of air pollution and mortality: examining the case for inference. *Archives of Environmental Health* 48 (5):336-341.
- Ostro B. and Rothschild S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environmental Research* 50:238-247.
- Pirkle, J.L., Kaufman, R.B., Brody, D.J., Hickman, T., Gunter, E.W. and Paschal, D.C. (1998). Exposure of the U.S. population to lead, 1991-1994. *Environmental Health Perspectives* 106, 11:745-750.
- Pope III C.A. (1989). Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *American Journal of Public Health* 79:623-628.

Pope III C.A., Dockery D.W., Spengler J.D. and Raizenne M.E. (1991). Respiratory health and PM-10 pollution: A daily time-series analysis. *American reviews in Respiratory Diseases* 144:668-674. (Cited in Pope *et al.* 1995b).

Pope III C.A. and Dockery D.W. (1992). Acute health effects of PM-10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *American Reviews in Respiratory Diseases* 145:1123-1128. (Cited in Pope *et al.* 1995b).

Pope III C.A., Bates D. and Raizenne M. (1995a). Health effects of particulate air pollution: Time for reassessment? *Environmental Health Perspectives* 103 (5):472-480.

Pope III C.A., Dockery D.W. and Schwartz J. (1995b). Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation toxicology* 7:1-18.

Pope II C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E. and Heath C.W. (1995c). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Dis. Critical Care Med.* 151:669-674. (Cited in Pope *et al.* 1995a and 1995b).

QUARG (1996). Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG), May. ISBN 0 9520771 3 2. Ransom M.R. and Pope III C.A. (1991). Elementary school absences and PM10 pollution in Utah Valley. *Environmental Research* 58:204-219.

Ratcliffe, H.E., Swanson, G.M. and Fischer, L.J. (1996). Human exposure to mercury: a critical assessment of the evidence of adverse health effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 49:221-270.

Rice D.C. (1996). Behavioural effects of lead: commonalities between experimental and epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl. 2): 337-350.

Roels, H., Bernard, A.M., Cardenas, A., Buchet, J.P., Lauwerys, R.R., Hotter, G., Ramis, I., Mutti, A., Franchini, I., Bundshuh, I., Stolte, H., De Broe, M.E., Nuyts, G.D., Taylor, S.A. and Price, R.G. (1993). Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III. Application to workers exposed to cadmium. *British Journal of Industrial Medicine* 50:37-48.

Roemer W., Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *American Review of Respiratory Disease* 147:118-124.

Schwartz J. (1989). Lung function and chronic exposure to air pollution: a cross-sectional analysis of NHANES II. *Environmental Research* 50:309-321.

Schwartz J. (1994a). Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environmental Research* 64:36-52.

Schwartz J. (1994b). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Detroit, Michigan. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine.* 150:648-655.

Schwartz J. (1994c). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *American Journal of Epidemiology* 139 (6):589-598.

Schwartz J. (1994d). PM10, ozone, and hospital admissions for the elderly in Minneapolis-St. Paul, Minnesota. *Archives of Environmental Health* 49 (5):366-374.

Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1):185-194.

Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am Rev Respir Dis* 147:826-831.

Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345:176-178.

Sram R.J., Benes I., Binkova B., Dejmek J., Horstman D., Kotesovec F., Otto D., Perreault S.D., Rubes J., Selevan S.G., Skalik I., Stevens R.K. and Lewtas J. (1996). Teplice Program - The impact of air pollution on human health. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl. 4):699-714.

Sunyer J., Saez M., Murillo C., Castellsague J., Martinez F., Anto J.M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *American Journal of Epidemiology* 137 (7):701-705.

Sweeney M.H. and Mocarelli P. (2000). Human health effects after exposure to 2, 3, 7, 8-TCDD. *Food Additives and Contaminants* 17 (4):303-316.

Thurston G.D., Ito K. and Lippmann M. (1993). The role of particle mass vs. acidity in the sulfate-respiratory hospital admissions association. Preprint 93-MP-11.03. Presented at the 86th annual meeting and exhibition Denver, Colorado, June 13-18.

USEPA (1994) Health Assessment Document for 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Volume III of III. EPA/600/BP-92/001c

USEPA (2000). Exposure and Health Reassessment of 2, 3, 7, 8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part 1, Volume 3, Chapter 3, p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae, March/May 2000.

USPHS (1997a). Toxicological profile for lead on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service.

USPHS (1997b). Toxicological profile for cadmium on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

USPHS (1997c). Toxicological profile for Mercury on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service

USPHS (1998). 8th Report on Carcinogens 1998 Summary.

Van Birgelen, A.P.J.M. (1998). Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives* 106(11): 683-688.

Walters S., Griffiths R.K. and Ayres J.G. (1994). Temporal association between hospital admissions for asthma in Birmingham and ambient levels of sulphur dioxide and smoke. *Thorax* 49:133-140.

Webster T. and Commoner B. (1994). Overview: The dioxin debate. In: Schecter A. (Ed.) *Dioxins and Health*. Publ: Plenum Press. pp1-32.

Weisglas-Kuperus N., Sas T.C., Koopman-Esseboom C., van der Zwan C., Riddler M.A.J., Boishuizen A., Hooijkaas H. and Sauer P.J.J. (1995). Immunological effects of background prenatal and postnatal exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls in infants. *Pediatric Research* 30 (3):404-410.

Weisglas-Kuperus, N., 1998. Neurodevelopmental, immunological and endocrinological indices of perinatal human exposure to PCBs and dioxins. *Chemosphere* 37: 1845-1853.

Whittemore A.S. and Korn E.L. (1980). Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *American Journal of Public Health* 70:687-696. (Cited in Dockery and Pope 1994).

World Health Organisation (1989). *Mercury*. Environmental Health Criteria 86. ISBN 9241542861.

WHO (1992). World Health Organisation. *Cadmium*. Environmental Health Criteria 135. ISBN 9241571357.

WHO (1998). WHO experts re-evaluate health risks from dioxins. World Health Organisation. WHO/45. 3 June 1998

Zalups, R.K., Lash, L.H. (1994). Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 42:1-44.

Zorber A., Messerer P. and Huber P. (1990). Thirty-four year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after the 1953 accident. *Int. Arch. Occ. Environ. Health* 62:139-157.

Zorber A., Ott M.G. and Messerer P. (1994). Morbidity follow-up study of BASF employees exposed to 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after a 1953 chemical reactor incident. *Occup Environ Med* 51:479-486.

ANEXO B

COMPUESTOS

ORGÁNICOS VOLÁTILES

IDENTIFICADOS EN LAS

EMISIONES DE UNA

PLANTA INCINERADORA

DE RESIDUOS URBANOS



pentano
triclorofluorometano
acetonitrilo
acetona
yodometano
diclorometano
2-metil-2-propanol
2-metilpentano
cloroformo
etilacetato
2,2-dimetil-3-pentanol
ciclohexano
benceno
2-metilhexano
3-metilhexano
1,3-dimetilciclopentano
1,2-dimetilciclopentano
tricloroetano
heptano
metilciclohexano
etilciclopentano
2-hexanona
tolueno
1,2-dimetilciclohexano
2-metilpropilacetato
3-metilenheptano
paraldehído
octano
tetracloroetileno
ácido butanoico etil ester
butilo acetato
etilciclohexano
2-metiloctano
dimetildioxano
2-furnocarboxaldehído
clorobenceno
metilhexanol
trimetilciclohexano
etilbenceno
ácido fórmico
xileno
ácido acético
carbonilos alifáticos
etilmetilciclohexano
2-heptanona
2-butoxietanol
nonano
isopropilbenceno
propilciclohexano
dimetiloctano
ácido pentanocarboxílico

propilbenceno
benzaldehído
5-metil-2-furano carboxaldehído
1-etil-2-metilbenceno
1,3,5-trimetilbenceno
trimetilbenceno
benzonitrilo
metilpropilciclohexano
2-clorofenol
1,2,4-trimetilbenceno
fenol
1,3-diclorobenceno
1,4-diclorobenceno
decano
ácido hexanocarboxílico
1-etil-4-metilbenceno
2-metilisopropilbenceno
alcohol bencilico
trimetilbenceno
1-metil-3-propilbenceno
2-etil-1,4-dimetilbenceno
2-metilbenzaldehído
1-metil-2-propilbenceno
metil decano
4-metilbenzaldehído
1-etil-3,5-dimetilbenceno
1-metil-(1-propenil) benceno
bromoclorobenceno
4-metilfenol
ácido benzoico metil ester
2-cloro-6-metilfenol
etildimetilbenceno
undecano
ácido heptanocarboxílico
1-(clorometil)-4-metilbenceno
1,3-dietilbenceno
1,2,3-triclorobenceno
4-metilbencilo
alcohol
ácido etilhexanoico
etil benzaldehído
2,4-diclorofenol
naftaleno
ciclopentasiloxanodecametil
metilacetofenona
etanol-1-(2-butoxi)etoxi
4-clorofenol
benzotiazol
ácido benzoico
ácido octanoico
2-bromo-4-clorofenol

1,2,5-triclorobenceno
dodecano
bromoclorofenol
2,4-dicloro-6-metilfenol
diclorometilfenol
hidroxibenzonitrilo
tetraclorobenceno
ácido metilbenzoico
triclorofenol
ácido 2-(hidroximetil) benzoico
2-etilnaftaleno-1,2,3,4-tetrahidro 2,4,6-triclorofenol
4-etilacetofenona
2,3,5-triclorofenol
ácido 4-clorobenzoico
2,3,4-triclorofenol
1,2,3,5-tetraclorobenceno
1,1'-bifenil (2-etenil-naftaleno)
3,4,5-triclorofenol
ácido clorobenzoico
2-hidroxi-3,5-diclorobenzaldehído
2-metilbifenil
2-nitroestireno (2-nitroetenilbenceno)
ácido decanocarboxílico
hidroximetoxibenzaldehído
hidroxicloroacetofenona
ácido etilbenzoico
2,6-dicloro-4-nitrofenol
ácido sulfónico m.w. 192
4-bromo-2,5-diclorofenol
2-etilbifenilo
bromodiclorofenol
dimetilftalato
2,6-di-terc-butil-p-benzoquinona
3,4,6-tricloro-1-metil-fenol
2-terc-butil-4-metoxifenol
2,2'-dimetilbifenilo
2,3'-dimetilbifenilo
pentaclorobenceno
bibenzilo
2,4'-dimetilbifenilo
1-metil-2-fenilmetilbenceno
ácido benzoicofenilester
2,3,4,6-tetraclorofenol
tetraclorobenzofurano
fluoreno
éster ftálico
ácido dodecanocarboxílico
3,3'-dimetilbifenilo
3,4'-dimetilbifenilo
hexadecano
benzofenona

ácido tridecanoico
hexaclorobenceno
heptadecano
fluorenona
dibenzotiofeno
pentaclorofenol
ácido sulfónico m.w. 224
fenantreno
ácido tetradecanocarboxílico
octadecano
éster ftálico
ácido tetradecanoico isopropilester
cafeína
ácido 12-metiltetradecacarboxílico
ácido pentadecacarboxílico
metilfenantreno
nonedecano
ácido 9-hexadeceno carboxílico
antraquinona
dibutilftalato
ácido hexadecanoico
eicosano
ácido metilhexadecanoico
fluoranteno
pentaclorobifenilo
ácido heptadecanocarboxílico
octadecadienalo
pentaclorobifenilo
amida alifática
ácido octadecanocarboxílico
docosano
hexaclorobifenil
bencilbutilftalato
diisooctilftalato
ácido hexadecanoico hexadecilester
colesterol

Fuente:

Jay K. y Stieglitz (1995). Identificación y Cuantificación de los Compuestos Orgánicos Volátiles en Emisiones de Incineradoras de RSU. Chemosphere 30 (7): 1249-1260.

GREENPEACE

Greenpeace España
San Bernardo 107, 1º
28015 Madrid

Tfn.: 91 444 14 00

Fax: 91 447 15 98

Portaferrissa, 17

08002 Barcelona

Tfn.: 93 318 77 49

Fax: 93 412 27 01

Palma de Mallorca

Tfn.: 971 40 58 12

Fax: 971 404569

www.greenpeace.es

informacion@greenpeace.es