

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI

**FACULTAD DE MEDICINA Y
CIENCIAS DE LA SALUD**

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE
INGENIERÍA QUÍMICA**

**ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS: UNA
HERRAMIENTA APLICADA A LA EVALUACIÓN DE
RIESGOS POR DIOXINAS EN LA PROVINCIA DE
TARRAGONA**

TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR
GERARD FUSTER CAMP
PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

DIRIGIDA POR
DRES. JOSEP L. DOMINGO ROIG Y MARTA SCHUHMACHER ANSUATEGUI

MARZO 2002

**ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS: UNA
HERRAMIENTA APLICADA A LA EVALUACIÓN DE
RIESGOS POR DIOXINAS EN LA PROVINCIA DE
TARRAGONA**

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis directores Dr. Josep L. Domingo Roig y Dra. Marta Schuhmacher Ansuategui, por todo lo que me han enseñado en este periodo de formación.

Deseo también expresar mi agradecimiento a Andreas Gleiss y Thomas Matyus, del Department of Econometrics and System Theory de la Universidad de Tecnología de Viena, por su contribución decisiva al haber aportado las herramientas de software que han hecho posible el presente trabajo.

Quiero también expresar mi gratitud a todos los compañeros del Departamento de Ingeniería Química y del Departamento de Ciencias Médicas Básicas por la ayuda recibida durante estos años que hemos convivido juntos.

ABREVIATURAS

A	Flujo de acumulación
ACB	Análisis Coste-Beneficio
AEQT	Asociación Empresarial Química de Tarragona
AFS	Análisis de Flujos de Substancias
B_n	Beneficio
C	Concentración
C_n	Coste
CKD	Polvo de horno generado en las plantas cementeras
COI	Valor del coste de enfermedad
CREAF	Centre per a la Recerca biològica i Aplicació forestal
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas
CT	Coefficientes de transferencia
D	Flujo de disminución
DARP	Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca
D-R	Dosis-Respuesta
EBR	Esquema de balance reducido
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
E_i	Emisión anual de la fuente i
ESP	Precipitador electrostático
ET	Ecuaciones de transferencia
f	Flujo de subsistemas desagregados
F	Flujo entre subsistemas agregados
FE	Factor de emisión
F_v	Flujo volumétrico de gas de escape
G	Flujo de generación
h	Hora
Ha	Hectárea
hab	Habitante
I_o	Costes de inversión
IARC	Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer
IC	Índice de confianza
IEFC	Institut d'Estudis Forestals de Catalunya
IER	Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung
IIR	Índice interno de retorno
INE	Instituto Nacional de Estadística
IOM	Instituto de Medicina Norteamericano
IPC	Índice de precios de consume
IRE	Incineradora de residuos especiales
IRSU	Incineradora de residuos sólidos urbanos
I-TEF	Factor de equivalencia tóxica internacional
I-TEQ	Equivalentes tóxicos internacionales
MCV	Método de costes de viaje
MEC	Método de evaluación contingente
MPH	Método de precios hedónicos
NA	Nivel de actividad
OMS	Organización Mundial de la Salud
PCDD/Fs	Dioxinas/Furanos

pde	Punto de ebullición
pdf	Punto de fusión
POP	Contaminante orgánico persistente
P_v	Presión de vapor
r	Índice de descuento
RDF	Fuel derivado de residuos
RLA	Relaciones lineales adicionales
RSU	Residuos sólidos urbanos
S	Solubilidad
SEO	Sociedad Española de Ornitología
SOC	Compuesto orgánico semivolátil
TCR	Tratamiento centralizado de residuos
TDI	Ingesta diaria tolerable
TEF	Factor de equivalencia tóxica
TEQ	Equivalentes tóxicos
TGT	Filtro Tres Grande Taille
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	Agencia de protección medioambiental de EEUU
Var	Varianza
VC	Valor de un caso mortal de cáncer
VEVS	Valor estadístico de la vida salvada
VLYL	Valor de un año perdido
VPB	Valor presente de los beneficios
VPBN	Valor presente de los beneficios netos
VPC	Valor presente de los costes
VPN	Valor presente neto
WTP	Disposición de pago
YOLL	Años acumulados de vida perdida

INDICE

1. Introducción	1
1.1. Aspectos generales de las dioxinas y compuestos químicamente similares	2
1.2. Toxicidad de las PCDD/Fs	5
1.3. Fuentes e inventarios	10
1.3.1. Clasificación de las fuentes	10
1.3.2. Mecanismos de formación de PCDD/Fs	13
1.3.3. Inventarios	16
1.3.4. Fuentes primarias de PCDD/Fs	17
1.3.4.1. Descripción de los principales generadores de PCDD/Fs	17
1.3.4.2. Procesos no industriales	36
1.3.5. Fuentes secundarias de PCDD/Fs o reservorios	41
2. Objetivos	47
3. Materiales y métodos	50
3.1. Descripción del área de estudio	51
3.2. Inventario de fuentes de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona	52
3.2.1. Emisiones de PCDD/Fs al aire	53
3.2.2. Descargas de PCDD/Fs al suelo y al agua	56
3.3. Análisis de Flujos de Substancias	57
3.3.1. Identificación del sistema	59
3.3.2. Análisis de Origen	69
3.3.3. Análisis de Control	70
3.3.4. Simulación	72
3.4. Evaluación de riesgo	72
3.5. Análisis Coste-Beneficio	76
3.5.1. Identificación de costes y beneficios	77
3.5.2. Medición de costes y beneficios	77
3.5.3. Comparación de costes y beneficios y reglas de decisión	79
4. Resultados y discusión	82
4.1. Inventario de emisiones anuales de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona	83

4.2.Comparación de inventarios	108
4.3.Análisis de Flujos de Substancias	111
4.3.1. Diseño del modelo	111
4.3.2. Modelo matemático	123
4.3.2.1. Flujos medidos	123
4.3.2.2. Ecuaciones de transferencia	163
4.3.2.3. Ecuaciones lineales adicionales	164
4.3.3. Estimación de flujos no medidos	165
4.3.4. Validación de flujos no medidos	169
4.3.5. Estimación de coeficientes de transferencia del sistema	176
4.3.6. Análisis de Flujo de Substancias: Discusión	179
4.3.7. Análisis de Control	194
4.4.Evaluación de riesgos de emisiones de PCDD/Fs en una industria	196
4.4.1. Elección de la industria	196
4.4.2. Tratamiento de la incertidumbre	197
4.4.3. Evaluación de riesgos	198
4.5.Análisis Coste-Beneficio	201
4.5.1. Estimación de beneficios	202
4.5.2. Estimación de los costes	206
4.5.2.1. Filtros de carbón activo	207
4.5.2.2. Costes del filtro Tres Grande Taille	210
4.5.3. Regla de decisión	215
5. Conclusiones	224
6. Bibliografía	229

1.1. ASPECTOS GENERALES DE LAS DIOXINAS Y COMPUESTOS QUÍMICAMENTE SIMILARES

La familia de los *contaminantes orgánicos persistentes* (POPs) ha centrado en la última década una parte importante de la investigación médica en salud ambiental debido a su notable toxicidad, tendencia a la bioacumulación y resistencia a la degradación (Wania y Mackay 1999). Estas propiedades explican la capacidad que tienen estos compuestos de estar presentes y moverse entre las diversas fases medioambientales.

Las dioxinas (PCDD/Fs) y los bifenilos policlorados (PCBs) son representantes típicos de los contaminantes orgánicos persistentes (Bennett et al. 1999). La literatura científica designa con el término genérico *dioxinas* al grupo de las dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y de los dibenzofuranos policlorados (PCDF). Se obtienen como productos secundarios de diversos procesos industriales: la producción de PCBs, fenoles y bencenos, la combustión de hidrocarburos y de residuos, la cloración de la pulpa de papel, y otros muchos procesos en los que se emplea cloro en alguna de sus etapas. Por otro lado, los PCBs son producidos en la industria para aplicaciones que requieren sustancias químicas con una gran estabilidad fisicoquímica.

Descripción

Las dibenzo-p-dioxinas (PCDDs) policloradas y dibenzofuranos (PCDFs) son dos grupos de compuestos aromáticos que tienen una estructura plana y tricíclica. Las PCDDs tienen dos anillos de benceno unidos a través de dos átomos de oxígeno. En los PCDFs los dos anillos de benceno están unidos a través de un único átomo de oxígeno. En ambos grupos, la substitución de un determinado número de átomos de hidrógeno en posiciones del 1 al 4, y del 6 al 9 por átomos de cloro conduce a 210 compuestos individuales diferentes o *congéneres*, 75 de los cuales son PCDDs y 135 PCDFs. La estructura química de los PCBs es similar a la de las dioxinas: dos anillos de benceno unidos entre sí, en los que de uno a

diez átomos de hidrógeno han sido substituidos por átomos de cloro. El número y la posición de los átomos de cloro determinan la existencia de 209 compuestos individuales. La Figura 1.1 muestra el criterio de numeración de las posiciones de los átomos de cloro en las moléculas de PCDD/Fs y PCBs. En las moléculas de PCBs la posición de cada uno de los átomos de cloro puede nombrarse, además de mediante la numeración, por su posición relativa respecto al enlace fenilo-fenilo (orto, meta y para).

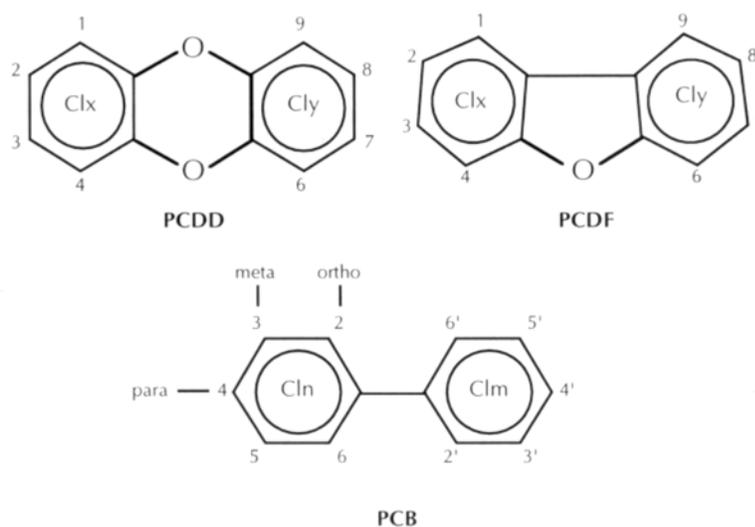


Fig. 1.1. Estructuras químicas de PCDDs, PCDFs y PCBs

Propiedades físico-químicas

Las propiedades físico-químicas de las dibenzodioxinas, dibenzofuranos y los bifenilos policlorados más relevantes para explicar su comportamiento en el Medio Ambiente, se muestran en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Propiedades físico-químicas de las dibenzodioxinas, dibenzofuranos y PCBs

	pdf (°C)	pde (°C)	P _v (Pa)	S (µg/L)	log K _{ow}
PCDD (mono-octa)	89 - 322	284 - 510	1,1E-10 - 1,7E-2	7,4E-7-417	4,3 - 8,2
PCDF (mono-octa)	184 - 258	375 - 537	5E-10 - 3,9E-4	1,16E-3 - 14,5	5,4 - 8,0
2,3,7,8-TCDD	305		9,8E-8 - 4,5E-6	7,9E-3 - 0,317	6,8
Referencias	(1)	(1-2)	(1-2)	(1-2)	(1-2)
PCBs (mono-deca)	24-306		1E-4 - 1,12	1,3E-3 - 6000	
No-orto PCB (77,126,169)			5,36E-5 - 1,40E-3	1,2E-2 - 9,3E-2	6,4 - 7,4
Mono-orto PCB (105,189)			1,44E-4 - 4,43E-3	6,3E-3 - 4,0E-2	6,7 - 7,7
di-orto PCB (170, 180)			3,72E-4 - 5,06E-4	6,5E-3 - 7,6E-3	7,3 - 7,4
Referencias			(3)	(3)	(4)

ref. (1) Mackay et al. (1992); (2) Shiu et al. (1988); (3) Holmes et al. (1993); (4) Hawker y Connell (1988)

El *coeficiente de partición octanol-agua* (K_{ow}) es un índice del carácter lipófilo de las sustancias. Para las moléculas de PCDD/Fs y PCBs el K_{ow} es de los más elevados entre todos los contaminantes orgánicos. Esta característica explica que las dioxinas, una vez han sido emitidas al medio, se depositen y se adsorban con facilidad en las superficies de partículas de polvo del aire, partículas del suelo, sedimentos, lodos, aceites, así como en el tejido adiposo humano y de animales. Se dice entonces que estos medios actúan como fuentes secundarios o *reservorios* de estas sustancias. El log K_{ow} se incrementa con el grado de cloración de la molécula y está entre los valores de 6,8 (2,3,7,8-TCDD) y 8,2 (OCDD) (Hawker y Connell 1988).

Por otra parte, estos compuestos son apenas solubles en agua pura. Entre isómeros, la solubilidad decrece al aumentar el número de átomos de cloro, y va desde menos de 1 pg/L para el OCDD hasta aproximadamente 300 ng/L para la 2,3,7,8-TCDD (Hawker y Connell 1988).

Estos compuestos también tienen una gran estabilidad frente al calor. Así por ejemplo, la descomposición térmica de la 2,3,7,8-TCDD, solamente sucede a temperaturas superiores a 750°C. La volatilidad decrece con el creciente número de átomos de cloro (Shiu et al. 1988; Mackay et al. 1992).

Asimismo, la notable estabilidad química de las PCDD/Fs y PCBs frente a otros compuestos fuertemente oxidantes, reductores, ácidos, básicos y agentes biológicos explica que experimenten transportes en el aire hasta largas distancias sin modificar su estructura química. En la literatura, aparece cierta incertidumbre sobre la importancia de las degradaciones fotolíticas y las reacciones con radicales hidroxilo en el aire, pero se sabe que las especies con menos átomos de cloro son más susceptibles a la degradación atmosférica que las que tienen un mayor número (Lee et al. 1999).

1.2. TOXICIDAD DE LAS PCDD/Fs

En las últimas décadas, se han realizado un gran número de investigaciones clínicas, epidemiológicas y toxicológicas, de gran interés para conocer el riesgo y el mecanismo de la toxicidad por dioxinas sobre la salud. Las dioxinas son inductoras de una variedad de efectos tóxicos, los cuales afectan a la mayor parte de sistemas del organismo humano. Los efectos más importantes asociados a la exposición son: cáncer para la 2,3,7,8-TCDD, depresión inmunológica, hepatotoxicidad, toxicidad sobre el sistema reproductivo, disfunción neurológica y dermatotoxicidad. Estos efectos han sido observados en mamíferos, aves, peces y humanos. Asimismo, se han documentado incrementos en las causas de mortalidad por causas específicas y una variedad de cambios subclínicos en marcadores bioquímicos humanos (Rom 1998).

Se sabe que los efectos tóxicos de las PCDD/Fs sobre la salud humana hicieron su aparición con el comienzo de la industria de síntesis orgánica en el siglo XIX. El primer efecto documentado de exposición a estos contaminantes fue el cloracné, que consiste en una dermatotoxicidad persistente y acneiforme, acompañada con frecuencia por hiperpigmentación, hirsutismo y Parkinson. En algunos casos, la clínica asume que hay una patología o un conjunto de síntomas distintivos de una exposición específica a compuestos tóxicos. Pues bien, durante los primeros años del siglo XX se pensó que el cloracné era el signo distintivo de la exposición a determinados contaminantes cuya estructura y modo de formación todavía se desconocía. En consecuencia, se pensaba que la ausencia de esta patología era signo de una ausencia significativa de exposición. Alrededor del año 1940, y con motivo de la detección de síntomas tóxicos en el hígado, sistema muscular y esquelético, sistema nervioso y la piel en trabajadores de fábricas de PCBs y naftalenos policlorados, se lanzó la hipótesis de que la causa de estos efectos eran unas impurezas formadas durante los procesos de síntesis de aquellas sustancias, cuando se daban los precursores moleculares y las condiciones adecuadas. Actualmente, sin embargo, se sabe que no existen síntomas indicativos de exposición a estos contaminantes.

Desde entonces se han realizado diversos estudios epidemiológicos sobre los efectos de las dioxinas en la salud de la población. Los estudios han sido generalmente de tres tipos:

- a) Estudios retrospectivos a cohortes de trabajadores expuestos a niveles relativamente elevados de dioxinas, tanto de forma aguda como crónica.
- b) Estudios caso-control a trabajadores y otras personas expuestas a productos contaminados, especialmente productos químicos para la agricultura.
- c) Estudios prospectivos a veteranos de Vietnam y personas no ocupacionalmente expuestas a estos compuestos químicos como resultado de emisiones industriales, descarga de residuos y alimentos contaminados.

Varios de estos estudios han aportado un consenso, no exento de controversia, sobre la correlación entre la exposición a PCDD/Fs y un espectro de efectos tóxicos que afectan fundamentalmente a los sistemas nervioso y reproductivo, así como incrementos en la

mortalidad, especialmente por cáncer y enfermedades cardíacas. Éste es el caso de estudios con cohortes de personas que sufrieron exposición tras el accidente de Seveso (Bertazzi 1991), estudios sobre trabajadores de plantas de producción de herbicidas (Manz et al. 1991) y cohortes con veteranos de la guerra de Vietnam sometidos a la exposición al *Agent Orange* (Tamburro 1992; Cordier et al. 1993; IOM 1994, 1996). En base a estos resultados, el Instituto de Medicina Norteamericano (IOM) ha publicado una clasificación de los efectos nocivos sobre la salud asociados a la exposición a la 2,3,7,8-TCDD, el congénere más tóxico de los PCDD/Fs, según el grado de evidencia:

1. Evidencia suficiente de asociación: sarcoma de tejidos (blando), linfomas tipo no-Hodking's, cloracné.
2. Evidencia limitada y sugerente de asociación: cánceres de pulmón, tráquea y laringe, cáncer de próstata, mieloma múltiple, espina bífida, porfiria adquirida.
3. Evidencia insuficiente o inadecuada de asociación: cánceres hepatobiliares, cáncer nasal y nasofaríngeal, cáncer de huesos, cáncer de piel, cáncer de mama, cáncer de riñón, cáncer de testículos, leucemia, abortos espontáneos, defectos de nacimiento, cáncer de niño, infertilidad masculina, desórdenes cognitivos y neuropsíquicos, disfunción motora/coordinadora, desórdenes en el sistema inmunológico, desórdenes circulatorios y desórdenes respiratorios.

De los resultados de estos estudios referentes a los efectos carcinogénicos de la 2,3,7,8-TCDD, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer incorporó esta sustancia al grupo I de su clasificación: conocido agente cancerígeno en humanos (IARC 1997).

Sin embargo, no todos los investigadores están de acuerdo con estas asociaciones (Moore et al. 1993). En ello influye sin duda la imposibilidad de poder conocer los parámetros dosis-respuesta de los efectos tóxicos de las PCDD/Fs por limitaciones de la instrumentación, como es el caso de la dosimetría y toxicocinética. También contribuyen la ausencia de reglas de armonización y de procedimientos de validación de los resultados que proceden de diferentes laboratorios, lo cual conduce en muchos casos a determinaciones poco reproducibles.

En este contexto, la mayoría de responsables políticos de Salud Pública aboga por una aproximación muy prudente al problema de la estimación de riesgos por dioxinas. Diversos países han impuesto regulaciones medioambientales dirigidas a la máxima reducción de las exposiciones. En este sentido, se han iniciado programas dirigidos a verificar la eficacia de estas medidas reguladoras y a estudiar la evolución en el tiempo de estos contaminantes.

Relación estructura-actividad

El mecanismo primario de la acción tóxica de la 2,3,7,8-TCDD y de los compuestos similares implica un enlace inicial entre la molécula contaminante y el receptor arilhidrocarbonado (Ah); unión que está favorecida por la configuración plana del congénere (Goldstein y Safe 1989). Del mismo modo, la toxicidad de los congéneres de los PCBs depende de su capacidad de adoptar una configuración plana similar a la de la 2,3,7,8-TCDD. A diferencia de las PCDD/Fs, los anillos bifenilo de los PCBs no están fijados por uniones entre ellos, y tienen una considerable libertad de rotación. La conformación preferida para los PCBs, incluyendo los congéneres no-sustituídos en orto, es una no-planar. Por tanto, es necesario aportar energía para adoptar una estructura plana semejante a la de la 2,3,7,8-TCDD. Para congéneres con sustitución de cloro del tipo no-orto existe un mínimo de rotación estérica en el eje del enlace bifenilo y la configuración plana puede conseguirse con una energía mínima. Por tanto, la introducción de un átomo de cloro en posición orto al enlace bifenilo incrementa sensiblemente la energía requerida para la rotación libre alrededor de este enlace (De Voogt et al. 1990). Safe (1990) consideró que los congéneres de PCBs con dos átomos de cloro en posición para, y al menos dos átomos de cloro en posición meta (en cualquier caso, un ejemplo de PCB “no-orto” o “plano”), se parecen significativamente más en los aspectos toxicológicos a la 2,3,7,8-TCDD, que a los mismos compuestos que además presentan átomos de cloro en posición orto.

Factores de equivalencia tóxica (TEF)

El número y la posición de los sustituyentes de cloro determinan el carácter tóxico de cada congénere. Respecto al número de átomos de cloro, los congéneres que tienen de uno a tres

no presentan apenas significación toxicológica frente a los homólogos con un número mayor de átomos de cloro. Por otra parte, en cuanto a las posiciones substituidas, los homólogos más tóxicos son los que tienen los átomos de cloro al menos en las posiciones 2, 3, 7 y 8, particularmente la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD). Actualmente se estudia la cuestión de que otros congéneres substituidos en posiciones 2, 3, 7 y 8 presenten respuestas tóxicas similares a las de la 2,3,7,8-TCDD.

Dado que la toxicidad de las dioxinas y compuestos análogos estructuralmente se explica a través de una primera etapa del mecanismo que es la misma para todos ellos, se supone que la toxicidad de una mezcla de congéneres es la suma de las toxicidades individuales. De este modo, se ha acordado expresar la toxicidad como equivalentes tóxicos internacionales de la 2,3,7,8-TCDD (I-TEQ) mediante el uso de los *Factores de equivalencia tóxica* (TEFs). La concentración total de dioxinas y compuestos análogos se expresa como una cantidad de I-TEQ, que da una medida del potencial tóxico de la mezcla. Generalmente para las PCDDs y PCDFs se usan los *Factores de equivalencia tóxica internacional* (I-TEFs) (NATO/CCMS 1988; Van Zorge et al. 1989).

En cuanto a los PCBs, una reunión consultiva de la Organización Mundial sobre la Salud (OMS) en Bilthoven (Países Bajos), propuso a su vez una lista de Factores de Equivalencia Tóxica (OMS-TEFs) que relacionan la toxicidad de estos PCBs con la de la 2,3,7,8-TCDD (Ahlborg et al. 1992). Para las dioxinas y dibenzofuranos bromados o bromoclorados se ha sugerido utilizar TEFs parecidos a los análogos clorados de las dibenzodioxinas y dibenzofuranos (Van Zorge et al. 1989). Sin embargo, por falta de información no hay acuerdo todavía que lleve a unos TEFs para estos compuestos.

La Tabla 1.2 muestra los I-TEFs correspondientes a PCDDs y PCDFs.

Tabla 1.2. Factores de Equivalencia Tóxica de PCDDs y PCDFs

Estructura	I-TEF
Dioxinas	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
OCDD	0,001
Furanos	
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
OCDF	0,001

1.3. FUENTES E INVENTARIOS

1.3.1. CLASIFICACIÓN DE LAS FUENTES

Las dioxinas y furanos no se producen intencionadamente, sino que se forman en cantidades traza como productos secundarios de varios procesos antropogénicos químicos y de combustión, los cuales reciben el nombre de fuentes primarias. Aunque las fuentes de combustión no antropogénicas, como los incendios forestales, han sido siempre una fuente natural de PCDD/Fs, los niveles de fondo asociados a los procesos preindustriales (antes de 1940) pueden considerarse despreciables si se comparan con aquellos que resultan de

actividades industriales recientes (Czuczwa y Hites 1986; Clement y Tashiro 1991; Kjeller et al. 1991; Beurskens et al. 1993; Jones y Alcock 1996).

Debido a su estabilidad física, química y biológica, las PCDD/Fs formadas a partir de las fuentes primarias pueden ser transferidas a otras fases o matrices y entrar en el medio ambiente. Las fuentes secundarias, también llamadas reservorios, son aquellas fases del Medio Ambiente donde se acumulan los PCDD/Fs. Desde las fuentes secundarias estos contaminantes pueden transferirse a otros compartimentos.

Los procesos de las fuentes primarias de PCDD/Fs son de tres tipos: térmicos, químicos y biológicos. Mientras que los primeros producen dioxinas en condiciones térmicas adecuadas y en presencia de precursores clorados, los segundos están asociados a la producción de compuestos organoclorados. Por último, aunque determinadas reacciones enzimáticas pueden generar PCDD/Fs por dimerización de clorofenoles, éstas pueden considerarse insignificantes en comparación con las fuentes químicas y térmicas.

Según la naturaleza del substrato que acumula las PCDD/Fs, las fuentes secundarias son de dos tipos: de productos y de Medio Ambiente. Los reservorios de productos incluyen la madera tratada con pentaclorofenol (PCP), transformadores y condensadores que contienen PCB, papel, PVC, tejidos, lodos de depuradora y compost. Los reservorios del Medio Ambiente son los suelos, agua, sedimentos y vegetación.

En este sentido, Fiedler et al. (1990) distinguen las siguientes fuentes de PCDD/Fs dentro de cada categoría:

1. Formación durante los procesos térmicos de combustión e incineración. Esta categoría incluye incineradoras de residuos sólidos urbanos (IRSU), incineradoras de residuos especiales (IRE), incineradoras de material hospitalario, combustión de lodos de depuradoras, reciclaje de metales usados, combustión en automóviles, combustión de fuels en industrias y domicilios, incendios forestales, cigarrillos, y fuegos accidentales de materiales que contienen PCBs y PVC.

2. Formación como productos secundarios de procesos de la industria química, la industrial del papel y pulpa, procesos metalúrgicos, procesos de reactivación de carbón granular y lavado en seco.
3. Movilización de dioxinas desde fuentes secundarias, como son las zonas contaminadas vía lixiviados, y aplicación de lodos de depuradoras para la fertilización de suelos.

A diferencia de las dioxinas, los PCBs han sido producidos comercialmente desde 1930 bajo un amplio intervalo de nombres comerciales, como Aroclor, Fenclor, Clophen y Canechlor. Cada fabricante producía diferentes mezclas de PCBs según el contenido de cloro. Los PCBs han sido utilizados en *sistemas cerrados*, como los dieléctricos de transformadores y grandes condensadores, y en *sistemas abiertos* como sistemas hidráulicos y de transferencia de calor, extensores de cera, fórmulas de lubricantes, plastificantes de pinturas, disolventes de tinta, adhesivos, retardadores de llama, plásticos, etc (Hutzinger et al. 1974; Pomeratz et al. 1978). En los últimos veinte años la producción de PCBs ha experimentado una reducción drástica, de tal modo que en algunos países ha sido incluso totalmente prohibida. Como resultado de estas normativas, los vertidos accidentales y ocasionales de PCBs desde equipos que lo contienen, han pasado a ocupar la primera posición en cantidades emitidas de estas sustancias. Además, actualmente tienen importancia para la emisión de PCBs a la atmósfera, procesos en los que se forman de modo no intencional, como la incineración de residuos, carbón y lignito, la producción de acero primario y otros procesos que requieren altas temperaturas.

1.3.2. MECANISMOS DE FORMACIÓN DE PCDD/Fs

Fiedler (1998) ha propuesto tres mecanismos para explicar la formación de dioxinas y furanos en los procesos industriales:

1. Las PCDD/Fs ya están presentes en los productos de entrada y son destruidos incompletamente, o transformados durante la combustión.
2. Las PCDD/Fs son generados a partir de precursores clorados relacionados, también llamados predioxinas, como los PCBs, fenoles clorados y bencenos clorados.
3. Las PCDD/Fs se forman vía síntesis *de novo* a partir de compuestos de estructura química distinta, tales como el cloruro de polivinilo (PVC) y otros compuestos clorocarbonados, o a partir de compuestos orgánicos no clorados como el poliestireno, celulosa, lignina, carbón y partículas de carbón en presencia de donantes de cloro.

Aunque las tres posibilidades mencionadas pueden de hecho ocurrir, estudios recientes han mostrado que las opciones 2 y 3 dominan sobre la opción 1.

Se han realizado numerosas investigaciones para estudiar los mecanismos y condiciones de formación de PCDD/Fs en los procesos de combustión. Sin embargo, no existe todavía una evidencia clara. Existe, sin embargo, alguna evidencia de que tanto las reacciones homogéneas en fase gaseosa como las reacciones heterogéneas sobre las superficies de las partículas tienen un papel en la formación de estos compuestos termodinámicamente estables (Hutzinger y Fiedler 1988, 1991). La temperatura, los precursores químicos, la relación cloro/sulfuro, las especies cloradas, el oxígeno, los metales y los depósitos son algunos parámetros identificados como potencialmente influyentes en la formación de PCDD/Fs.

Temperatura

En 1987, Vogg et al. determinaron una ventana óptima para la formación *de novo* de PCDD/Fs en el intervalo de temperaturas 280-320°C (Vogg et al. 1987). En experimentos

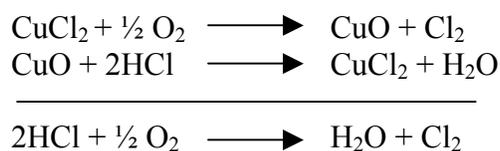
posteriores, Schwarz et al. encontraron un segundo máximo alrededor de los 400°C, especialmente para los PCDFs (Schwarz et al. 1990). Otros experimentos han demostrado que los PCBs son estables hasta temperaturas de 700°C, y que a temperaturas alrededor de 750°C su cantidad disminuye en favor de la formación de PCDFs. Un incremento superior de las temperaturas provoca una destrucción de los PCDFs formados. Estos resultados han sido confirmados por operaciones a gran escala (Fiedler 1998).

Precusores

Varios investigadores han demostrado que compuestos como el pentaclorofenol (PCP) y el 2,3,4,6-tetraclorofenol actúan como precursores de los PCDD/Fs a través de una dimerización que se produce cuando son condensados sobre ceniza volátil (Karasaek y Dickson 1987; Milligan y Altwicker 1996a, b).

Índice sulfuro/cloro

La observación de que la combustión de combustibles fósiles genera muchos menos PCDD/Fs que la combustión de residuos sólidos urbanos, ha conducido al estudio del factor sulfuro/cloro como posible parámetro que influya en la formación de PCDD/Fs. Según Griffin (1986), en el combustible fósil existe una relación sulfuro-cloro de 5:1, mientras que en el residuo urbano la relación es de 1:3. Esta segunda relación permite formar cloro molecular de acuerdo con el proceso Deacon catalizado por metales. El cloro molecular sería considerado responsable de la formación *de novo* de dioxinas según las siguientes reacciones químicas:



Sin embargo, en el combustible fósil el cloro reacciona con el dióxido de azufre para conducir a la formación de compuestos aromáticos. La madera y los lodos de depuradora presentan proporciones S/Cl similares a las de los combustibles sólidos. Se ha determinado

una relación crítica S/Cl de 0,64 (Raghunathan y Gullet 1996). Una proporción superior no resulta en una disminución de la producción de dioxinas y furanos.

Especies cloradas

Para la cloración de compuestos aromáticos se requiere la presencia en el medio de cloro como reactivo. Estas reacciones, que son sustituciones nucleófilas aromáticas, ocurren tanto en presencia de una fase heterogénea que actúa probablemente como catalizador de superficie, como en fase gaseosa. Existen evidencias de que tanto las reacciones homogéneas en fase gas como las heterogéneas sobre superficies de partículas juegan un determinado papel en la formación de estos compuestos (Hutzinger y Fiedler 1991). Hasta temperaturas de 250°C el cloruro de hidrógeno clora dibenzodioxinas libres de cloro y adsorbidas sobre ceniza. En ausencia de ceniza, el Cl₂ resulta cuatro veces más efectivo que el HCl en la cloración de estos compuestos. En cualquier caso, el cloro gas es el agente de cloración más efectivo (Gullet et al. 1990).

Oxígeno

El contenido de O₂ impulsa la reacción de Deacon hacia la producción de Cl₂ y por tanto hacia la formación de compuestos organoclorados (Vogg et al. 1987). En condiciones deficientes de oxígeno, la decloración de PCDD/Fs ocurre a temperaturas por encima de los 300°C. Este fenómeno es empleado para destoxificar las cenizas volátiles (Hagenmaier et al. 1987).

Metales

En experimentos para determinar la eficacia de los metales como catalizadores de la formación de PCDD/Fs, se ha encontrado que el cobre es el más eficaz. En la mayor parte de los experimentos, el cobre y otros metales fueron introducidos como polvo y en su forma iónica (Stieglitz et al. 1989).

Equipos de enfriamiento

Se ha observado que, en ausencia de ceniza volátil, los equipos de enfriamiento favorecen la formación de PCDD/Fs y otros productos de combustión incompleta. Las paredes de estos depósitos catalizan la formación de PCDD/Fs vía oxiclорación a temperaturas por encima de 600°C (Kanters y Louw 1996).

Otros parámetros

Por otra parte, existen evidencias cualitativas de otros factores que favorecen la formación de PCDD/Fs. Así, por ejemplo, la humedad en el material de entrada lleva a condiciones pobres de combustión y a más altas concentraciones de carbón orgánico en la ceniza. También, las altas concentraciones de cobre en las cenizas volátiles, favorecen la formación de los mismos.

La adición de sustancias químicas que prevengan la formación de PCDD/Fs en los procesos de combustión es la primera medida para la reducción de las emisiones de dioxinas. Experimentos en laboratorio, planta piloto y a gran escala han mostrado que compuestos químicos que contienen nitrógeno y azufre actúan como inhibidores adecuados.

1.3.3. INVENTARIOS

En los últimos años, los POPs han sido objeto de numerosos inventarios de emisiones atmosféricas por parte de países y organizaciones internacionales. En una cantidad considerablemente menor, se han iniciado también inventarios de emisiones al suelo y al agua (Dyke et al. 1997). Estos estudios han servido, entre otras cosas, para desarrollar políticas de control de emisiones adecuadas y como medio de control del cumplimiento de los compromisos internacionales sobre reducción de las emisiones de contaminantes al Medio Ambiente.

Las PCDD/Fs han sido especialmente objeto de inventarios por la importancia que supone el control de sus efectos nocivos sobre la salud (Brzuzy y Hites 1996; Alcock et al. 1999; Quass et al. 1998; Cleverly et al. 1999; Fabrellas et al. 1999). Sin embargo, las diferencias entre los perfiles de congéneres de muestras de emisiones procedentes de la combustión y los perfiles en otros medios, tales como el aire, sedimentos, lodos de depuradoras y suelos, constatan que los inventarios son incompletos, y que existen otras fuentes y mecanismos de transformación de las que se tiene poca información (Tysklind et al. 1993; Brzuzy y Hites 1996; Thomas y Spiro 1996; De Fré y Wevers 1998; Baker y Hites 2000). En efecto, se ha observado mediante análisis, que las concentraciones de PCDD/Fs en muestras de fuentes secundarias están dominadas por los congéneres de las PCDDs altamente cloradas, mientras que en las muestras de combustión hay preponderancia de PCDFs y especies con un menor número de átomos de cloro.

1.3.4. FUENTES PRIMARIAS DE PCDD/Fs

1.3.4.1. DESCRIPCIÓN DE LOS PRINCIPALES GENERADORES DE PCDD/Fs

Plantas de producción de coque

La producción de coque, que se usa principalmente en la fabricación y fundido de metales, se realiza mediante calentamiento del carbón hasta temperaturas de 1100°C en ausencia de oxígeno. El objetivo principal de este proceso consiste en destilar alquitranes y aceites ligeros. Como productos secundarios gaseosos se forman: gas de horno de coque junto con amoníaco, compuestos sulfurados y agua. Las altas temperaturas, la presencia de estructuras de carbón adecuadas e impurezas cloradas, pueden conducir a la formación de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Plantas de producción de energía a partir de carbón

Algunas plantas de producción de energía usan carbón pulverizado para generar el vapor a alta presión que mueve las turbinas. Los hornos suelen ser de gran tamaño y tienen calderas de agua dotados de algunos quemadores individuales. Se han detectado niveles bajos de PCDD/Fs en los gases de salida de la combustión del carbón así como en los residuos (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Instalaciones de combustión industrial de carbón

A través de una amplia gama de tecnologías disponibles, el carbón se utiliza extensamente en la industria como combustible. Las plantas más grandes y las más modernas pueden incluir filtros de manga o precipitadores electrostáticos para el control del polvo. Otras plantas suelen usar únicamente ciclones. Se han hallado PCDD/Fs en las cenizas procedentes de estos filtros, así como pequeñas cantidades procedentes de operaciones de limpieza (Thanh y Lefevre 2001; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión doméstica de carbón

La combustión del carbón en el ámbito doméstico: fuegos abiertos, estufas interiores y hornillos, es una fuente primaria de PCDD/Fs, los cuales se han hallado en las cenizas. Se piensa que las emisiones de estos contaminantes pueden incrementarse de manera significativa por la introducción de residuos domésticos como combustible (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión industrial de fuel-oil

La combustión industrial de fuel-oil se usa para la generación de energía y el refinado catalítico de gasolinas. La presencia de compuestos que contienen cloro durante la combustión puede inducir a la formación de PCDD/Fs. Factores como la composición del

fuel-oil, las condiciones de combustión y los controles de contaminación aplicados intervienen en las cantidades de las PCDD/Fs formadas.

Respecto al refinado, se opina que las PCDD/Fs se forman durante la regeneración de los catalizadores empleados en el proceso. Durante su uso, los catalizadores quedan recubiertos de un coque contaminado con una variedad de hidrocarburos cíclicos contaminantes, que reduce su actividad. El catalizador se reactiva mediante eliminación del coque a altas temperaturas y el tratamiento con compuestos que contengan cloro. Estas condiciones son las idóneas para la formación de dioxinas y dibenzofuranos (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión de gas natural

El gas natural se usa ampliamente en la industria para la producción de calor, energía y para la generación de electricidad a gran escala. No es fácil que se formen PCDD/Fs en las plantas de combustión, a no ser que haya una fuente específica de contaminación (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión de aceites residuales

Los aceites residuales son con frecuencia quemados en pequeñas calderas como combustible, por ejemplo, de la extracción de agregados en el proceso de producción de asfalto. Si se dan las condiciones adecuadas, pueden formarse PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión industrial y doméstica de la madera

La madera puede usarse como combustible para generar energía o calor tanto en el sector industrial como en el doméstico. La industria productora y procesadora de la madera usa una cantidad considerable de residuos de la misma para generar energía útil. La naturaleza de los residuos y el sistema de combustión influyen en las cantidades emitidas de

PCDD/Fs. El uso de maderas tratadas es especialmente importante en la formación de estos contaminantes. La combustión industrial genera cenizas, residuos procedentes de los filtros de contaminación y residuos periódicos de mantenimiento, mientras que la combustión doméstica tiene residuos de control de contaminación (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión de fuel en vehículos

Cuando se demostró que las dioxinas y los furanos policlorados podían formarse durante cualquier proceso de combustión incompleto, se sospechó también de los vehículos de motor. Desde entonces se han llevado a cabo diversos estudios para estimar las concentraciones de PCDD/Fs en emisiones de motores diesel (Geueke et al. 1999; Gertler et al. 1998) y gasolina tanto con plomo como sin plomo (Marklund et al. 1987). Estudios de emisiones en túnel (Wichmann et al. 1995) y estudios de emisiones en tubos de escape (Marklund et al. 1987), confirmaron la emisión al aire de PCDD/Fs. La combustión incompleta y la presencia de una fuente de cloro en forma de aditivo (*scavenger*) en el combustible, cuya función consiste en limpiar el motor de depósitos de plomo convirtiéndolo en compuestos volátiles, han sido considerados como factores de formación de PCDD/Fs. Ejemplos de estos aditivos son el dicloroetano y el pentaclorofenato

Combustión agrícola

La combustión al aire libre de residuos del sector agrícola tales como restos de cosechas, rastrojos, madera, hojas, plásticos y otros residuos, suele llevarse a cabo en pequeños fuegos en explotaciones. Estos fuegos pueden conducir a la liberación de PCDD/Fs al Medio Ambiente. Conviene destacar la combustión de recipientes contaminados con productos químicos como primera causa de altas concentraciones de PCDD/Fs emitidas en quemas agrícolas (Lee et al. 1999; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión de neumáticos

El alto valor calorífico de los neumáticos ha hecho que se empleen cada vez más como combustible. Pueden quemarse en plantas a propósito para ellos o en otras plantas en las que se empleen como combustible junto con otras sustancias. Este es el caso de algunas fábricas modernas productoras de cemento. Las plantas que emplean neumáticos están controladas mediante filtros de reducción de contaminación. Por otra parte, no conviene tampoco olvidar que la combustión accidental de neumáticos también puede ser una fuente significativa de emisiones de PCDD/Fs al medio (Krauss et al. 1999; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Hornos crematorios

En condiciones pobres de combustión y de controles de la contaminación, los hornos de incineración de cuerpos son una fuente potencial de PCDD/Fs al aire (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997, USEPA 1998).

Combustión de fuel derivado de residuos

Los residuos sólidos municipales pueden procesarse para recuperar los componentes reciclables y para producir un fuel conocido como *fuel derivado de residuos* (RDF). El RDF, tras sufrir o no una peletización, puede ser quemado en equipos adecuados para producir calor o energía. La combustión de RDF genera cenizas y residuos procedentes de los filtros de contaminación, pues las plantas de combustión de RDF están obligadas a cumplir con controles estrictos de emisiones al aire, especialmente con filtros de bolsa y filtros lavadores secos. Las cantidades de PCDD/Fs generadas dependen del tipo de planta y de la clase de filtro (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Combustión de residuos avícolas

Las grandes cantidades de residuos recogidos en los suelos de granjas avícolas plantean el problema de su eliminación. Los restos se componen principalmente de paja y otros materiales de lecho para animales junto con deposiciones y otros residuos. Una solución consiste en crear plantas que reciclen este material como combustible para la producción de electricidad y calor.

El Reino Unido es líder en la construcción de estas plantas. La combustión de la basura genera un residuo de reja y ceniza ligera, los cuales se recogen generalmente en precipitadores electrostáticos. Se piensa que no generan efluentes al agua (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Procesado del hierro y acero

La producción de hierro y acero incluye varias etapas térmicas, algunas de las cuales cumplen las condiciones para la formación de PCDD/Fs. Las etapas más significativas identificadas hasta ahora son la producción del sinterizado que nutre los altos hornos y el procesado de la chatarra de acero. En la producción de hierro y acero, la fundición de materiales de mena y chatarra se lleva a cabo en varios tipos de hornos (altos hornos, hornos de arco eléctrico, hornos de inducción eléctrica y hornos cupola).

Los principales vertidos de material contaminado con PCDD/Fs están asociados a los polvos procedentes del reprocesado de la chatarra (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de aluminio primario

La producción de aluminio a partir de las menas de los minerales no es considerada como un proceso significativo de formación de PCDD/Fs. Los barros que proceden de las celdas

contienen pequeñas cantidades de dioxinas (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de aluminio secundario

La fase del horno de fundición para la producción de aluminio a partir de fuentes secundarias, como la chatarra contaminada con productos químicos que contienen cloro, ha sido identificada como fuente primaria de PCDD/Fs. Los tipos de horno usados en la industria del aluminio secundario son de tres tipos: 1) hornos de fuego directo (hornos rotatorios, hornos de chimenea), 2) hornos de fuego indirecto, y 3) hornos eléctricos (hornos de inducción).

Los principales residuos sólidos son las escorias procedentes del horno y de las operaciones de refinado, los cuales se extraen de la superficie del metal fundido y de los flujos salinos en los hornos rotatorios. Otros residuos sólidos son los polvos de ciclones y filtros de manga.

Las principales descargas al agua son el agua fría y los efluentes de operaciones de adobamiento del metal. Algunas plantas pueden tener filtros lavadores, pero no se tienen datos de las cantidades de efluentes generadas (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de magnesio

En la industria de producción de magnesio secundario, la chatarra de magnesio, que procede principalmente de componentes de automoción, es refundida y refinada en hornos. Dependiendo del tipo de aleación, para el refinado se emplean hexaclorobenceno, hexacloroetano o zirconio. Los flujos de cobertura, que se usan para evitar las pérdidas por oxidación y prevenir combustiones, aportan el cloro en forma de cloruros, fluoruros y óxidos de metales alcalinos y alcalinotérreos. Estas son las condiciones idóneas para la formación de PCDD/Fs.

Los residuos sólidos de esta industria son arenas de fundición, materiales refractarios, lodos de los lavadores húmedos y escorias del fundido. El principal origen de los vertidos líquidos es el agua de lavado del chapeado metálico, que se vierte en sumideros o en plantas de tratamiento centralizado (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de cobre

Los procesos térmicos empleados en la industria secundaria del cobre tienen el potencial de causar la descarga de PCDD/Fs al aire. Sin embargo, no se tiene información de la descarga al suelo y al agua.

Las fuentes secundarias de cobre incluyen alambres, radiadores de coche, cables, bronce, latón y escorias. Los procesos aplicados para la producción de cobre en plantas de refinado dependen del tipo de chatarra.

Los residuos sólidos son fundamentalmente escorias que proceden de los hornos y operaciones de convertido, el polvo procedente principalmente de las operaciones de limpieza del gas, los lodos de la neutralización de los efluentes de adobamiento, y las arenas de fundición. Los residuos líquidos vienen de aguas de enfriado y efluentes usados en los lavadores húmedos que se emplean para limpiar los gases de escape de los hornos rotatorios (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de cinc y plomo

Las grandes utilidades de las industrias procesadoras de plomo son las baterías ácidas para vehículos y el reprocesado de chatarra. Los procesos térmicos, la introducción de compuestos de carbono, y la contaminación que acompaña la chatarra aportan las condiciones para la formación de PCDD/Fs.

Las escorias, lodos de los lavadores húmedos y polvos recogidos en filtros de mangas constituyen los residuos sólidos. Los efluentes líquidos que proceden de los lavadores húmedos, aguas de enfriado y otras fuentes son tratados con cal para precipitar metales pesados, que son recogidos mediante sedimentación (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Plantas cementeras

El proceso de fabricación de cemento consta de varias etapas. Las rocas naturales procedentes de las canteras, debidamente corregidas en su composición química mediante pequeñas adiciones de arcillas y minerales de hierro, se muelen hasta reducirlas a partículas de un tamaño aproximado a las 50 micras. Este polvo recibe el nombre de crudo. El crudo se calcina hasta *sinterización* en los hornos rotatorios a una temperatura de 1500°C, lo cual se consigue mediante la combustión de carbón, petróleo, gas o coque. En los últimos años existe una tendencia a sustituir parte de estos combustibles por residuos líquidos o sólidos (neumáticos). El producto granular que se obtiene del horno, rico en silicatos, aluminatos y ferroaluminatos, se denomina *clinker*. El cemento se obtiene a partir del clinker mediante adiciones de pequeñas cantidades de yeso y molido en molinos de bolas.

Como todo proceso térmico, las cementeras han sido identificadas como potenciales fuentes de emisión de PCDD/Fs al aire, suelo y agua. El polvo de horno (CKD) es el principal residuo procedente de la producción de cemento. El CKD es capturado en precipitadores electrostáticos (ESP), colocados antes de ser emitidos a la atmósfera. La mayoría de filtros de partículas usados en las plantas cementeras operan a temperaturas por encima de los 150°C. Esta temperatura ha sido identificada como la temperatura crítica por encima de la cual se forman PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997; Krauss et al. 1999; USEPA 1998).

Mientras varias plantas cementeras reciclan los polvos en el proceso de producción de cemento, otras lo depositan en vertederos. Las aguas residuales proceden

fundamentalmente de las etapas de preparación de las materias primas del proceso y de los conductos de enfriamiento.

Procesos de emisión de asbestos

En este apartado figuran las industrias que fabrican cemento de asbesto, rellenos de asbesto, cubiertas de suelos de asbesto, y la destrucción mediante quemado de vehículos de ferrocarril que han incorporado asbesto en su estructura que tienen el potencial de emitir fibras de asbesto. Para esta última industria se han impuesto límites de emisión de PCDD/Fs a la atmósfera (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Procesos de producción y fabricación de fibras minerales y vidrio, y producción de cerámica

Por lo general, las temperaturas de los procesos de fabricación de vidrio y cerámica son muy elevadas y los tiempos de permanencia largos. El cloro puede introducirse vía materias primas y combustibles. La detección de bajos niveles de PCDD/Fs en los gases de escape de algunos de estos procesos confirma la sospecha que se tenía por las condiciones químicas y térmicas. Parece mayor el potencial de emisión de estos contaminantes al aire que al suelo y agua. No se han impuesto límites de emisión de PCDD/Fs a la atmósfera para estos procesos (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Otros procesos minerales

La mezcla del asfalto ha sido identificada también como una fuente potencial de PCDD/Fs. El bitumen es mezclado con agregados a alta temperatura, arena y “filler” para producir asfalto. El bitumen contiene los precursores orgánicos necesarios para generar PCDD/Fs tras una reacción con cloro. El aceite residual se usa frecuentemente como el combustible que calienta los agregados, y es también una posible fuente de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Con gran probabilidad el uso de controles de contaminación que limitan las emisiones al aire de partículas puede conducir al vertido de los contaminantes en suelo y agua.

Producción de cloro en procesos cloro-álcali

El gas cloro es producido en la industria mayoritariamente mediante la electrólisis de soluciones saturadas de sal común. Los efectos contaminantes del mercurio sobre productos y residuos de la celda han contribuido a sustituir la antigua celda de mercurio por las modernas celdas de membrana y diafragma.

Se han hallado PCDD/Fs en subproductos de la electrólisis, tales como los lodos procedentes de las celdas de electrodos de grafito. Se considera que los electrodos de titanio presentan ventajas de eficiencia energética sobre los electrodos de grafito. Sin embargo también pueden formarse trazas de PCDD/Fs por la acción de cloro sobre las trazas orgánicas del sistema. La materia orgánica puede proceder del agua usada para la elaboración del agua salada.

Se han detectado también altos niveles de PCDD/Fs en los sólidos procedentes de la purificación del medio salino y que han sido filtrados del efluente líquido (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de PVC, VCM y EDC

El cloruro de polivinilo (PVC) es una clase de plástico, versátil y de bajo coste, usado en una amplia variedad de aplicaciones. Se obtiene mediante polimerización a bajas temperaturas de su monómero, el cloruro de monovinilo (VCM). A su vez el VCM se produce mediante craqueo del dicloruro de etileno (EDC), el cual se obtiene por cloración directa del gas etileno o por oxiclорación de etileno con cloruro de hidrógeno.

Mientras que las etapas de craqueo térmico y oxiclорación del etileno han sido identificadas como fuentes de PCDD/Fs, la fase de polimerización del VCM no favorece la formación de

PCDD/Fs debido a las condiciones de bajas temperaturas (Carroll et al. 1999; Isosaari et al. 1999).

Producción de percloroetileno y tricloroetileno

El percloroetileno y tricloroetileno son obtenidos en procesos ligados a la producción de dicloruro de etileno (EDC), descritos en el apartado anterior. Determinados productos secundarios de la reacción de formación del EDC son a su vez empleados como reactivos en las plantas de tricloro y percloroetileno (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Otros productos alifáticos clorados

Los compuestos alifáticos clorados son generalmente producidos por cloración directa con un ácido de Lewis como catalizador (cloruro de hierro, por ejemplo). La cloración suele realizarse a bajas temperaturas, con lo que no favorece la formación de dioxinas, sin embargo, los catalizadores pueden llevar impurezas de estos contaminantes. El empleo de la cloración directa en vez de la oxiclорación repercute en una menor formación de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de pesticidas

La producción de pesticidas clorados, particularmente fenoxiherbicidas y pentaclorofenol, ha sido identificada como fuente de formación de PCDD/Fs. Las características de estas síntesis han obligado a clasificar sus residuos como especiales, y a controlar su vertido (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997; DARP 1997a).

Clorofenoles y otros compuestos

Además de su uso directo como pesticidas, los clorofenoles son empleados en la industria química como productos de partida para la síntesis de tintes y pesticidas. Suelen obtenerse

por cloración directa del clorofenol con gas cloro y catalizador de cloruro de aluminio, o por hidrólisis básica de clorobenzenos (170-200°C). Se ha comprobado que existe una alta probabilidad en estos procesos de generar PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de productos farmacéuticos

Los productos farmacéuticos pueden haber sido clorados mediante la reacción con compuestos clorados, algunas de las cuales pueden estar contaminados con PCDD/Fs. Se piensa que la producción tiene poco potencial para formar PCDD/Fs, ya que suele tener lugar a bajas temperaturas (<150°C) (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de clorobenceno

El clorobenceno es obtenido mediante la cloración del benceno con gas cloro y un catalizador de cloruro de algún metal, o mediante oxiclорación para producir clorobenzenos con bajo grado de sustitución. Las condiciones de reacción vienen marcadas por niveles de temperatura alrededor de 150°C. Se usan frecuentemente condiciones alcalinas para la purificación. Se ha detectado clorobenceno contaminado con PCDD/Fs. Este compuesto es utilizado frecuentemente como intermediario en procesos de fabricación de productos farmacéuticos, tintes y disolventes para la fabricación de pinturas. El 1,2-diclorobenceno actúa como fumigador, insecticida e intermedio químico (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de cloruros metálicos

Gran parte de los cloruros metálicos utilizan cloro o cloruro de hidrógeno como reactivos. El cloruro de aluminio anhidro, cuya producción es representativa de la de otros metales, se produce a través de la inyección de cloro gas en el seno de aluminio fundido. El vapor de cloruro de aluminio anhidro es recogido en condensadores. Los lavadores básicos extraen los residuos inertes.

Se ha sugerido que el uso de hierro y aluminio secundario como materias primas puede inducir a la formación de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Otros procesos químicos que pueden generar PCDD/Fs

Muchos procesos llevados a cabo en la industria química tienen la capacidad de formar PCDD/Fs como subproducto. El uso de cloruros metálicos y otros catalizadores clorados, y las etapas de oxiclación, han sido considerados factores decisivos para la formación de PCDD/Fs.

El uso de compuestos clorados intermedios en etapas de síntesis, especialmente aquellos derivados del clorofenol, puede introducir PCDD/Fs en el proceso, o bien provocar las condiciones óptimas para la producción no deseada de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Incineradoras de residuos sólidos urbanos

Desde hace unas décadas, la incineración de materiales sólidos urbanos ha ocupado un lugar destacado entre las diferentes estrategias para una gestión sostenible de los residuos.

La tecnología de incineración de residuos sólidos urbanos más usada es la combustión de masa. Tiene la ventaja de un pretratamiento mínimo. Además, la combustión del material sólido urbano, sin previa clasificación, se realiza en un sistema de parrilla móvil.

En los últimos años, las incineradoras de residuos sólidos urbanos (IRSU) han sido objeto de controversia a causa del riesgo potencial de sus gases de emisión, especialmente PCDD/Fs. Se han emprendido diversos programas dirigidos a investigar y controlar las emisiones a la atmósfera de las IRSU. Como resultado de estos estudios se ha publicado una nueva legislación de la Comunidad Europea sobre emisiones de PCDD/Fs en IRSU. En concreto, la directiva 89/369/CEE regula que el límite superior de las concentraciones de

estas emisiones ha de ser 0,1 ng I-TEQ/Nm³ (Edujee y Gair 1997). En España, el decreto RD 1088/92 se hizo eco de la directiva comunitaria. Posteriormente, el decreto RD 1217/97 modificó el RD 1088/92, e introdujo un límite de emisión de PCDD/Fs en IRSU de 0,1 ng I-TEQ/Nm³, si el contenido de cloro era superior al 1% (Abad et al. 1998, 2000; Fabrellas et al. 1999). Las plantas incineradoras en España se han ido paulatinamente adaptando a esta legislación. A ello ha contribuido la incorporación de tecnologías de combustión alternativas a los hornos de masa de combustión, como son los hornos de lecho fluidificado, y una mejor limpieza de los gases de salida. En Cataluña, el Decret 323/94 recoge la normativa comunitaria.

En cualquier caso, la reducción de contaminantes en los gases de salida incrementa los niveles de contaminación de los residuos procedentes de los procesos de combustión y limpieza. Los residuos sólidos de una IRSU son de dos clases: escorias y cenizas. Su cantidad depende de la naturaleza del sistema de combustión y de los contenidos en cenizas de los residuos quemados. Las escorias son los restos sólidos del horno de incineración, y son destinados a vertederos. La cantidad de escoria formada depende de los contenidos de ceniza de los residuos incinerados. Las cenizas ligeras proceden de sistemas de limpieza secos para la reducción en la liberación de partículas y son también transportadas a vertederos, aunque su reciclaje para usos de infraestructura es cada vez mayor. En este sentido, mejoras en la eficacia de las tecnologías de lavado de gases pueden conducir a menores cantidades de cenizas.

Los efluentes, en caso de existir, suelen requerir tratamiento antes de su descarga en depuradoras. Las fuentes de aguas residuales de especial interés son los sistemas de limpieza de los lavadores húmedos. Otras posibles fuentes son los efluentes procedentes de la extinción de residuos del horno, aguas de lavado y balsas de superficie.

Incineradoras de residuos especiales

La destrucción de los residuos químicos a altas temperaturas en plantas incineradoras de residuos especiales (IRE) se está convirtiendo en una alternativa de gestión significativa

frente al almacenamiento en vertederos. Este proceso ha sido identificado como fuente de PCDD/Fs al aire, suelo y agua (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Las escorias procedentes del horno y los residuos de los sistemas de lavado de gases son las dos fuentes principales de residuos sólidos. La cantidad de escoria formada depende de los contenidos de ceniza de los residuos incinerados. Los residuos procedentes de las plantas de lavado de gases se hallan en forma de pastas de filtros y polvos.

Las aguas residuales contaminadas proceden de los lavadores húmedos, que son bastante comunes en las incineradoras de materiales industriales y peligrosos.

La Directiva de la Comisión Europea relativa a Incineradoras de Residuos Industriales (94/67/EC) regula un límite superior de emisión a la atmósfera de 0,1 ng I-TEQ/Nm³.

Incineradoras de residuos clínicos

De las muchas técnicas disponibles para el tratamiento de los residuos clínicos, la más utilizada es la incineración a altas temperaturas. Las plantas modernas tienen un horno móvil, una cámara postcombustión y una caldera seguida por un equipo de lavado de gases. Las plantas antiguas tenían hornos estáticos sin más controles de contaminación que una cámara de combustión secundaria. Antes de que se introdujeran estas técnicas, los residuos sólidos clínicos eran introducidos en bolsas especiales, para a continuación ser sellados y depositados en contenedores.

Los residuos sólidos proceden de cenizas de los fondos del horno, residuos de los sistemas de limpieza de gases como lavadores secos y pastas de filtros de lavadores húmedos. Los efluentes líquidos proceden de las plantas que emplean sistemas de lavado húmedo. Sin embargo los sistemas de lavado húmedo son cada vez menos utilizados en beneficio de los sistemas secos (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Incineradoras de lodos de depuradoras

Los lodos procedentes de las plantas depuradoras de aguas pueden ser eliminados en plantas incineradoras. Generalmente, antes de entrar en las plantas incineradoras, los lodos experimentan un proceso de deshidratación. Las plantas antiguas tenían múltiples hornos y precipitadores electrostáticos para el control del polvo. Las plantas modernas emplean tecnologías de combustión de lecho fluidificado, y están equipadas con importantes sistemas de control de contaminación. Es probable que los lodos incinerados estén contaminados con PCDD/Fs o con compuestos orgánicos que puedan conducir a su vez a la formación de PCDD/Fs como resultado de la combustión (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Los principales residuos son las cenizas procedentes de las rejillas del horno y de los equipos de control de la contaminación. Los residuos de los lavadores húmedos también pueden contener PCDD/Fs.

El hecho de que las plantas incineradoras de lodo estén habitualmente próximos a las plantas de depuración de aguas, facilita el reciclaje de los efluentes procedentes de los lavadores húmedos.

Se espera que en los próximos años las cantidades de lodos de depuradora crezcan considerablemente debido a las medidas de reducción del vertido en mar. Así, las nuevas plantas están obligadas a emplear buenos controles de combustión y de contaminación.

Procesos de recuperación: regeneración de carbón activo

El carbón activo se emplea para limpiar de impurezas las corrientes, líquidas y gaseosas, de la industria. Sus propiedades de adsorción lo hacen muy eficiente. Su regeneración se lleva a cabo frecuentemente a través de procesos térmicos. Las impurezas químicas que han sido adsorbidas por el carbón activo y el proceso de regeneración térmica pueden ser una fuente de PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Procesos de fabricación de pulpa y papel

El proceso de elaboración de la pulpa consiste en la rotura de la celulosa en fibras individuales. Puede realizarse mediante tratamiento químico o mecánico. Con frecuencia, existe la necesidad de blanquear la pulpa, para lo cual se empleaba tradicionalmente cloro gas. Sin embargo, durante estos últimos años el uso del cloro ha experimentado una reducción importante en favor del dióxido de cloro u otras lejías sin cloro.

En cuanto a la producción del papel, una parte es fabricado en la industria mediante la reacción de la pulpa con diversos compuestos químicos. Otra parte procede de papel reciclado, en cuyo caso se utilizan sustancias químicas que extraen la tinta y lavan el papel.

El uso de cloro gas en el procesado de la pulpa ha sido identificado como la causa principal de las emisiones de PCDD/Fs, además de la presencia de estos contaminantes en la tinta del papel reciclado.

En cuanto a las emisiones de PCDD/Fs al aire, se considera que son poco significativas. Más notables son los vertidos de PCDD/Fs al agua. El agua tiene diversas utilidades: como medio de transporte, como disolvente de la materia prima y como elemento de limpieza y depuración. El agua contaminada pasa a plantas de tratamiento de vertidos, con la consiguiente generación de lodos contaminados con PCDD/Fs. Otras clases de lodos proceden de los procesos de fabricación de pulpa y papel y de extracción de tinta.

La reducción en la utilización del cloro en la etapa del blanqueado de la pulpa y otras mejoras en las plantas de tratamiento de vertidos favorecerán sin duda en un futuro la disminución de los PCDD/Fs vertidos por la industria papelera al medio ambiente (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997; USEPA 1998).

Procesos de tratamiento textil

En la industria de tratamiento de tejidos se usan varios productos químicos con la finalidad de que éstos adquieran propiedades anti-ignífugas, hidrófobas, antisuciedad, fungicidas, bactericidas y conservativas. Además, la industria los emplea para el lavado de tejidos. Algunos de estos productos químicos son conocidos portadores de PCDD/Fs: dioxazinas, violeta de carbozol, violeta 23, azules 106 y 108, pentaclorofenol, laureato de pentaclorofenilo. Sin embargo, es probable que las PCDD/Fs se forman durante los procesos industriales (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Fabricación de tintes

Algunos estudios han detectado la presencia de PCDD/Fs en los tintes de dioxazina, que se sintetizan a partir de fenoles clorados y cloranil, y en los tintes de violeta de carbozol, violeta 23, azul 106 y azul 108 (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Procesos de tratamiento químico de la madera

El tratamiento de la madera a base de ciertos productos químicos contaminados con PCDD/Fs puede ser otra causa de las emisiones de estas sustancias al Medio Ambiente (Winters et al. 1999; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997). La madera es tratada con el fin de prevenir ataques de hongos y agentes bacterianos. El principal agente químico usado es el pentaclorofenol (PCP) y derivados (Kirk-Othmer 1964, 1970). Con todo, el uso de PCP ha ido disminuyendo con los años. Además, las plantas de tratamiento de vertidos contribuyen a provocar una mejora en la calidad medioambiental de los residuos de este sector.

Industria de la goma

Aunque existen pocas pruebas de que se formen cantidades significativas de PCDD/Fs durante el procesado de la goma, hay algunas evidencias de que los productos químicos

empleados en la industria de la goma pueden contener PCDD/Fs. El cloranil, que acostumbra a estar contaminado con PCDD/Fs, es usado por ejemplo como agente de refuerzo en la fabricación de neumáticos (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Tratamiento y procesado de materia animal y vegetal

No es probable que el tratamiento y procesado de la materia vegetal y animal conduzca a la formación de cantidades significativas de PCDD/Fs. Sin embargo, se sabe que los alimentos están contaminados en distintas proporciones -según su procedencia- con PCDD/Fs (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

1.3.4.2. PROCESOS NO INDUSTRIALES

Incendios accidentales

Las condiciones pobres de combustión y la diversidad de materiales combustibles hacen que los incendios accidentales o incontrolados sean otra fuente de formación y emisión de contaminantes ambientales (Lee et al. 1999; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997). En concreto, las combustiones de materiales como el pentaclorofenol (PCP), usado para el tratamiento de la madera, el cloruro de polivinilo (PVC), materiales textiles que contienen cloroparafinas y pinturas, PCBs, así como también otros materiales que contienen compuestos orgánicos clorados han sido identificados como fuentes importantes de PCDD/Fs medioambientales. Estos incendios suelen ocurrir en edificios, vehículos y vegetación.

Mientras diversos estudios han demostrado la presencia de PCDD/Fs en depósitos de hollín y cenizas residuales procedentes de estos incendios, se han efectuado pocas medidas directas en humos procedentes de fuegos.

Los principales residuos sólidos contaminados con las PCDD/Fs proceden del material que no se ha quemado completamente y del material sólido que se ha ido contaminando durante los incendios. También, los vertidos al agua proceden probablemente de las operaciones dirigidas a la extinción del fuego, así como de escapes de agua en el propio sitio.

Fuegos intencionados

Dentro de esta categoría se encuentran los fuegos que consumen rastrojos y otros materiales en los jardines y terrenos de las propiedades particulares. La naturaleza de los fuegos y de los materiales quemados aporta las condiciones necesarias para la formación de dioxinas y dibenzofuranos. El volumen de contaminación por esta fuente puede ser muy notable (Lee et al. 1999; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Producción de lodos en plantas de tratamiento de aguas residuales

Desde hace varios años, la construcción urgente de plantas de tratamiento de aguas residuales alrededor de las poblaciones ha centrado una parte importante de las legislaciones nacionales e internacionales sobre la calidad del agua. Destaca el decreto COM 91/271 de la Unión Europea, que exige la instalación de sistemas de tratamiento en todas las poblaciones con un número de habitantes por encima de 2000, antes del año 2005.

Se han detectado PCDD/Fs en muestras de lodos de depuradoras de muchos países industrializados (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997; Eljarrat et al. 1998, 1999; Molina et al. 1998). Se encuentran en dichos lodos a consecuencia de la deposición atmosférica, de la contaminación de productos químicos descargados en dichas plantas, y de las cargas de vertidos industriales. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que parte de los contaminantes se formen durante el propio tratamiento de las aguas, como resultado de la acción enzimática sobre compuestos derivados del clorofenol. Algunos estudios han mostrado que una gran proporción de PCDD/Fs en la entrada de la planta de tratamiento permanece en el material sólido. En cualquier caso, no existe suficiente

información para concluir que los PCDD/Fs se forman, destruyen o simplemente se redistribuyen en las plantas de tratamiento de aguas.

Las nuevas tecnologías de secado de lodos pueden contribuir adicionalmente a la formación de ciertas cantidades adicionales de PCDD/Fs.

Vertido de aceites residuales

Los aceites residuales pueden proceder tanto de fuentes domésticas como industriales. Se han detectado niveles de PCDD/Fs en algunos aceites, los cuales es probable que estuvieran contaminados con PCP y PCBs, así como en aceites de motores que usan fuel (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Uso de productos químicos

El uso de productos químicos contaminados por PCDD/Fs facilita la entrada de éstos en la atmósfera. Las categorías más importantes son aquellos productos fenólicos clorados y sus derivados, en particular el pentaclorofenol, algunos pesticidas, aceites residuales y otros productos que actúan como disolventes (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

Uso de pesticidas

En los últimos años de la década de 1970 y principios de los 80, la USEPA y otras agencias medioambientales emprendieron diversas acciones para investigar y controlar la contaminación por PCDD/Fs en los pesticidas. Hasta ese momento los pesticidas carecían de regulación de los niveles de PCDD/Fs. Algunos ingredientes activos de pesticidas, especialmente fenoles clorados y sus derivados, tales como el pentaclorofenol (PCP), ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxi)propiónico (silvex) y ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético eran conocidos o sospechosos de estar contaminados con dioxinas. Resultado de estas investigaciones fueron los diferentes listados de pesticidas contaminados con PCDD/Fs (USEPA 1998; Schramm et al. 1998; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997), y

las consiguientes regulaciones de las concentraciones de PCDD/Fs por unidad de ingrediente activo de pesticida. En algunos casos se prohibió su uso.

Uso de pentaclorofenol en la madera

El pentaclorofenol (PCP) y sus derivados, tales como la sal sódica del pentaclorofenol (NaPCP), y el laureato de pentaclorofenilo (PCPL) son conocidos biocidas en el tratamiento de la madera. A través de metabolismos enzimáticos, los hongos transforman algunos componentes de la madera en formas que son fácilmente asimilables por ellos. En estos casos se dice que la madera está podrida o descompuesta. Se ha demostrado que tratamientos con especies químicas fungicidas en condiciones de humedad normales minimizan estos efectos adversos. En consecuencia, el tratamiento protector de la madera se ha convertido en una industria importante. Algunos protectores derivados del petróleo, como el creosato o soluciones de pentaclorofenol (PCP), son usados comunmente en condiciones de contacto de la madera con el suelo. Los protectores de arsenatos de cobre-cromo y los arsenitos amoniacaes de cobre son también buenos protectores de la madera, sobre todo cuando prevalecen los factores de limpieza y capacidad de soporte de la pintura (Kirk-Othmer 1964, 1970).

Está bien documentado que el PCP ha contenido históricamente grandes cantidades de PCDD/Fs. Debido a la alta presión de vapor del PCP, su volatilización es un fenómeno importante que conduce a la contaminación por PCP de varios medios, y por consiguiente también por PCDD/Fs. En efecto, se han observado niveles altos de PCP en varias muestras recogidas a lo largo del planeta (Winters et al. 1999; Baker y Hites 2000; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997). Debido a sus características toxicológicas, el uso de PCP se ha visto reducido en cantidades significativas.

Lavado en seco

El lavado en seco de la ropa utiliza disolventes orgánicos clorados, en particular percloroetileno. El proceso consiste en el lavado de la ropa en un baño de disolvente

seguido de secado con aire caliente. Los disolventes son recuperados como productos residuales.

Aunque se cree que el lavado en seco no produce PCDD/Fs, puede servir para concentrar los PCDD/Fs que entran bien con la ropa o con los materiales de lavado (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

PCBs

Es conocido que la presencia en el Medio Ambiente de bifenilos policlorados (PCBs) es una fuente de PCDD/Fs. Se han usado básicamente como fluido transmisor de calor para transformadores y condensadores. Actualmente, varios países han prohibido la venta de estos instrumentos eléctricos a causa de su toxicidad. Sin embargo, el tiempo de vida útil de dichos instrumentos, que está entre 20 y 30 años, conduce a que muchos sigan así en funcionamiento. Aunque las emisiones de PCBs al Medio Ambiente durante el funcionamiento normal de estos equipos son despreciables, otros fenómenos, tales como el escape del fluido transmisor y diversos tipos de incendios, conducen a la liberación de PCBs. Las emisiones generadas en incendios en edificios que contienen aparatos eléctricos con PCBs, representarían un serio peligro si no fuera porque ocurren con muy poca frecuencia. No se han hecho intentos para cuantificarla. Los incendios incontrolados de equipo eléctrico en vertederos eran un vector significativo de emisiones de PCBs antes de que se impusieran las restricciones en el uso de este material. A causa de la naturaleza clandestina de este tipo de incendios, no existen datos del alcance que tuvieron en el pasado. En resumen, puede decirse que en la actualidad las emisiones de PCBs ocasionadas por incendios de diferente índole constituyen una parte poco significativa de la contaminación global (Harrad et al. 1994; Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997).

1.3.5. FUENTES SECUNDARIAS DE PCDD/Fs O RESERVORIOS

En una primera etapa, las PCDD/Fs procedentes del sistema atmosférico, las cuales tienen a su vez su origen mayoritariamente en las fuentes primarias, se depositan en el suelo, las masas de agua, y los vegetales a través de la deposición atmosférica. En cuanto a las PCDD/Fs que han sido depositadas sobre el suelo, la mayor parte se acumula y el resto es transportada a otras fases por medio de varios procesos. Desde las masas de agua las PCDD/Fs llegan a los sedimentos, donde son también acumuladas. La ingesta de vegetales y cultivos contaminados con PCDD/Fs por parte de animales y hombres es la vía de entrada fundamental de estos contaminantes en su organismo (Edujee y Gair 1996; Harrad y Smith 1997; Van Lieshout et al. 2001). Como consecuencia, los residuos sólidos procedentes de productos alimenticios, vegetales y animales, también contienen PCDD/Fs (Abad et al. 1998, 2000). Los productos procedentes de la industria son igualmente reservorios de PCDD/Fs, dado que acumulan las moléculas que estaban presentes en las materias primas, o que se habían generado durante el propio proceso industrial (Dyke et al. 1997; UK Environment Agency 1997). En este punto conviene también considerar que los PCDD/Fs pueden sufrir transformación química (Tysklind et al. 1993; Lee et al. 1999).

Aire

Los flujos de entrada de PCDD/Fs en el aire son fundamentalmente las emisiones de fuentes primarias y el transporte, por movimiento de masas de aire, procedente de regiones lejanas. Asimismo, los procesos de pérdidas de PCDD/Fs en el sistema atmosférico son la deposición y la transformación química (Lohmann et al. 1999).

Debido a su complejidad, los flujos de deposición están todavía poco estudiados. Ello dificulta seriamente los intentos para entender, cuantificar y modelar su ciclo global y su entrada en las cadenas alimenticias.

La complejidad de los procesos de deposición se debe a:

- 1) Estos compuestos pueden presentarse en el aire en fase vapor o en fase particulada, lo que determina los dos tipos de procesos de deposición: deposición seca gaseosa y deposición húmeda de partículas.
- 2) La partición fase vapor/particulada está notablemente influenciada por las condiciones ambientales, en especial por la temperatura.
- 3) Pueden estar sujetos a volatilización desde superficies terrestres o acuáticas, lo que dificulta los intentos de obtener medidas de flujo de deposición de confianza.
- 4) Pueden estar sujetos a degradación en la atmósfera o en las superficies donde se han depositado.
- 5) Las formas particuladas pueden asociarse a aerosoles de diferentes tamaños y propiedades.

Por tanto, un conocimiento del comportamiento de la partición en la atmósfera de las PCDD/Fs que se estudian es esencial para entender los itinerarios, mecanismos de degradación, procesos de deposición y los modos de entrada en la cadena alimenticia.

El modelo mejor establecido de transformación química de las PCDD/Fs en el aire es la reacción con los radicales OH. Otro tipo de posibles transformaciones, como la hidrólisis y la fotólisis, tienden a tener velocidades muy lentas y son especialmente difíciles de cuantificar (Wania y Mackay 1999).

Suelo

Las características de alta lipofilidad, baja solubilidad, baja volatilidad y elevada capacidad de ser adsorbidos sobre partículas y superficies, han contribuido a que, durante un periodo de varias décadas, las PCDD/Fs se hayan ido acumulando en los suelos procedentes de otros medios. En concreto, la mayor parte proceden de la atmósfera a través de los fenómenos de deposición seca y húmeda. La concentración en los suelos es una variable

importante para la estimación de la asimilación de estos contaminantes en las plantas y los tejidos animales, y para la estimación de la capacidad de exposición a través de la ingestión de suelo. La lixiviación, la volatilización y el arrastre por agua son procesos físicos de pérdida de PCDD/Fs desde el suelo (Eduljee y Gair 1996; Trapp y Matthies 1997).

Vegetales

Diversos estudios acerca de la contaminación de vegetales por PCDD/Fs han concluido que existen tres flujos básicos de entrada (Eduljee y Gair 1996; Harrad y Smith 1997; Trapp y Matthies 1997):

1. Deposición seca y húmeda sobre tejidos de plantas
2. Transferencia aire-planta de la fase gaseosa
3. Asimilación por la raíz

El valor de la deposición seca es función de las concentraciones totales de PCDD/Fs en el aire y de las velocidades de deposición de partículas específicas para cada congénere. Además de depender de las concentraciones en el aire de cada congénere, la deposición húmeda depende básicamente de las cantidades de precipitación anual. Asimismo, la transferencia aire-planta es función de las concentraciones totales de PCDD/Fs en el aire y de los factores de transferencia aire-planta específicas para cada congénere. Varios estudios han indicado que este proceso es la ruta dominante de entrada de PCDD/Fs en las plantas que sobresalen del suelo. El flujo de asimilación por la raíz, que parece la vía menos importante, depende de las concentraciones en el suelo y de unos factores de bioconcentración suelo-raíz específicos para cada congénere (Harrad y Smith 1997).

Sedimentos

Al igual que sucede con el compartimento suelo, las PCDD/Fs procedentes de las superficies acuáticas quedan adsorbidas y acumuladas en los sedimentos fluviales y marinos. Algunos investigadores han supuesto que las PCDD/Fs no sufren ni procesos de

biodegradación en los sedimentos -debido a sus elevados tiempos de vida media, que están relacionados con el valor del peso molecular- ni procesos de pérdida por volatilización -a causa de las bajas temperaturas a las que están sometidos los sedimentos- (Tolosa et al. 1995; Su y Christensen 1997).

Residuos sólidos urbanos

Se han realizado relativamente pocos análisis de contaminación por PCDD/Fs en residuos sólidos urbanos. La mayoría de los datos sobre concentraciones de estos contaminantes en basuras y residuos de Cataluña responden a estudios sobre balances de masa de dioxinas y furanos en procesos de incineración (Abad et al. 1997, 2000). Estos estudios se basan en el conocimiento de la aportación de estos contaminantes al incinerador vía residuos, y la cantidad total emitida por los sistemas de tratamiento de gases, cenizas, escorias y efluentes. El resultado indica la cantidad de PCDD/Fs generada o destruída durante el proceso .

En la actualidad, existen fundamentalmente tres estrategias de gestión de los residuos sólidos urbanos: envío a vertederos controlados, reciclaje e incineración.

Los vertederos controlados

Los vertederos de residuos sólidos urbanos pueden ser una fuente primaria o secundaria medioambiental de PCDD/Fs debido a:

1. Que estos compuestos estén ya presentes en los materiales residuales que lleguen al vertedero (fuente secundaria).
2. Que se generen durante los incendios incontrolados a partir de precursores presentes en los residuos (fuente primaria), entre los que se encuentran: pentaclorofenol (PCP), lindano, PCB, clorofenoles, clorobencenos, ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético (2,4,5-T), ácido 2-(4-cloro-2-metilfenoxi)acético (MCPA), Nitrofen, N²-(3,4-diclorofenil)N,N-dimetilurea (Diuron), dicloro-

difenitricloroetano (DDT), hexaclorobenceno (HCB), p-diclorobenceno, y olefinas cloradas.

Por otra parte, la posibilidad de emigración de PCDD/Fs desde los vertederos al Medio Ambiente está limitada por:

1. Las condiciones ambientales del emplazamiento. Las temperaturas ambientales, la calidad del suelo y la pluviometría influyen en la capacidad de volatilización hacia la atmósfera y en la presencia de estos contaminantes en los lixiviados, con el consiguiente paso a las aguas freáticas y suelos adyacentes.
2. Las condiciones de seguridad del emplazamiento: la existencia de sistemas de recogida de lixiviados, la caracterización química de los mismos que aseguren su adecuado tratamiento, los sistemas de contención seguros, la aplicación de sistemas de control del biogas que evite incendios y explosiones incontroladas, los sistemas de recuperación energética de biogas con un adecuado tratamiento de gases, etc.

La provincia de Tarragona albergaba en 1999 tres vertederos controlados para material procedente de desechos urbanos.

Tabla 1.3. Vertederos controlados de la provincia de Tarragona en 1999^a

Lugar	Capacidad tm
L'Aldea	39.871,95
Mas Barberans	26.484,76
Tivissa	21.806,42

^a ref. Junta de Residus (1999)

A causa de los escasos datos existentes sobre fuegos incontrolados en vertederos, en el presente trabajo los vertederos no han sido considerados como fuente primaria. Además, según comunicación de los propios vertederos, las condiciones de seguridad son las adecuadas para que pueda considerarse nulo el escape de dioxinas y furanos al medio.

Los centros de recogida de residuos o desecherías

Una vez conocidos los posibles efectos de contaminación por PCDD/Fs en vertederos controlados, se estudian a continuación los centros de recogida de residuos o desecherías. Éstos almacenan productos de desecho a la intemperie. La presencia de fuegos y la quema incontrolada de basuras, los lixiviados generados, la degradación de los residuos y la generación de gas, son algunos de los flujos posibles a partir de este tipo de depósitos. Las consecuencias son imprevisibles, a no ser que se inicien actuaciones que impidan el aumento de este tipo de depósitos y se incorporen sistemas de control y contención, de manera que, una vez localizados, se evite la emisión o escape de este tipo de contaminación.

En la provincia de Tarragona había en 1999 tres centros de recogida de residuos.

Tabla 1.4. Centros de recogida de residuos en la provincia de Tarragona en 1999^a

Lugar	Capacidad tm
Cambrils	89,92
Reus	3.229,98
Sta. Margarida i el Monjos	593,20 ^b

^aref. Junta de Residus (1999)

^bcentro de recogida situado 5 km en el exterior de la provincia de Tarragona

Reciclaje

El reciclaje de residuos sólidos urbanos ofrece una ruta viable hacia la sostenibilidad y supone un beneficio económico potencial ya que permite recuperar materiales tales como el vidrio, el papel, metales y plásticos, de la corriente de residuos, los cuales en otro caso serían incinerados o depositados en vertederos. El reciclaje consigue asimismo minimizar la descarga de la fracción orgánica de los residuos domésticos, que a causa de la degradación es un primer agente de lixiviados y de emisiones de metano en vertederos (Butt et al. 1998).

El objetivo general del presente trabajo ha sido:

Evaluar los riesgos por PCDD/Fs en la provincia de Tarragona mediante el Análisis de Flujos de Substancias (AFS).

Los objetivos específicos del presente trabajo son los siguientes:

1. Realización de un inventario de las emisiones anuales de PCDD/Fs al aire, suelo y agua ocasionadas por fuentes primarias de estos contaminantes en la provincia de Tarragona.
2. Estudio comparativo de las densidades de emisiones del inventario de la provincia de Tarragona con las correspondientes a inventarios de otras regiones y países.
3. Aplicación del Análisis de Flujos de Substancias (AFS) a los flujos del sistema provincia de Tarragona.
 - 3.1. Diseño de un diagrama de flujos de PCDD/Fs entre los diversos compartimentos o subsistemas del Medio Ambiente del área de estudio.
 - 3.2. Cálculo “a priori” de los valores de determinados flujos.
 - 3.3. Estimación del valor de los flujos que no estaban medidos y reestimación del valor de los flujos que estaban medidos previamente.
 - 3.4. Realización de operaciones de simulación de flujos mediante la técnica del Análisis de Control.
4. Evaluación del riesgo por dioxinas y furanos sobre la salud de la población de la provincia de Tarragona.

-
5. Cálculo de la disminución del riesgo en la población de la provincia de Tarragona cuando se adoptan medidas de reducción de las emisiones de PCDD/Fs al aire.
 6. Estudio, a través de un Análisis Coste-Beneficio (ACB), de la viabilidad económica de las medidas de reducción de emisiones de PCDD/Fs en la industria de la zona.

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Tarragona está situada al noreste de España, con una superficie de 626.350 Ha y una población 580.245 habitantes. Los dos núcleos urbanos más poblados son Tarragona, con 114.550 habitantes, y Reus, con 90.225 habitantes. Tiene un perímetro de costa marina de 280 km. Según datos aportados por el Institut d'Estudis Forestals de Catalunya (IEFC) de la Universidad Autónoma de Barcelona, la distribución superficial de la provincia es la mostrada en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Distribución superficial de la provincia de Tarragona

Tipos de superficies por cubierta	Superficie Ha	Porcentaje %
Arbolado (cc>20%)	121.446	19,26
Arbolado (5%<cc<20%)	34.321	5,44
Arbustos	113.134	17,95
Prados	563	0,09
Tarteras	95	0,02
Rocas	1.152	0,18
Suelo sin vegetación	2.744	0,44
Cultivos	331.382	52,56
Incendios forestales	2.325	0,37
Red de carreteras	1.093	0,17
Reforestaciones	324	0,05
Zonas urbanizadas	13.186	2,09
Zonas de extracción minera	840	0,13
Masas de agua	4.870	0,77
Vegetación de "aiguamolls"	1.963	0,31
Zonas deportivas y lúdicas	101	0,02
Playas	500	0,08
Nieves permanentes	0	0
Total	630.440	100,00

cc: porcentaje del suelo cubierto por el arbolado

El hecho de que más de la mitad de la superficie, exactamente un 53%, esté ocupada por zonas de cultivo, da una idea de la importancia del sector agrícola en la provincia. De hecho, respecto a la superficie agrícola de Cataluña, la de la provincia de Tarragona representa un 28%. En segundo lugar, destaca el porcentaje de superficie de la provincia correspondiente a arbolado y arbustos (43%). A su vez, la mayor parte de la superficie

de masas de agua, que representa el 1% del total, corresponde al recorrido y desembocadura del río Ebro.

La instalación de numerosas plantas del sector químico y petroquímico durante los años 60, junto con la gran capacidad logística del puerto de Tarragona, han hecho que en la actualidad la provincia sea un referente industrial y comercial de todo el país. Las instalaciones más importantes se encuentran básicamente concentradas en dos complejos industriales: el mayoritario, de unos 50 km² entre las ciudades de Tarragona y Reus, y el sector industrial en las cercanías de la población de Flix, junto al río Ebro.

La proximidad física entre las industrias de la provincia y los núcleos de población ha conducido a una particular conciencia medioambiental por parte de las instituciones. En colaboración con éstas, numerosos equipos científicos, entre los que se encuentra nuestro laboratorio de Toxicología y Salud Ambiental, han llevado a cabo con éxito varias investigaciones dirigidas al estudio de los niveles de contaminación ambiental. Los riesgos en la salud por exposición a metales y PCDD/Fs han sido uno de los principales objetivos de estas investigaciones (Domingo et al. 1999a,b,c; Schuhmacher et al. 1996, 1997a,b, 1998a,b,c, 1999a,b,c).

3.2. INVENTARIO DE FUENTES DE EMISIÓN DE PCDD/Fs EN LA PROVINCIA DE TARRAGONA

La primera etapa de este trabajo ha consistido en la realización de un inventario de las fuentes antropogénicas de la provincia de Tarragona que liberan PCDD/Fs al aire, al suelo y al agua. Para ello, en primer lugar se ha llevado a cabo una identificación de las fuentes.

3.2.1. EMISIONES DE PCDD/Fs AL AIRE

Método utilizado

Para realizar una estimación fiable de las emisiones al aire, es necesario recurrir a medidas de las concentraciones de PCDD/Fs en la salida de las chimeneas, y de los productos. Estos datos se obtienen a partir de análisis con equipos de control de calidad adecuados. Para las fuentes primarias, si se multiplican las concentraciones por el caudal anual de gas de salida en chimenea se obtiene el valor del flujo de emisión anual. Los flujos de PCDD/Fs procedentes de los productos se obtienen multiplicando la concentración y las cantidades del producto que se usan por año.

Sin embargo, la complejidad técnica y el elevado precio de los equipos de análisis de estos contaminantes dificultan que se tengan medidas directas para todas las fuentes identificadas. Por otra parte, el hecho de que con cierta periodicidad se requieran controles de las concentraciones de emisión de PCDD/Fs, lleva a la industria a trabajar con especial cuidado durante estas sesiones. Ello hace que en ciertos casos estas medidas no sean suficientemente representativas de los valores reales. Para solucionar estas dificultades se recurre a una extrapolación: el uso de *factores de emisión* (FE), aportados por la literatura, los cuales son representativos de la clase industrial que se estudia.

El factor de emisión describe la masa de PCDD/Fs emitida por unidad de nivel de actividad (NA), el cual es el valor de la cantidad de materiales o residuos procesados o producidos.

$$FE=C \cdot F_v / NA$$

donde,

C= concentraciones de PCDD/Fs en los gases de escape (ng I-TEQ/Nm³; 20°C, 1 atm, ajustado a 7% O₂),

F_v= flujo volumétrico de gas de escape (Nm³/h; 20°C, 1 atm; ajustado a 7% de O₂),

NA= nivel de actividad (unidades/h).

Las emisiones anuales de una fuente singular se han determinado mediante el producto del factor de emisión por el nivel de actividad, tal como se muestra en las siguientes ecuaciones:

$$E_{\text{total}} = \sum E_{\text{analizada } i} + \sum E_{\text{no-analizada } i}$$

$$E_{\text{total}} = \sum E_{\text{analizada } i} + \sum (FE_i * A_i)_{\text{no-analizada } i}$$

donde,

E_{total} es la emisión anual de PCDD/Fs procedente de todas las fuentes (g I-TEQ/año),

$E_{\text{analizada } i}$ es la emisión anual de PCDD/Fs de una industria analizada en la clase de fuente i (g I-TEQ/año),

$E_{\text{no-analizada } i}$ es la emisión anual de PCDD/Fs de todas las industrias no-analizadas en la categoría de fuente i (g I-TEQ/año).

La fuente bibliográfica de factores de emisión más utilizada en el presente trabajo ha sido un informe de la Agencia medioambiental de los Estados Unidos (USEPA 1998). En él cada categoría de fuente tiene un valor promedio de factor de emisión. También se han consultado algunas publicaciones derivadas del mencionado informe (Cleverly et al. 1999). Como única excepción, se ha empleado un dato del factor de emisión del US Vinyl Institute para la instalación de MVC/PVC (Carroll et al. 1999).

Incertidumbre de los datos

Los valores del factor de emisión y del nivel de actividad contienen una incertidumbre. Según el informe de la USEPA, la incertidumbre del factor de emisión depende fundamentalmente del grado en que las instalaciones que han sido analizadas para determinar el factor de emisión son representativas de la instalación en estudio (USEPA 1998). Factores como la variabilidad en el diseño físico y en las condiciones operativas influyen en el grado de incertidumbre. La mayor variabilidad entre instalaciones conduce a una menor confianza con la que los resultados de una instalación analizada representen la clase o subclase. La incertidumbre del factor de emisión disminuye también con el valor creciente del número analizado en relación con el número total. Finalmente, otro factor que afecta al grado de confianza de los datos es la calidad de la documentación. En este sentido, siempre que ha sido posible se han empleado informes

de análisis de ingeniería. En algunos casos, se han usado informes procedentes de la literatura e informes borrador que han experimentado menor revisión, así como referencias que no han sido publicadas, tales como comunicaciones personales de expertos. Por todas estas razones, la USEPA ha desarrollado un esquema de *índices de confianza* (IC) para los factores de emisión y los niveles de actividad. El presente trabajo ha recogido este esquema exclusivamente para los factores de emisión. Los parámetros del NA han sido considerados como valores exactos, o sin incertidumbre, porque son datos aportados por la propia instalación.

Se han postulado tres grados de índice de confianza: alta (H), media (M) y baja (L), según los criterios presentados en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Esquema de índices de confianza de USEPA (1998)

IC		Origen	Definición
Alto	H	Derivado de un estudio exhaustivo	El límite superior del intervalo es dos veces superior que el límite inferior
Medio	M	Derivado de análisis en un número limitado pero razonable de instalación que se piensa que son representativas de la categoría de fuente	El límite superior del intervalo es cinco veces superior que el límite inferior
Bajo	L	Derivado de análisis en unas pocas instalaciones, posiblemente no representativas, o de categorías de fuentes similares o de estudios del extranjero donde son posibles las diferencias en las prácticas industriales	El límite superior del intervalo es diez veces superior que el límite inferior

Las distribuciones de probabilidad de los factores de emisión propuestos por la USEPA son logarítmico-normales. La relación del límite superior del intervalo respecto al límite inferior depende del índice de confianza IC: para la clase H es el doble; para la clase M es cinco veces; y para la clase L es diez veces. En estos casos, la media geométrica es el parámetro estadístico que mejor describe el valor medio.

Por otra parte, los valores de FE obtenidos a partir de datos procedentes de las propias instalaciones han sido tratados como distribuciones normales.

3.2.2. DESCARGAS DE PCDD/Fs AL SUELO Y AL AGUA

Con el concepto *descarga al suelo* pretenden describirse los residuos sólidos de la industria y los que se originan en los reservorios de productos. Los destinos de estas descargas son diversos, pero destacan los vertederos y los suelos agrícolas. Las emisiones al agua se definen como los residuos líquidos procedentes de la industria y de los productos. Suelen ser descargados en aguas controladas y en depuradoras. Debe tenerse en cuenta que el impacto negativo de las emisiones de PCDD/Fs depende fundamentalmente del tratamiento y destino final de los materiales en que están contenidos, al igual que del comportamiento de estos contaminantes en el Medio Ambiente.

Antes de entrar en la explicación del método, debe tenerse en cuenta que en la actualidad existen pocos datos de emisiones de PCDD/Fs a otros medios que no sean el aire.

Descripción del método

Este trabajo ha reunido datos tanto de las concentraciones de PCDD/Fs en los residuos sólidos y líquidos, como de las cantidades de estos materiales descargadas a suelo y agua. La combinación de ambas variables permite obtener una estimación de los flujos anuales de descarga, según muestran las siguientes ecuaciones:

$$E_i = Q_i * C_i$$

donde,

E_i = emisión de la fuente i (g I-TEQ/año),

Q_i = cantidad de residuo sólido generado en la planta i (tm),

C_i = concentración de PCDD/Fs en el residuo sólido generado en la planta i (ng I-TEQ/kg residuo sólido).

Siempre que ha sido posible se han usado datos de concentraciones procedentes de residuos generados en España. Sin embargo, cuando se disponía de los datos o bien eran incompletos, la información ha sido substituida por datos procedentes, en la mayor parte de los casos, de un informe de la Agencia medioambiental del Reino Unido (UK Environment Agency 1997). En cualquier caso, sus datos también son limitados y necesitan ser actualizados. El presente trabajo, de acuerdo con los criterios empleados por la gran mayoría de los investigadores, ha considerado la cantidad de residuo sólido generado como un valor fijo, mientras que la variable concentración es presentada en forma de intervalo. En cuanto a los resultados de flujos de emisión, se han presentado en forma de intervalo.

3.3. ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUSTANCIAS

En los últimos años, ha habido un desarrollo notable de métodos que han buscado ser una herramienta eficaz en la toma de decisiones dentro del ámbito de la gestión del Medio Ambiente. Los métodos de *Funciones de daño*, también denominados de *Itinerario de impacto*, son los más generalizados. Se basan en encontrar la relación entre el origen de una carga medioambiental y sus impactos sobre la salud humana y el Medio Ambiente (Thanh y Lefevre 2001). Para ello, se desarrollan según un esquema de cuatro etapas:

1. Especificación de la carga medioambiental de las fuentes emisoras.
2. Funcionamiento de un modelo de dispersión/transporte de contaminantes que permite conocer el incremento de la concentración de contaminantes para la región de estudio, en los diferentes medios.
3. Evaluación de riesgos: cálculo de los riesgos causados por el incremento de la concentración de contaminantes. Se utilizan las relaciones dosis-respuesta, o dosis-efecto.
4. Evaluación económica de los impactos.

La Figura 3.1 muestra de modo gráfico el marco analítico de estas cuatro etapas.

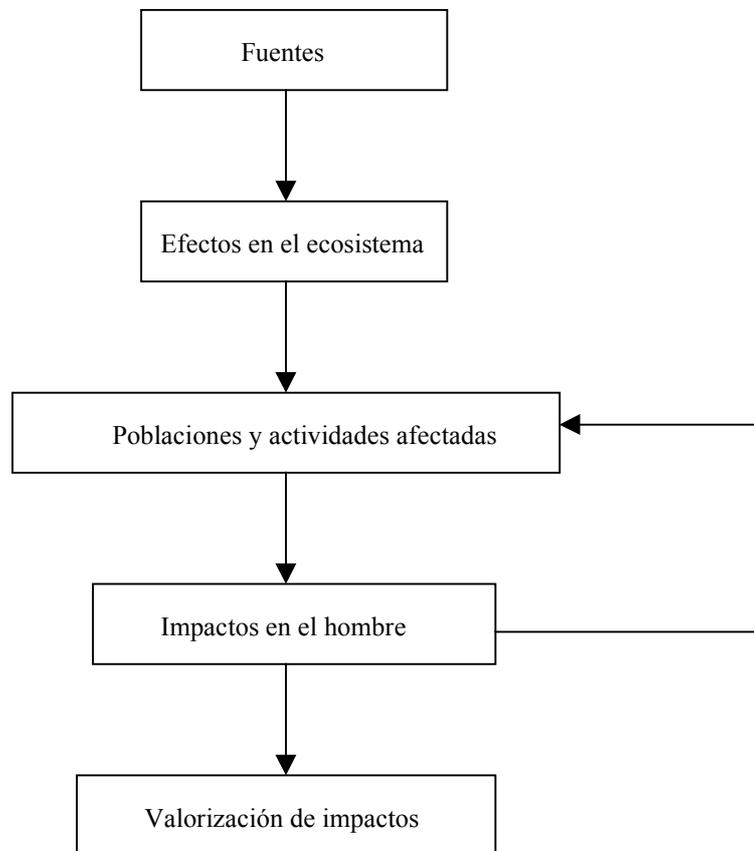


Fig.3.1. Marco analítico de las técnicas de función de daño.

La mayor parte de los métodos de las Funciones de daño utilizan la variable concentración como cauce para determinar el impacto ocasionado por la contaminación. Sin embargo, entre algunas alternativas para la primera y segunda etapa de estos métodos, se encuentran las que emplean la variable flujo como instrumento de sus cálculos. El presente estudio ha trabajado con una de estas variantes: la técnica reciente del *Análisis de Flujos de Substancias* (AFS). La tercera y cuarta etapa han mantenido en el presente trabajo el mismo esquema que el de las Funciones de daño: una evaluación de riesgos y un análisis de los impactos económicos. Para este último, se ha utilizado en concreto la técnica del *Análisis Coste-Beneficio* (ACB).

3.3.1. IDENTIFICACIÓN DEL SISTEMA

La Figura 3.2. muestra el esquema de las etapas de la técnica del Análisis de Flujos de Substancias.

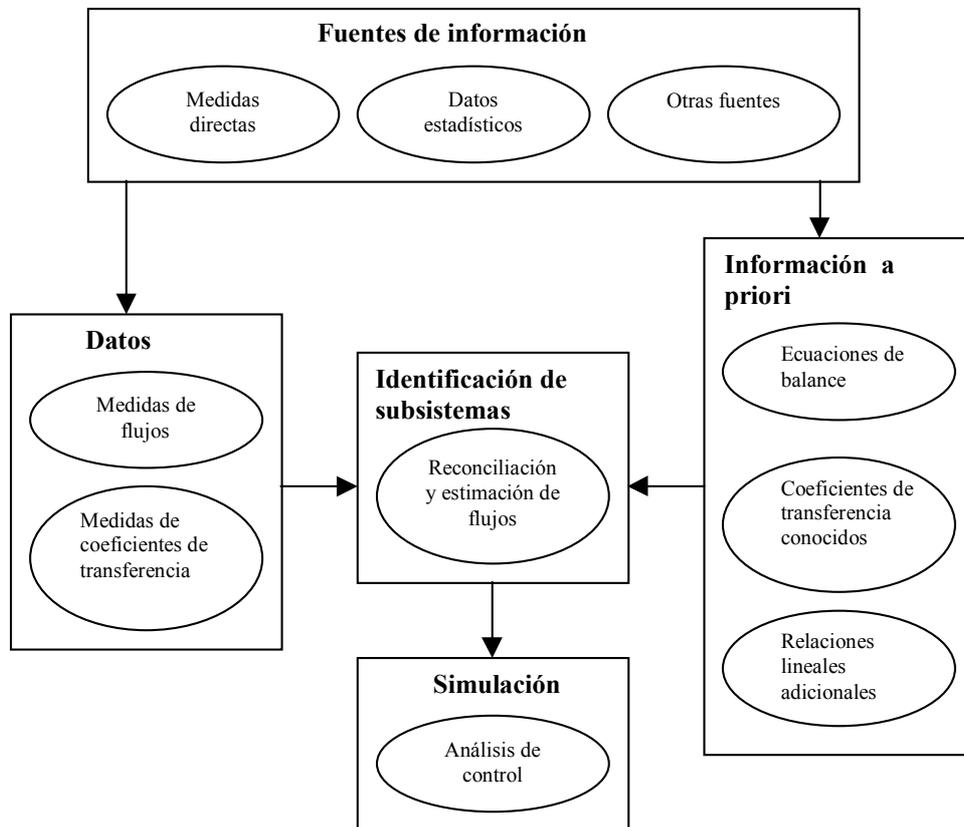


Fig.3.2. Esquema general del Análisis de Flujos de Substancias (AFS).

La *Identificación del sistema* constituye el núcleo del AFS. Es el proceso que reúne los datos y la información a priori de un determinado *sistema* para estimar el valor de todos los flujos del mismo. De ella se derivan las diversas etapas de simulación.

Gran parte de la terminología y métodos utilizados por la Identificación del sistema y por las posteriores etapas de simulación procede de la Teoría matemática de Sistemas. Una fracción significativa de ésta tiene relación con la elaboración de modelos para fenómenos y sistemas de alta complejidad. En el presente trabajo se ha utilizado el caso

en que un sistema matemático, que describe una relación entre variables, es usado como modelo (Gleiss et al. 1998; Van der Voet et al. 1995a,b; Bauer et al. 1997).

Entre las múltiples representaciones para los sistemas *lineales*, destaca la representación *entrada-salida*:

$$o_t = \sum_{j=-\infty}^{\infty} K_{j,t} i_{t-j}$$

donde i_{t-j} son las entradas de dimensión m al sistema, o_t son las salidas de dimensión s y $K_{j,t}$ son matrices de dimensión $s \times m$. Si un sistema es *invariante* en el tiempo cumple que $K_{j,t} = K_j$. Si el sistema es *causal*, $K_{j,t} = 0$ para todo $j < 0$; es decir, las salidas presentes no dependen de las entradas futuras. Por último, si el sistema es *estático*, donde las salidas del sistema en el momento presente no dependen de las entradas pasadas y futuras, $K_{j,t} = 0$ para todo $j \neq 0$. En caso contrario, el sistema recibe el nombre de *dinámico*.

Para los casos especiales de sistema lineales, invariantes en el tiempo y estáticos, la formulación matemática del sistema es simétrica:

$$Ax_t = 0, A \in \mathbb{R}^{s \times n}$$

Mientras que cada fila de la matriz A representa una ecuación del sistema, x_t es el vector de entradas y salidas:

$$x_t = \begin{pmatrix} i_t \\ o_t \end{pmatrix}$$

Los sistemas suelen ser descritos como *subsistemas* interconectados entre sí. Las entradas y salidas de estos subsistemas son variables internas. Por otra parte, los sistemas presentados hasta aquí son denominados *exactos* porque describen una relación exacta entre las entradas y las salidas. Sin embargo, frecuentemente, a causa del ruido de medición y de simplificaciones en la descripción del sistema, la relación entre entradas y salidas puede ser inexacta. En estos casos es necesario introducir un término

de incertidumbre. Se distingue entonces entre variables *verdaderas* x_t^0 , que satisfacen la relación exacta, $A x_t^0 = 0$, y variables *observadas* x_t^* , que se formulan del siguiente modo:

$$x_t^* = x_t^0 + u_t$$

donde u_t es el término que representa la incertidumbre

La Identificación del sistema permite hallar un modelo del sistema completo a partir de la información a priori, que consiste en datos de entradas, salidas y variables internas procedentes de observaciones. Para ello, en primer término se realiza una formulación conceptual del sistema, a la que sigue una formulación matemática.

Modelo conceptual del AFS

En primer lugar se especifica un modelo conceptual del sistema. Éste comprende: 1) la delimitación del sistema de estudio respecto a los alrededores; 2) el listado de variables de entrada, salida e internas del sistema; 3) la descomposición del sistema en subsistemas; 4) la descripción de las interconexiones entre subsistemas; 5) el conocimiento a priori de aspectos relacionados con los subsistemas, como sus *ecuaciones de balance de masa* y *ecuaciones de transferencia* (ET); y finalmente 6) la decisión sobre el modelo estocástico de incertidumbre. Las ecuaciones de balance de masa formulan que la suma de las variables de entrada en un subsistema es igual a la suma de las variables de salida. Las ecuaciones de transferencia describen el flujo de salida de un subsistema como combinación lineal de las variables de entrada. Los coeficientes de estas ecuaciones son denominados *coeficientes de transferencia* (CT).

Desde un punto de vista práctico, la delimitación del sistema es un asunto delicado y de gran importancia para los resultados. En cuanto a las variables, en el presente trabajo se han utilizado unas variables que se definen para un intervalo de tiempo determinado: los flujos de masa de sustancias químicas. La longitud de tiempo escogida es de un año. Para los modelos regionales los datos en espacio y tiempo pueden ser de verdadero interés. En el presente trabajo, igual que en la mayoría, los datos de flujos se definen para intervalos de tiempo más que para un punto de tiempo específico.

La insuficiencia de datos y la posesión de datos con bajo índice de confianza son problemas importantes al realizar un Análisis de Flujos de Substancias. Según la calidad de la información, el AFS trabaja con tres clases de datos de flujos y de CTs:

- a) Datos procedentes de mediciones
- b) Datos estadísticos
- c) Datos que son combinación de los dos anteriores

Generalmente, las clases b) y c) son las más disponibles.

El modelo matemático del AFS

En esta etapa, se busca una formulación matemática del modelo que permita operaciones de reconciliación de variables medidas, cálculo de variables no medidas, y estimación de coeficientes de transferencia. En el presente trabajo se ha empleado un modelo estático y lineal para los flujos de substancias. Las razones han sido que se han considerado despreciables los efectos de los flujos de acumulación, por lo que no es necesario recurrir a un modelo dinámico. Este tipo de modelo resulta además suficiente para los objetivos que se buscan. Otra razón es de tipo metodológico: el modelo utilizado es relativamente simple y puede ser generalizado a modelos más complejos.

La ecuación $Ax_t=0$ aplicada a los flujos adopta la siguiente expresión:

$$Mf^0=0$$

$$x^*=x^0+u, u \approx N(0, \Sigma)$$

$$z^*=z^0$$

donde $f^0 = \begin{pmatrix} x^0 \\ y^0 \\ z^0 \end{pmatrix}$ es el vector de dimensión n de todos los valores verdaderos, y x^0 es el

subvector de los flujos medidos, que tiene valores con ruido x^* . Asimismo tiene dimensión n_x de f^0 y sus valores presentan el modelo de una distribución normal de media x^0 , que es el valor verdadero, y una matriz Σ conocida de varianza-covarianza; z^0

es el subvector de dimensión n_z de \mathbb{R}^n cuyos valores son exactos; es decir, no tienen ruido; y^o es el subvector de los flujos sobre los que no existe información directa, los cuales son denominados flujos no medidos y su dimensión es n_y ; y M es una matriz real que se descompone en las submatrices A y T .

$$M = \begin{pmatrix} A \\ T \end{pmatrix}, A \in \mathbb{R}^{m \times n} \text{ y } T \in \mathbb{R}^{c \times n}$$

La matriz A describe las ecuaciones de balance de masa de los subsistemas, donde cada columna de A corresponde a un flujo. Por lo tanto, cada columna contiene un -1 en la fila correspondiente al subsistema origen del flujo, y un $+1$ en la fila correspondiente al subsistema destino del flujo. El resto de valores de la columna son ceros. Una excepción son los flujos entrada o salida del sistema entero que tienen sólo un $+1$ (ó un -1) y ceros en el resto.

T es la matriz de las ecuaciones de los coeficientes de transferencia. Cada subsistema se caracteriza por unos coeficientes de transferencia.

El primer objetivo del modelo del AFS consiste en hallar estimaciones de flujos \hat{x} que se aproximen a los valores verdaderos x^o . Ello se consigue mediante una reconciliación de las medidas de acuerdo con la estructura inversa de la matriz varianza-covarianza. El segundo objetivo consiste en hallar estimaciones \hat{y} de y^o . Por otra parte, en todos los casos se cumple que $\hat{z} = z^o$. Las estimaciones cumplen al mismo tiempo las ecuaciones de balance y las ecuaciones de transferencia.

En un AFS realizado correctamente, el número n_z de flujos exactamente conocidos debería ser pequeño, e incluso cero; de modo que incluso medidas con varianzas presumiblemente muy pequeñas, deberían ser consideradas como exactamente conocidas para evitar matrices Σ casi singulares.

Resolución del modelo

Para el caso en que existan flujos medidos ($n_x > 0$), flujos no medidos ($n_y > 0$) y valores exactos ($n_z > 0$), existe un método específico de resolución matemática que se basa en *un Esquema de balance reducido* (EBR). Consiste en dividir la matriz de balance de masas A en dos bloques. El primer bloque de m_1 filas corresponde a los *subsistemas medidos*, en los cuales todos los flujos de entrada y salida son conocidos, tanto con exactitud (z) como con incertidumbre (x). El segundo bloque de m_2 filas corresponde a los *subsistemas no medidos*. Estos son subsistemas que son el origen o el destino de un flujo no medido. Con la primera fila se realiza una reconciliación, que lleva a x^{\wedge} y z^{\wedge} . Con la segunda fila se realiza una estimación de los flujos no medidos y^{\wedge} , que se computan como un residuo de las ecuaciones de balance originales de x^{\wedge} y z^{\wedge} .

$$A = \begin{pmatrix} Z_1 & X_1 & 0 \\ Z_2 & X_2 & Y_2 \end{pmatrix}$$

Las columnas se dividen en: n_x columnas correspondientes a la variable x , n_z correspondientes a z , y n_y correspondientes a y . Z_1 corresponde a los flujos exactamente medidos dentro de los subsistemas medidos, Z_2 es la matriz de los flujos exactamente medidos dentro de los subsistemas no medidos, X_1 es la matriz de los flujos medidos dentro de los subsistemas medidos, X_2 corresponde a los flujos medidos dentro de los subsistemas no medidos, e Y_2 corresponde a los flujos no medidos dentro de los subsistemas no medidos. De acuerdo con la definición de subsistemas no medidos, encima de Y_2 se tiene un bloque cero.

Los subsistemas no medidos pueden combinarse en grupos tales que: (i) estos grupos estén conectados uno con otro sólo por flujos medidos, y (ii) dos subsistemas arbitrarios dentro de un grupo pueden ser conectados por una cadena de flujos no medidos sin importar la dirección del flujo. Los flujos dentro de estos grupos no contienen información relevante para la reconciliación de las medidas.

Si se multiplica la matriz A por la izquierda por una matriz regular, de manera que se conserve la información de las ecuaciones de balance, se obtiene la matriz \tilde{A} :

$$\tilde{A} = \begin{pmatrix} A_0 & A_1 & 0 \\ A_{02} & A_{12} & A_2 \end{pmatrix}$$

Donde A_0 y A_1 contienen, además de Z_1 y X_1 , ecuaciones de balance transformadas que aportan tanta información de las filas restantes de A como es posible sin que se impliquen flujos no medidos. (A_0, A_1) y (A_{02}, A_{12}, A_2) se usan para estimar los flujos medidos y no medidos respectivamente.

Estimación de flujos medidos

La construcción de A_0 y A_1 se puede interpretar del siguiente modo: cada grupo de subsistemas no medidos es reemplazado por un agregado individual que representa ahora un subsistema medido. Formalmente, esto significa que todas las ecuaciones de balance correspondientes al mismo grupo de subsistemas no medidos son derivadas en una ecuación de balance de masa del agregado. De ahí resulta que (A_0, A_1) contiene dos bloques. El primer bloque de m_1 filas es igual al bloque originario (Z_1, X_1) , ya que los subsistemas medidos no se han visto involucrados en el procedimiento de agregación. El segundo bloque representa las ecuaciones de balance de los agregados. A través de esta construcción, (A_0, A_1) contiene la máxima información disponible para la reconciliación de las medidas. Al contrario, cuando un grupo de subsistemas no medidos contiene un flujo de entrada o salida no medido, no puede formarse un agregado y, por tanto, usarse en la reconciliación de los datos.

Si no existe (A_0, A_1) , lo cual significa que no hay subsistemas medidos y que cada grupo de subsistemas no medidos tiene una conexión no medida con los alrededores, no puede desarrollarse la reconciliación. En este caso se cumple que $\hat{x} = x^*$ y $\hat{z} = z^0$.

En el caso de que exista (A_0, A_1) , la reconciliación de los flujos no medidos sigue el siguiente criterio:

$$\min_{x^{\wedge}} (x^{\wedge} - x^*) \Sigma^{-1} (x^{\wedge} - x^*)$$

que además cumple:

$$A_0 z^{\circ} + A_1 x^{\wedge} = 0$$

La solución la da el método de los multiplicadores Lagrangianos:

$$x^{\wedge} = x^* - \Sigma A_1' (A_1 \Sigma A_1')^{-1} (A_1 x^* + A_0 z^{\circ})$$

Por otra parte, según la función que tienen en el proceso de reconciliación, los flujos medidos se clasifican en flujos redundantes y no redundantes. Los flujos redundantes son los que contienen información relevante para el proceso de reconciliación. Su valor es modificado tras la operación de reajuste de los valores medidos. Por el contrario, los flujos no redundantes son aquellos que no contienen información relevante para la reconciliación, y que, por lo tanto, no sufren modificación.

Estimación de los flujos no medidos

En el paso siguiente, la estimación de los flujos no medidos procede de las ecuaciones restantes:

$$Z_2 z^{\wedge} + X_2 x^{\wedge} + Y_2 y^{\wedge} = 0$$

Dado que todos los grupos de subsistemas no medidos están conectados solamente por flujos medidos, cada grupo puede considerarse de modo separado. Cada uno de estos grupos tiene una ecuación de balance de masas redundante que puede ser eliminada. Si se hace lo mismo para todos los grupos, se obtiene la matriz (A_{02}, A_{12}, A_2) y las ecuaciones restantes se reducen a:

$$A_2 y^{\wedge} = -A_{02} z^{\circ} - A_{12} x^{\wedge}$$

Para la unicidad de solución de \hat{y} , se ha de examinar cuidadosamente la estructura de A_2 . El hecho de que la solución de \hat{y} sea única, es equivalente a decir que no hay ciclos de flujos no medidos, o que las columnas de Y_2 son linealmente independientes. Un ciclo de flujos no medidos, también llamado *ciclo no medido*, es una cadena de flujos no medidos en el que el subsistema destino del último es el mismo que el subsistema origen del primero. Además de ser un subsistema, el destino y el origen de la definición anterior pueden ser los alrededores de todo el sistema.

De este modo, al resolver la última ecuación se deben distinguir dos casos:

1. Para cada grupo que no contiene ciclos no medidos existe una solución única. Para el grupo k la forma es:

$$\hat{y}_k = -(A_2)_k^{-1} (A_{02})_k z^o - (A_2)_k^{-1} (A_{12})_k (\hat{x})_k$$

donde $(\dots)_k$ son los subvectores o submatrices respectivamente correspondientes al grupo k .

2. Para los grupos con ciclos no medidos, las ecuaciones correspondientes a (A_{02}, A_{12}, A_2) forman un sistema de ecuaciones indeterminado porque la submatriz A_2 tiene menos filas que columnas.

De este modo, el concepto de ciclo no medido en el contexto de AFS ofrece un instrumento eficaz para la detección de *vacíos* en el sistema que necesitan de medidas adicionales para obtener estimaciones únicas de flujos. Así por ejemplo, un ciclo que tenga un sistema de ecuaciones con l grados de libertad, necesitaría al menos l flujos medidos más.

Ecuaciones de transferencia

Las ETs en el Análisis de Flujo de Substancias son útiles para la estimación de flujos. El coeficiente de transferencia t_{ji} se estima mediante la fórmula:

$$t_{ji} = \frac{f_j}{\sum_{q=1}^p f_{iq}} \text{ tal que } i \in \{1, \dots, l_p\}$$

donde $f_{i1}, f_{i2}, \dots, f_{ip}$ son entradas de un subsistema dado, y f_j es una salida del mismo subsistema.

El caso que ocupa el presente trabajo implica algunos CTs *exactamente conocidos* y *el resto desconocidos*. Los CTs exactamente conocidos pueden añadir restricciones adicionales al cálculo de flujos, lo cual se realiza añadiendo la matriz de ecuaciones de transferencia T a la matriz de ecuaciones de balance A. Una ecuación de coeficientes de transferencia conocidos puede añadirse a la matriz A. Algunas de estas adiciones pueden resultar redundantes. La eliminación de las restricciones linealmente dependientes conduce a la matriz M, que puede usarse en vez de la matriz A para obtener las estimaciones de flujos.

Relaciones lineales adicionales

La matriz M puede verse completada con la matriz R de las *relaciones lineales adicionales* (RLA). Mientras que las ecuaciones de transferencia describen subsistemas que cumplen ecuaciones de balance, las ecuaciones lineales adicionales representan restricciones lineales que no pueden expresarse como de un subsistema físico.

De este modo la matriz M queda de la forma siguiente:

$$M = \begin{pmatrix} A \\ T \\ R \end{pmatrix}$$

3.3.2. ANÁLISIS DE ORIGEN

Una vez se ha realizado la Identificación del sistema, se plantea la cuestión de conocer mejor las dependencias internas entre flujos del sistema. Parte de esta información procede de las ecuaciones de transferencia, que representan la relación de la salida de un subsistema con las diversas entradas. Otra parte consistiría en hallar las dependencias entre flujos a través de otros caminos posibles del sistema.

En el *Análisis de Origen*, tal como Van der Voet et al. (1995a) lo denominaron, se consideran exclusivamente dependencias vía subsistemas físicos y no dependencias que provengan de relaciones lineales adicionales. Se persigue encontrar un conjunto de flujos de entrada o internos que den una explicación física completa del flujo considerado y que no se influyeran uno al otro en el sentido físico. El análisis se basa en la estructura del sistema estimado. Así se consigue un cuadro cuantitativo de los flujos que contribuyen en el flujo considerado.

Para la resolución matemática de este problema se construye una matriz D de elementos d_{ij} ($i, j=1, \dots, n$): $d_{ij} \neq 0$ si y sólo si el flujo f_i es una entrada del subsistema en el que f_j sea una salida siempre que f_i y $f_j \neq 0$. Entonces $d_{ij} = t_{ji}$.

Al elevar D a potencias $\delta > 1$ se forma la matriz D^* . Ésta contiene los coeficientes de transferencia acumulada, que son la suma de los CTs directos y los correspondientes indirectos:

$$D^* = \sum_{\delta=0}^{\infty} D^{\delta}$$

Los elementos d^*_{ij} de la matriz D^* representan la influencia del flujo i en el flujo j a través de itinerarios de todas las longitudes posibles.

El objetivo del próximo paso consiste en encontrar todos los conjuntos de flujos que contribuyen a un flujo interno o flujo de salida f_j . Un *conjunto contribuyente* cumple las

dos condiciones siguientes: (1) Todos los flujos del conjunto influyen de modo directo en el flujo f_j , y (2) los flujos dentro de un subconjunto no se influyen el uno al otro.

El porcentaje de contribución del flujo f_i al flujo f_j se calcula del siguiente modo:

$$\frac{\bar{d}_{ij} f_i}{f_j} * 100\%$$

Para un conjunto contribuyente la suma de estos porcentajes es el 100%. El porcentaje de contribución es en general diferente al efecto de una modificación del valor de un flujo dentro del conjunto, los cuales se presentan en la próxima sección.

3.3.3. ANÁLISIS DE CONTROL

Se supone que los n^{in} entradas físicas del sistema completo son los primeros componentes del vector de flujos f . Así, para el caso en que no hay relaciones lineales adicionales, se tiene:

$$f = \bar{L}' f^{\text{in}}$$

donde \bar{L} es la matriz de las n^{in} primeras filas de D^* . Esto significa que cada flujo es una combinación lineal de los flujos físicos de entrada al sistema. Estos flujos pueden tener valores arbitrarios no negativos. Así, el conjunto de todos los flujos posibles f es la imagen del vector f^{in} a través de la matriz de transformación \bar{L}' . Sin embargo esta imagen puede obtenerse a través de:

$$f = (\Phi^{-1} \bar{L})' (\Phi f^{\text{in}}) = \bar{L}^b f^b$$

donde Φ es una submatriz regular $n^{\text{in}} * n^{\text{in}}$ de \bar{L} , y f^b es un subvector de f que recibe el nombre de *base de control*. Se ha realizado pues un cambio de base, de modo que los flujos físicos de entrada han sido sustituidos por un vector f^b de flujos de salida o internos.

En el caso en que haya relaciones lineales representadas por la matriz R , las entradas físicas no pueden tener valores arbitrarios. La dependencia que existe entonces entre las entradas físicas puede verse si se transforma la matriz R en una relación entre estas últimas:

$$S = \bar{L}R$$

Sin perder generalidad, S se normaliza a través de una multiplicación por la izquierda por una matriz regular, lo cual resulta:

$$\begin{pmatrix} \tilde{S} \\ -I_d \end{pmatrix}$$

de modo que se obtiene la matriz reducida \bar{L} .

$$\bar{L} = (I_{n-d} \quad \tilde{S}) \bar{L}$$

Así, cambian los grados de libertad del sistema, pasando a ser $n-d$. Si no hay relaciones lineales adicionales, los grados de libertad del sistema son n y se mantiene que $\bar{L} = \bar{L}$.

En resumen puede decirse que también los flujos internos y los flujos de salidas pueden ser elementos del control de base f^b de dimensión $n-d$. La elección de la base de control se deja para el usuario con la única limitación de que la matriz Φ sea regular.

El efecto de incrementar el valor de un flujo del control de base en un $p\%$ viene dado por la expresión:

$$\frac{\bar{l}_{ij}^b f_i^b}{f_j} p\%$$

3.3.4. SIMULACIÓN

En base al modelo de Identificación del sistema también pueden realizarse simulaciones del escenario. Un nuevo escenario implica la modificación de un flujo o/y de un CT. Es razonable modificar simultáneamente solamente aquellos valores de flujos que son elementos de la base de control f^b .

Después de haber reemplazado los valores de CT en la matriz D por los nuevos valores de escenario se llega a la matriz D*. El próximo paso en la simulación de escenario consiste en seleccionar n^{in} -d flujos, los cuales se quieren controlar o mantener fijos. Estos flujos deben ser una base de control. Así la matriz \bar{L}^{*b} puede calcularse de modo análogo al caso anterior.

Si f^{b*} es el vector de los nuevos valores para los flujos de base de control se tiene que:

$$\Delta f = f - \bar{L}^{*b} f^{b*}$$

Si el escenario consiste solamente en modificaciones de flujos, entonces los efectos pueden calcularse a través de la expresión del *Análisis de Control*.

En el presente trabajo se han realizado los cálculos mediante una implementación computarizada de los algoritmos. Las herramientas de software han sido desarrolladas en un entorno Matlab en el Department of Econometrics and System Theory de la Universidad de Tecnología de Viena (Bauer et al. 1997; Gleiss et al. 1998).

3.4. EVALUACIÓN DEL RIESGO

La evaluación de riesgos permite evaluar los impactos procedentes de cambios en la calidad medioambiental. Una mejora en la calidad medioambiental afecta a diversos tipos de sistemas, el más importante de los cuales es el hombre. Estos impactos, pueden ser de dos tipos: cambios relacionados con el comportamiento del mercado y cambios

no relacionados con el mercado. Entre los primeros se encuentran los cambios en los costes de producción y los cambios en la demanda. Dentro del segundo tipo se hallan los cambios en los comportamientos frente a actividades recreativas, y los cambios en los riesgos sobre la salud. Existen también cambios en la percepción, como la visibilidad atmosférica. Cuando los impactos son positivos reciben el nombre de beneficios.

En el presente trabajo, se ha propuesto determinar la reducción en el riesgo sobre la salud de la población de la provincia de Tarragona, como resultado de la reducción en las emisiones industriales de PCDD/Fs.

Los beneficios sobre la salud de la población como consecuencia de una mejora medioambiental pueden ser de diversos tipos. Pueden ir desde un incremento de los días de actividad laboral, hasta una disminución en el riesgo de muerte prematura, pasando por una disminución en los riesgos de contraer diversas enfermedades, tanto cancerígenas como no cancerígenas.

Entre los potenciales efectos toxicológicos de las dioxinas sobre el hombre, el presente trabajo se ha centrado en los riesgos cancerígenos.

La técnica para la evaluación de riesgos utiliza las funciones de daño o funciones dosis-respuesta (D-R). Éstas, relacionan los cambios en el nivel de contaminación ambiental con los efectos sobre la salud. Los datos acerca de las funciones D-R específicas para efectos sobre la salud, para todo tipo de contaminantes, son en la actualidad bastante limitados. Los analistas se han limitado en muchos casos a determinar solamente si el nivel individual de exposición a cada compuesto químico excede los respectivos umbrales de seguridad o dosis de referencia. Como consecuencia, diversos estudios trabajan con la suposición de que las funciones D-R para todos los puntos afectados, también denominados puntos finales, son lineales y sin umbral (Thanh y Lefevre 2001).

La primera etapa del proceso de la evaluación de riesgos del presente trabajo ha consistido en evaluar la reducción de la dosis de acumulación del contaminante químico en el tejido adiposo humano, como consecuencia de una disminución de las emisiones industriales al aire de dioxinas. Para la ingestión oral de estos contaminantes, la unidad

de dosis de referencia se define como 1 mg I-TEQ del contaminante por kg de masa del cuerpo, por habitante y por día. El valor de la dosis se ha determinado al dividir el valor de la reducción de la acumulación en el tejido adiposo humano por 365 días/año, el número de habitantes del sistema, y el peso medio. A su vez, la reducción del flujo anual se ha determinado mediante la técnica de Análisis de Control dentro del AFS. En esta evaluación las concentraciones de dioxinas se presentan como equivalentes tóxicos internacionales de la TCDD (I-TEQs). El uso del enfoque del I-TEQ está aceptado en la comunidad científica internacional como fundamental para la evaluación de este grupo de compuestos que existen siempre como una mezcla compleja de congéneres. El uso de los I-TEQ representa la clave sobre la que giran muchas conclusiones de la caracterización del riesgo por dioxinas y furanos (Farland et al. 2000).

La segunda etapa ha consistido en calcular la reducción del *índice de riesgo de cáncer anual para la población* expuesta, definido como la disminución de los casos probables de cáncer sobre el total de la población estudiada en un año. Se trata de la variable que describe el impacto físico que provocan las disminuciones de las dosis.

Para ello se ha determinado en primer lugar la reducción del *índice de riesgo de cáncer individual de por vida*, que se interpreta como el riesgo para cada individuo de desarrollar cáncer durante su vida. Se calcula mediante el producto entre la reducción de la dosis y el *factor de potencia cancerígeno*. El factor de potencia de cáncer, que es un sustituto de la relación Dosis-respuesta para el cáncer, se define como la probabilidad de contraer cáncer a lo largo de toda la vida por unidad de dosis de la sustancia contaminante. La inclusión de datos adicionales en una nueva evaluación realizada por la USEPA, ha conducido a un factor de potencia cancerígena para las PCDD/Fs que está dentro del intervalo 0,0005-0,005 kg peso corporal.día/pg I-TEQ (Farland et al. 2000). A continuación, la reducción del *índice de riesgo individual de cáncer anual* se calcula mediante la división entre la reducción del *índice de riesgo individual de cáncer durante toda la vida* y el número estimado de años de una vida. Finalmente, la reducción del *índice de riesgo anual de cáncer de la población* se calcula mediante el producto entre la reducción del *índice de riesgo individual de cáncer anual* y el tamaño de la población estudiada. Un diagrama completo de este itinerario se muestra en la Figura 3.3.

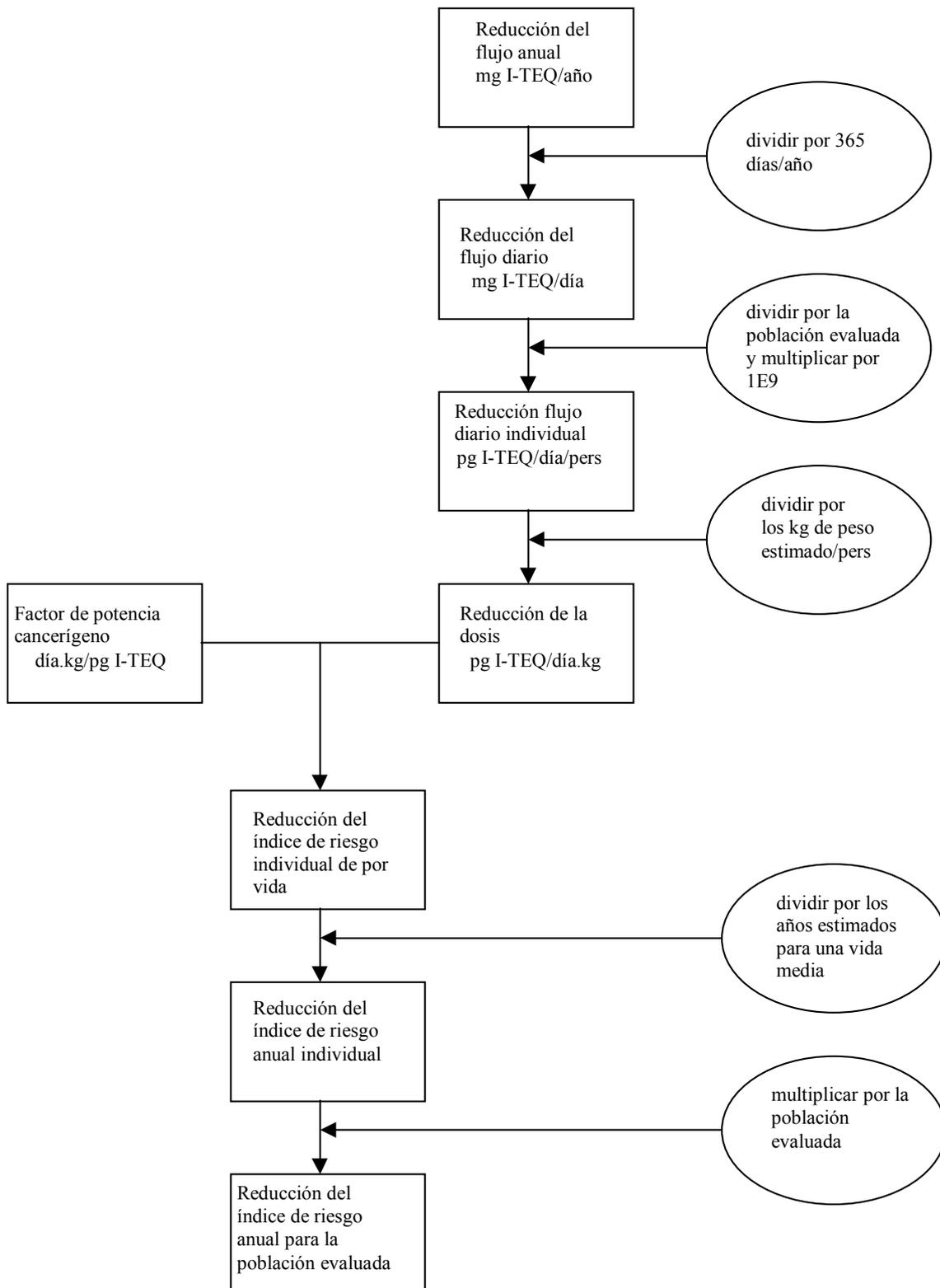


Fig.3.3. Itinerario de la evaluación de riesgos.

3.5. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

La última etapa del presente trabajo ha consistido en estudiar la viabilidad económica de la reducción de emisiones industriales de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona. Para lograr este objetivo se ha empleado la técnica del Análisis Coste-Beneficio (ACB), la cual está experimentando un desarrollo importante durante estos últimos años en materia de la gestión eficiente de los recursos (Nas 1996; USEPA 2000; Matthews y Lave 2000).

El ACB consiste básicamente en la transformación en unidades monetarias de las ganancias y pérdidas de un proyecto público, con el fin de compararlas y determinar su viabilidad para la población del área estudiada.

La metodología que sigue el ACB difiere de las de otros instrumentos de evaluación de proyectos, como el *Análisis financiero* y el *Análisis Coste-Efectividad*. En el Análisis financiero, que se usa fundamentalmente para economías del sector privado, las corrientes de entradas y de caja se consideran beneficios, mientras que los pagos directos a los factores de producción se consideran costes. Los costes y beneficios a la sociedad, tales como la contaminación atmosférica y la generación de residuos peligrosos, no son considerados en los cálculos. En el Análisis Coste-Beneficio los costes y beneficios que afectan a la sociedad, los cuales reciben el nombre de externalidades, son incluidos en la evaluación. Por mutuo acuerdo entre las partes implicadas o por intervención del gobierno, las externalidades pueden experimentar un proceso de internalización, según el cual su valor monetario es incorporado a los precios de los productos. Por otra parte, el Análisis Coste-Beneficio difiere del Análisis Coste-Efectividad en que en éste la medida de los beneficios se expresa en unidades no monetarias, tales como el número de vidas salvadas, mientras que en aquél se mide en términos monetarios.

El Análisis Coste-Beneficio facilita una vía para una gestión eficiente de los recursos desde la perspectiva de la sociedad. Cuando los resultados indican que, como consecuencia del proyecto, pesan efectos nocivos sobre terceras partes, el gobierno debe intervenir. El establecimiento de niveles, derechos de propiedad o impuestos que graven

sobre las fuentes de las actividades que provocan los daños son algunas de las medidas que puede tomar el gobierno para neutralizar los impactos negativos.

La metodología del ACB consta de tres etapas:

1. Identificación de costes y beneficios relevantes
2. Asignación de valores monetarios a los costes y beneficios
3. Comparación de las corrientes de costes y beneficios generadas durante el tiempo de vida de un proyecto, y toma de decisiones sobre el proyecto

3.5.1. IDENTIFICACIÓN DE COSTES Y BENEFICIOS

La primera fase del análisis consiste en la identificación del máximo número de costes y de beneficios asociados a un proyecto. Un nuevo proyecto retira factores de producción de otras áreas de empleo. La transferencia de estos factores al nuevo proyecto genera nuevas salidas y, al mismo tiempo, provoca pérdidas en algún punto de la economía. El trabajo en esta etapa del análisis consiste en identificar estas pérdidas (costes) y estimar el valor de las salidas (beneficios) que son producidas en el proyecto. La identificación de beneficios pasa por la distinción de los sistemas que son afectados por el proyecto regulador, tales como la salud, la visibilidad, el deterioro de materiales y el Medio Ambiente.

En el presente trabajo, este apartado se ha realizado en el proceso de la evaluación de riesgos.

3.5.2. MEDICIÓN DE COSTES Y BENEFICIOS

Una vez han sido identificados los costes y beneficios asociados a un determinado proyecto público, el analista se enfrenta a la difícil tarea de expresarlos en términos monetarios. En primer lugar se debe poner precio a los elementos tangibles del proyecto, tales como el capital de inversión y el trabajo. La información sobre estos precios puede obtenerse fácilmente a partir de los precios en los mercados competitivos.

Un problema distinto consiste en el modo de evaluar los elementos intangibles, tales como la vida humana, el tiempo y factores medioambientales. Todos estos, como es evidente, no tienen un precio de mercado.

En la bibliografía pueden encontrarse diversos métodos dirigidos a la evaluación de bienes intangibles: *Evaluación contingente* (MEC), *Precios hedónicos* (MPH) y *Coste de viajes* (MCV).

El MEC es una técnica directa que consiste en preguntar a la gente la cantidad que estaría *dispuesto a pagar* (*WTP*) para evitar determinadas incidencias. El *WTP* refleja el impacto total sobre la calidad de vida de los individuos afectados. Incluye, además de los gastos que afectan directamente al bolsillo, como los médicos y la pérdida de renta, y los efectos poco tangibles, como el dolor, incomodidades y las restricciones en actividades que no son ocupacionales. Varios estudios han destacado la validez de las respuestas del método contingente. En algunos casos sucede que se asignan los valores de *WTP* que han sido determinados para un país concreto a otro país, el cual es objeto de estudio. En estos casos se dice que se ha empleado una transferencia del beneficio. En la práctica, casi todas las evaluaciones del impacto sobre la salud llevan inherente una transferencia de beneficio.

El MPH es una técnica indirecta que busca dar valores monetarios a variables medioambientales que se diferencian de los bienes de mercado.

Otra técnica indirecta, el MCV relaciona el coste, número y frecuencia de viajes de la población con cambios en la calidad del Medio Ambiente. Con la técnica del comportamiento evitado, los beneficios son estimados indirectamente a partir de las respuestas observadas a los cambios en la calidad medioambiental.

La asignación de un valor a la vida humana representa una de las cuestiones más difíciles y controvertidas en un análisis de proyecto. El caso concreto de los beneficios derivados de la disminución de la incidencia en el cáncer, debido a una reducción en la descarga de contaminantes químicos es de particular importancia. Al ser el cáncer con frecuencia una enfermedad mortal, la cantidad que un individuo está dispuesto a pagar (*WTP*) para reducir el riesgo cancerígeno puede aproximarse a la cantidad que un

individuo está dispuesto a pagar por reducir el riesgo a una muerte prematura. El enfoque WTP para hallar el *valor estadístico de la vida salvada (VEVS)*, o muerte estadística evitada, se centra en la cantidad que los individuos desean pagar para reducir el riesgo a una muerte prematura o, a la inversa, qué compensación deben recibir para incrementar su riesgo. Conceptualmente, una vez se ha establecido el valor para una unidad específica de cambio en el riesgo, la cantidad es la misma para el valor de una vida salvada sobre una población equivalente a la unidad. Por ejemplo, si los individuos tienen en promedio, un WTP de \$5 para impedir una ocasión de muerte prematura sobre un millón, este valor equivale a \$5 para impedir la probabilidad de que ocurra una muerte en una población de 1 millón de estos individuos.

Desde 1970 un gran número de estudios empíricos han medido las valorizaciones individuales de los cambios al riesgo de muerte. Generalmente éstos son de tres clases:

- Estudios riesgo-salario, que se centran en la compensación que los individuos exigen ante una ocupación de mayor riesgo.
- Estudios de evaluación contingente (CV), en los que los individuos son preguntados mediante encuestas para constatar su WTP para los cambios en el riesgo.
- Estudios del consumidor, basados en el WTP revelado por los individuos en los mercados para productos que influyen en su riesgo de muerte, tales como automóviles y detectores de humo.

La USEPA ha usado el margen entre \$2,3 y \$12,4 millones para el valor de la *VEVS* (USEPA 2000).

Algunos autores europeos han asignado al valor medio de caso de cáncer una cantidad de 1.892.500 €, para un índice de descuento del 0%; 1.157.500 €, para un 3%; y 805.000 €, para un 10%. Estos valores se refieren al año 1995 (Friedrich et al. 1998).

3.5.3. COMPARACIÓN DE COSTES-BENEFICIOS Y REGLAS DE DECISIÓN

Una vez identificados y cuantificados adecuadamente los costes y beneficios de un proyecto, la etapa siguiente consiste en la evaluación de ambos en una dimensión

temporal y en la aplicación de la regla de decisión. En muchos casos, el problema está en la elección de la regla de decisión. En el ACB se emplean principalmente tres reglas: (a) el valor presente neto (VPN), (b) la relación coste-beneficio y (c) el índice interno de retorno.

Valor presente neto

Con el *valor presente neto* (VPN), los beneficios y costes futuros son reducidos a un único valor presente. Se calcula mediante la diferencia entre el coste de capital I_0 , que se ha realizado en el tiempo de origen del proyecto ó año 0, y el *valor presente de los beneficios netos* anualizados (VPBN), los cuales se extienden desde el año 1 hasta el N. Éste, se obtiene como resultado de descontar a los beneficios netos anualizados un *índice de descuento* (r), el cual permite reducir la corriente futuro de aquéllos a una única dimensión de tiempo. A su vez, los beneficios netos anualizados son el resultado de la diferencia entre los *beneficios* (B_n) y los *costes anualizados* (C_n). Mientras que los beneficios anualizados representan los valores monetarios fijos de beneficios que suceden cada año como resultado de la aplicación del proyecto, los costes anualizados engloban generalmente los gastos fijos anuales de mantenimiento y operación. Las expresiones matemáticas de cálculo son las siguientes:

$$\text{VPN} = -I_0 + \text{VPBN}$$

$$\text{VPN} = -I_0 + \sum_{n=1}^N \frac{\text{BN}_n}{(1+r)^n}$$

$$\text{BN}_n = B_n - C_n$$

En la actualidad, para la mayoría de los análisis, las políticas de índice de descuento designan le otorgan un valor real, apropiado desde la perspectiva de la sociedad, del 7%, el cual ha sido utilizado en el presente trabajo (Nas 1996).

Valores positivos del VPN indican la viabilidad del proyecto en estudio.

Relación beneficio-coste

Otro método estrechamente relacionado con la regla de VPN es el índice de probabilidad, comúnmente conocido como *relación beneficio-coste* (B/C). Este índice es utilizado para determinar la viabilidad de un proyecto durante un año dado o durante un conjunto de años. Puede calcularse tanto mediante el cociente entre el *valor presente de los beneficios* futuros (VPB) y el *valor presente de los costes* (VPC), que incluyen los de inversión y los de operación anual, como a través del cociente entre VPBN y *costes de inversión* para el año 0 (I_0). Las expresiones correspondientes son:

$$\frac{B}{C} = \frac{VPB}{VPC}$$

$$\frac{B}{C} = \frac{VPBN}{I_0}$$

La regla de decisión correspondiente consiste en que relaciones beneficio-coste superiores a cero implican la viabilidad del proyecto en estudio.

Índice interno de retorno

El índice de descuento específico que resulta de un valor presente neto (VPN) igual a cero es el *índice interno de retorno* (IIR). Se trata del r que iguala el valor presente de los beneficios netos con los costes iniciales de inversión, y se calcula según la siguiente expresión:

$$0 = -I_0 + \sum_{n=1}^N \frac{BN_n}{(1 + IIR)^n}$$

Mediante esta regla de decisión, el proyecto es aceptado si IIR excede el índice mercantil de retorno o cualquier otro índice predeterminado que haya sido aceptado por el sector público. Como ha sido mencionado en el apartado anterior del valor presente neto, el índice mercantil comúnmente aceptado es del 7%.

4.1. INVENTARIO DE LAS EMISIONES ANUALES DE PCDD/Fs EN LA PROVINCIA DE TARRAGONA

Las fuentes identificadas en la provincia para la realización del inventario de emisiones son de dos clases: primarias y productos. Para los cálculos se ha visto conveniente dividir las fuentes primarias en 6 clases o subsistemas y los productos en 5.

Fuentes primarias:

1. Industria: dos fábricas de producción de cloro, una planta de producción de PVC/MVC y una planta de producción de percloroetileno, dos fábricas de procesado de petróleo que usan fuel-oil para la combustión, una central térmica, dos plantas cementeras de combustibles de residuos no especiales –una de ellas está 5 km en el exterior de la provincia de Tarragona; sin embargo, dada la altura de la chimenea, se puede considerar que las emisiones entran directamente en la provincia de estudio-, un horno crematorio –que sin ser estrictamente industriales, en el presente trabajo se ha considerado dentro de esta categoría-, diversas industrias papeleras y la descarga industrial de aceites al agua.
2. Una Incineradora de residuos sólidos municipales (IRSU)
3. Una Incineradora de residuos especiales (IRE)
4. Vehículos a motor
5. Edificios
6. Incendios forestales

Productos:

1. Transformadores y condensadores
2. Pesticidas
3. Plantas depuradoras de aguas residuales
4. Madera tratada con pentaclorofenol
5. Compost



- ♣ Planta cementera
- ▼ Incineradora de Residuos Sólidos Urbanos (IRSU)
- Incineradora de Residuos Especiales (IRE)
- Fábrica de procesamiento de petróleo
- Planta térmica
- ◆ Planta de producción de PVC/MVC
- ▲ Planta de producción de cloro
- * Plantas papeleras
- ★ Planta de producción de percloroetileno
- ☾ Horno crematorios

Fig. 4.1. Situación de las instalaciones industriales en la provincia de Tarragona

Industria

Emisiones de PCDD/Fs al aire

Las Tablas 4.1 y 4.2 muestran los factores de emisión y los intervalos de flujos estimados para las emisiones de PCDD/Fs al aire procedentes de la industria de la provincia de Tarragona en el año 1999.

Tabla 4.1. Factores de emisión al aire de PCDD/Fs procedentes de la industria

Fuente	FE	Unidades	IC	Distribución	FE inf.	FE sup.	Ref.
Combustión de Fuel Oil	0,20	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,06	0,63	USEPA 1998
Combustión de Gas Oil	0,22	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,07	0,70	USEPA 1998
Cementeras	0,37	ng I-TEQ/kg	H	normal	0,24	0,48	a
Producción de MVC/PVC	0,499	ng I-TEQ/kg	L	log-normal	0,18	1,36	USEPA 1998
Hornos crematorios	500	ng I-TEQ/cp	L	log-normal	158	1.581	USEPA 1998

a: procedente de valores experimentados en la propia fábrica

L: índice de confianza bajo; H: índice de confianza alto

cp: cuerpo

Tabla 4.2. Intervalos de los flujos de emisiones al aire procedentes de la industria

Tipo de fuente	NA	Flujo inf.	Flujo sup.
Combustión ^c	3,55E8 kg/año ^b	1,3E-3	0,013
	2,14E7 L/año ^b	0,022	0,23
	1,46E8 kg/año ^{b,d}	9,2E-3	0,092
Cementeras	1,50E6 tm clinker/año ^b	0,4	0,72
	1,75E6 tm clinker/año ^b	0,42	0,84
Producción de MVC/PVC	2,70E8 kg/año ^a	0,049	0,366
Hornos crematorios	578 cuerpos/año ^b	9,0E-5	9,0E-4
TOTAL		0,901	2,261

^a ref. AEQT (1996)

^b comunicación de la planta

^c no están incluidos ni el fuel ni el gas natural (USEPA 1998)

^d planta situada a 5 km de la provincia de Tarragona

Emisiones de PCDD/Fs al suelo

Las Tablas 4.3 y 4.4 presentan los intervalos de concentraciones de PCDD/Fs y los valores estimados de los flujos de descarga al suelo para el subsistema industria de la provincia de Tarragona en 1999.

Tabla 4.3. Límites superiores e inferiores de las concentraciones de PCDD/Fs en residuos sólidos^a

Fuente	Tipo de sólidos	Producción del residuo kg/tm producto	C inf. ng I-TEQ/kg residuo	C sup. ng I-TEQ/kg residuo
Industria papelera	lodos	50	11	44,4
Industria productora de percloroetileno	residuos sólidos	69,23	38.400	69.722
Cementeras	polvo de horno	29,6	0,001	30
Industria de producción de cloro	residuos sólidos	0,159	39.900	39.900

^a ref. UK Environmental Agency (1997)

Por otra parte el US Institute of Vinyl Chloride ha descrito que los factores de emisión de descarga en sólidos industriales están comprendidos entre 0,00 y 2,33 ng I-TEQ/kg de producto, con una media geométrica de 0,819 (Carroll et al. 1999).

Tabla 4.4. Intervalos de las descargas de PCDD/Fs al suelo procedentes de la industria

Fuente	NA tm/año	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Producción de MVC/PVC	270.000 ^a	0,00	0,63
Industria papelera	77.080 ^c	0,0424	0,171
Industria de percloroetileno	40.000 ^a	106,3	193,0
Cementeras	1.500.000 ^b	4,44E-05	1,33
	1.750.000 ^b	5,18E-05	1,55
Producción de cloro	156.000 ^a	0,993	0,993
	210.000 ^a	1,34	1,34
TOTAL		108,6755	199,014

^a ref. AEQT (1996)

^b comunicación personal de la fábrica

^c comunicación del Gabinet d'estudis de la Cambra de Comerç de Tarragona

Emisiones de PCDD/Fs al agua

Solamente se tienen datos de emisión al agua referentes a dos clases de industrias que operan en la provincia de Tarragona: las industrias que producen MVC/PVC y percloroetileno.

Los factores de emisión y flujos se esquematizan respectivamente en las Tablas 4.5 y 4.6.

Tabla 4.5. Factores de emisión de PCDD/Fs al agua

Fuente	FE inf. ng I-TEQ/kg	FE sup. ng I-TEQ/kg	Referencias
Industria productora de MVC/PVC	0,538	3,07	Carroll et al. 1998
Industria productora de percloroetileno	1,8E-3	13,94	UK Environ. Agency 1997

Por otra parte, se han incluido también las descargas de aceites industriales al agua. La Agencia medioambiental del Reino Unido considera un margen de concentraciones de PCDD/Fs en el aceite residual entre 14 y 60 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

Tabla 4.6. Intervalos de las descargas de PCDD/Fs a las aguas residuales procedentes de la industria

Fuente	NA tm/año	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
industria productora de MVC/PVC	270.000 ^a	5,1E-4	3,9E-3
industria de percloroetileno	40.000 ^a	0,021	0,123
TOTAL	-	0,021	0,126

^a datos suministrados por la AEQT (1996)

En cuanto a los residuos industriales de aceite al agua, la Junta de Residus de la Generalitat de Catalunya informa que en 1998 se generaron 7.739 tm de residuos aceitosos especiales (aceites, grasas e hidrocarburos) en las industrias de la provincia de Tarragona. Datos de la Agencia medioambiental del Reino Unido informan que aproximadamente un 5% de los residuos especiales van dirigidos a aguas residuales (UK Environmental Agency 1997).

Para concentraciones de PCDD/Fs entre 14 y 60 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997) se deduce un flujo a aguas residuales entre 0,005 y 0,023 g I-TEQ/año.

En resumen, se ha estimado que el flujo de emisiones de PCDD/Fs al aire debido a las fuentes industriales identificadas y cuantificadas en la provincia de Tarragona en 1999 está entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. A su vez, las descargas al suelo calculadas para estos contaminantes se sitúan entre 108,6 y 199,0 g I-TEQ/año, mientras que los vertidos de aguas residuales estarían entre 0,02 y 0,12 g I-TEQ/año. Las descargas al agua de aceites residuales están entre 0,00 y 0,02 g I-TEQ/año.

Planta incineradora de residuos sólidos urbanos

Según datos de 1999 facilitados por la IRSU de la provincia de Tarragona, la instalación en 1997 de un filtro de carbón activo a la salida de los gases ha conducido a concentraciones de PCDD/F en los gases de escape entre 0,002 y 0,004 ng I-TEQ/Nm³. Para un caudal de gases de salida de 38.000 Nm³/h, se deduce un factor de emisión, con distribución normal de probabilidad, entre 0,005 y 0,009 ng I-TEQ/kg del residuo sólido. El producto del factor de emisión por la cantidad de residuos sólidos urbanos que se incineran cada año, 140.000 tm, es igual a un flujo de emisiones entre 6,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

El Laboratorio de Espectrometría de Masas del Centro Superior de Investigaciones Científicas de Barcelona (CSIC) ha determinado las concentraciones de PCDD/Fs en las escorias y cenizas ligeras generadas en la planta incineradora de residuos sólidos urbanos de la provincia de Tarragona (Abad et al. 2000). Para las dos muestras que se analizaron, los resultados se recogen en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Concentraciones de PCDD/Fs en muestras de cenizas y escorias

	Cenizas ng I-TEQ/g	Escorias ng I-TEQ/g
1 ^a muestra	0,65	0,06
2 ^a muestra	0,37	0,013

Los valores de cada muestra han sido escogidos como los límites de intervalo de estas concentraciones. En el mismo artículo, se destaca con motivo de un balance de masa, que los flujos de salida a suelo están en el intervalo 1,92-4,65 g I-TEQ/año.

La Agencia medioambiental del Reino Unido emplea un margen de concentraciones por unidad de volumen de aguas residuales de la IRSU entre 0,01 y 0,6 ng I-TEQ/L (UK Environmental Agency 1997). Sin embargo, la incineradora de la provincia de Tarragona opera sin descarga de aguas residuales.

Planta incineradora de residuos especiales

Según datos del año 1999 facilitados por la IRE de Constantí, en el año 1999 se emitieron concentraciones entre 0,0037 y 0,0068 ng I-TEQ/Nm³. Para un caudal de gases de chimenea de 43.800 Nm³/h, el intervalo del factor de emisión de PCDD/Fs es de 0,061-0,077 ng I-TEQ/kg de residuo. Se considera una distribución de probabilidad normal. Para una cantidad de residuos de entrada de 3,0E7 kg/año, resulta un flujo de emisión entre 0,001 y 0,003 g I-TEQ/año.

Datos experimentales del Reino Unido indican que los valores de las concentraciones de PCDD/Fs en los residuos sólidos generados en las plantas incineradoras de residuos especiales están entre 0,1 y 34 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

La IRE de Constantí tiene una capacidad de 3,0E7 kg de residuos industriales/año. Si se considera un rendimiento de un 20 por ciento (UK Environmental Agency 1997), significa que se generan 6,0E6 kg de residuos sólidos/año. Datos experimentales de plantas del Reino Unido indican concentraciones de las escorias y residuos comprendidos entre 0,1 y 34 ng I-TEQ/kg. Estos valores conducen a una descarga anual entre 6,0E-4 y 0,204 g I-TEQ/año, que son transportados a vertederos de residuos especiales fuera de la provincia.

Por otra parte, la Agencia medioambiental del Reino Unido ha determinado una concentración de dioxinas en las aguas residuales que proceden de una planta incineradora

de residuos especiales de 0,01-0,6 ng I-TEQ/L (UK Environmental Agency 1997). Datos de una planta en dicho país, indican que la descarga de aguas residuales es aproximadamente de 6,24 m³/tm de residuo incinerado (UK Environmental Agency 1997). Si se supone que este valor es representativo de la práctica en la planta estudiada, el caudal anual de aguas residuales es de 187.200 m³. Para un margen de contaminación entre 0,01 y 0,6 ng I-TEQ/L, implica un flujo entre 1,8E-3 y 0,112 g I-TEQ/año.

Vehículos a motor

La Tabla 4.8 presenta los factores de emisión al aire de los vehículos a motor para tres clases de combustible.

Tabla 4.8. Factores de emisión al aire de PCDD/Fs de vehículos a motor^a

Fuente	FE ng I-TEQ/km	IC	Distribución	FE inf.	FE sup.
Gasolina con plomo	0,045	L	log-normal	0,01	0,14
Gasolina sin plomo	0,002	L	log-normal	5,0E-4	0,005
Diesel	0,172	L	log-normal	0,05	0,54

^aref. USEPA (1998)

A fin de conocer el nivel de actividad (km/año) de los vehículos en las carreteras de la provincia de Tarragona, el Servei Català de Trànsit de la Generalitat de Catalunya ha facilitado datos de la movilidad de vehículos en tierras catalanas desde el año 1991 hasta el 1997 (Servei Català de Trànsit 1999). Son cifras estimativas y sujetas a correcciones en un futuro próximo.

Tabla 4.9. Movilidad de vehículos (en millones de km) en Cataluña

Año	Zona Interurbana	Zona Urbana	TOTAL
1991	26.203	8.991	35.194
1992	26.989	10.280	37.269
1993	26.773	9.452	36.225
1994	27.897	9.849	37.746
1995	28.650	10.115	38.765
1996	29.424	10.388	39.812
1997	30.513	10.772	41.285

Según cifras orientativas del mismo Servei Català de Trànsit, la movilidad de vehículos en la provincia de Tarragona supone el 10% del total de Cataluña. El valor de la movilidad es pues de 4,13E9 km/año.

Por otra parte, para las estimaciones se precisa conocer el porcentaje aproximado de cada tipo de gasolina utilizado en el año 1999. Estos datos se consiguieron a través de una encuesta realizada por el presente trabajo en cinco estaciones de servicio de diferentes características (1999).

Tabla 4.10. Porcentajes de consumo de combustibles en la provincia de Tarragona en 1997 y 1999

Gasolinera	Características	Año	Porcentaje de uso de combustibles		
			Con plomo	Sin plomo	Diesel
1	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	-	-	-
		1999	22	12	66
2	gasolinera en zona rural	1997	40	10	50
		1999	30	20	50
3	gasolinera en polígono industrial	1997	15	5	80
		1999	10	10	80
4	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	56	24	20
		1999	44	36	20
5	gasolineras en vías de unión entre poblaciones	1997	-	-	-
		1999	17	20	63
Media		1997	37	13	50
		1999	25	19	56

Se deduce pues que los vehículos diesel, gasolina con plomo y gasolina sin plomo consumieron en 1999 respectivamente, un 56%, 25%, y 19%.

El producto de la movilidad en la provincia de Tarragona por el porcentaje medio de los tres tipos de combustible del año 1999, aporta el nivel de actividad para cada uno.

Tabla 4.11. Movilidad según tipo de combustible en la provincia de Tarragona

Fuente	NA km/año
Diesel	2,31E9
Gasolina con plomo	1,03E9
Gasolina sin plomo	0,78E9

Los límites de las emisiones de PCDD/Fs al aire provocadas por vehículos figuran en la Tabla 4.12.

Tabla 4.12. Emisiones de PCDD/Fs por vehículos a motor en la provincia de Tarragona en 1999

Fuente	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Gasolina con plomo	0,015	0,15
Gasolina sin plomo	4,0E-4	4,2E-3
Diesel	0,13	1,24
TOTAL	0,145	1,39

Por lo tanto, la emisión de PCDD/Fs al aire resulta entre los valores extremos de 0,14 y 1,39 g I-TEQ/año.

Los flujos de PCDD/Fs al suelo, originados en los vehículos proceden de los residuos sólidos de incendios accidentales. Según la Agencia Medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado en incendios de vehículos está en el margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997). Cifras de la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil de la Generalitat de Catalunya indican que en 1999 se produjeron en la provincia de Tarragona 1.222 accidentes en vehículos. Si se hacen las suposiciones de que un 10% de los accidentes termina en incendio (UK Environmental Agency 1997) y que el residuo sólido por accidente con incendio es de 50 kg (UK Environmental Agency 1997), resulta un intervalo de flujos igual a 0,00-1,16 g I-TEQ/año.

Como en todos los casos de incendio fortuito, se considera que el vertido a aguas residuales de PCDD/Fs procedentes de incendios en vehículos es aproximadamente el 1% de los residuos a suelo (UK Environmental Agency 1997). Por tanto, resulta un flujo de entre 0,00 y 0,01 g I-TEQ/año.

Edificios

Las emisiones de PCDD/Fs a suelo y agua en edificios, proceden de los residuos sólidos y líquidos producidos en incendios. Según la Agencia medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado en edificios están dentro del margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environmental Agency 1997).

Por su parte, la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil, comunicó que en 1999 sucedieron 2.386 incendios urbanos. La media de material sólido residual por incendio urbano es de 40 kg (UK Environment Agency 1997). El resultado conduce a un intervalo de flujo estimado de PCDD/Fs comprendido entre 0,06 y 18,1 g I-TEQ/año.

Para estimar las descargas al agua de incendios accidentales en edificios, se ha supuesto que son hasta el 1% de las de los respectivos residuos sólidos (UK Environment Agency 1997). El valor de los límites inferior y superior del intervalo es 0,00 y 0,18, respectivamente.

Incendios forestales

En la categoría incendios forestales se incluye la quema incontrolada de bosques y arbustos. La USEPA considera un factor de emisión medio de 2 ng I-TEQ/kg biomasa forestal quemada, cuyos límites de intervalo para un índice de confianza bajo, están entre 0,63 y 6,32 (USEPA 1998).

Según datos proporcionados por el Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya la media anual de hectáreas arboladas y no arboladas incendiadas en los últimos años en la provincia de Tarragona es de 3.128 Ha (Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals 1999). La Tabla 4.13 muestra estos datos.

Tabla 4.13. Estadística de Incendios Forestales en las comarcas de Tarragona. Período 1989/1998

Año	Superficie arbolada Ha	Superficie no arbolada Ha	Superficie total Ha
1989	501,55	1.864,68	2.366,23
1990	79,06	84,29	163,35
1991	2.292,3	1.458,82	3.751,12
1992	643,23	286,49	929,72
1993	1.353,06	1335	2.688,06
1994	9996,2	3556	1.3552,2
1995	1.733,74	4.301,54	6.035,28
1996	110,54	91,77	202,31
1997	300,06	112,15	412,21
1998	701,88	478,21	1.180,09
Media	-	-	3.128,05

Por otra parte, a falta de datos de biomasa en áreas consumidas por incendio de la provincia de Tarragona, se ha supuesto el valor de 23,28 tm biomasa/Ha de la USEPA (1998). Las 3.128 Ha de territorio incendiadas de modo incontrolado en 1999 conducen por consiguiente a un intervalo de flujos de emisión entre 0,046 y 0,46 g I-TEQ/año. El flujo medio sería de 0,145 ng I-TEQ/año.

Según la Agencia medioambiental del Reino Unido, las concentraciones de dioxinas en el material afectado durante incendios de vegetación están dentro del margen 584-190.000 ng I-TEQ/kg (UK Environment Agency 1997). Asimismo, la Brigada de Tarragona de la Direcció General d'Emergencies i Seguretat Civil de la Generalitat de Catalunya ha informado que en 1999 ocurrieron 2.702 incendios de vegetación (Dir. Gral. Emerg. Seg. Civil 1999). Se considera que cada incendio deja un residuo de 20 kg (UK Environment

Agency 1997). Resulta, por lo tanto, que en 1999 se descargaron al suelo entre 0,03 y 10,26 g I-TEQ/año.

Para estimar las descargas al agua de incendios accidentales en superficies forestales se ha supuesto que son hasta el 1% de las de los respectivos residuos sólidos (UK Environment Agency 1997). Ello resulta en el intervalo 0,00-0,01 ng I-TEQ/año.

Transformadores y condensadores

Datos del Reino Unido muestran que del total de PCBs, un 31,3% corresponde a transformadores, y el 68,7% restante a condensadores de alto y bajo voltaje (Harrad et al. 1994). Aproximadamente un 60% de los transformadores del Reino Unido que usan PCBs están identificados y en manos de organizaciones que trabajan con protocolos de seguridad rigurosos. Se supone que en estos casos las fugas de PCBs son rápidamente localizadas y a continuación minimizadas. Por tanto, de modo similar al empleado por Harrad et al. (1994), el presente estudio ha considerado que las fugas procedentes de estas fuentes son cero. El 40% de los transformadores restantes están menos controlados y por tanto serían la causa de fugas de PCBs al suelo. Según estos autores, la fracción de PCBs liberada es del 0,05% (Harrad et al. 1994).

En consonancia con los argumentos presentados por Harrad et al. (1994), el presente trabajo también ha considerado que un 40% de los condensadores liberan PCBs al medio. Por otra parte, la fracción de PCBs que se libera en los condensadores ha sido considerada del 0,35% (Harrad et al. 1994).

Por la literatura se conoce que en 1991 existían en España entre 8 y 12 millones de litros de PCBs (Valerio 1991). Este dato se ha extrapolado en el presente trabajo al año 1999. La cantidad proporcional para la provincia de Tarragona ha sido calculada según datos de la energía eléctrica consumida en la provincia respecto del total de España. La Cambra de Comerç de Tarragona informa que en 1997 se consumieron en la provincia 4.597,9 millones kwh (Cambra de Comerç de Tarragona 1997a). El Instituto Nacional de

Estadística cita que en ese año se consumieron en España 149.151,1 kwh (INE 1997). Se deduce pues que la provincia de Tarragona consume aproximadamente un 3,08% del total español. La alta densidad industrial de esta provincia influye en el valor elevado de la cifra. Se estima entonces que en la provincia de Tarragona existían en 1999 entre 0,24 y 0,37 millones de litros de PCBs.

Si se hace uso de los porcentajes de PCBs en transformadores y condensadores del Reino Unido, y para una densidad aproximada de PCBs igual a 1 kg/L, en la provincia existían entre 77,0 y 115,5 tm de PCBs en transformadores, y entre 169,4 y 254,1 tm en condensadores. De ellos, entre 15,4-23,08 kg de PCBs pasarían al suelo desde los transformadores, y 237,1-355,8 kg desde condensadores.

Para una concentración de PCDD/Fs en PCBs de 83.520 ng I-TEQ/kg PCBs (UK Environment Agency 1997), se deriva por tanto un intervalo de PCDD/Fs liberadas al suelo a partir de transformadores de 1,2E-3-1,9E-3 g I-TEQ/año, y de 0,020-0,030 g I-TEQ/año en condensadores. La suma de ambas cantidades representa un total anual de PCDD/Fs liberados al suelo en la provincia de Tarragona de entre 0,021 y 0,032 g I-TEQ/año.

Pesticidas

En 1999 se utilizaron en la provincia de Tarragona dos clases de pesticidas potencialmente contaminados con PCDD/Fs: el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) y el tetracloro-isofitalonitrilo (TPN), empleados como herbicida y fungicida, respectivamente.

El 2,4-D es un compuesto químico capaz de actuar sobre los mecanismos que regulan el crecimiento vegetativo de las plantas. Tanto el ácido como sus ésteres y sales pueden, teóricamente, ser empleados como herbicidas o fitorreguladores sin más que variar el momento y la dosis de aplicación. En la práctica, únicamente se emplean determinados ésteres y sales como herbicidas y sólo algunos ésteres como fitorreguladores. Son sensibles a los efectos del 2,4-D los siguientes tipos de cultivos: algodón, cítricos, crucíferas, estramonio, frutales de hueso y pepita, girasol, lechuga, leguminosas, olivo, pepino,

remolacha, tabaco, tomate, vid y cultivos de flores ornamentales y arbustos florales (De Liñán 1995).

Las propiedades fitoregulatoras de los ésteres 2,4-D facilitan una rápida absorción por vía foliar, una reducción de la caída del fruto y una mayor resistencia a las heladas en el árbol y durante el transporte. Están recomendados específicamente en naranjos. La sal 2,4-D aminada tiene efectos similares a los del éster (De Liñán 1995).

Resultados recientes de la EPA en ocho tipos de herbicidas del tipo 2,4-D presentaron una concentración de PCDD/Fs por unidad de ingrediente activo de 700 ng I-TEQ/kg (USEPA 1998). Se le ha asignado un índice de confianza alto (H), por lo que los márgenes del intervalo están entre 500 y 1.000 ng I-TEQ/kg.

Según comunicación del Institut per a la Recerca Tecnològica Agrícola (IRTA) de Mas Bové, en 1999 el 2,4-D fue utilizado una sola vez al año en todas las explotaciones de cebada, centeno, trigo, avena y triticale de la provincia. Las fórmulas utilizadas fueron: 2,4-D Éster 40% (0,75-1 L/Ha), 2,4-D Amina 40% (1-3 L/Ha) y la Sal sódica del 2,4-D 80% (1,5-2 L/Ha). Hasta el año 1996 la Sal sódica 2,4-D 10% se utilizaba una vez al año en todas las explotaciones de avellanos. A partir de entonces se ha visto completamente sustituido por otros plaguicidas: Asimacina, Diurón y Glifosfato.

Según comunicación del IRTA de Mas Bové, el fungicida TPN fue utilizado en 1999 una vez al año sobre un 10% aproximado de las explotaciones de árboles melocotoneros y huerta de la fresa. La composición utilizada fue al 50%, con una dosis entre 2,5 y 3,6 kg/Ha.

Masunaga y Nakanishi (1999) reportaron una concentración de PCDD/Fs en el ingrediente activo de 0,25 ng I-TEQ/kg. Para los cálculos del presente estudio se ha considerado este valor.

La Tabla 4.14 muestra los resultados de los flujos anuales de contaminación de PCDD/Fs en suelos a causa de pesticidas.

Tabla 4.14. Estimación de los flujos de PCDD/Fs procedentes de los pesticidas en suelos agrícolas de la provincia de Tarragona en 1999

	Tipo	Superficie Ha	Porcentaje de explotaciones %	dosis kg /Ha	C %	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Cereales	2,4-D	21.938	100	1,25	48	6,58E-3	0,013
Naranjos	2,4-D	3.328	100	16,2	10	2,69E-3	5,39E-3
Melocotoneros	TPN	3.050	10	3	50	1,14E-4	1,14E-4
Fresas	TPN	59	10	3	50	2,21E-6	2,21E-6
TOTAL	-	-	-	-	-	9,39E-3	1,86E-2

El total de PCDD/Fs procedente de pesticidas en el año 1999 está comprendido entre 0,01 y 0,02 g I-TEQ/año.

Plantas depuradoras de aguas residuales

Según datos de noventa estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDAR) de Cataluña, la concentración de PCDD/Fs en lodos procedentes de plantas depuradoras está comprendida entre 7 y 160 ng I-TEQ/kg de peso seco (Eljarrat et al. 1999). Por otra parte, una reciente comunicación de la Junta de Residuos citaba que 4.891 tm de lodos procedentes de estas plantas fueron destinados a suelos agrícolas durante 1998 en la provincia de Tarragona. De ello resulta un intervalo de flujos de PCDD/Fs al suelo entre 0,034 y 0,782 g I-TEQ/año.

En cuanto a las descargas al agua, la Agencia medioambiental del Reino Unido menciona que el flujo de PCDD/Fs en las aguas procedentes de las estaciones depuradoras es el 2,84% de la descarga total, la cual incluye la descarga de lodos y descarga de aguas residuales. Por lo tanto, la descarga de aguas residuales es el 2,92% de la descarga de lodos (UK Environment Agency 1997). Según ello, los flujos al agua se encuentran en el rango 0,00-0,02 ng I-TEQ/año.

Pentaclorofenol en maderas

Según experimentación reciente realizada por el Laboratorio de Espectroscopía de Masas del CSIC, la concentración de PCDD/Fs en la madera se halla en el intervalo 2,24-3,18 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Se supone que la mayor parte de esta contaminación procede del pentaclorofenol (PCP), que durante bastantes años ha sido empleado para el tratamiento conservativo de la madera.

Si se supone que toda la madera importada en la provincia de Tarragona procede de países extranjeros, la cantidad de madera que entró en esta provincia en 1997 fue de 31.791 tm (Cambra de Comerç de Tarragona 1997b). Esta cifra ha sido extrapolada al año 1999, ya que no se disponen de datos correspondientes a este año. Por otra parte, el presente trabajo ha supuesto, fundado en la hipótesis de la Agencia medioambiental del Reino Unido, que la cantidad de madera susceptible de ser degradada y de contaminar los suelos, es igual a la cantidad que entra en la provincia menos la que se recicla (UK Environment Agency 1997). Dado que la cantidad total de residuos sólidos urbanos generados en la provincia de Tarragona en 1999, según información actualizada de la Junta de Residus de la Generalitat de Catalunya, es de 338.344 tm (Junta de Residus 1999) y que el porcentaje de madera en éstos es del 3,8% (Abad et al. 1998), la cantidad de madera que interviene en la contaminación por PCDD/Fs de suelos por PCDD/Fs es de 18.933,9 tm. Se deduce entonces un flujo de PCDD/Fs al suelo, procedentes de PCPs, de 0,04-0,06 ng I-TEQ/año.

Compost

El compost destinado a suelos agrícolas tiene dos orígenes: residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora. Los análisis de muestras de compost de Cataluña efectuados por el Centro Superior de Investigaciones Científicas han detectado concentraciones de PCDD/Fs entre 5,00 y 57,23 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000).

Según datos facilitados por la planta de compostaje de RSU de Botarell (provincia de Tarragona), cada año se generan allí 1.500 tm de compost. Ello conduce a flujos de PCDD/Fs al suelo de 0,01 y 0,09 ng I-TEQ/año.

La Tabla 4.15 muestra la relación de fuentes y los valores de los flujos anuales de emisión de PCDD/Fs de las fuentes primarias y reservorios al aire, agua y suelo en la provincia de Tarragona.

Corresponde a tabla inventario global.doc

Las emisiones totales de PCDD/Fs calculadas para la provincia de Tarragona durante 1999 están dentro del intervalo 111,9-239,6 g I-TEQ/año. La semejanza de magnitud entre los límites de este intervalo, lleva a suponer que la distribución de probabilidad de las emisiones totales es normal, con una media aritmética de 175,7 g I-TEQ/año. Con una contribución aproximada del 99%, las emisiones al suelo (110,9-235,1 g I-TEQ/año; media aritmética=173,0) son, con mucho, las mayoritarias. Las emisiones de PCDD/Fs al aire están en el intervalo 1,1-4,1 g I-TEQ/año. Al igual que en el caso anterior, se ha considerado una distribución de probabilidad normal de media aritmética 2,6 g I-TEQ/año. Por último, en las descargas al agua, los límites del intervalo son de diferente orden de magnitud (0,01-0,45 g I-TEQ/año), por lo que se ha considerado para ellas una distribución de probabilidad logarítmico-normal, con una media geométrica de 0,06 g I-TEQ/año.

El 46% del total de flujos de dioxinas al aire correspondieron al sector de las cementeras (0,82-1,56 g I-TEQ/año). Le siguen las combustiones en vehículos diesel (0,13-1,2), los incendios forestales (0,05-0,46), y la producción de MVC/PVC (0,05-0,37). Sin embargo, la planta incineradora de residuos urbanos no es una fuente significativa de emisiones al aire. Sin duda, a ello han contribuido las últimas mejoras tecnológicas llevadas a cabo en la planta. Del mismo modo, los modernos equipos de limpieza de la nueva incineradora de residuos especiales han conducido a niveles de emisión de PCDD/Fs muy pequeños en comparación con otras fuentes.

Las Figuras 4.2 y 4.3 muestran las contribuciones de cada sector a la contaminación atmosférica por PCDD/Fs.

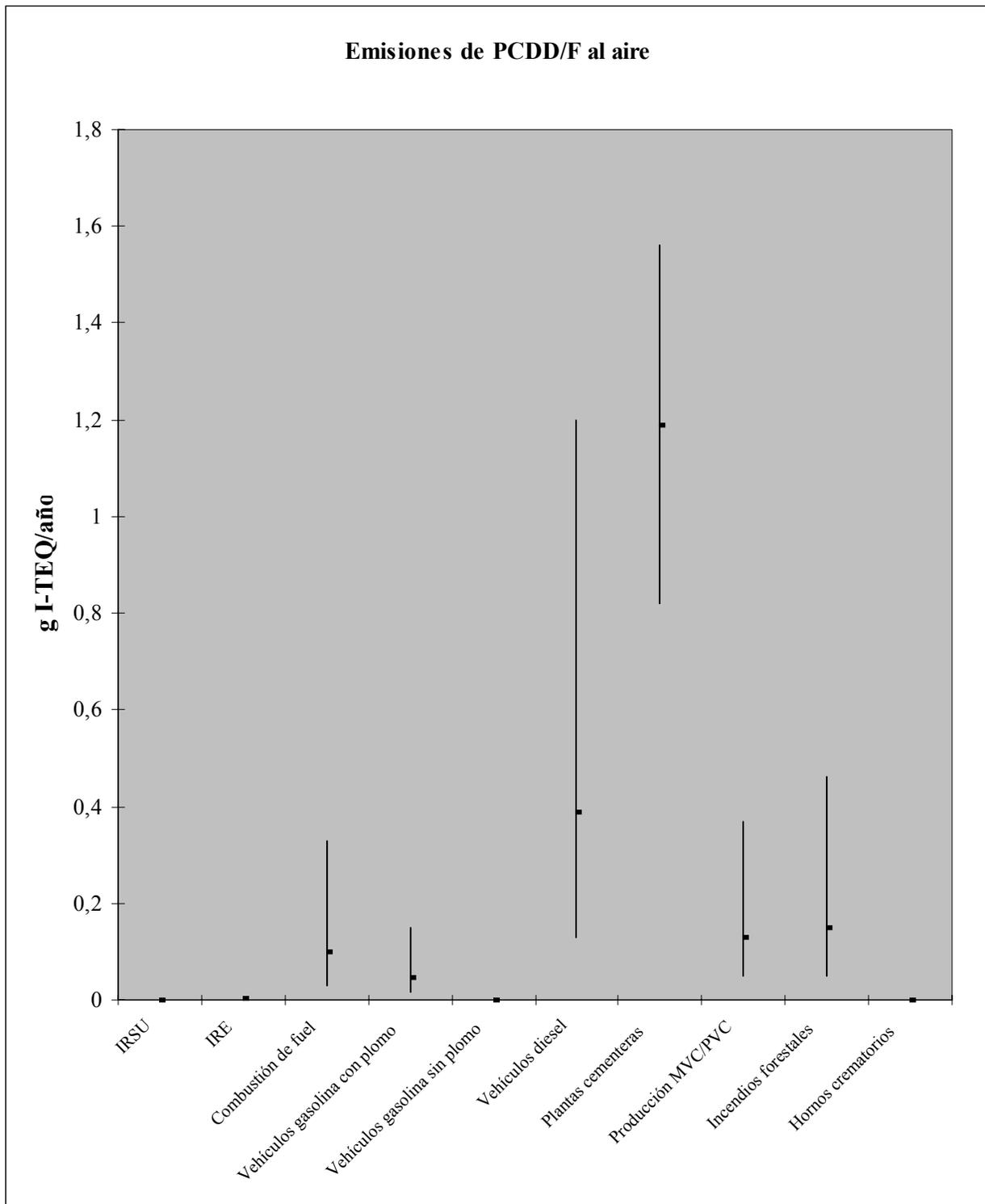


Fig.4.2. Emisiones anuales de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona

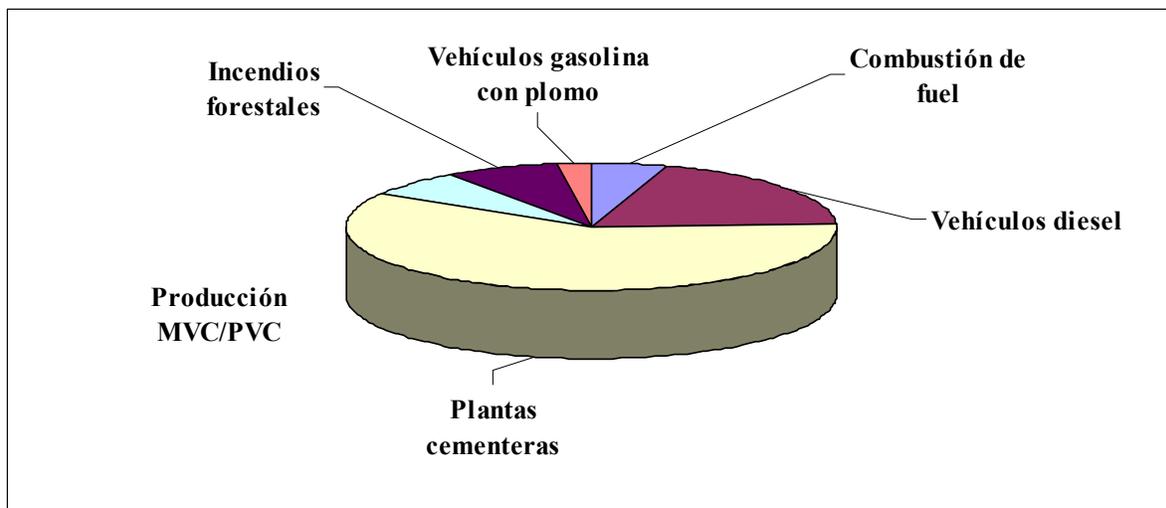


Fig.4.3. Diagrama de sectores para las emisiones anuales de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona.

En el diagrama sectorial de la Figura 4.3 está incluida la planta cementera que está 5 km en el exterior de la provincia de Tarragona. Si ésta no se tiene en cuenta, la contribución del sector de las cementeras al total de las fuentes que están estrictamente en el área de estudio disminuirá desde un 46% hasta un 31 %, tal como muestra la Figura 4.4.

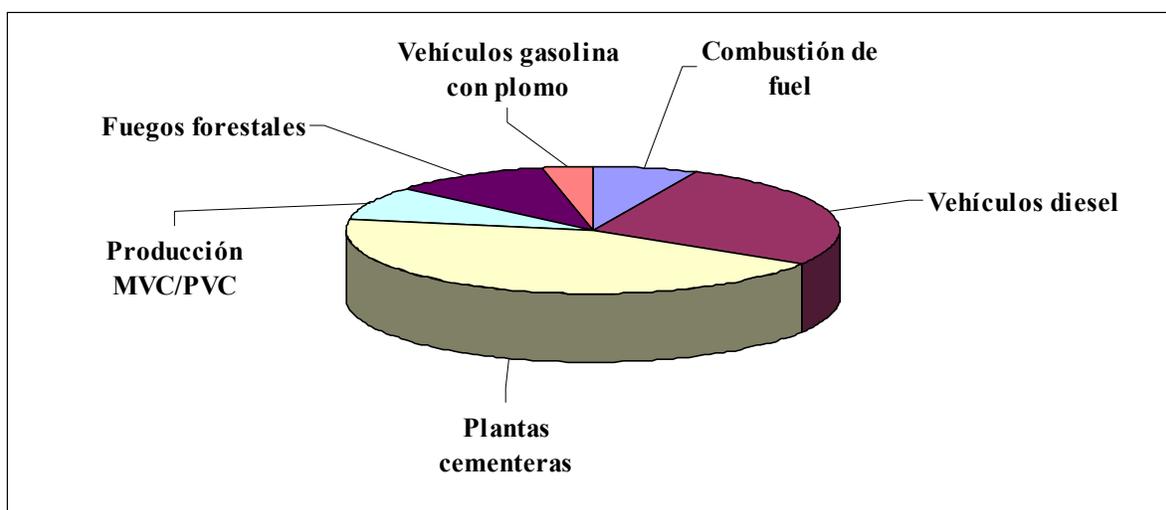


Fig.4.4. Nueva versión del diagrama sectorial para las emisiones anuales al aire de fuentes industriales situadas estrictamente en la provincia de Tarragona.

La planta de percloroetileno es el contribuyente mayoritario de PCDD/Fs en los residuos sólidos generados por la industria en la provincia de Tarragona. Sus límites de emisión, entre 106,3 y 193,0 g I-TEQ/año, representan casi el total de la descarga al suelo. Con contribuciones mucho más pequeñas están: los incendios en edificios (0,06-18,1), la planta incineradora de residuos sólidos urbanos (1,92-4,65) y las plantas de producción de cloro (2,33). Las Figuras 4.5 y 4.6 muestran, a modo de esquema, estos resultados.

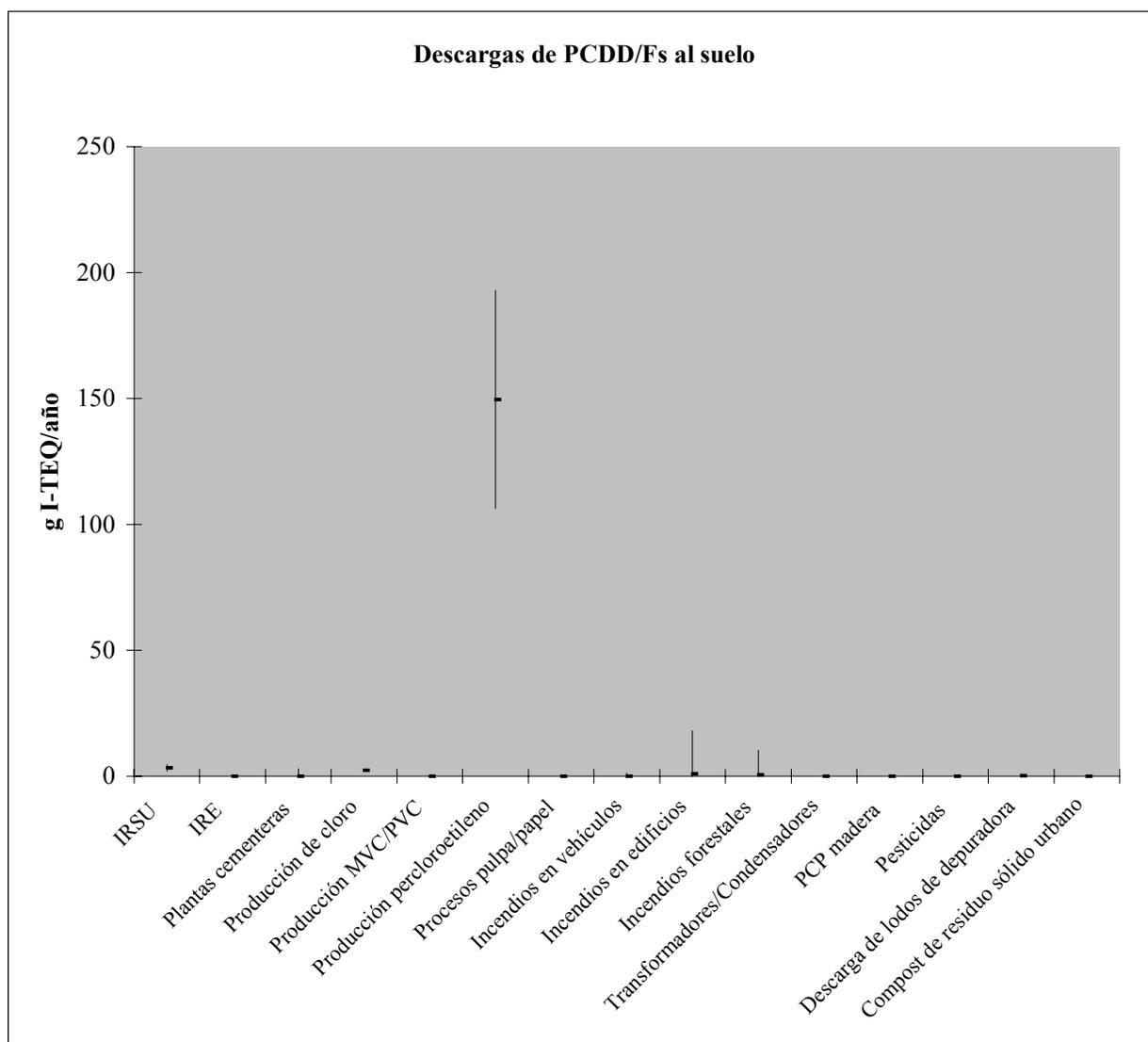


Fig.4.5. Descargas anuales de PCDD/Fs a suelos en la provincia de Tarragona.

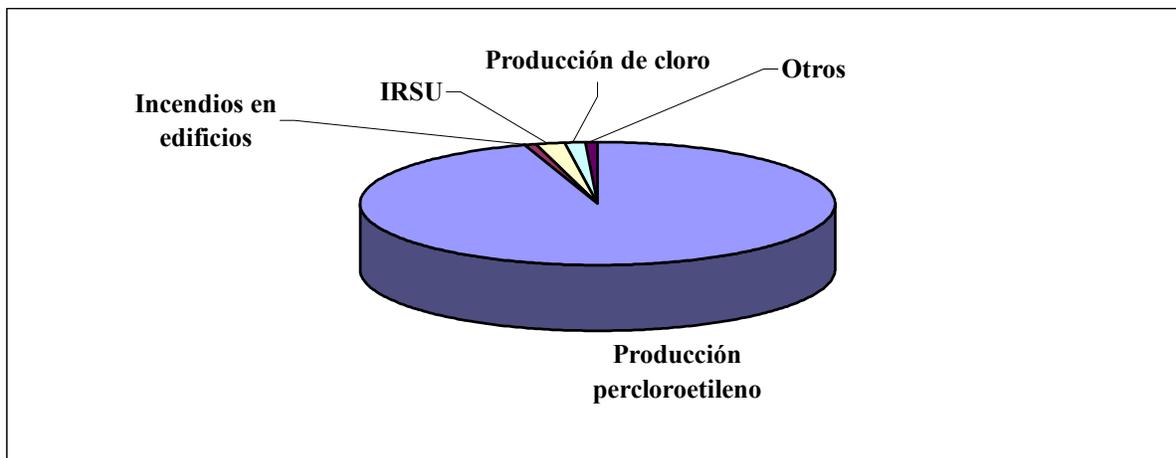


Fig.4.6. Diagrama de sectores para las descargas anuales de PCDD/Fs al suelo en la provincia de Tarragona.

Los tres flujos mayoritarios de descargas de PCDD/Fs al agua son los procedentes de la incineradora de residuos especiales (0,00-0,11 g I-TEQ/año), incendios en edificios (0,00-0,18), e incendios forestales (0-0,10). Las Figuras 4.7 y 4.8 recogen la contribución de los diferentes categorías a la contaminación de las aguas con PCDD/Fs.

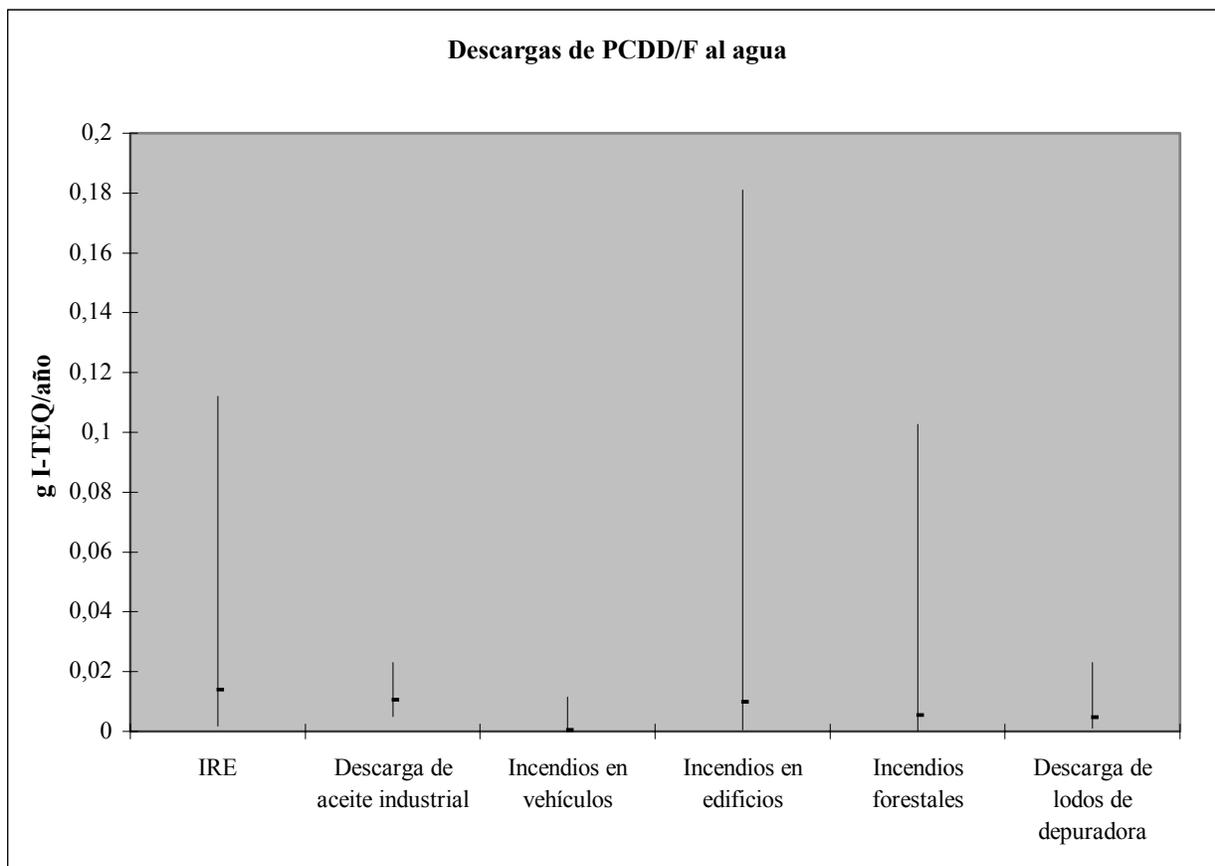


Fig.4.7. Descargas de PCDD/Fs al agua en la provincia de Tarragona.

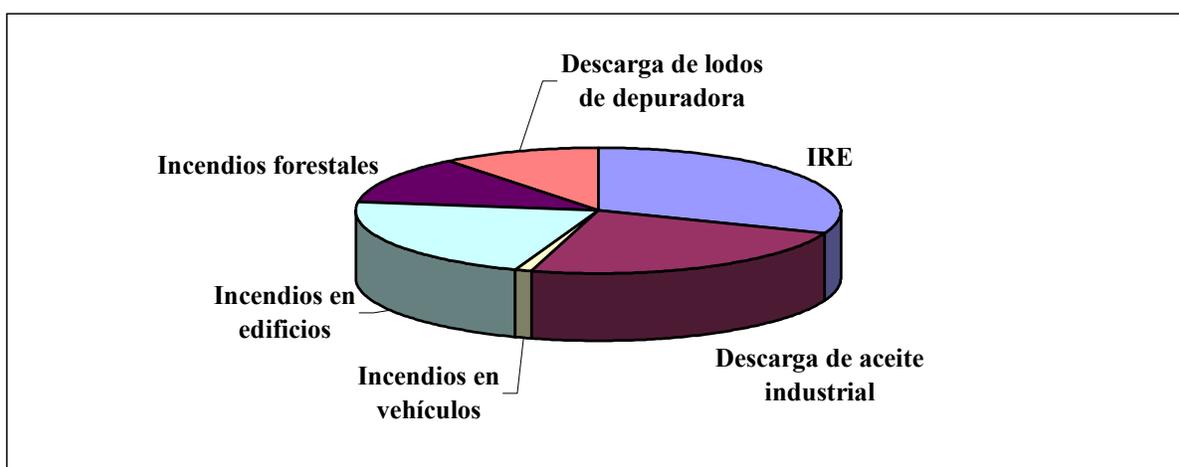


Fig. 4.8. Diagrama sectorial para las descargas de PCDD/Fs al agua en la provincia de Tarragona.

La Figura 4.9 muestra finalmente las contribuciones de las emisiones de PCDD/Fs al aire, agua y suelo en la provincia de Tarragona para el año 1999. El 99% de las emisiones corresponden a los flujos que tienen como destino el suelo.

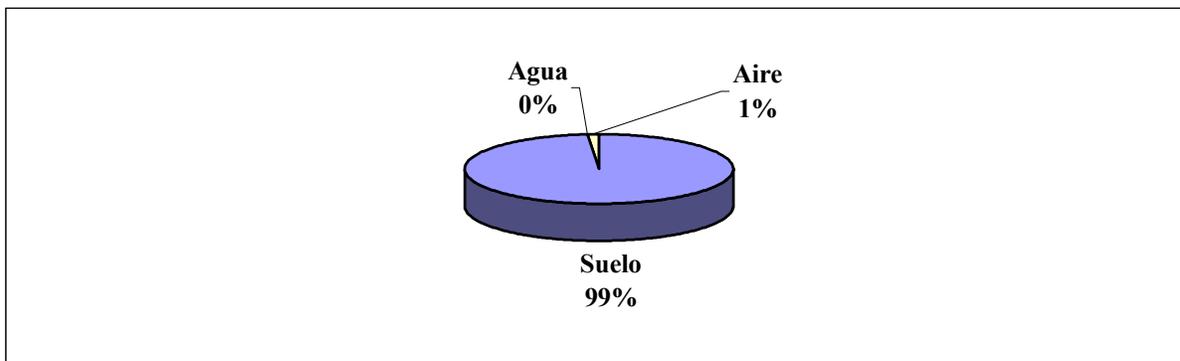


Fig. 4.9. Diagrama sectorial del destino de las PCDD/Fs procedentes de fuentes antropogénicas.

4.2. COMPARACIÓN DE INVENTARIOS

A continuación, la Tabla 4.16 presenta las densidades de emisiones al aire, suelo y agua por unidad de superficie y por habitante, para diversos inventarios realizados en diferentes países durante la última década.

Corresponde a tabla inventario del mundo.doc

La comparación entre inventarios de diferentes países permite extraer algunas conclusiones interesantes. Así, la densidad por unidad de superficie de emisiones de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona, es igual a $0,4 \text{ mg I-TEQ/año/km}^2$, la cual resulta prácticamente igual a la de Austria (0,3), Estados Unidos (0,3) y a la del Inventario Global (0,4). Si las densidades se miden sobre la población, la de la provincia resulta de $4,5 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/año/hab}$, la cual es parecida a la de Alemania durante los años 1994/95 (3,6), Suecia (6,3), así como a varias predicciones de inventarios: Países Bajos (3,8), Canadá (6,7) y Japón (4,7).

Con respecto a las emisiones anuales al suelo, existen menos semejanzas entre las densidades calculadas para la provincia de Tarragona y las de otros países. La densidad sobre la superficie para la provincia de Tarragona es igual a $27,4 \text{ mg I-TEQ/año/km}^2$ y la densidad de emisión calculada sobre la población es $301,1 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/año.hab}$. Mientras que la primera es similar a la del Reino Unido (17,4), la segunda tiene un valor comparativamente elevado en relación con otros inventarios. Así, por ejemplo, la densidad por habitante de la provincia de Tarragona es cuatro veces superior a la segunda más elevada, la cual corresponde también al Reino Unido (73,1). Estas cifras pueden explicarse teniendo en cuenta la elevada proporción que existe entre el volumen de actividad industrial de la provincia y la extensión del territorio que se ha considerado en el presente trabajo. La densidad de plantas de percloroetileno en la provincia contribuye de modo particular a ello, atendiendo a las estadísticas mundiales. Según éstas, en grandes extensiones de terreno existe un número muy escaso de plantas productoras de percloroetileno. Un ejemplo es el territorio del Reino Unido, en el cual existe solamente un planta de estas características (UK Environment Agency 1997).

En cuanto a la descarga de PCDD/Fs en aguas residuales de la provincia de Tarragona, la densidad sobre la superficie tiene un valor medio de $9,5 \text{ } \mu\text{g I-TEQ/km}^2$, el cual es similar al de los inventarios de Suecia (6,7) y de la UE, tanto calculada como predecida (6,2). La densidad sobre la población, cuyo valor medio es $104,4 \text{ ng I-TEQ/hab}$, se asemeja a las de Canadá, tanto la calculada como la predecida (167,9), y a la de Estados Unidos (75,3). En general, y tras los resultados comparativos, se concluye que los inventarios de densidades

globales de Suecia y Estados Unidos son los que más se asemejan a los resultados de este estudio.

4.3. ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS

4.3.1. DISEÑO DEL MODELO

La fabricación y uso de un modelo lineal y estático de los flujos anuales de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona es uno de los objetivos del presente estudio. Este modelo es de especial utilidad para una gestión correcta del Medio Ambiente. La técnica del Análisis de Flujos de Substancias (AFS) suministra las herramientas matemáticas necesarias para desarrollar modelos de estas características. La primera etapa consiste en la conceptualización del modelo. Una vez se ha escogido la variable de flujo, que es la cantidad anual de PCDD/Fs expresada en unidades tóxicas equivalentes internacionales (I-TEQs), se ha definido con precisión los límites del sistema. El área que se ha seleccionado corresponde a toda la superficie terrestre de la provincia de Tarragona (6.304 Ha) más el área marina que ocupan los 30 km a partir de los 280 km de perímetro de la costa de la provincia (8.400 km²). En total suman 14.704 km². La superficie marina coincide con la superficie de la plataforma continental, que es el área mayoritaria de nutrición de los peces que se capturan en las costas de la provincia. El año empleado como referencia ha sido 1999.

El diseño del modelo más adecuado ha consistido básicamente en la división del sistema en 12 subsistemas o compartimentos medioambientales, que se muestran en la Tabla 4.17.

Tabla 4.17. Subsistemas en que se ha descompuesto la provincia de Tarragona

Nº	Subsistema
0	Entorno
1	Aire atmosférico
2	Fuentes antropogénicas
3	Animales
4	Plantas de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos (RSU)
5	Sedimentos
6	Materiales
7	Suelo
8	Plantas de tratamiento de aguas residuales
9	Hombre
10	Peces
11	Vegetación

Se han interconectado los subsistemas entre sí a través de los flujos que se indican en la Figura 4.10. Cada subsistema puede recibir flujos de entrada, salida, acumulación (A), disminución (D) y generación (G). El flujo de *acumulación* aparece cuando los flujos de entrada en un subsistema son mayores que los de salida. Los flujos de *generación* (G) se presentan cuando los flujos de entrada son más pequeños que los de salida en subsistemas con capacidad de producir PCDD/Fs. En tercer lugar, los flujos que presentan la propiedad de que la suma de flujos de entrada es más pequeña que la suma de los de salida, y que no tienen la característica de generar PCDD/Fs, se han denominado flujos de *disminución* (D). Estos flujos describen una pérdida de las dioxinas acumuladas. Tienen un sentido complementario a los flujos de acumulación (A). El esquema del modelo permite ver que el ingreso de PCDD/Fs en la cadena alimenticia humana procede del aire atmosférico a través de itinerarios más o menos complejos.

Este modelo cuadra básicamente con otros modelos que han aparecido en la literatura. A partir de ellos, algunos investigadores han establecido límites legislativos de los niveles de PCDD/Fs en el aire que fueran compatibles con los límites de la exposición en humanos (Edujje y Gair 1996, 1997). Asimismo, se han estimado las concentraciones de PCDD/Fs en alimentos a partir de concentraciones en el aire (Harrad y Smith 1997).

Corresponde a DiagrFlujos1.doc

Sin embargo, la presente aplicación del AFS no busca realizar un itinerario metodológico unidireccional, *hacia atrás* o *hacia delante*, como en los trabajos mencionados anteriormente, sino estimar con mayor precisión y exactitud el valor de todos los flujos de dioxinas y furanos en el sistema a fin de conseguir resultados más óptimos en la evaluación de riesgos.

Al calcular el valor de determinados flujos, se ha creído conveniente descomponer los subsistemas originales o agregados en otros más elementales o desagregados. Ello ha conducido a trabajar también con dos niveles de flujos: flujos entre *subsistemas agregados*, representados con la letra F, y flujos entre *subsistemas desagregados*, representados con la letra f.

Las Tablas 4.18, 4.19 y 4.20 muestran la relación entre subsistemas agregados y desagregados, así como los flujos entre subsistemas agregados, y los flujos entre subsistemas desagregados respectivamente. Se han diseñado 12 subsistemas agregados y 30 desagregados, 44 flujos entre subsistemas desagregados, y 88 flujos entre subsistemas desagregados. El proceso de desagregación ha supuesto, por lo tanto, una duplicación del número de subsistemas y flujos.

Tabla 4.18. Enumeración de subsistemas para el sistema desagregado y sus agregados originales

Nº	Subsistemas desagregados	Subsistemas agregados
0	Entorno	Entorno
1	Aire atmosférico	Aire atmosférico
2	Edificios ^a	Fuentes antropogénicas
3	Planta de compostaje de RSU	Plantas de tratamiento de RSU
4	Planta de compostaje de lodos	Plantas de tratamiento de aguas residuales
5	Cultivos ^c	Vegetación
6	Cosechas para alimentación humana y animal	Vegetación
7	Peces	Peces
8	Pescado para alimentación humana	Peces
9	Humanos	Humanos
10	Incineradora de residuos especiales	Fuentes antropogénicas
11	Industria	Fuentes antropogénicas
12	Animales	Animales
13	Productos de origen animal para consumo humano	Animales
14	Vertederos para RSU	Plantas de tratamiento de RSU
15	Centros de recogida de residuos	Plantas de tratamiento de RSU
16	Sedimentos	Sedimentos
17	Fuentes móviles ^c	Fuentes antropogénicas
18	Incineradora de RSU	Fuentes antropogénicas
19	Papel ^f	Materiales
20	Pesticidas ^f	Materiales
21	Plástico ^h	Materiales
22	Suelo	Suelo
23	Textil ^f	Materiales
24	Transformadores y condensadores	Fuentes antropogénicas
25	Plantas depuradoras de aguas	Plantas de tratamiento de aguas residuales
26	Incendios forestales	Fuentes antropogénicas
27	Bosques ^h	Vegetación
28	Residuos sólidos urbanos (RSU)	Plantas de tratamiento de RSU
29	Madera ^f	Materiales

^a materiales domésticos quemados en 1999

^b residuos acumulados en la superficie terrestre

^c granos, vegetales y fruta

^d sedimentos marinos y fluviales. Se consideran los sedimentos marinos hasta 30 km fuera de la costa

^e vehículos de combustión de gasolina con plomo, sin plomo y diesel

^f materiales susceptibles de uso

^g bosques y arbustos quemados accidentalmente o sin control en 1999

^h hojas de árboles y arbustos

Tabla 4.19. Flujos de PCDD/Fs entre subsistemas agregados

N°	Subs. agregado de	a	Nombre
1	0	1	Entrada desde el entorno
2	0	2	Entrada a fuentes antropogénicas
3	0	4	Entrada a gestión de residuos sólidos
4	0	6	Entrada de materiales
5	0	10	Alimentación de peces
6	2	0	Salida de fuentes antropogénicas
7	3	0	Exportación de alimentación animal
8	4	0	Salida de plantas de tratamiento de residuos sólidos
9	6	0	Exportación de materiales
10	8	0	Salida de plantas de tratamiento de aguas residuales
11	11	0	Salida de vegetación
12	2	2	Acumulación en sedimentos
13	4	4	Acumulación en gestión de residuos sólidos
14	7	7	Acumulación en suelos
15	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano
16	0	2	Generación en fuentes antropogénicas
17	0	8	Generación en gestión de aguas residuales
18	10	10	Disminución en peces
19	3	3	Disminución en animales
20	1	5	Deposición al mar
21	1	7	Deposición al suelo
22	1	11	Deposición a vegetales
23	2	1	Emisión de fuentes antropogénicas
24	2	7	Descargas antropogénicas a suelo
25	2	5	Descargas antropogénicas al agua
26	6	7	Descarga de productos a suelo
27	7	11	Asimilación a través de raíz
28	11	7	Biodegradación de vegetación
29	1	9	Inhalación en humanos
30	2	6	Producción industrial de materiales
31	8	7	Descarga a suelos de la gestión de aguas
32	11	4	Residuos sólidos urbanos de vegetales
33	11	3	Nutrición de animales
34	5	10	Alimentación de peces
35	8	4	De plantas de tratamiento de aguas a plantas tratamiento de sólidos
36	6	4	Residuos sólidos de materiales
37	4	6	Reciclaje
38	4	7	Lodos a suelos agrícolas
39	3	4	Residuos de animales
40	10	4	Residuos de pescados
41	10	9	Alimentación humana de pescado
42	3	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal
43	11	9	Alimentación humana de vegetales

N°	Subs. agregado	Nombre
	de	a
44	8	5 Aguas residuales al mar

Tabla 4.20. Relación de flujos de PCDD/Fs diseñados para el Análisis de Flujos de sustancias entre subsistemas desagregados de la provincia de Tarragona

Flujo nº	Subistema de	a	Nombre
1	0	1	Entrada desde el entorno
2	2	2	Generado en incendios de edificios
3	0	3	Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje
4	0	10	Entrada de materiales especiales en la IRE
5	0	11	Generado en la industria
6	17	17	Generado en los vehículos
7	18	18	Generado en la IRSU
8	0	20	Entrada de pesticidas
9	0	23	Entrada de material textil
10	24	24	Generado en transformadores y condensadores
11	25	25	Generado en plantas depuradoras de agua
12	26	26	Generado en incendios forestales
13	0	29	Importación de madera
14	1	5	Deposición seca en cultivos
15	1	5	Transferencia aire-hojas en cultivos
16	1	9	Inhalación en humanos
17	1	16	Deposición seca en agua
18	1	16	Deposición húmeda en agua
19	1	22	Deposición seca en suelo
20	1	22	Deposición húmeda en suelo
21	1	27	Deposición seca en bosques
22	1	27	Transferencia aire-planta en bosques
23	2	16	Aguas residuales de incendios en edificios
24	2	22	Residuos sólidos de incendios en edificios
25	3	22	Compost para abono
26	4	22	Compost para abono
27	5	6	Cosechas
28	6	0	Exportación de productos vegetales
29	6	9	Nutrición humana de productos vegetales
30	6	12	Nutrición animal de productos vegetales
31	6	28	Residuos sólidos urbanos de productos vegetales
32	7	7	Disminución en peces
33	7	8	Pesca
34	8	9	Nutrición humana de pescados
35	0	8	Importación de pescados
36	8	28	Residuos sólidos urbanos de pescados
37	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano
38	10	1	Emisiones al aire de la IRE
39	10	0	Residuos sólidos de IRE a vertedero
40	10	16	Aguas residuales de IRE
41	11	1	Emisiones al aire procedentes de la industria
42	11	16	Aguas residuales procedentes de la industria

Flujo n°	Subistema de	a	Nombre
43	11	16	Descarga de aceites residuales procedentes de la industria
44	11	19	Producción industrial de papel
45	11	21	Producción industrial de plástico
46	11	0	Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos
47	12	12	Disminución en animales
48	12	13	Producción de alimentos de origen animal
49	13	0	Exportación de alimentos de origen animal
50	13	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal
51	13	28	Residuos sólidos urbanos de alimentos de origen animal
52	14	14	Acumulación de RSU en vertederos
53	15	22	Biodegradación de la basura
54	16	7	Nutrición de los peces
55	16	16	Acumulación en sedimentos
56	17	1	Emisiones al aire de vehículos
57	17	22	Residuos sólidos de incendios en vehículos
58	17	16	Aguas residuales de incendios en vehículos
59	18	0	Residuos sólidos de la IRSU
60	18	1	Emisiones al aire de la IRSU
61	19	0	Exportación de papel
62	19	28	Residuos sólidos urbanos de papel
63	20	22	Uso de pesticidas
64	21	0	Exportación de plástico
65	21	28	Residuos sólidos urbanos de plástico
66	22	5	Asimilación en cultivos a través de la raíz
67	22	22	Acumulación en suelos
68	22	27	Asimilación en árboles a través de la raíz
69	23	28	Residuos sólidos urbanos de materia textil
70	24	22	Lixiviados de transformadores y condensadores
71	25	0	Lodos destinados a vertederos exteriores
72	25	4	Lodos destinados a plantas de compostaje
73	25	15	Lodos destinados a centros de recogida de residuos
74	25	16	Aguas procedentes de plantas depuradoras
75	25	22	Lodos destinados a suelos agrícolas
76	26	16	Aguas residuales de incendios forestales
77	26	22	Residuos sólidos de incendios forestales
78	27	22	Biodegradación de bosques
79	28	0	Residuos sólidos urbanos destinados a alrededores
80	28	3	Residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje
81	28	14	Residuos sólidos urbanos destinados a vertederos
82	28	15	Residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos
83	28	18	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU
84	28	19	Reciclaje de papel
85	28	21	Reciclaje de plástico

Flujo n°	Subistema de a		Nombre
86	29	22	Contaminación en el suelo a través de PCP
87	29	28	Residuos sólidos urbanos de la madera
88	26	1	Emisiones al aire de incendios forestales

No se han considerado significativos los flujos de deposición húmeda a bosques y cultivos. En efecto, investigaciones previas de nuestro laboratorio, llevadas a cabo en zonas próximas a las del presente estudio, han indicado que la contribución de estos flujos a la concentración total de PCDD/Fs en vegetales es solamente del 0,03% (Meneses et al. 2000). La Tabla 4.21 muestra estas conclusiones.

Tabla 4.21. Contribuciones a la concentración de PCDD/F en vegetales

Flujo	Porcentaje
Asimilación por raíz	20,94
Absorción de fase vapor	65,97
Deposición seca de partículas	13,06
Deposición húmeda de partículas	0,03

Por otra parte, se ha considerado que una fracción mayoritaria del flujo de entrada de PCDD/Fs al subsistema madera, la cual se debe a la contaminación que arrastra la madera importada en la provincia (f13), se biodegrada en el suelo (f86); mientras que la fracción minoritaria forma parte de los residuos sólidos urbanos (f87) (UK Environment Agency 1997).

Para obtener un mayor detalle, el flujo de PCDD/Fs que recorre desde la industria a las aguas residuales ha sido descompuesto en dos flujos: las aguas residuales procedentes de la industria (f42) y la descarga de aceites residuales que proceden de la industria (f43).

Los residuos sólidos contaminados que se han generado en la industria (f46), la IRSU (f59) y la IRE (f39) son transportados a vertederos industriales situados fuera de la provincia.

Teniendo en cuenta unas consideraciones de la Agencia medioambiental del Reino Unido, en el presente trabajo se ha estimado que el subsistema de plantas depuradoras de aguas urbanas no tiene flujos de entrada de PCDD/Fs. Se ha supuesto, por el contrario, que todas las dioxinas que salen del subsistema (f73, f74 y f75) se han generado íntegramente en él (f11) (UK Environment Agency 1997).

Se ha supuesto que los PCDD/Fs acumulados en el sedimento (f55) no sufren biodegradación a causa de sus largos tiempos de vida media, lo cual tiene relación con los elevados pesos moleculares. También se ha trabajado con la hipótesis de que la volatilización de homólogos con bajo índice de sustitución de cloro desde los sedimentos, es insignificante a causa de las bajas temperaturas de éstos (Su y Christensen 1997).

Por otra parte, se ha considerado que la planta incineradora de residuos especiales no genera PCDD/Fs durante el proceso de incineración, sino que la cantidad de PCDD/Fs en los flujos de salida al aire (f38), suelo (f39) y agua (f40) proceden exclusivamente de la contaminación de los residuos de entrada (f4). A esta suposición ha contribuido la falta de datos en la bibliografía sobre los índices de contaminación de los residuos químicos que entran en la incineradora, lo cual implica que, en el balance de masas para el subsistema IRE, el flujo incógnita sea el de entrada (f4).

4.3.2. MODELO MATEMÁTICO

La parte del Análisis de Flujos de Substancias que corresponde a la formulación matemática y funcionamiento del modelo, comienza con la obtención de información sobre el valor de determinados flujos y coeficientes de transferencia. Estos flujos y CTs medidos constituyen la base de datos a priori del método. Se han obtenido a partir de información experimental en la propia región y por medio de datos estadísticos obtenidos de la bibliografía. La Identificación del sistema se completa con el proceso de reconciliación de los propios flujos medidos y la estimación de los flujos no medidos.

4.3.2.1. FLUJOS MEDIDOS

De los 88 flujos desagregados que se han diseñado para el sistema, se ha conseguido información a priori de 55, lo cual representa un 62,5% del total. El resto de flujos no han sido medidos. A continuación se describe el cálculo de cada uno de estos flujos.

Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje (f3)

Una cantidad de 8.700 tm de restos de la industria alimentaria son llevados anualmente a la planta de compostaje de residuos sólidos urbanos de la provincia. Se ha considerado que este tipo de residuos está dentro de la clase materia orgánica, que tiene concentraciones de dioxinas documentadas entre 0,12 y 5,3 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). El cálculo de la carga de PCDD/Fs a la planta de compostaje conduce al rango comprendido entre 0,01 y 0,05 g I-TEQ/año.

Deposición húmeda en suelo (f20)

El algoritmo de cálculo de la deposición húmeda que se ha empleado es el presentado por Harrad et al. en 1997:

$$D_{yw} = W_c * P * f_p * C_a * R_a$$

donde,

D_{yw} = flujo de deposición húmeda (ng I-TEQ/m²/año),

W_c = proporción de lavado por lluvia de partículas,

P = velocidad de precipitación anual (m/año),

f_p = fracción de dioxinas en la fase particulada,

C_a = concentración en el aire (ng I-TEQ/m³),

R_a = fracción de I-TEQ para cada congénere.

Los cálculos realizados para determinar el valor del flujo se muestran en las Tabla 4.22, 4.23 y 4.24. La concentración de PCDD/Fs en el aire (C_a) que se ha utilizado es 7,3E-5 ng I-TEQ/m³ y varianza 4,95E-9, la cual se ha deducido a partir de los datos de 12 muestras recogidas por la Subdirecció General de Qualitat de l'Aire del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya el 9 de febrero de 1998 en Constantí, una población situada a 5 km de la ciudad de Tarragona. Los valores de las correspondientes mediciones, los cuales fueron facilitados por la Delegació Territorial de Medi Ambient de Tarragona han sido: 0,07; 0,08; 0,04; 0,02; 0,08; 0,01; 0,21; 0,22; 0,05; 0,03; 0,03 y 0,03 pg I-TEQ/m³.

Con valores de C_a aportados por Abad et al. (1997), se ha estimado el valor de R_a para cada congénere, el cual representa la proporción de I-TEQ de cada compuesto individual. La Tabla 4.22 muestra los resultados.

Tabla 4.22. Proporción de la concentración correspondiente a cada congénere (R_a)

	TEF	C_a pg/m ³	C_a pg I-TEQ/m ³	R_a
2,3,7,8-TCDD	1	0,006	0,006	0,115
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,009	0,004	0,086
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,008	0,0008	0,015
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,023	0,002	0,044
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,031	0,003	0,059
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,218	0,002	0,041
OCDD	0,001	1,286	0,001	0,024
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,042	0,004	0,080
2,3,4,7,8-PeCDF	0,05	0,012	0,0006	0,011
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	0,029	0,014	0,278
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,046	0,004	0,088
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,027	0,002	0,051
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,035	0,003	0,067
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,004	0,0004	0,007
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,12	0,001	0,023
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,016	0,0001	0,003
OCDF	0,001	0,126	0,0001	0,002

La variable P, cuyo valor de trabajo ha sido 2,99 m/año, no depende del tipo de congénere. Este dato ha sido extraído de la publicación de Harrad y Smith (1997), al igual que los valores de las variables f_p y W_c , los cuales se muestran en la Tabla 4.23.

Tabla 4.23. Valores de f_p y W_c de cada congénere

	f_p	W_c
2,3,7,8-TCDD	0,454	55.000
1,2,3,7,8-PeCDD	0,737	18.000
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,927	12.000
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,965	12.000
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,981	12.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,98	59.000
OCDD	0,998	72.000
2,3,7,8-TCDF	0,29	55.000
2,3,4,7,8-PeCDF	0,583	18.000
1,2,3,7,8-PeCDF	0,701	18.000
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,94	10.000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,893	10.000
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,936	10.000
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,935	10.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,957	30.000
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,975	30.000
OCDF	0,998	12.000

El resultado del flujo de deposición húmeda para cada congénere se muestra en la Tabla 4.24.

Tabla 4.24. Flujo de deposición húmeda

	Media (D_{yw})	Var (D_{yw})
	ng I-TEQ/m²/año	
2,3,7,8-TCDD	0,627	3,65E-01
1,2,3,7,8-PeCDD	0,249	5,80E-02
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,037	1,29E-03
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,111	1,15E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,152	2,17E-02
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,527	2,58E-01
OCDD	0,386	1,39E-01
2,3,7,8-TCDF	0,280	7,30E-02
2,3,4,7,8-PeCDF	0,026	6,45E-04
1,2,3,7,8-PeCDF	0,765	5,44E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,180	3,04E-02
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,100	9,46E-03
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,137	1,75E-02
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,015	2,28E-04
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,144	1,93E-02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,019	3,56E-04
OCDF	0,006	3,70E-05
TOTAL	3,77	1,55

El flujo medio de deposición húmeda es 3,77 ng I-TEQ/m².año con una varianza de 1,55.

Para una superficie terrestre de 625.570 Ha, se ha deducido un flujo húmedo total sobre la superficie terrestre de 23,58 g I-TEQ/año y una varianza de 60,65. El intervalo correspondiente es 8,3-38,8 g I-TEQ/año.

Transferencia aire-planta en bosques (f22)

La absorción de dioxinas por la planta, vía transferencia aire-planta, depende de la concentración de la fase vapor del aire (C_{va}) y del factor de biotransferencia aire-planta (B_{vpa}). Diversos estudios han indicado que la transferencia aire-planta de PCDD/F es la ruta dominante de contaminación en las partes de la planta que sobresalen del suelo (Travis et al. 1990).

El algoritmo de cálculo de la concentración de PCDD/Fs en planta debido a la absorción de la fase vapor del aire es el siguiente (Harrad y Smith 1997):

$$C_v = B_{vpa} * f_v * C_a * R_a / d_a$$

donde,

C_v = concentración de PCDD/Fs en planta debido a deposición gaseosa (ng/kg),

B_{vpa} = factor de transferencia aire-planta basado en masa debido a deposición gaseosa,

f_v = fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire,

C_a = concentración de PCDD/Fs en el aire (ng I-TEQ/m³),

R_a = fracción de I-TEQ en cada congénere,

d_a = densidad del aire (kg/m³).

Para una $d_a = 1,19$ kg/m³, la Tabla 4.22 muestra los resultados de las C_a y R_a . El factor B_{vpa} , que depende de cada congénere, procede de la bibliografía (Harrad y Smith 1997). En cuanto a la fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire (f_v), se calcula según la expresión:

$$f_v = 1 - f_p$$

donde f_p es la fracción de partículas de PCDD/Fs en la concentración del aire (Harrad y Smith 1997).

Mientras que la concentración media en el aire utilizada es de $7,3E-5$ ng I-TEQ/m³ y su varianza es de $4,95E-9$, los valores de R_a , f_v , B_{vpa} se presentan en la Tabla 4.25.

Tabla 4.25. Valores de R_a , f_v y B_{vpa}

	R_a	f_v	B_{vpa}
2,3,7,8-TCDD	0,115	0,546	143.000
1,2,3,7,8-PeCDD	0,086	0,263	278.000
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,015	0,073	1.060.000
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,044	0,035	1.060.000
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,059	0,019	1.060.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,02	809.000
OCDD	0,024	0,002	20.100.000
2,3,7,8-TCDF	0,080	0,71	190.000
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	0,417	109.000
1,2,3,7,8-PeCDF	0,278	0,299	109.000
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,088	0,06	348.000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,051	0,107	348.000
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,067	0,064	348.000
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,007	0,065	348.000
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,023	0,043	1.040.000
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003	0,025	1.040.000
OCDF	0,002	0,002	2.970.000

A continuación, la Tabla 4.26 muestra los valores finales calculados de las concentraciones de PCDD/Fs en plantas (C_v).

Tabla 4.26. Valores de la concentración de PCDD/Fs en vegetales debido a deposición gaseosa

	Media (C_v)	Var (C_v)
	ng/kg	
2,3,7,8-TCDD	0,551	0,281
1,2,3,7,8-PeCDD	0,387	0,139
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,072	0,004
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,100	0,009
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,073	0,005
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,001
OCDD	0,060	0,003
2,3,7,8-TCDF	0,666	0,412
2,3,4,7,8-PeCDF	0,032	0,0009
1,2,3,7,8-PeCDF	0,555	0,286
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,112	0,011
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,118	0,012
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,091	0,007
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,010	0,0001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,063	0,003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,004	2,22E-05
OCDF	0,0008	7,19E-07
TOTAL	2,94	1,18

La concentración media calculada debida a la transferencia de la fase vapor en las hojas de las plantas ha sido de 2,94 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 1,18.

En cuanto al flujo por deposición gaseosa, se ha calculado mediante el producto entre la concentración de PCDD/Fs en el aire en fase gaseosa (C_v) y la biomasa de árboles y arbustos. El cálculo de la biomasa de árboles se ha llevado a cabo mediante datos del año 2000 aportados por el Centre per a la Recerca Ecològica i Aplicació Forestal (CREAF) para las cuatro variedades de árboles más comunes en la provincia, tal como se muestra en la Tabla 4.27.

Tabla 4.27. Biomasa de árboles

Nombre	Biomasa hojas^a tm
Pinus halepensis	127.985,81
Pinus nigra	29.544,39
Pinus Sylvestris	21.108,75
Quercus Ilex	26.661,53
TOTAL	205.300,48

^a datos de biomasa en peso seco

Por otra parte, el CREAf también ha informado que la biomasa arbustiva aproximada para la provincia de Tarragona es de 5,5 tm de peso seco/Ha. Para una superficie terrestre en la provincia de 625.570 Ha, resulta una biomasa arbustiva de 3.440.635 tm.

La suma de las biomásas forestal y arbustiva para la provincia de Tarragona asciende a 3.645.935 tm en peso seco para la provincia de Tarragona.

Para una biomasa de 3645935 tm, resulta un flujo medio anual de 4,30 g I-TEQ/año con una varianza de 15,71. El correspondiente intervalo es -3,4-12,1 g I-TEQ/año. El signo negativo del límite inferior procede de la transformación matemática de los parámetros estadísticos en forma de media y varianza a los parámetros en forma de intervalo.

Transferencia aire-planta en cultivos (f15)

Tal como muestra la Tabla 4.28, el anuario estadístico de 1998 del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya informa que en la provincia de Tarragona se produjeron 946.681 tm de grano, vegetales y frutas por año, lo que corresponde a 334.730 tm de peso seco.

Tabla 4.28. Producción de cultivos en la provincia de Tarragona

Clase		Producción tm	Fracción seca	Biomasa seca tm
Cereales	grano	214.835	0,8	171.868
	paja	60.195	0,2	12.039
Legumbres	grano	429	0,2	85,8
	paja	484	0,2	96,8
Tubérculos		29.718	0,2	5.943,6
Forrajes		18.650	0,2	3.730
Hortalizas		179.189	0,2	35.837,8
Frutas	secas	27.488	0,8	21.990,4
	otras	52.114	0,2	10.422,8
Cítricos		86.459	0,2	17.291,8
Viña		202.310	0,2	40.462
Aceituna		74.810	0,2	14.962
TOTAL		-	-	334.730

Se conoce poco acerca de las diferencias entre los flujos sobre cultivos respecto al de vegetales. Para los propósitos de este modelo se ha incluido el factor de corrección VG_v para los cultivos verdes que sobresalen del suelo (Harrad y Smith 1997), de modo que la fórmula para hallar la concentración en cultivos debida a la transferencia aire-vapor adopta la expresión:

$$C_v = (B_{vpa} * f_v * C_a * R_a * VG_v) / d_a$$

donde,

C_v = concentración de PCDD/F en plantas debido a deposición gaseosa (ng/kg),

B_{vpa} = factor de transferencia másico aire-planta debido a deposición gaseosa, f_v = fracción en fase vapor de la concentración de PCDD/F del aire,

R_a = fracción de I-TEQ en cada congénere,

d_a = densidad del aire (kg/m^3),

VG_v = factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación foliar en vegetales y los cultivos que sobresalen del suelo.

Según algunos investigadores (USEPA 1992), el valor de VG_v en vegetales y frutas que sobresalen del suelo es de 0,1. El resto de parámetros coinciden con los que se han utilizado para calcular los flujos de transferencia aire-planta para bosques (f22). Ello ha conducido a que la media de C_v en cultivos resulte igual a 0,294 ng I-TEQ/kg con una varianza de 1,18E-2. Para una biomasa de cultivos sobre suelo de 328.786,4 tm, se deduce un flujo de deposición gaseosa sobre cultivos de 0,097 g I-TEQ/año con una varianza de 1,27E-3. El intervalo correspondiente es 0,03-0,17 g I-TEQ/año.

Deposición seca en bosques (f21)

La concentración en vegetales debido a deposición seca se ha calculado mediante el siguiente algoritmo (Harrad y Smith 1997):

$$C_p = D_{yd} * R_p * (1 - \exp(-k_p * T_p)) / Y_p * k_p$$

donde,

C_p = concentración de PCDD/Fs en vegetación debido a deposición seca (ng I-TEQ/kg),

D_{yd} = flujo de deposición seca (ng I-TEQ/m²/año),

R_p = fracción de partículas interceptadas por los vegetales,

k_p = constante de disipación de partículas en la superficie de las plantas (año⁻¹),

T_p = duración de la exposición a deposición de la vegetación (año),

Y_p = biomasa aérea seca de vegetación (kg/m²).

Algunos investigadores han postulado un valor de la fracción de productividad (R_p/Y_p) para vegetación consumida por animales de 0,4 m²/año, un $T_p=0,42$ años y un $k_p=18$ año⁻¹ (Travis y Hattemmer-Frey 1990). En consecuencia, para un flujo de deposición seca en suelo (D_{yd}) de 2,26 ng I-TEQ/m²/año y varianza de 0,442, tal como el resultado de f19, resulta una concentración media de PCDD/Fs en vegetales debida a deposición seca (C_p) de 0,050 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 2,0E-4.

Para la biomasa seca de 3.645.935 tm, que ya ha sido utilizado en la determinación de f22, resulta un flujo medio de deposición seca en plantas de 0,182 g I-TEQ/año, con una varianza de 0,002, y un intervalo de 0,08-0,29 g I-TEQ/año.

Deposición seca en cultivos (f14)

Si se aplica el factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación por hoja en vegetación, y la vegetación de cosecha que sobresale del suelo ($VG_v=0,1$), la fórmula de la deposición seca resultante es (Harrad y Smith 1997):

$$C_p = D_{yd} * R_p * VG_v * (1 - \exp(-k_p * T_p)) / Y_p * k_p$$

donde,

C_p = concentración de PCDD/Fs en vegetales debido a deposición seca (ng I-TEQ/kg peso seco),

D_{yd} = flujo de deposición seca (ng I-TEQ/m²/año),

R_p = fracción de partículas interceptadas por los vegetales,

k_p = constante de disipación de partículas en la superficie de las plantas (año⁻¹),

T_p = duración de la exposición a deposición de los vegetales (año),

Y_p = biomasa aérea seca de vegetales (kg/m²),

VG_v = factor de corrección que refleja la diferencia entre la superficie disponible para asimilación foliar en vegetales y los cultivos que sobresalen del suelo.

La concentración en cultivos por deposición seca resulta ser entonces 0,1 veces la correspondiente para bosques: 0,005 ng I-TEQ/kg, y varianza 2,18E-6. Para una biomasa seca de cultivo que sobresale del suelo de 328.786,4 tm, resulta un flujo final de deposición seca en cultivos de 0,002 g I-TEQ/año con una varianza de 2.35E-7. El flujo, en forma de intervalo, es igual a 0,001-0,002 g I-TEQ/año.

Asimilación en árboles a través de la raíz (f68)

La contribución de la asimilación por raíz desde el suelo puede calcularse mediante la ecuación (Harrad y Smith 1997):

$$C_r = C_s * R_s * BCF_r$$

donde,

C_r = concentración en vegetales debido a la asimilación por raíz (ng I-TEQ/kg peso seco),

C_s = concentración de PCDD/Fs en suelo (ng I-TEQ/kg),

R_s = valor de la contribución de cada congénere a la cantidad total de la concentración en suelo en I-TEQ ,

BCF_r = factor de bioconcentración de asimilación por raíz en vegetales.

El valor de C_s tiene una media de 1,05 ng I-TEQ/kg peso seco de suelo, y una varianza de 0,978. Se ha obtenido a partir de 36 muestras de suelo de la provincia de Tarragona que han sido analizadas por nuestro laboratorio. Los valores de las muestras, en unidades de ng I-TEQ/kg peso seco de suelo, han sido: 1,22; 1,99; 0,13; 3,68; 0,75; 2,00; 0,52; 0,16; 0,51; 0,66; 0,45; 3,43; 0,41; 0,34; 0,60; 1,07; 1,01; 3,61; 0,65; 0,23; 0,64; 2,34; 1,00; 2,42; 0,4; 0,26; 0,22; 1,10; 1,94; 0,84; 0,12; 0,75; 0,43; 1,02; 0,15 y 0,75.

R_s se calcula mediante el cociente:

$$R_s = C_{si} / C_s$$

siendo,

C_{si} = concentración del congénere i en suelo (ng I-TEQ/kg peso seco).

La Tabla 4.29 muestra los resultados para R_s .

Tabla 4.29. Cálculo del valor de la contribución de cada congénere a la cantidad total de I-TEQ (R_s)

	TEF	C_{si} ng/kg	C_{si} ng I-TEQ/kg	R_s
2,3,7,8-TCDD	1	0,2	0,2	0,045
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,9	0,45	0,101
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	1,1	0,11	0,024
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	2,1	0,21	0,047
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,75	0,175	0,039
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	35,5	0,355	0,080
OCDD	0,001	82,5	0,0825	0,018
2,3,7,8-TCDF	0,1	1,5	0,15	0,033
2,3,4,7,8-PeCDF	0,05	1,55	0,0775	0,017
1,2,3,7,8-PeCDF	0,5	2,5	1,25	0,282
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	3,8	0,38	0,085
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	2,65	0,265	0,059
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,2	0,02	0,004
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	4,5	0,45	0,101
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	22	0,22	0,049
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	1,6	0,016	0,003
OCDF	0,001	21	0,021	0,004
TOTAL	-	-	4,432	-

Asimismo, los valores de BCF_r dependen del compuesto individual (Harrad y Smith 1997). Se presentan en la Tabla 4.30.

Tabla 4.30. Valores de BCF_r

	BCF_r
2,3,7,8-TCDD	5,63E-3
1,2,3,7,8-PeCDD	5,63E-3
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,22E-3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,22E-3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2,34E-3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	9,21E-4
OCDD	7,05E-4
2,3,7,8-TCDF	6,51E-3
2,3,4,7,8-PeCDF	4,61E-3
1,2,3,7,8-PeCDF	3,88E-3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,6,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2,34E-3
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,34E-3
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,05E-3
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,05E-3
OCDF	3,17E-4

El resultado de los valores medios calculados de C_r para cada congénere se muestra en la Tabla 4.31.

Tabla 4.31. Resultado de la concentración en plantas (C_r) por asimilación desde el suelo

	Media (C_r) ng I-TEQ/kg peso seco	Var (C_r)
2,3,7,8-TCDD	2,66E-4	6,31E-8
1,2,3,7,8-PeCDD	6,00E-4	3,19E-7
1,2,3,4,7,8-HxCDD	3,17E-5	8,96E-10
1,2,3,6,7,8-HxCDD	6,06E-05	3,26E-9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	9,70E-5	8,35E-9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	7,74E-5	5,32E-9
OCDD	1,37E-5	1,68E-10
2,3,7,8-TCDF	2,31E-4	4,74E-8
2,3,4,7,8-PeCDF	8,46E-5	6,35E-9
1,2,3,7,8-PeCDF	1,14E-3	1,17E-6
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,10E-4	3,93E-8
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,46E-4	1,91E-8
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1,10E-5	1,09E-10
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,49E-4	5,52E-8
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	5,47E-05	2,65E-9
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	3,98E-6	1,40E-11
OCDF	1,57E-6	2,20E-12
TOTAL	3,29E-3	1,74E-6

La concentración media de PCDD/F en planta debido a asimilación desde el suelo es igual a 3,29E-3 ng I-TEQ/kg con una varianza equivalente a 1,742E-6. Para una biomasa seca de 3.440.635 tm, resulta un flujo anual medio de 0,011 g I-TEQ/año, con una varianza igual a 2,05E-5. El intervalo es 0,002-0,02 g I-TEQ/año.

Asimilación en cultivos a través de la raíz (f66)

La concentración debida a la asimilación de PCDD/Fs en cultivos que sobresalen del suelo obedece a la expresión (Harrad y Smith 1997):

$$C_r = C_s * R_s * BCF_r$$

Para concentraciones en suelo (C_s) de media $3,29E-3$ ng I-TEQ/kg, y varianza de $1,72E-6$, y para una biomasa seca de cultivos que sobresalen del suelo de $328.786,4$ tm, resulta un flujo medio anual de absorción en suelo de $1,08E-3$ g I-TEQ/año con la correspondiente varianza de $1,86E-7$.

Para predecir la transferencia desde el suelo de PCDD/Fs en cosechas de raíz, como es el caso de los tubérculos, se ha usado el siguiente algoritmo propuesto también por Harrad y Smith (1997):

$$C_{rc} = C_s * R_s * RCTF$$

siendo,

C_{rc} = concentración en cultivos de raíz en peso seco (ng I-TEQ/kg peso seco),

C_s = concentración en suelo (ng I-TEQ/kg),

RCTF= factor de biotransferencia de suelo a cultivos de raíz.

La Tabla 4.32 muestra los valores de la contribución de cada congénere a la cantidad total de la concentración en suelo (R_s), los cuales han sido ya habían sido obtenidos en el apartado de f68. Por otra parte, RCTF tiene el mismo valor para todos los congéneres: 0,05 (Harrad y Smith 1997).

Tabla 4.32. Valores de R_s

	R_s
2,3,7,8-TCDD	0,045
1,2,3,7,8-PeCDD	0,101
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,024
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,047
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,039
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,080
OCDD	0,018
2,3,7,8-TCDF	0,033
2,3,4,7,8-PeCDF	0,017
1,2,3,7,8-PeCDF	0,282
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,085
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,059
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,004
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,101
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,049
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003
OCDF	0,004

La Tabla 4.33 presenta entonces los resultados de la concentración en tubérculos debido a asimilación por raíz.

Tabla 4.33. Cálculo de la concentración en tubérculos debido a asimilación por raíz

	Media (C_{rc}) ng I-TEQ/kg peso seco	Var(C_{rc})
2,3,7,8-TCDD	2,36E-3	4,98E-6
1,2,3,7,8-PeCDD	5,33E-3	2,52E-5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,30E-3	1,50E-6
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,48E-3	5,49E-6
1,2,3,7,8,9-HxCDD	2,07E-3	3,81E-6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4,20E-3	1,56E-5
OCDD	9,77E-4	8,47E-7
2,3,7,8-TCDF	1,77E-3	2,80E-6
2,3,4,7,8-PeCDF	9,18E-4	7,47E-7
1,2,3,7,8-PeCDF	1,48E-2	1,94E-4
1,2,3,4,7,8-HxCDF	4,50E-3	1,79E-5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,13E-3	8,74E-6
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2,36E-4	4,98E-8
2,3,4,6,7,8-HxCDF	5,33E-3	2,52E-5
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,60E-3	6,02E-6
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,89E-4	3,18E-8
OCDF	2,48E-4	5,49E-8
TOTAL	5,25E-2	3,13E-4

La concentración media calculada es igual a 0,052 ng I-TEQ/kg peso seco con una varianza de 3,13E-4. Para una biomasa seca de tubérculos en la provincia de Tarragona igual a 5.943,6 tm, se deduce un flujo de asimilación desde suelo de media 3,12E-4 g I-TEQ/año de varianza 1,1E-8.

La suma del flujo de asimilación por raíz en cultivos (media=1,08E-3 ng I-TEQ/año, varianza= 1,86E-7) y el flujo de asimilación en raíz en tubérculos (media= 3,12E-4 ng I-TEQ/año, varianza= 1,1E-8) supone un flujo global (f_{66}) de 1,4E-3 g I-TEQ/año, con una varianza de 1,97E-7; o, presentado en forma de intervalo: 0,00-0,002 g I-TEQ/año.

Deposición seca en suelos (f19)

El flujo de deposición seca en suelo ha sido calculado a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Dep. seca en suelo (f19)} = \text{Dep. seca de la superficie terrestre} - \text{Dep. seca en vegetales (f21)} \\ - \text{Dep. seca en cultivos (f14)}$$

Anteriormente, se ha calculado el flujo de deposición seca en vegetales y en cultivos. Han resultado unos valores de media 0,182 g I-TEQ/año, con una varianza de 2,89E-3; y media 1,6E-3 g I-TEQ/año, con una varianza de 2,35E-7, respectivamente. La deposición seca total se refiere a la deposición seca ocurrida sobre el área terrestre del sistema.

Los flujos de deposición seca sobre la superficie terrestre de la provincia de Tarragona se han calculado mediante la siguiente fórmula matemática (Harrad y Smith 1997):

$$D_{yd} = V_d * f_p * C_a * R_a$$

donde,

D_{yd} = flujo de deposición seca anual (ng I-TEQ/m²/año),

V_d = velocidad de deposición seca de partículas (m/año),

f_p = fracción de la concentración total presente en fase particulada a 293 °K,

C_a = concentración total en el aire (ng/m³),

R_a = fracción del I-TEQ de cada congénere.

En primer lugar, se calcula la concentración de la fase particulada para cada congénere. Se emplea la concentración de valor medio 7,3E-5 ng I-TEQ/m³ y varianza 4,94E-9, valores cuyo origen ha sido detallado en el apartado del flujo de deposición húmeda en suelo (f20).

Asimismo, se escogen para cada isómero, una velocidad de deposición (V_d), una fracción de la concentración total (f_p) y una fracción del I-TEQ de cada congénere. Mientras que las dos primeras proceden de la bibliografía (Harrad y Smith 1997), R_a se ha deducido en el

apartado de la deposición húmeda en suelo (f_{20}) del presente trabajo. En la Tabla 4.34 se esquematizan estos valores.

Tabla 4.34. Cálculo de los flujos de deposición de PCDD/Fs sobre superficie terrestre del sistema

	R_a	f_p	V_d m/año
2,3,7,8-TCDD	0,115	0,454	44.181
1,2,3,7,8-PeCDD	0,086	0,737	77.316
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,015	0,927	47.336
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,044	0,965	47.336
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,059	0,981	47.336
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,041	0,98	41.025
OCDD	0,024	0,998	91.517
2,3,7,8-TCDF	0,080	0,29	44.181
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	0,583	24.299
1,2,3,7,8-PeCDF	0,278	0,701	24.299
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,088	0,94	32.504
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,051	0,893	32.504
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,067	0,936	32.504
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,007	0,935	32.504
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,023	0,957	71.004
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,003	0,975	71.004
OCDF	0,002	0,998	115.185

La Tabla 4.35 muestra el valor del flujo de la deposición seca de la superficie terrestre anual.

Tabla 4.35. Flujo de deposición de PCDD/Fs sobre la superficie terrestre del sistema

	Media (D_{yd}) ng I-TEQ/m ² /año	Var (D_{yd})
2,3,7,8-TCDD	0,168	2,64E-02
1,2,3,7,8-PeCDD	0,358	1,20E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,049	2,24E-03
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,147	2,01E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,201	3,77E-02
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,122	1,40E-02
OCDD	0,164	2,51E-02
2,3,7,8-TCDF	0,075	5,27E-03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,011	1,31E-04
1,2,3,7,8-PeCDF	0,345	1,11E-01
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,196	3,59E-02
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,109	1,12E-02
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,149	2,06E-02
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,017	2,69E-04
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,114	1,21E-02
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,015	2,23E-04
OCDF	0,020	3,82E-04
TOTAL	2,267	4,42E-01

El flujo medio de deposición seca es igual a 2,26 ng I-TEQ/m²/año, con una varianza de 0,442. Para una superficie terrestre de 625.570 Ha, que es un dato aportado por el CREAM, se ha deducido un flujo anual de 14,18 g I-TEQ/año con una varianza de 17,29.

Si a la deposición seca en la superficie terrestre (media=14,18 g I-TEQ/año, varianza=17,29) se le resta la deposición seca en vegetales (media=0,182 g I-TEQ/año, varianza= 2,89E-3), y la deposición seca en cultivos (media=1,6E-3 g I-TEQ/año, varianza= 2,35E-7), resulta una deposición seca en suelos de media 14,00 g I-TEQ/año y varianza 17,28. En forma de intervalo es igual a 3,0-25,0 g I-TEQ/año.

Deposición seca en agua (f17)

Para el cálculo de la deposición en las masas de agua, debe partirse del hecho que no existen medidas de concentraciones de PCDD/F en aire sobre el mar a partir de las cuales se pueda hacer un cálculo más preciso de la deposición en la zona.

La superficie acuosa considerada es la suma de la superficie fluvial (4.870 Ha) y la superficie marina limitada por un perímetro de costa de la provincia de Tarragona de 280 km y 30 km de mar (8.400 km²). Según comunicación personal de la Sociedad Española de Ornitología (SEO), la superficie marina productiva corresponde a la plataforma continental, que en la provincia de Tarragona tiene una media de 30 km de longitud, distribuidos entre zonas de 10 km y otras, como la del delta del Ebro, de 60 km. Se considera por tanto, una superficie total de 8,45E9 m².

Se ha supuesto la misma concentración de PCDD/Fs en aire marino que sobre la superficie terrestre; es decir, una concentración media en aire de 0,073 pg I-TEQ/año y una varianza de 4,98E-3. Dado que la superficie marina es 1,35 veces superior a la terrestre de la provincia, el flujo de deposición seca sobre sedimentos marinos será igualmente 1,35 veces la deposición seca terrestre. Por tanto, la deposición seca en agua será 19,14 g I-TEQ/año con una varianza de 31,51. En forma de intervalo, el flujo de deposición seca en agua está entre 8,1 y 30,1 g I-TEQ/año.

Los datos obtenidos de deposiciones permiten una comprobación rápida al compararlos con los valores de superficies ocupadas por la vegetación en la provincia de Tarragona en el 2000, los cuales han sido suministrados por el CREAM. A efectos del presente trabajo, estos datos se han extrapolado al año 1999. En efecto, la deposición en vegetales calculada es un 42,2% de la deposición total, dato que es muy parecido al porcentaje de superficie de la provincia ocupada por arbolado, arbustos, vegetación de marismas, reforestaciones y prados (43,4 %).

Emisiones al aire de la IRE (f38)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs emitidos al aire por la IRE en el año 1999 está comprendido entre 0,001 y 0,003 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de IRE a vertedero (f39)

Tal y como se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada a vertederos por la planta incineradora de residuos especiales en el año 1999 está comprendido entre 0,00 y 0,20 g I-TEQ/año.

Aguas residuales de IRE (f40)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada en el año 1999 a las aguas residuales por la planta incineradora de residuos especiales está comprendido entre 0,002 y 0,11 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire procedentes de la industria (f41)

Utilizando los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs emitida al aire por el subsistema industria en el año 1999 está comprendida entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. Las fuentes causantes de estas emisiones son las fuentes industriales de combustión de fuel, las cementeras que utilizan combustible de residuos no especiales, la industria de producción de MVC/PVC, y los hornos crematorios.

Aguas residuales procedentes de la industria (f42)

Tal y como ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs vertidas a las aguas por la industria en el año 1999 está

comprendida entre 0,02 y 0,12 g I-TEQ/año. Las dos fuentes causantes son la planta productora de MVC/PVC y la planta productora de percloroetileno.

Descarga de aceites residuales procedentes de la industria (f43)

Según ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs descargada al agua por la industria a través de vertido de aceites residuales en el año 1999 está comprendida entre 0,005 y 0,023 g I-TEQ/año.

Producción industrial de papel y plástico (f44 y f45)

El plástico, tipo policloruro de vinilo (PVC), y el papel han sido los únicos productos industriales identificados en la provincia que están contaminados con PCDD/Fs. De acuerdo con la bibliografía no se han considerado otros tipos de plástico como posibles fuentes de PCDD/Fs (Alcock et al. 1996).

Según análisis experimentales del CSIC el intervalo de concentración de PCDD/Fs en el papel es 6,02-6,50 ng I-TEQ/kg, mientras que el respectivo para el PVC es 20,65-22,89 ng I-TEQ/kg.

La Tabla 4.36 muestra los flujos anuales de PCDD/Fs con motivo de la producción industrial de plásticos y papel en la provincia de Tarragona.

Tabla 4.36. Niveles de actividad y flujos anuales de productos industriales

	NA tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Plastico PVC	100.000 ^a	2,06	2,28
Papel	77.079,6 ^b	0,464	0,501
TOTAL		2,52	2,79

^a ref. AEQT (1996)

^b datos del año 1999 comunicados por la Cambra de Comerç de Tarragona

El flujo de PCDD/Fs calculado en el papel producido en la industria (f44) está entre 0,46 y 0,50 g I-TEQ/año, mientras que el de PVC (f45) está entre 2,07 y 2,29 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores (f46)

De acuerdo con los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, la cantidad de PCDD/Fs que contamina los residuos sólidos procedentes de la industria en el año 1999 está comprendida entre 108,7 y 199,0 g I-TEQ/año. Proceden de la industria de producción de MVC/PVC, la industria papelera, la industria de percloroetileno, las cementeras, y la industria de producción de cloro.

Emisiones al aire de vehículos (f56)

Tal y como se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs emitidas al aire por vehículos en el año 1999, está comprendido entre 0,14 y 1,40 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios en vehículos (f57)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs en el año 1999 que sale del subsistema vehículos a través de los residuos sólidos procedentes de incendios de los mismos está comprendido entre 0,002 y 1,2 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios en edificios (f24)

De acuerdo con los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs en el año 1999 en residuos sólidos procedentes de incendios de edificios está en el intervalo 0,06-18,1 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de la IRSU (f59)

A tenor de los cálculos en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el flujo de PCDD/Fs que se libera al suelo desde la IRSU en el año 1999, está comprendido entre 1,92-4,65 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire de la IRSU (f60)

Tal y como ha sido calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el valor de la corriente de PCDD/Fs liberadas al aire desde la incineradora de residuos sólidos urbanos en el año 1999 está comprendido entre 6,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

Lodos destinados a vertederos exteriores (f71), plantas de compostaje (f72), centros de recogida de residuos (f73) y suelos agrícolas (f75)

Tomando datos de noventa plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales en Cataluña, Eljarrat et al. (1999) determinaron que la concentración de PCDD/Fs en lodos procedentes de plantas depuradoras está entre 7 y 160 ng I-TEQ/kg de peso seco.

En 1998, según una comunicación de la Junta de Residus, los lodos que se generaron en las EDARs de la provincia de Tarragona fueron destinados a suelos agrícolas, planta de compostaje, vertederos industriales en el exterior de la provincia, y centros de recogida de residuos. Las cantidades, en peso seco, se especifican en la Tabla 4.37. Se ha supuesto que las cantidades generadas en 1998 son aproximadamente las mismas que en el año 1999. Los flujos respectivos calculados para dioxinas se esquematizan en la Tabla 4.37.

Tabla 4.37. Flujos de PCDD/F procedentes de lodos de depuradora

Destino	Peso seco tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Suelos agrícolas	4.891	0,034237	0,78256
Compostaje	3.800	0,0266	0,608
Centros de recogida de residuos	25	0,000175	0,004
Vertederos fuera de la provincia	105	0,000735	0,0168

En resumen, los flujos de PCDD/Fs en lodos destinados a vertederos exteriores (f71), plantas de compostaje (f72), centros de recogida de residuos (f73) y suelos agrícolas (f75), son, respectivamente, 0,001-0,02; 0,03-0,61; 0,00-0,004; y 0,03-0,78 g I-TEQ/año.

Uso de pesticidas (f63)

Utilizando los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs procedente de pesticidas en el año 1999 está comprendido entre 0,01 y 0,02 g I-TEQ/año.

Lixiviados de transformadores y condensadores (f70)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, los lixiviados al suelo procedentes del PCBs en transformadores y condensadores en la provincia de Tarragona representan un total anual de PCDD/Fs entre 0,02 y 0,03 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos de incendios forestales (f77)

Los cálculos del apartado del inventario de fuentes del presente trabajo indican que el flujo de PCDD/Fs que contaminan los residuos sólidos de incendios forestales en el año 1999, está comprendido entre 0,03-10,26 g I-TEQ/año.

Nutrición humana por productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34)

Aunque la exposición humana a PCDD/Fs puede ocurrir a través de diversos itinerarios, tienen particular importancia las exposiciones a través de la ingesta de alimentos contaminados. En efecto, algunos investigadores han señalado que la cadena alimenticia

contabiliza el 99% de la exposición humana a PCDD/Fs, mientras que la inhalación ocupa el 1% restante (Travis y Hattemer-Frey 1990).

La estimación de la ingesta humana de PCDD/Fs se basa en los datos de concentraciones de PCDD/Fs para diversas clases de alimentos obtenidos en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a), tal como se especifica en la Tabla 4.38.

Tabla 4.38. Concentraciones de PCDD/Fs en alimentos

Clase	C inf.	C sup.	Unidades
Vegetales	0,56	2,02	ng I-TEQ/kg seco
Cereales	0,45	0,70	ng I-TEQ/kg seco
Frutas	0,34	0,68	ng I-TEQ/kg seco
Aceite	0,51	0,76	ng I-TEQ/kg grasa
Carnes	0,69	1,97	ng I-TEQ/kg grasa
Huevos	0,96	1,48	ng I-TEQ/kg grasa
Leche	1,02	2,41	ng I-TEQ/kg grasa
Derivados lácticos	1,00	1,50	ng I-TEQ/kg grasa
Pescados y mariscos	2,55	10,89	ng I-TEQ/kg grasa

Las Tablas 4.39, 4.40 y 4.41 presentan los flujos de PCDD/Fs procedentes de la ingesta de alimentos de origen vegetal, animal, y marino en un año; y para una población total de la provincia de Tarragona igual a 574.676 habitantes. Peso seco indica el porcentaje en peso seco del alimento vegetal, y R_g el porcentaje de grasa de los alimentos de origen animal y marino.

Tabla 4.39. Flujos de ingesta de origen vegetal

	Consumo g/día/persona	Peso seco	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Vegetales	122	0,2	2,86E-3	1,03E-2
Cereales	194	0,8	1,46E-2	2,27E-2
Frutas	269	0,2	3,83E-3	7,67E-3
Aceite	45	1	4,81E-3	7,17E-3
TOTAL	-	-	2,61E-2	4,79E-2

Tabla 4.40. Flujos de ingesta de origen animal

	Consumo g/día/persona	R_g	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Carne	73	0,091	9,63E-4	2,74E-3
Huevos	29	0,098	5,74E-4	8,84E-4
Derivados lácticos	44	0,032	2,95E-4	4,43E-4
Leche entera	178	0,089	3,39E-3	8,01E-3
TOTAL	-	-	5,22E-3	1,20E-2

Tabla 4.41. Flujos de ingesta de pescado

	Consumo g/día/persona	R_g	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Pescados y mariscos	72	0,061	2,38E-03	1,02E-02

En resumen, los flujos de ingesta humana de productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34) son, respectivamente, 0,03-0,05; 0,005-0,01 y 0,002-0,01 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos urbanos de papel (f62), plástico (f65), materia textil (f69) y madera (f87)

Estudios publicados por investigadores del CSIC sobre el balance másico de dioxinas en los sistemas de incineración de Cataluña han sido de especial utilidad para el tratamiento de los flujos de los residuos sólidos urbanos (Abad et al. 1998, 2000). En ellos se detalla, en primer lugar, el porcentaje aproximado que representa cada uno de los materiales que componen el residuo sólido que entra en la incineradora (Abad et al. 1998). Estos componentes son la materia textil, la madera, los plásticos, el papel, los metales y la materia orgánica. También se han determinado los niveles medios de PCDD/Fs en cada una de estas fracciones (Abad et al. 2000). La Tabla 4.42 muestra estos resultados.

Tabla 4.42. Composición y niveles de PCDD/Fs en RSU

	Composición de RSU %	C inf. ng I-TEQ/kg	C sup. ng I-TEQ/kg
Papel	20	6,02	6,50
Plástico	11,8	20,65	22,89
Textil	7,6	140	170
Madera	3,8	2,24	3,18
Materia orgánica	46,5	0,12	5,30
Metales	3,3	-	-
Inerte	7,0	-	-

Según datos de la Junta de Residus del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, la cantidad de RSU generados en la provincia de Tarragona en 1999 fue de 338.344 tm (Junta de Residus 1999). Los flujos de contaminación por PCDD/Fs calculados en los residuos sólidos urbanos se muestran en la Tabla 4.43.

Tabla 4.43. Flujos de PCDD/F de origen de residuos sólidos urbanos

	NA tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Papel	67.668,9	0,40	0,44
Plástico	39.924,6	0,82	0,91
Textil	27.714,2	3,60	4,37

Madera	12.857,1	0,028	0,04
--------	----------	-------	------

Los intervalos de flujos anuales de PCDD/Fs en el papel, plástico, textil y madera de residuos sólidos urbanos son, respectivamente, 0,40-0,44; 0,82-0,91; 3,6-4,4, y 0,03-0,04 g I-TEQ/año.

Residuos sólidos urbanos de productos vegetales (f31), alimentos de origen animal (f51) y pescados (f36)

En la Tabla 4.42 puede verse que los residuos orgánicos suponen el 46,5% de los residuos sólidos urbanos totales. Para un número total de residuos de 338.344 tm, se deduce una cantidad absoluta de residuos orgánicos de 157.330,2 tm.

Los residuos de materia orgánica, los cuales proceden fundamentalmente de la alimentación humana, pueden ser de origen vegetal, de origen animal, y de pescado. La cantidad de residuos generada por cada clase se ha calculado a través del producto entre la cantidad total de residuos orgánicos urbanos generados en 1999 (157.330,2 tm) y la fracciones de residuo sólido de cada clase (R_n), los cuales se han considerado equivalentes a las proporciones de alimentos que ingieren los habitantes de la provincia de Tarragona (Domingo et al. 1999a). A continuación, los flujos se han calculado mediante el producto entre la cantidad de residuos para cada clase y las concentraciones de PCDD/Fs en ellas, las cuales son las mostradas en el apartado anterior sobre nutrición humana de productos vegetales (f29), alimentos de origen animal (f50) y pescados (f34).

En las Tablas 4.44, 4.45 y 4.46 se resumen las operaciones realizadas.

Tabla 4.44. Flujos de residuos sólidos urbanos de productos vegetales

	R_n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Vegetales	0,118	18.707,8	2,09E-3	7,55E-3
Cereales	0,189	29.748,5	1,07E-2	1,66E-2
Frutas	0,262	41.249,3	2,80E-3	5,60E-3
Aceites	0,043	6.900,4	3,51E-3	5,24E-3
TOTAL	-	-	1,91E-2	3,50E-2

Tabla 4.45. Flujos de residuos sólidos urbanos de origen animal

	R_n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Carnes	0,071	11.194,0	7,04E-4	2,01E-3
Huevos	0,028	4.446,9	4,19E-4	6,46E-4
Derivados lácticos	0,042	6.747,1	2,20E-4	5,20E-4
Leche entera	0,173	27.295,1	2,43E-3	3,64E-3
TOTAL	-	-	3,77E-3	6,82E-3

Tabla 4.46. Flujos de residuos sólidos urbanos de pescados

	R_n	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Pescados y mariscos	0,070	11.040,7	1,74E-3	7,44E-3

En resumen, los intervalos de los flujos de residuos sólidos urbanos calculados para los productos vegetales (f31), de origen animal (f51), y de pescados (f36) son 0,02-0,04; 0,003-0,007, y 0,002-0,008 g I-TEQ/año, respectivamente.

Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU (f83), planta de compostaje (f80), vertederos (f81), centros de recogida de residuos (f82), otros vertidos fuera del sistema (f79), reciclaje de papel (f84) y reciclaje plástico (f85)

Según comunicaciones del año 2000 de la Junta de Residuos de la Generalitat de Catalunya, de la IRSU y de la planta de compostaje de RSU de la provincia de Tarragona, las 338.344 tm de residuos sólidos urbanos generados durante 1999 se gestionaron a través

de los procesos de incineración, reciclaje, vertederos controlados, compostaje, descarga en centros de recogida de residuos y gestiones realizadas en el exterior de la provincia. Las cantidades destinadas a cada proceso se detallan en la Tabla 4.47. Estudios del CSIC han indicado que la composición en PCDD/Fs por kg de residuo sólido urbano se sitúa entre 8,84 y 64,15 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Con las cantidades destinadas a cada proceso y las concentraciones, se han calculado, tal como también se muestra en la Tabla 4.47, los intervalos de los diferentes flujos que salen del subsistema residuos sólidos urbanos.

Tabla 4.47. Cantidades de residuos sólidos urbanos y flujos salida del subsistema Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

Destino	Cantidad tm	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Incineradora de residuos urbanos	144.000 ^b	1,27	9,23
Reciclaje de papel	11.005 ^{a,c}	0,066	0,072
Reciclaje de plástico	951,36 ^{a,c}	0,019	0,022
Planta de compostaje	1.300 ^d	0,011	0,083
Vertederos controlados	88.163 ^c	0,779	5,65
Centros de recogida de residuos	4.068,2 ^c	0,036	0,261
Gestión fuera de la provincia	88.857	0,785	5,7

^a valores de flujos hallados a partir de las concentraciones en papel y plástico (Abad et al. 2000)

^b comunicación de la IRSU

^c datos de la Junta de Residuos

^d comunicación de la planta de compostaje

Nutrición animal de productos vegetales (f30) y producción de alimentos de origen vegetal (f48)

Las dioxinas que contaminan las plantas se acumulan en los animales por ingestión de estas últimas. La cadena de alimentación que se ha considerado en este estudio tiene en cuenta exclusivamente los sectores porcino, ovino, avícola y bovino. Los sectores porcino y avícola pertenecen a la familia de los monogástricos, por lo que su medio habitual de alimentación se basa en piensos. La familia de los poligástricos, como los terneros y las ovejas, se alimentan principalmente de forrajes, tanto por ingestión directa como indirecta a través de piensos. Se ha partido de las concentraciones de PCDD/Fs en tejidos animales que han sido analizadas en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a).

La cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado se ha calculado mediante la fórmula:

$$Q=C*R_g*P$$

donde,

Q= cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado (ng I-TEQ/cabeza),

C= concentración de PCDD/Fs por kg de grasa animal (ng I-TEQ/kg grasa),

R_g= proporción de grasa (kg grasa/kg carne),

P_c= peso canal medio (kg).

La Tabla 4.48 indica el valor de las variables empleadas para calcular la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado: los valores de las concentraciones de PCDD/Fs y de la proporción de grasa proceden de un estudio previo (Domingo et al. 1999a); el valor de peso del canal procede de Estadístiques Agraries i Pesqueres de Catalunya, Año 1998 (DARP 1998).

Tabla 4.48. Valores de C, R_g y P empleados para el cálculo de Q

	C inf. ng I-TEQ/kg grasa	C sup. ng I-TEQ/kg grasa	R_g	P_c kg
Porcino	0,69	1,11	0,122	75,9
Bovino	1,55	1,97	0,073	265,9
Ovino	1,76	1,76	0,073	12,75
Avicultura	0,72	1,57	0,095	1,96

En la Tabla 4.49 se presentan los intervalos calculados de la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado.

Tabla 4.49. Valores estimados de la cantidad de PCDD/Fs por cabeza de ganado

	Q inf. ng I-TEQ/cabeza	Q sup. ng I-TEQ/cabeza
Porcino	6,38	10,27
Bovino	30,41	38,65
Ovino	1,65	1,65
Avicultura	0,134	0,292

El subsistema de animales terrestres es dinámico, pues cada año ingresan y son sacrificadas un determinado número de cabezas para carne. El número de cabezas ingresadas en un año ha sido calculado mediante la expresión:

$$N_i = c * x_0 + c * r$$

$$r = (x_f - x_0) / c$$

donde,

N_i = número de cabezas de ganado ingresadas en un año,

c = ciclo productivo (año^{-1}),

x_f = número de cabezas a final del año,

x_0 = número de cabezas al inicio del año.

Del mismo modo, para el cálculo del número de cabezas sacrificadas en un año se ha empleado la expresión:

$$N_s = c * x_0 + (c - 1) * r$$

donde,

N_s = número de cabezas de ganado sacrificadas en un año,

c = ciclo productivo (año^{-1}),

x_f = número de cabezas a final del año,

x_0 = número de cabezas al inicio del año.

Los sectores porcino, ovino, bovino y avícola para carne se sacrifican según un ciclo productivo propio (c). Una comunicación de la Delegació en Tarragona del DARP, informa que los cerdos y las ovejas tienen un ciclo productivo de aproximadamente seis meses, los pollos lo tienen de tan sólo 45 días, y los terneros entre 8 y 10 meses. La Tabla 4.50 muestra los resultados de cabezas ingresadas y sacrificadas en la provincia de Tarragona en 1998, siendo x_0 el censo a finales de 1997 y x_f el censo a finales de 1998 (DARP 1997b,

1998). El valor del ciclo productivo ha sido facilitado por una comunicación de la Delegació territorial en Tarragona del DARP.

Tabla 4.50. Cálculo del número de cabezas de ganado ingresadas y sacrificadas anualmente

	x_0	x_f	c	N_i	N_s
Porcino	577.241	525.822	2	1.103.063	1.128.772,5
Bovino	18.053	15.117	1	15.117	18.053
Ovino	118.566	124.188	2	242.754	239.943
Avicultura para carne	9.240.000	9.957.000	8	74.637.000	74.547.375

Por otra parte, las Estadístiques Agràries i Pesqueres de Catalunya de 1998 aportan el dato de que en Tarragona se consumieron 180.010 tm de pienso para aves de puesta, y 240.000 tm para aves de carne (DARP 1998). El conocimiento de la concentración de PCDD/F en el pienso consumido por las aves, sería una buena medida del total de PCDD/F en el sector avícola. Este dato puede se ha obtenido mediante la siguiente fórmula:

$$C_{\text{pienso}} = C * R_g * R_{\text{pienso}}$$

donde,

C_{pienso} = concentración en ng I-TEQ/kg pienso,

R_g = proporción de grasa (kg de grasa/ kg de carne),

R_{pienso} = conversión global o kg carne total/kg pienso consumido.

Para un $R_{\text{pienso}} = 0,310$ (DARP 1998), se ha calculado un intervalo de C_{pienso} entre 0,021 y 0,046 ng I-TEQ/kg pienso consumido por aves.

Sobre un total de 420.010 tm de pienso consumidos por aves de puesta y para carne en 1998, se deduce un flujo de nutrición anual para el sector avícola entre 0,0089 y 0,0194 g I-TEQ/año.

Según la Tabla 4.51, el flujo calculado de entrada al subsistema animales terrestres (f30) está entre 0,02 y 0,03 g I-TEQ/año.

Tabla 4.51. Flujos de ingesta de PCDD/Fs en animales

	Cabezas ingresadas	Flujo sup. g I-TEQ/año	Flujo inf. g I-TEQ/año
Porcino	1.103.063	7,04E-3	1,13E-2
Bovino	15.117	4,59E-4	5,84E-4
Ovino	242.754	4,02E-4	4,02E-4
Avicultura	-	8,9E-3	1,94E-2
TOTAL	-	1,68E-2	3,17E-2

De modo análogo, el flujo calculado de salida por sacrificio de animales, tal como se muestra en la Tabla 4.52, está en el intervalo 0,018-0,034 g I-TEQ/año.

Tabla 4.52. PCDD/Fs en carne de animales producida

	Cabezas sacrificadas	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Porcino	1.128.772,5	7,21E-3	1,16E-2
Bovino	18.053	5,49E-4	6,97E-4
Ovino	239.943	3,97E-4	3,97E-4
Avicultura	74.547.375	9,99E-3	2,17E-2
TOTAL	-	1,81E-2	3,44E-2

Asimismo, en 1998 se produjeron en la provincia de Tarragona una cantidad de 1.134 tm de leche (DARP 1998), que para una concentración de PCDD/Fs entre 1,02 y 2,41 ng I-TEQ/kg grasa y una proporción de grasa (R_g) de 0,089 (Domingo et al. 1999a), resulta un flujo de salida del subsistema animales terrestres por producción de leche entre 1,0E-4 y 2,0E-4 g I-TEQ/año.

De modo análogo, el número de huevos producidos en la provincia en 1998 fue de 149.954.041 (DARP 1998), que para unas concentraciones de PCDD/Fs entre 0,96 y 1,48, una proporción de grasa (R_g) de 0,098 y un peso medio por huevo de 60 g, genera un flujo productivo comprendido entre 8,0E-4 y 1,3E-3 g I-TEQ/año.

De este modo, al sumar a los flujos de producción de carnes (0,018-0,034 g I-TEQ/año), el flujo de producción de leche (1,0E-4 - 2,0E-4 g I-TEQ/año) y el de producción de huevos

(8,0E-4 - 1,3E-3 g I-TEQ/año) ha resultado un flujo de producción de alimentos de origen animal (f48) entre 0,02 y 0,04 g I-TEQ/año.

Pesca (f33)

Una de las vías de entrada de PCDD/Fs en el hombre es a través de la ingesta de pescados, en cuya grasa se han bioacumulado estos contaminantes a partir de los nutrientes que están en contacto con los sedimentos fluviales y marinos. La pesca total marina en 1998 en los puertos de la provincia fue de 17.738.605 kg (DARP 1998). Esta cantidad, que ha sido extrapolado al año 1999, está repartida entre los puertos de S. Carles de la Ràpita, Les Cases d'Alcanar, Deltebre, L'Ametlla de Mar, L'Ampolla, Tarragona y Cambrils. Frente a estas cifras, se ha considerado insignificante la pesca fluvial. Para unas concentraciones de PCDD/Fs en el año 1999 entre 2,55 y 10,89 ng I-TEQ/kg de grasa (Domingo et al. 1999a), y una proporción en peso de grasa en el pescado (R_g) del 0,0619, se deduce un flujo de pesca entre 0,002 y 0,011 g I-TEQ/año.

Importación de madera (f13)

En el presente trabajo se ha supuesto que toda la madera utilizada en la provincia de Tarragona procede de países extranjeros. La Cambra de Comerç de Tarragona (1998) informó que en el año 1997 se importaron 31.791 tm de madera.

Según análisis del CSIC, la concentración de PCDD/Fs en la madera se halla entre 2,24 y 3,18 ng I-TEQ/kg (Abad et al. 2000). Para la provincia de Tarragona se ha estimado un flujo de PCDD/Fs de entrada de madera para el año 1999 situado entre 0,07 y 0,10 g I-TEQ/año.

Compost para abono (f25)

Según se ha calculado en el apartado del inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs procedente de compost para abono en el año 1999 está comprendido entre 0,006 y 0,09 g I-TEQ/año.

Emisiones al aire de incendios forestales (f88)

Atendiendo al inventario de fuentes del presente trabajo, el total de PCDD/Fs liberados al aire desde los bosques por incendios en el año 1999, las emisiones al aire procedentes de incendios forestales están comprendidas entre 0,046 y 0,46 g I-TEQ/año.

4.3.2.2. ECUACIONES DE TRANSFERENCIA

Se ha trabajado con la siguiente ecuación de transferencia:

$$ET_1: f74=0,028*f11$$

En efecto, según la Agencia medioambiental del Reino Unido, el flujo de las dioxinas que contaminan las aguas procedentes de una planta depuradora de aguas urbanas (f74) es aproximadamente el 2,8% del flujo de entrada, que coincide con el flujo generado en las plantas depuradoras de agua (f11) (UK Environmental Agency 1997).

4.3.2.3. ECUACIONES LINEALES ADICIONALES

Seis RLA han completado la información de entrada del modelo:

$$RLA_1: f76 = 0,01 * f77$$

$$RLA_2: f58 = 0,01 * f57$$

$$RLA_3: f23 = 0,01 * f24$$

$$RLA_4: f16 = 0,01 * f37$$

$$RLA_5: f18 = 1,35 * f20$$

$$RLA_6: f54 = 0,25 * f33$$

RLA₁, RLA₂ y RLA₃ describen que los flujos de aguas residuales procedentes de incendios forestales (f76), aguas residuales de incendios en vehículos (f58), y aguas residuales de incendios en edificios (f23) son el 1% de los respectivos flujos de residuos sólidos (f77, f57 y f24) (UK Environmental Agency 1997). Aunque ya se había calculado el valor de los flujos de aguas residuales en el apartado del inventario, para el Análisis de Flujos de Substancias se ha considerado más conveniente introducirlos como ecuaciones lineales adicionales.

RLA₄ expresa que el flujo de inhalación de PCDD/Fs en humanos (f16) supone el 1% del flujo de acumulación en tejido adiposo humano (f37) (Edulejee y Gair 1996).

Esta ecuación indica que, dado que la superficie marina del sistema es 1,35 veces mayor que la superficie terrestre correspondiente, la deposición húmeda en agua (f18) es, por consiguiente, 1,35 veces la deposición húmeda en suelo (f20).

En RLA₆ se ha supuesto que el flujo anual de nutrición de peces (f54) es el 25% de la pesca (f33). En efecto, si se considera un censo de peces constante en el tiempo e igual al número de peces capturados en el año, y si se asume que la vida media de los peces capturados es

de 4 años (comunicación de la Delegació a Tarragona del DARP), se concluye que el flujo de nutrición de PCDD/Fs de la población de peces equivale a un 25% del flujo de captura.

4.3.3. ESTIMACIÓN DE FLUJOS NO MEDIDOS

La Tabla 4.53 muestra los resultados de la Identificación del sistema. En ella, se ha especificado el intervalo estimado para cada flujo, el cambio de la media en los flujos redundantes, y la reducción del intervalo también en los flujos redundantes. Se ha hallado una solución unívoca para todos los flujos de PCDD/Fs, lo cual indica que no ha habido ciclos no medidos.

Tabla 4.53. Estimación de los flujos de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona (g I-TEQ/año)

Flujo N°	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
1	0	1	Entrada desde los alrededores atmosféricos	n.m.	n.d.	50,7-130,4	n.d.	inf
2	2	2	Generado en incendios de edificios	n.m.	n.d.	0,06-18,3	n.d.	inf
3	0	3	Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje	red.	0,01-0,05	0,008-0,04	-0,003	5,6
4	0	10	Entrada de materiales especiales en la IRE	n.m.	n.d.	0,05-0,28	n.d.	inf
5	0	11	Generado en la industria	n.m.	n.d.	113,0-203,3	n.d.	inf
6	17	17	Generado en los vehículos	n.m.	n.d.	0,50-2,2	n.d.	inf
7	18	18	Generado en la IRSU	n.m.	n.d.	-1,2-4,7	n.d.	inf
8	0	20	Entrada de pesticidas	n.m.	n.d.	0,01-0,02	n.d.	inf
9	0	23	Entrada de material textil	n.m.	n.d.	3,6-4,4	n.d.	inf
10	24	24	Generado en transformadores y condensadores	n.m.	n.d.	0,02-0,03	n.d.	inf
11	25	25	Generado en plantas depuradoras de agua	n.m.	n.d.	0,27-1,2	n.d.	inf
12	26	26	Generado en incendios forestales	n.m.	n.d.	0,28-10,6	n.d.	inf
13	0	29	Importación de madera	n.red.	0,07-0,10	0,07-0,10	0,00	0,00
14	1	5	Deposición seca en cultivos	n.red.	0,001-0,002	0,001-0,002	0,00	0,00
15	1	5	Transferencia aire-hojas en cultivos	n.red.	0,03-0,17	0,03-0,17	0,00	0,00
16	1	9	Inhalación en humanos	n.m.	n.d.	0,001-0,001	n.d.	inf
17	1	16	Deposición seca en agua	n.red.	8,1-30,1	8,1-30,1	0,00	0,00
18	1	16	Deposición húmeda en agua	n.m.	n.d.	11,2-52,4	n.d.	inf
19	1	22	Deposición seca en suelo	n.red.	3,0-25,0	3,0-25,0	0,00	0,00
20	1	22	Deposición húmeda en suelo	n.red.	8,3-38,8	8,3-38,8	0,00	0,00
21	1	27	Deposición seca en bosques	n.red.	0,08-0,29	0,08-0,29	0,00	0,00
22	1	27	Transferencia aire-planta en bosques	n.red.	-3,4-12,1	-3,4-12,1	0,00	0,00
23	2	16	Aguas residuales de incendios en edificios	n.m.	n.d.	0,001-0,18	n.d.	inf
24	2	22	Residuos sólidos de incendios en edificios	n.red.	0,06-18,1	0,06-18,1	0,00	0,00
25	3	22	Compost de RSU para abonos	red.	0,006-0,09	0,03-0,09	0,01	30,0
26	4	22	Compost de lodos para abonos	n.m.	n.d.	0,03-0,61	n.d.	inf
27	5	6	Cosechas	n.m.	n.d.	0,04-0,18	n.d.	inf
28	6	0	Exportación de productos vegetales	n.m.	n.d.	-0,05-0,1	n.d.	inf
29	6	9	Nutrición humana de productos vegetales	n.red.	0,03-0,05	0,03-0,05	0,00	0,00
30	6	12	Nutrición animal de productos vegetales	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
31	6	28	Residuos sólidos urbanos de productos vegetales	red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
32	7	7	Disminución en peces	n.m.	n.d.	0,001-0,009	n.d.	inf
33	7	8	Pesca	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
34	8	9	Nutrición humana de pescados	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
35	0	8	Importación de pescados	n.m.	n.d.	-0,003-0,01	n.d.	inf
36	8	28	Residuos sólidos urbanos de pescados	red.	0,002-0,008	0,002-0,008	0,00	0,00
37	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano	n.m.	n.d.	0,04-0,06	n.d.	inf
38	10	1	Emisiones al aire de la IRE	n.red.	0,001-0,003	0,001-0,003	0,00	0,00

Flujo Nº	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
39	10	0	Residuos sólidos de IRE a vertedero	n.red.	0,00-0,20	0,00-0,20	0,00	0,00
40	10	16	Aguas residuales de IRE	n.red.	0,002-0,11	0,002-0,11	0,00	0,00
41	11	1	Emisiones al aire procedentes de la industria	n.red.	0,90-2,26	0,90-2,26	0,00	0,00
42	11	16	Aguas residuales procedentes de la industria	n.red.	0,02-0,12	0,02-0,12	0,00	0,00
43	11	16	Descarga de aceites residuales procedentes de la industria	n.red.	0,005-0,02	0,005-0,02	0,00	0,00
44	11	19	Producción industrial de papel	n.red.	0,46-0,50	0,46-0,50	0,00	0,00
45	11	21	Producción industrial de plástico	n.red.	2,07-2,29	2,07-2,29	0,00	0,00
46	11	0	Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores	n.red.	108,7-199,0	108,7-199,0	0,00	0,00
47	12	12	Disminución en animales	n.m.	n.d.	-0,007-0,02	n.d.	inf
48	12	13	Producción de alimentos de origen animal	n.red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
49	13	0	Exportación de alimentos de origen animal	n.m.	n.d.	0,005-0,02	n.d.	inf
50	13	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal	n.red.	0,005-0,01	0,005-0,01	0,00	0,00
51	13	28	Residuos sólidos urbanos de alimentos de origen animal	red.	0,003-0,007	0,003-0,007	0,00	0,00
52	14	14	Acumulación de RSU en vertederos	n.m.	n.d.	-0,36-4,0	n.d.	inf
53	15	22	Biodegradación de la basura	n.m.	n.d.	0,03-0,26	n.d.	inf
54	16	7	Nutrición de los peces	n.m.	n.d.	0,001-0,003	n.d.	inf
55	16	16	Acumulación en sedimentos	n.m.	n.d.	27,9-74,6	n.d.	inf
56	17	1	Emisiones al aire de vehículos	n.red.	0,14-1,4	0,14-1,4	0,00	0,00
57	17	22	Residuos sólidos de incendios en vehículos	n.red.	0,002-1,2	0,002-1,2	0,00	0,00
58	17	16	Aguas residuales de incendios en vehículos	n.m.	n.d.	0,00-0,01	n.d.	inf
59	18	0	Residuos sólidos de la IRSU	n.red.	1,9-4,6	1,9-4,6	0,00	0,00
60	18	1	Emisiones al aire de la IRSU	n.red.	0,001-0,001	0,001-0,001	0,00	0,00
61	19	0	Exportación de papel	n.m.	n.d.	0,10-0,16	n.d.	inf
62	19	28	Residuos sólidos urbanos de papel	red.	0,40-0,44	0,40-0,44	0,00	0,00
63	20	22	Uso de pesticidas	n.red.	0,01-0,02	0,01-0,02	0,00	0,00
64	21	0	Exportación de plástico	n.m.	n.d.	1,2-1,4	n.d.	inf
65	21	28	Residuos sólidos urbanos de plástico	red.	0,82-0,91	0,82-0,91	0,00	0,00
66	22	5	Asimilación en cultivos a través de la raíz	n.red.	0,00-0,002	0,00-0,002	0,00	0,00
67	22	22	Acumulación en suelos	n.m.	n.d.	35,0-80,8	n.d.	inf
68	22	27	Asimilación en árboles a través de la raíz	n.red.	0,002-0,02	0,002-0,02	0,00	0,00
69	23	28	Residuos sólidos urbanos de materia textil	red.	3,6-4,4	3,6-4,4	0,04	0,26
70	24	22	Lixiviados de transformadores y condensadores	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
71	25	0	Lodos destinados a vertederos exteriores	n.red.	0,001-0,02	0,001-0,02	0,00	0,00
72	25	4	Lodos destinados a plantas de compostaje	n.red.	0,03-0,61	0,03-0,61	0,00	0,00
73	25	15	Lodos destinados a centros de recogida de residuos	n.red.	0,00-0,004	0,00-0,004	0,00	0,00

Flujo N°	Subsistema de a		Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
74	25	16	Aguas procedentes de plantas depuradoras	n.m.	n.d.	0,007-0,04	n.d.	inf
75	25	22	Lodos destinados a suelos agrícolas	n.red.	0,03-0,78	0,03-0,78	0,00	0,00
76	26	16	Aguas residuales de incendios forestales	n.m.	n.d.	0,001-0,10	n.d.	inf
77	26	22	Residuos sólidos de incendios forestales	n.red.	0,03-10,3	0,03-10,3	0,00	0,00
78	27	22	Biodegradación de bosques	n.m.	n.d.	-3,3-12,3	n.d.	inf
79	28	0	Residuos sólidos urbanos destinados a alrededores	red.	0,79-5,7	-0,37-4,0	-1,4	11,4
80	28	3	Residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje	red.	0,01-0,08	0,007-0,06	-0,01	22,2
81	28	14	Residuos sólidos urbanos destinados a vertederos	red.	0,78-5,7	-0,36-3,9	-1,4	11,2
82	28	15	Residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos	red.	0,04-0,26	0,03-0,26	-0,003	0,00
83	28	18	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	red.	1,3-9,2	-1,1-4,1	-3,8	34,1
84	28	19	Reciclaje de papel	red.	0,06-0,07	0,06-0,07	0,00	0,00
85	28	21	Reciclaje de plástico	red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
86	29	22	Contaminación en el suelo a través de PCP	n.m.	n.d.	0,04-0,07	n.d.	inf
87	29	28	Residuos sólidos urbanos de la madera	red.	0,03-0,04	0,03-0,04	0,00	0,00
88	26	1	Emisiones al aire de incendios forestales	n.red.	0,05-0,46	0,05-0,46	0,00	0,00

n.d.: no determinados ; red.: redundantes ; n.red.: no redundantes; n.m.: no medidos; inf: intervalo finito después de la estimación.

4.3.4. VALIDACIÓN DE FLUJOS NO MEDIDOS

Una vez se ha completado la Identificación del sistema, se presenta la posibilidad de validar el modelo. Un modo consiste en comparar algunos flujos estimados o agrupaciones de flujos estimados con otros datos procedentes de análisis experimentales. En el presente trabajo, se han escogido dos flujos y dos agrupaciones de flujos: acumulación en suelos (f67), acumulación en sedimentos (f55), los flujos de entrada en el subsistema bosques: a) deposición seca en bosques (f21), b) transferencia aire-planta en bosques (f22) y c) asimilación en árboles a través de raíz (f68); y los flujos de entrada en el subsistema cultivos: a) deposición seca en cultivos (f14), b) transferencia aire-hoja en cultivos (f15) y c) asimilación en cultivos a través de la raíz (f66).

Acumulación en suelos (f67)

El flujo estimado de acumulación en suelos (f67) está dentro del intervalo 35,0-80,8 g I-TEQ/año, con una media de 57,9 g I-TEQ/año. Se ha decidido compararlo con un valor del flujo obtenido a partir de 36 muestras de suelo de la provincia de Tarragona, recogidas y analizadas por nuestro laboratorio en 1996 y 1998 (Schuhmacher et al. 1996, 1997, 1998b; Domingo et al. 1999b). Con estos datos puede calcularse el incremento de concentración anual (ΔC):

$$\Delta C = (C_{1998} - C_{1996}) / 2$$

La Tabla 4.54 muestra las concentraciones de PCDD/Fs para las 36 muestras duplicadas para los años 1996 y 1998, junto con los incrementos de concentración anual.

Tabla 4.54. Incremento de concentración anual de PCDD/Fs en suelos

Muestra	C		ΔC ng I-TEQ/kg.año
	1996	1998	
1	1,35	1,22	-0,065
2	0,55	0,52	-0,015
3	0,9	0,41	-0,24
4	0,2	0,65	0,22
5	0,73	0,4	-0,16
6	0,56	0,12	-0,22
7	1,05	1,99	0,47
8	0,63	0,16	-0,23
9	0,60	0,34	-0,13
10	0,27	0,23	-0,02
11	0,59	0,26	-0,16
12	1,26	0,75	-0,25
13	0,46	0,13	-0,16
14	0,37	0,51	0,07
15	0,33	0,60	0,13
16	0,68	0,64	-0,02
17	0,36	0,22	-0,07
18	0,67	0,43	-0,12
19	0,81	3,68	1,43
20	0,53	0,66	0,065
21	1,11	1,07	-0,02
22	0,68	2,34	0,83
23	1,51	1,10	-0,20
24	0,17	1,02	0,42
25	0,36	0,75	0,19
26	0,13	0,45	0,16
27	0,19	1,01	0,41
28	0,22	1,00	0,39
29	0,59	1,94	0,67
30	0,65	0,15	-0,25
31	1,32	2,00	0,34
32	2,24	3,43	0,59
33	1,59	3,61	1,01
34	3,88	2,42	-0,73
35	1,09	0,84	-0,12
36	1,23	0,75	-0,24
MEDIA	0,82	1,05	0,11
VAR	0,23	0,97	0,17

El incremento de concentración media anual de PCDD/Fs en suelos es de 0,11 ng I-TEQ/kg, con una varianza de 0,17.

La Figura 4.11 muestra un gráfico con los valores de los incrementos de concentraciones anuales de las 36 muestras de suelos.

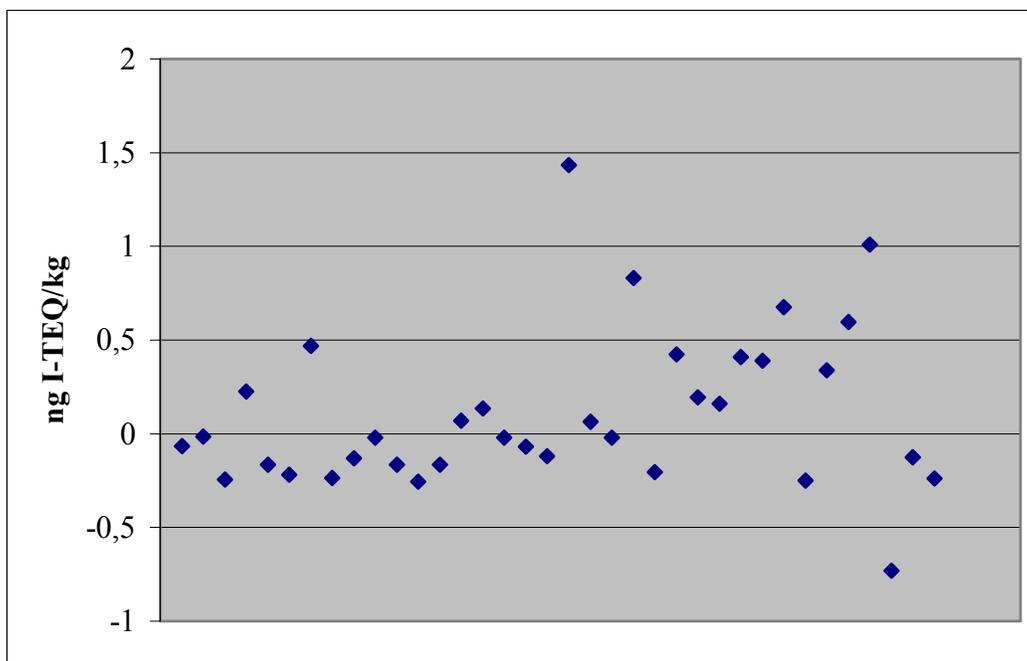


Fig.4.11. Incrementos de concentraciones anuales de PCDD/Fs en suelos de la provincia de Tarragona.

Las muestras fueron recogidas en profundidades no superiores a 5 cm. Por consiguiente, si se parte de un área de superficie terrestre de la provincia de Tarragona de 625.570 Ha, con una densidad media del suelo de 1.000 kg.m^{-3} , el peso del subsistema suelo es $3,12\text{E}11 \text{ kg}$. Para un incremento de concentración media anual de PCDD/Fs en suelos de $0,110 \text{ ng I-TEQ/kg}$ y varianza $0,176$, el flujo medio de acumulación durante 1999 es de $34,38 \text{ g I-TEQ/año}$, con una varianza de $17.190,9$. Se concluye que el valor medio del modelo es 1,7 veces superior al valor experimental, lo cual supone una buena validación.

Acumulación en sedimentos (f55)

El valor del flujo estimado para la acumulación en sedimentos se halla en el intervalo 27,9-74,6 g I-TEQ/año. La media aritmética es 51,6 g I-TEQ/año.

Se ha realizado una estimación indirecta de la acumulación anual en sedimentos a través de datos relativos a contaminación en PCBs. Tolosa et al. (1995) determinaron las concentraciones de PCBs en 6 muestras de sedimentos tomadas en la zona Ebro prodelta de la costa de la provincia de Tarragona. Los valores fueron 12,9; 24,2; 9,4; 33,6; 30,8 y 3,2 ng/g peso seco. La media de estas concentraciones es 19,0 ng I-TEQ/g peso seco, y la varianza 151,6.

Los mismos investigadores atribuyen una velocidad de sedimentación a la zona $V_{\text{sed}}=0,20$ cm/s (Tolosa et al. 1995). Asimismo, otros investigadores han trabajado con un valor de la densidad de los sedimentos marinos igual a 130 kg ps/m^3 (Harrad et al. 1994). Datos de concentraciones de PCDD/Fs y PCBs en tejidos de peces del río Ebro capturados en la zona anterior al polígono industrial de Flix, muestran una relación aproximada entre PCDD/Fs y PCBs igual a la unidad, ambos en unidades I-TEQs (Cabes et al. 1999). La propiedad de que la contaminación de PCDD/Fs y PCBs en peces procede mayoritariamente de la contaminación en sedimentos por vía de nutrición, ha llevado a considerar la proporción $\frac{C_{\text{PCDD/Fs}}}{C_{\text{PCBs}}} = 1$ también para el subsistema sedimentos. Por otra parte, se ha considerado que la concentración en unidades de g I-TEQ PCBs debe multiplicarse por un factor de 1.000 para obtener la concentración en g PCBs (Cabes et al. 1999).

Para una superficie total de sedimentos de $8,449\text{E}9 \text{ m}^2$, que es la suma de la superficie fluvial de la provincia (4.870 Ha) y los 8.400 km^2 de superficie marina, resulta un flujo medio anual de PCDD/Fs igual a 41,8 g I-TEQ/año, con una varianza de 732,0. Se concluye que el flujo estimado es 1,2 veces superior al flujo experimental, lo cual supone también en buena validación.

Flujos de entrada en vegetales (f21, f22 y f68)

El flujo estimado de entrada en el subsistema vegetales, que es la suma del flujo deposición seca en vegetación ($f_{21}= 0,08-0,29$ g I-TEQ/año), transferencia aire-planta en vegetación ($f_{22}= -3,4-12,1$ g I-TEQ/año) y asimilación en planta a través de raíz ($f_{68}=0,002-0,02$ g I-TEQ/año), tienen un valor, en forma de intervalo, de $-2,32-12,41$ g I-TEQ/año. Si se considera una distribución normal, el valor de la media aritmética es $4,5$ g I-TEQ/año.

Según experimentaciones llevadas a cabo por nuestro laboratorio en 39 muestras correspondientes a 1998 (Schuhmacher et al. 1998c; Domingo et al. 1999c), las concentraciones de PCDD/Fs en vegetales tienen un valor medio de $0,26$ ng I-TEQ/peso seco y una varianza de $0,01$. Se ha considerado un tiempo de vida media de los vegetales de un año. Para una biomasa seca arbustiva de $3.440.635$ tm y una biomasa seca forestal de 205.300 tm, ha resultado un flujo neto de entrada experimental de $0,92$ g I-TEQ/año y varianza de $0,13$. En comparación con la media del flujo estimado por el modelo, $4,5$ g I-TEQ/año, los flujos de entrada experimentales son pues 5 veces más pequeños, de lo que se deduce que para este flujo la validación es menos buena.

Flujos de entrada en cultivos (f14, f15 y f66)

El flujo neto de entrada en el subsistema cultivos es la suma de la deposición seca en cultivos ($f_{14}=0,001-0,002$ g I-TEQ/año), la transferencia aire-planta en cultivos ($f_{15}=0,03-0,17$ g I-TEQ/año) y la asimilación en cultivos a través de la raíz ($f_{66}=0,00-0,002$ g I-TEQ/año). El resultado corresponde a un intervalo de $0,03-0,17$ g I-TEQ/año. La media aritmética, al considerarla como distribución normal, es $0,1$ g I-TEQ/año.

Las concentraciones de PCDD/Fs en alimentos de la provincia de Tarragona de origen vegetal en 1999 son útiles para realizar la validación con esta clase de flujos. La Tabla 4.55 muestra las concentraciones determinadas en nuestro laboratorio (Domingo et al. 1999a):

Tabla 4.55. Concentraciones en peso seco de PCDD/Fs en alimentos de origen vegetal de la provincia de Tarragona (1999)

	C inf. ng I-TEQ/kg peso seco	C sup. ng I-TEQ/kg peso seco
Cereales	0,45	0,70
Vegetales	0,56	2,02
Fruta	0,34	0,68

El cálculo del flujo de entrada de PCDD/Fs en las producciones de cultivos se basa en el producto entre la producción, el porcentaje de peso seco (R_s), y las concentraciones. Los datos de la producción se han obtenido de Estadístiques Agràries i Pesqueres de Catalunya de 1998 (DARP 1998). Los resultados se muestran en la Tabla 4.56.

Tabla 4.56. Producciones y flujos de entrada de PCDD/Fs en alimentos de origen vegetal

Clase		Producción tm ^a	R_s	Flujo inf. g I-TEQ/año	Flujo sup. g I-TEQ/año
Cereales	grano	214.835	0,8	0,077	0,120
	paja	60.195	0,2	6,74E-3	0,024
Legumbres	grano	429	0,2	4,80E-5	1,73E-4
	paja	484	0,2	5,42E-5	1,95E-4
Tubérculos	-	29.718	0,2	3,32E-3	0,012
Forrajes	-	18.650	0,2	2,08E-3	7,53E-3
Hortalizas	-	179.189	0,2	0,020	0,072
Frutas	secas	27.488	0,8	7,47E-3	0,014
	otras	52.114	0,2	3,54E-3	7,08E-3
Cítricos	-	86.459	0,2	5,87E-3	1,17E-2
Viña	-	202.310	0,2	0,013	0,027
Aceituna	-	74.810	0,2	5,08E-3	0,010
TOTAL	-	-	-	0,145	0,308

^a ref. DARP (1998)

Según las medidas experimentales, el flujo neto de entrada de PCDD/Fs en cultivos está en el intervalo 0,145-0,308 g I-TEQ/año. Al comparar la media experimental (0,23 g I-TEQ/año) con la media calculada (0,1 g I-TEQ/año), la primera es el doble de la segunda, lo cual puede considerarse un buen índice de validación.

Los resultados de la validación se resumen en la Tabla 4.57.

Tabla 4.57. Resultados de la validación del modelo

Flujo	Calculado		Experimental
Acumulación en suelo	57,9	f67	34,4 Schuhmacher et al. 1997, 1998b; Domingo et al. 1999b
Acumulación en sedimentos	51,3	f55	41,8 Tolosa et al. 1995
Flujos de entrada en bosques	4,5	f21+f22+f68	0,92 Schuhmacher et al. 1998c; Domingo et al. 1999b
Flujos de entrada en cultivos	0,10	f14+f15+f66	0,23 Domingo et al. 1999a

4.3.5. ESTIMACIÓN DE LOS COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA DEL SISTEMA

Asimismo, el software utilizado ha permitido calcular también los coeficientes de transferencia de los flujos de salida para cada uno de los subsistemas. Los resultados se presentan en la Tabla 4.58.

Tabla 4.58. Estimación de los coeficientes de transferencia para cada subsistema

N°	CTs
1	$f_{22}=0,05*f_{f1}$; $f_{22}=0,05*f_{f38}$; $f_{22}=0,05*f_{f41}$; $f_{22}=0,05*f_{f56}$; $f_{22}=0,05*f_{f60}$; $f_{22}=0,05*f_{f88}$
2	$f_{23}=0,01*f_2$ $f_{24}=0,99*f_2$
3	$f_{25}=1,00*f_3$; $f_{25}=1,00*f_{f80}$
4	$f_{26}=1,00*f_{f72}$
5	$f_{27}=1,00*f_{f14}$; $f_{27}=1,00*f_{f15}$; $f_{27}=1,00*f_{f66}$
6	$f_{28}=0,24*f_{f27}$ $f_{29}=0,32*f_{f27}$ $f_{30}=0,20*f_{f27}$ $f_{31}=0,24*f_{f27}$
7	$f_{33}=1,00*f_{f32}$; $f_{33}=1,00*f_{f54}$
8	$f_{34}=0,55*f_{f33}$; $f_{34}=0,55*f_{f35}$ $f_{36}=0,45*f_{f33}$; $f_{36}=0,45*f_{f35}$
9	$f_{37}=1,00*f_{f16}$; $f_{37}=1,00*f_{f29}$; $f_{37}=1,00*f_{f34}$; $f_{37}=1,00*f_{f50}$
10	$f_{38}=0,01*f_4$ $f_{39}=0,63*f_4$ $f_{40}=0,35*f_4$
11	$f_{41}=0,01*f_5$ $f_{42}=0,00*f_5$ $f_{43}=0,00*f_5$ $f_{44}=0,00*f_5$ $f_{45}=0,01*f_5$ $f_{46}=0,97*f_5$
12	$f_{48}=1,00*f_{f30}$; $f_{48}=1,00*f_{f47}$

N°	CTs
13	f49=0,52*f48 f50=0,30*f48 f51=0,19*f48
14	f52=1,00*f81
15	f53=1,00*f73; f53=1,00*f82
16	f54=0,00*f17; f54=0,00*f18; f54=0,00*f23; f54=0,00*f40; f54=0,00*f42; f54=0,00*f43; f54=0,00*f58; f54=0,00*f74; f54=0,00*f76 f55=1,00*f17; f55=1,00*f18; f55=1,00*f23; f55=1,00*f40; f55=1,00*f42; f55=1,00*f43; f55=1,00*f58; f55=1,00*f74; f55=1,00*f76
17	f56=0,12*f6 f57=0,88*f6 f58=0,01*f6
18	f59=1,00*f7; f59=1,00*f83 f60=0,00*f7; f60=0,00*f83
19	f61=0,24*f44; f61=0,24*f84 f62=0,76*f44; f62=0,76*f84
20	f63=1,00*f8
21	f64=0,61*f45; f64=0,61*f85 f65=0,39*f45; f65=0,39*f85
22	f68=0,00*f19; f68=0,00*f20; f68=0,00*f24; f68=0,00*f25; f68=0,00*f26; f68=0,00*f53; f68=0,00*f57; f68=0,00*f63; f68=0,00*f70; f68=0,00*f75; f68=0,00*f77; f68=0,00*f78; f68=0,00*f86
23	f69=1,00*f9
24	f70=1,00*f10
25	f71=0,01*f11 f72=0,42*f11 f73=0,00*f11 f74=0,03*f11 f75=0,54*f11
26	f76=0,01*f12 f77=0,94*f12 f88=0,05*f12
27	f78=1,00*f21; f78=1,00*f22; f78=1,00*f68
28	f79=0,34*f31; f79=0,34*f36; f79=0,34*f51; f79=0,34*f62; f79=0,34*f65; f79=0,34*f69; f79=0,34*f87 f80=0,01*f31; f80=0,01*f36; f80=0,01*f51; f80=0,01*f62; f80=0,01*f65; f80=0,01*f69; f80=0,01*f87 f81=0,34*f31; f81=0,34*f36; f81=0,34*f51; f81=0,34*f62; f81=0,34*f65; f81=0,34*f69; f81=0,34*f87 f82=0,03*f31; f82=0,03*f36; f82=0,03*f51; f82=0,03*f62; f82=0,03*f65;

N°	CTs
	f82=0,03*f69; f82=0,03*f87 f83=0,28*f31; f83=0,28*f36; f83=0,28*f51; f83=0,28*f62; f83=0,28*f65; f83=0,28*f69; f83=0,28*f87 f84=0,01*f31; f84=0,01*f36; f84=0,01*f51; f84=0,01*f62; f84=0,01*f65; f84=0,01*f69; f84=0,01*f87 f85=0,00*f31; f85=0,00*f36; f85=0,00*f51; f85=0,00*f62; f85=0,00*f65; f85=0,00*f69; f85=0,00*f87
29	f86=0,60*f13 f87=0,40*f13

4.3.6. ANÁLISIS DE FLUJOS DE SUBSTANCIAS: DISCUSIÓN

Los flujos de PCDD/Fs de entrada en el sistema pueden dividirse en el flujo de entrada desde la atmósfera exterior al sistema (f_1) y los flujos de entrada de productos. El intervalo estimado para f_1 es 50,7-130,4 g I-TEQ/año. El valor medio, al considerarlo como una distribución normal, es 90,5 g I-TEQ/año. El resto de entradas son de diversa índole. En primer lugar está el flujo de entrada en las fuentes antropogénicas (F_2), que en este caso es la IRE ($f_4=0,04-0,28$ g I-TEQ/año). Después está el flujo de entrada en materiales (F_4), compuesto por la entrada del material textil ($f_9=3,6-4,4$ g I-TEQ/año), importación de madera ($f_{13}=0,07-0,10$ g I-TEQ/año), y entrada de pesticidas ($f_8=0,01-0,02$ g I-TEQ/año). Por último, figuran los residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje ($F_3=f_3=0,008-0,04$ g I-TEQ/año), así como el flujo de importación de pescados ($F_5=f_{35}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año). Lo anterior asciende a un total de 3,7-4,9 g I-TEQ/año, con una media de 4,3 g I-TEQ/año. La entrada neta de PCDD/Fs al sistema provincia de Tarragona está dentro del intervalo 54,4-135,3 g I-TEQ/año, en el que el flujo de entrada desde el aire exterior al sistema constituye el 95%.

El valor del flujo de entrada desde la atmósfera exterior al sistema ($f_1=90,5$ g I-TEQ/año), es aproximadamente la diferencia entre la deposición global en la provincia de Tarragona y las emisiones al aire. La deposición global se divide, según el destino del flujo, en deposición a suelo (F_{21}), a sedimentos marinos (F_{20}), y a vegetales (F_{22}). La deposición a suelo es la suma de la deposición seca en suelo ($f_{19}=3,0-25,0$ g I-TEQ/año) y la deposición húmeda en suelo ($f_{20}=8,3-38,8$ g I-TEQ/año). El resultado (F_{21}) es de 11,3-63,8 g I-TEQ/año, con una media de 37,6 g I-TEQ/año. La deposición seca en agua ($f_{17}=8,1-30,1$ g I-TEQ/año) y la deposición húmeda en agua ($f_{18}=11,2-52,4$ g I-TEQ/año), componen el flujo agregado de entrada al subsistema sedimentos (F_{20}), el cual suma en total 19,3-82,5 g I-TEQ/año, con una media de 50,9 g I-TEQ/año. Por último, la deposición neta al subsistema agregado vegetales está compuesta por el flujo de transferencia aire-hoja en bosques ($f_{21}=-3,4-12,1$ g I-TEQ/año), deposición seca en bosques ($f_{21}=0,1-0,3$ g I-TEQ/año), transferencia aire-hoja en cultivos ($f_{15}=0,03-0,17$ g I-TEQ/año), y deposición seca en cultivos ($f_{14}=0,015-0,017$ g I-TEQ/año). El resultado de la deposición en vegetales

(F22) ha sido el intervalo $-3,2-12,6$ g I-TEQ/año, con media aritmética $4,7$ g I-TEQ/año. La deposición global resultante presenta una media aritmética de $93,09$ g I-TEQ/año, con unos límites entre $27,3$ y $158,88$ g I-TEQ/año. La Tabla 4.59 y la Figura 4.12 muestran los porcentajes calculados para cada flujo agregado.

Tabla 4.59. Contribuciones de los flujos de deposición

Flujo agregado	Nº	Valor medio g I-TEQ/año	Porcentaje %
Deposición a suelo	F21	37,6	40,3
Deposición a sedimentos	F20	50,9	54,6
Deposición a vegetales	F22	4,7	5,1

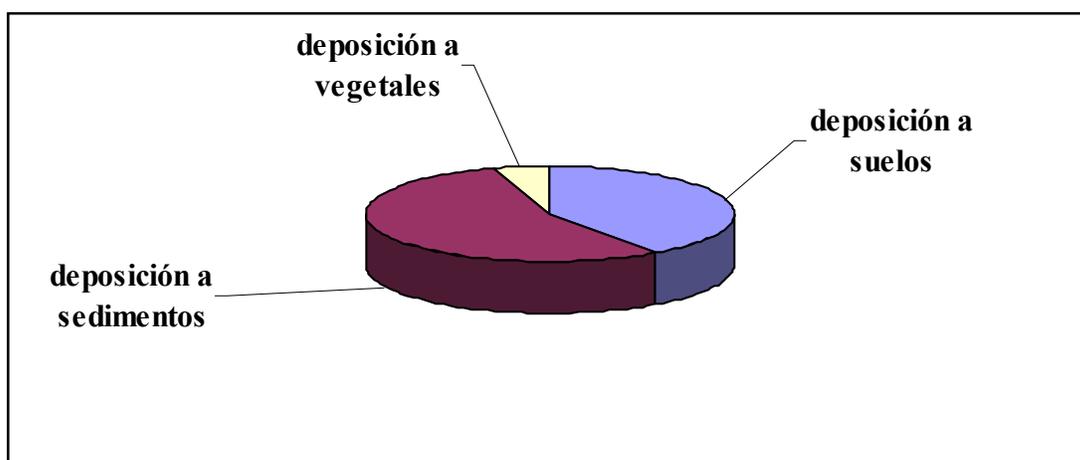


Fig. 4.12. Diagrama de sectores de los flujos de deposición de PCDD/Fs.

Las emisiones de fuentes antropogénicas (F23) al aire suponen la suma de las emisiones al aire de la IRE ($f38=0,001-0,003$ g I-TEQ/año), de la industria ($f41=0,9-2,2$ g I-TEQ/año), de la IRSU ($f60=0,001-0,001$ g I-TEQ/año), de los vehículos ($f56=0,14-1,39$ g I-TEQ/año), y de las emisiones al aire procedentes de incendios forestales ($f88=0,05-0,46$). El resultado (F23) presenta un intervalo de $1,09-4,05$ g I-TEQ/año, de media $2,57$ g I-TEQ/año.

El hecho de que el flujo de deposición global sea 40 veces superior al de las emisiones anuales al aire es la medida del desequilibrio en el balance de masas del sistema. Discrepancias en el balance de masas entre deposiciones y emisiones ya han sido descritas

por varios investigadores. Ninguna de las explicaciones que se han sugerido es la definitiva. Así, Baker y Hites (1999, 2000) han atribuido el desequilibrio en sus inventarios a una sobrestimación de la deposición. Según ellos, la extrapolación de concentraciones de PCDD/Fs de áreas industrializadas a regiones más remotas provoca un sesgo positivo respecto al valor real (Baker y Hites, 1999, 2000). Sin embargo, estos investigadores han concluido que cuando se toman valores experimentales en lugares lejanos a las fuentes de combustión, las estimaciones globales de deposición son todavía mucho mayores que las de emisión. Otros investigadores han señalado también que las concentraciones de PCDD/Fs en el aire están sujetas a variabilidad según la estación del año. En concreto, las concentraciones observadas en otoño/invierno exceden aquéllas medidas durante el verano, pudiendo varios factores influir en la estacionalidad (Lee et al. 1999; Lohmann et al. 1999). Entre éstos cabe citar los siguientes:

1. Degradación fotolítica y reacción con radicales hidroxilo generados por la luz solar. Un mayor flujo de luz solar provoca una mayor degradación fotolítica potencial y una mayor cantidad de reacciones con los radicales OH generados por la luz solar. Existe incertidumbre en la literatura sobre la significación de este proceso, pero se sabe que los congéneres menos clorados son más susceptibles de degradación atmosférica que las especies más cloradas.
2. Precipitación. La deposición húmeda, que es un proceso mayoritario de eliminación de *compuestos orgánicos semivolátiles* (SOCs) en la atmósfera, es más significativa en el periodo otoño/invierno que durante el verano, lo cual puede alterar las concentraciones de PCDD/Fs. Sin embargo, se considera que este factor no tiene excesiva importancia.
3. Vegetación. En las estaciones en que no se produce biomasa fresca, la vegetación tiene una menor capacidad de retener PCDD/Fs en fase gaseosa.
4. Capa límite atmosférica. Existe una gran estacionalidad en la altura de la atmósfera. Generalmente es más grande en verano que en invierno. Cuando la capa es menor, la dispersión de PCDD/Fs es menor y las concentraciones observadas son entonces mayores.

5. Fuentes estacionales. Existen fuentes de ámbito difuso cuyo funcionamiento depende de la estación. Las combustiones domésticas de carbón, madera y gas, ocurren de modo mayoritario durante los meses más fríos.
6. Trayectorias de las masas de aire. Para los SOCs el origen de las masas de aire es importante, sobre todo si se trata de una región industrial. El itinerario de la masa de aire desde el origen depende fundamentalmente de la dirección del viento.

En el presente trabajo se ha escogido la concentración de PCDD/Fs en el aire (C_a) del día 9 de Febrero de 1998, recogida en la población de Constantí como potencialmente representativa de la atmósfera de toda la provincia en 1999. Los factores de degradación fotolítica, vegetación, capa límite atmosférica, fuentes estacionales difusas, como la quema agrícola de arbustos, influyen potencialmente en que el valor de la concentración del aire seleccionada esté sobrestimada. Es probable que el origen de las masas de aire también haya influido en el valor elevado de la concentración. Según datos recogidos en la estación meteorológica de la Universidad Laboral de Tarragona por la Delegació Territorial en Tarragona del Departament de Medi Ambient, en el mes de Febrero de 1998 la velocidad media del viento fue de 1,7 m/s y la dirección media 25°. El valor de la dirección media ha llevado a suponer que la ruta de las masas de aire haya arrastrado PCDD/Fs, fundamentalmente de la provincia de Lleida, la cual es eminentemente agrícola, y está sujeta durante este mes del año a un volumen importante de quema de arbustos.

Se ha supuesto asimismo, que la concentración de PCDD/Fs en el aire sobre el suelo es la misma que la concentración atmosférica sobre mar. Sin embargo, y con bastante seguridad, esta suposición ha conducido a una sobrestimación de los flujos de deposición seca y húmeda en el agua. En efecto, algunos investigadores han obtenido datos de concentraciones de PCDD/Fs en la atmósfera sobre el mar, que son significativamente menores a los correspondientes sobre suelo (Baker y Hites 1999).

Según la bibliografía, otra causa del desajuste deposición-emisión es la infraestimación de las emisiones a causa de fuentes desconocidas (Thomas et al. 1996; Baker y Hites, 2000). Técnicas de correlación de las emisiones mundiales de PCDD/Fs con las de CO₂, sobre los

que se posee más datos, han señalado que el desequilibrio tampoco se explica completamente por esta causa. Una fuente emisora importante de PCDD/Fs que no ha sido considerada en el presente trabajo por la dificultad de acceder a cifras fiables del nivel de actividad, es la quema de materiales agrícolas en los campos y la combustión doméstica de madera y otros materiales en estufas. Para ella, se ha postulado un factor de emisión similar al de los incendios forestales: 2 ng I-TEQ/kg (Thomas et al. 1996).

Se han señalado también a las reacciones fotoquímicas de PCDD/Fs con radicales hidroxilo como explicación del desajuste. Basados en la diferencia de perfiles de congéneres entre las emisiones de fuentes, dominadas por congéneres tetra y hexasustituídos, y los reservorios, dominados por octacongéneres, se ha establecido la hipótesis de que en la fase gaseosa de la atmósfera suceden reacciones rápidas entre los congéneres y los radicales OH. Estas reacciones serían más rápidas para los homólogos menos clorados, lo cual provocaría que en la atmósfera permanecieran las moléculas de PCDD/Fs más cloradas, las cuales desaparecerían en los reservorios mediante los procesos de deposición seca y húmeda (Baker y Hites 2000).

Por otra parte, está bien documentado que el pentaclorofenol (PCP), un agente conservante de la madera, ha contenido grandes cantidades de PCDD/Fs. La alta volatilidad de las moléculas de PCP es causa potencial de altos niveles de estos contaminantes en todos los compartimentos del Medio Ambiente, como de hecho ha sido observado. Algunos investigadores han sugerido que este PCP, mediante reacciones fotoquímicas, se convierte en la atmósfera en los congéneres OCDD y HpCDD, los cuales serían la fuente primaria de los PCDD/Fs en los reservorios (Baker y Hites 2000).

Los flujos de generación describen la formación de PCDD/Fs en el interior del subsistema. Se presentan cuando el valor de los flujos de salida del subsistema es superior al de los flujos de entrada. El intervalo entre 112,6 y 239,1 g I-TEQ/año de PCDD/Fs ha sido generado en fuentes antropogénicas (F16). El flujo de PCDD/Fs generado en la industria (f5) es el contribuyente mayoritario, con un intervalo igual a 113,0-203,3 g I-TEQ/año. Representa el 90% de los flujos de generación. Le siguen, con contribuciones

significativamente menores, el flujo generado en incendios de edificios ($f_2=0,06-18,3$ g I-TEQ/año), incendios forestales ($f_{12}= 0,28-10,6$ g I-TEQ/año), en la incineradora de RSU ($f_7=-1,2-4,7$ g I-TEQ/año), en los vehículos ($f_6=0,49-2,2$ g I-TEQ/año), y en transformadores y condensadores ($f_{10}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año). En el subsistema de tratamiento de aguas residuales se han generado $F_{17}=0,27-1,2$ g I-TEQ/año, que corresponden exclusivamente al f_{11} . Las Figuras 4.13 y 4.14 muestran los diagramas de intervalos y de sectores de esta clase de flujos.

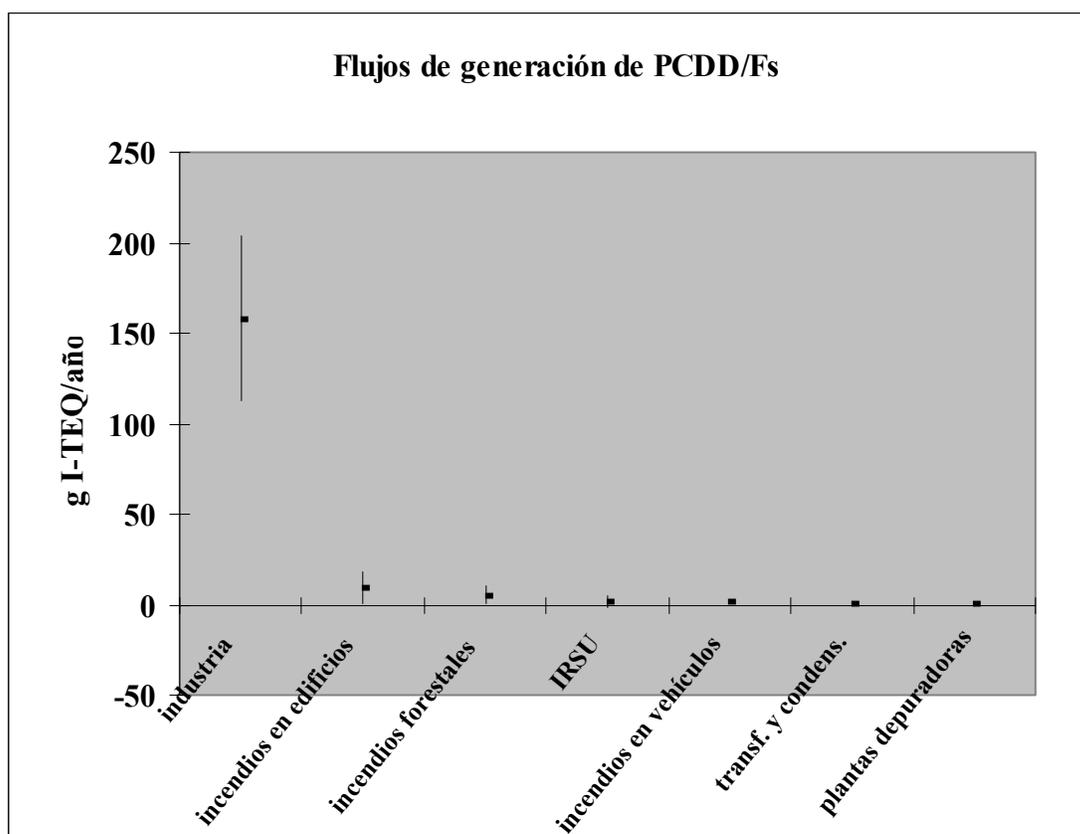
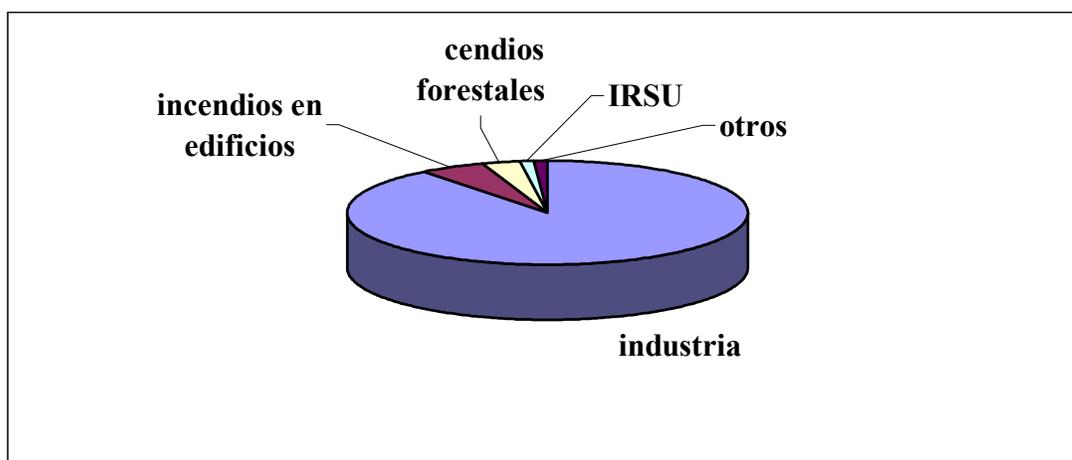


Fig. 4.13. Flujos de generación de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona.



Las descargas de PCDD/Fs desde el subsistema agregado fuentes antropogénicas al subsistema agregado sedimentos (F25) son la suma de las aguas residuales de incendios en edificios ($f_{23}=0,001-0,181$ g I-TEQ/año), aguas residuales procedentes de la industria ($f_{42}=0,02-0,12$ g I-TEQ/año), aguas residuales de IRE ($f_{40}=0,002-0,112$ g I-TEQ/año), aguas residuales de incendios en vehículos ($f_{58}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año), aguas residuales de incendios forestales ($f_{76}=0,001-0,10$ g I-TEQ/año), y descargas de aceites residuales que proceden de la industria ($f_{43}=0,005-0,023$ g I-TEQ/año). El intervalo total (F25) es $0,03-0,55$ g I-TEQ/año.

Las descargas de las fuentes antropogénicas al subsistema agregado suelo (F24) comportan la suma de los residuos sólidos de incendios en edificios ($f_{24}=0,06-18,1$ g I-TEQ/año), residuos sólidos de incendios en vehículos ($f_{57}=0,002-1,16$ g I-TEQ/año), lixiviados de transformadores y condensadores ($f_{70}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año), y residuos sólidos de incendios forestales ($f_{77}=0,03-10,26$ g I-TEQ/año). La cantidad total (F24) es el intervalo $0,11-29,5$ g I-TEQ/año.

La acumulación anual de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona se halla entre $62,6$ y $159,5$ g I-TEQ/año, con una media de $111,1$ g I-TEQ/año. La acumulación en sedimentos ($F_{12}=f_{55}=27,9-74,6$ g I-TEQ/año) y la acumulación en suelos ($F_{14}=f_{67}=35,0-80,8$ g I-TEQ/año) son los dos itinerarios principales. Cantidades más pequeñas son acumuladas en vertederos de residuos urbanos ($F_{13}=f_{52}=-0,35-4,0$ g I-TEQ/año) y en tejido adiposo humano ($F_{15}=f_{37}=0,04-0,06$ g I-TEQ/año).

Las Figuras 4.15 y 4.16 muestran los diagramas de intervalos y sectores de los flujos de acumulación, respectivamente.

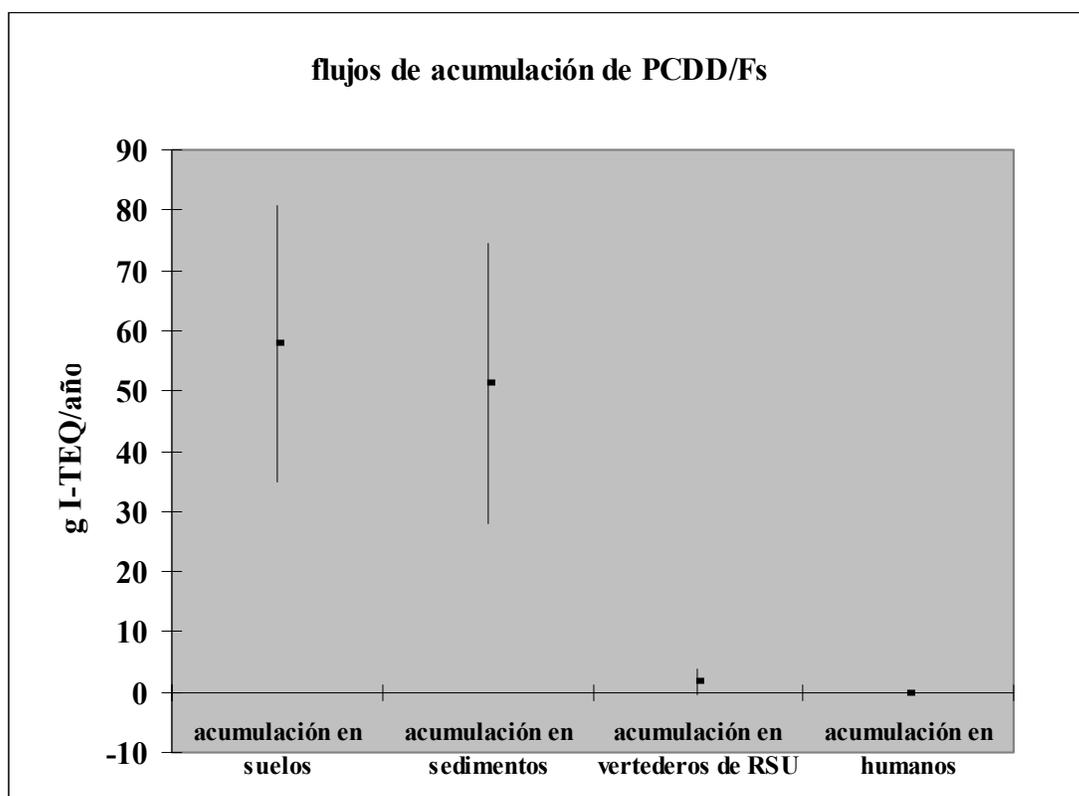


Fig. 4.15. Flujos de acumulación de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona.

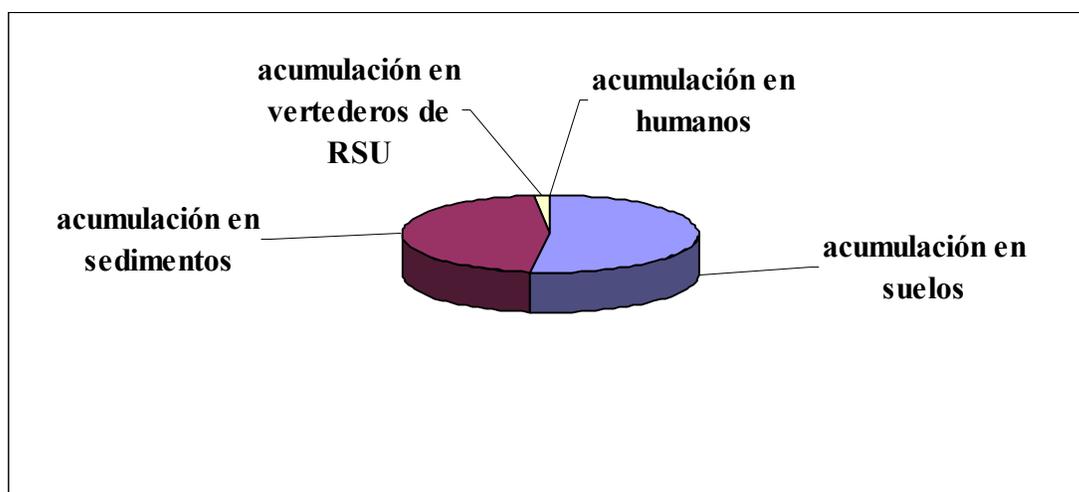


Fig. 4.16. Diagrama de sectores de los flujos de acumulación de PCDD/Fs.

Los flujos de disminución son también variables internas del sistema. La disminución en animales de granja debida a un decremento de la cabaña durante el año ($F_{19}=f_{47}=-0,007-$

0,02 g I-TEQ/año) y en peces debida a un tiempo de vida de cuatro años para estas especies ($F_{18}=f_{32}=0,00-0,01$ g I-TEQ/año) son los dos elementos del conjunto de flujos de disminución. Ambos suman 0,00-0,03 g I-TEQ/año, de media 0,015 g I-TEQ/año.

Como resultado de la anterior discusión, la Figura 4.17 presenta un esquema básico de flujos para el sistema provincia de Tarragona.

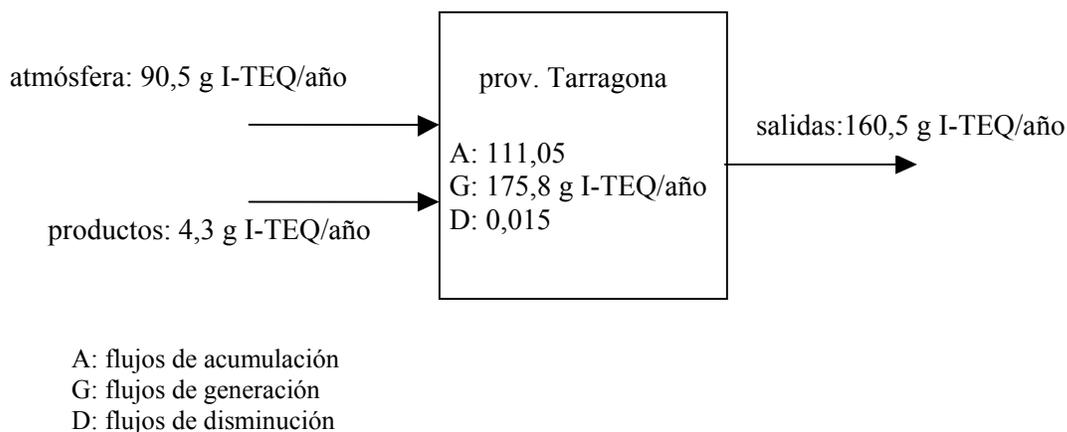


Fig. 4.17. Esquema básico de los flujos del sistema.

Con un valor entre 110,6 y 203,8 g I-TEQ/año, el flujo de salida del sistema procedente de las fuentes antropogénicas (F_6) constituye el 98% de los flujos de salida de la provincia de Tarragona. Está compuesto por el flujo de los residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores ($f_{46}=108,7-199,0$ g I-TEQ/año), residuos sólidos de IRE a vertedero ($f_{39}=0,00-0,20$ g I-TEQ/año), y los residuos sólidos de la IRSU ($f_{59}=1,9-4,6$ I-TEQ/año). El resto de flujos de salida del sistema son: residuos sólidos urbanos destinados al entorno ($F_8=f_{79}= -0,36-4,0$ g I-TEQ/año), exportación de materiales ($F_9=1,3-1,6$ g I-TEQ/año), que es la suma de exportación de plástico ($f_{64}=1,2-1,4$ g I-TEQ/año) y exportación de papel ($f_{61}=0,10-0,16$ g I-TEQ/año), exportación de productos vegetales ($F_{11}=f_{28}=-0,05-0,1$ g I-TEQ/año), exportación de alimentos de origen animal ($F_7=f_{49}=0,005-0,02$ g I-TEQ/año), y lodos destinados a vertederos exteriores ($F_{10}=f_{71}= 0,001-0,02$ g I-TEQ/año). Las salidas suman en total 111,5-209,5 g I-TEQ/año, con una media de 160,5 g I-TEQ/año.

De los equipos de tratamiento de aguas se descargan en los suelos agrícolas dos flujos: compost para abono ($f_{26}=0,03-0,61$ g I-TEQ/año) y los lodos destinados a suelos agrícolas ($f_{75}=0,03-0,78$ g I-TEQ/año). El flujo agregado F31, que describe la suma total, se halla en el intervalo $0,06-1,39$ g I-TEQ/año.

El uso de pesticidas ($f_{63}=0,01-0,02$ g I-TEQ/año) y la contaminación de suelo a través del PCP ($f_{86}=0,04-0,07$ g I-TEQ/año) son los dos flujos que salen del subsistema agregado materiales para ser depositados en suelos. La suma de ambos (F26) asciende a $0,05-0,09$ g I-TEQ/año.

La biodegradación de la basura ($f_{53}=0,03-0,26$) y el compost para abono procedente de los residuos sólidos urbanos ($f_{25}=0,03-0,09$ g I-TEQ/año), son los dos flujos que tienen como origen el subsistema agregado de las plantas de tratamiento de RSU y destino el suelo. Suponen en total $F_{38}=0,06-0,35$ g I-TEQ/año. Otro conjunto de flujos que llegan al suelo es el procedente de la biodegradación de bosques y arbustos ($F_{28}=f_{78}=-3,3-12,3$ g I-TEQ/año).

Los RSU procedentes de materiales (F36) son de tres clases: de materia textil ($f_{69}=3,6-4,4$ g I-TEQ/año), de plástico ($f_{65}=0,82-0,91$ g I-TEQ/año) y de papel ($f_{62}=0,40-0,44$ g I-TEQ/año). El flujo neto desde el subsistema agregado materiales al subsistema agregado de plantas de tratamiento de RSU (F36) es $4,8-5,8$ g I-TEQ/año.

El flujo que tiene como origen el subsistema agregado de plantas de tratamiento de RSU y como destino el de materiales obedece al concepto de reciclaje de los materiales (F37). Consta de dos flujos elementales: reciclaje de papel ($f_{84}=0,06-0,07$ g I-TEQ/año) y reciclaje de plástico ($f_{85}=0,02-0,03$ g I-TEQ/año). La suma de ambos, que es F37, asciende a $0,08-0,10$ g I-TEQ/año.

Merece también especial atención el valor del flujo estimado debido a compost procedente de lodos ($f_{26}=0,02-0,60$ g I-TEQ/año), ya que puede ser incorporado al inventario global de descargas de PCDD/Fs en suelos por fuentes antropogénicas. Sin embargo, su

contribución es poco significativa en comparación con las descargas al suelo de la planta de percloroetileno.

El flujo calculado de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo de humanos implica una ingesta diaria de PCDD/Fs por persona, vía ingestión e inhalación, de 243 pg I-TEQ/día/persona. El flujo a través de la cadena alimenticia representa hasta un 99% de la ingesta diaria de estos contaminantes. La TDI definida por la OMS para las dioxinas está actualmente entre 1 y 4 pg I-TEQ/kg peso. Este nivel conduce a una dosis máxima compatible con la salud humana de entre 70 y 280 pg I-TEQ/día para una adulto de 70 kg. La media es de 175 pg I-TEQ/día. La dosis diaria calculada en el presente trabajo es aproximadamente la misma que el TDI. Mientras que el flujo de PCDD/Fs por ingesta de vegetales tiene un valor entre 0,03 y 0,05 g I-TEQ/año, la ingesta de pescados y de alimentos de origen animal de granja supone 0,002-0,01 g I-TEQ/año, y 0,005-0,01 g I-TEQ/año, respectivamente. Estos intervalos implican unas contribuciones aproximadas de PCDD/Fs procedentes de la ingesta de vegetales, pescado y carne del 72, 12 y 16%, respectivamente. Si se consideran los flujos de generación como flujos también de entrada, estos contribuyen con el 70% a la cantidad neta de entradas de PCDD/Fs. El 27% corresponde a los flujos de entrada procedentes de la atmósfera. La Figura 4.18 muestra la contribución de cada una de las entradas.

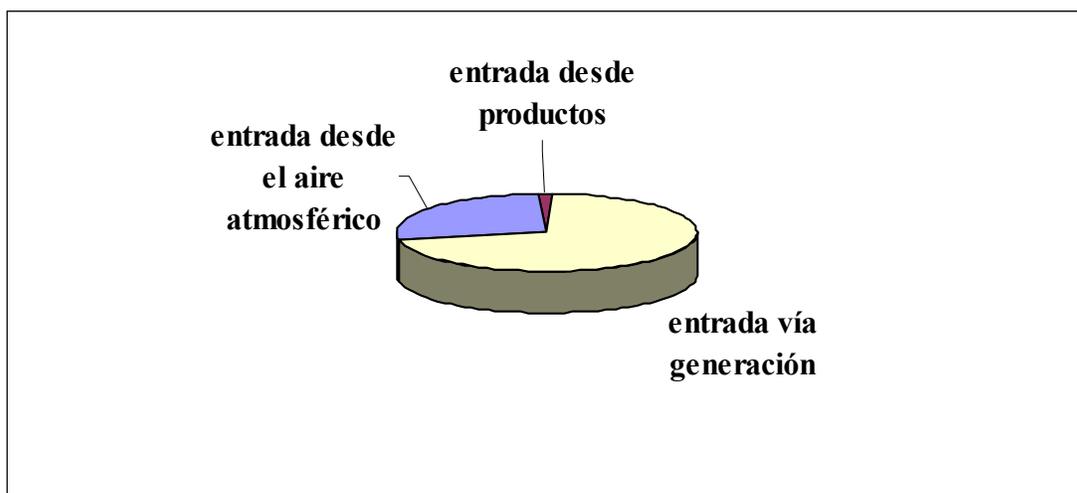


Fig.4.18. Diagrama de sectores de las entradas netas de PCDD/Fs a la provincia de Tarragona.

La Tabla 4.60 y la Figura 4.19 muestra los valores de los 44 flujos entre subsistemas agregados que han resultado del funcionamiento del modelo AFS.

Tabla 4.60. Flujos de PCDD/Fs (g I-TEQ/año) entre sistemas agregados

Nº	Subsistema de	a	Nombre	Valor
1	0	1	Entrada desde el aire exterior al sistema	50,7-130,4
2	0	2	Entrada a fuentes antropogénicas	0,04-0,28
3	0	4	Entrada a planta de tratamiento de RSU	0,01-0,04
4	0	6	Entrada de materiales	3,7-4,9
5	0	10	Alimentación de peces	0,00-0,01
6	2	0	Salida de fuentes antropogénicas	110-204
7	3	0	Exportación de alimentación animal	0,01-0,02
8	4	0	Salida de planta de tratamiento de RSU	-0,36-4,0
9	6	0	Exportación de materiales	1,3-1,6
10	8	0	Salida de planta de tratamiento de aguas residuales	0,00-0,02
11	11	0	Salida de vegetación	-0,05-0,10
12	2	2	Acumulación en sedimentos	27,9-74,6
13	4	4	Acumulación en planta de tratamiento de RSU	-0,35-4,0
14	7	7	Acumulación en suelos	35,0-80,8
15	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano	0,04-0,06
16	0	2	Generación en fuentes antropogénicas	112,6-239,1
17	0	8	Generación en planta de tratamiento de aguas residuales	0,27-1,2
18	10	10	Disminución en peces	0,00-0,01
19	3	3	Disminución en animales	-0,007-0,02
20	1	5	Deposición al mar	19,3-82,5
21	1	7	Deposición al suelo	11,3-63,8
22	1	11	Deposición en vegetales	-3,2-12,6
23	2	1	Emisión de fuentes antropogénicas	1,1-4,1
24	2	7	Descargas antropogénicas a suelo	0,11-29,5
25	2	5	Descargas antropogénicas a agua	0,03-0,55
26	6	7	Descarga de productos a suelo	0,05-0,09
27	7	11	Asimilación a través de raíz	0,00-0,02
28	11	7	Biodegradación de vegetales	-3,26-12,3
29	1	9	Inhalación en humanos	0,001-0,001
30	2	6	Producción industrial de materiales	2,5-2,8
31	8	7	Descarga a suelos de la planta de tratamiento de aguas	0,06-1,39
32	11	4	Residuos sólidos urbanos de vegetales	0,02-0,04
33	11	3	Nutrición de animales	0,02-0,03
34	5	10	Alimentación de peces	0,00-0,003
35	8	4	De planta de tratamiento de aguas a planta de tratamiento de RSU	0,00-0,004
36	6	4	Residuos sólidos de materiales	4,9-5,8
37	4	6	Reciclaje	0,08-0,10
38	4	7	Lodos a suelos agrícolas	0,07-0,35

N°	Subsistema		Nombre	Valor
	de	a		
39	3	4	Residuos de animales	0,00-0,01
40	10	4	Residuos de pescados	0,002-0,008
41	10	9	Alimentación humana de pescado	0,00-0,01
42	3	9	Nutrición humana alimentos de origen animal	0,00-0,01
43	11	9	Alimentación humana de vegetales	0,03-0,05
44	8	5	Aguas residuales al mar	0,01-0,04

Corresponde a DiagrFlujos2.doc

Entre los flujos redundantes, solamente ocho han experimentado una variación de la media y una reducción de la anchura del intervalo, tal como se muestra en la Tabla 4.53. Coinciden con ser los flujos medidos de dos subsistemas desagregados: residuos sólidos urbanos (f28) y planta de compostaje de RSU (f3). En concreto, estos flujos son: los residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje (f3), que no experimenta cambio de media y presenta una reducción del intervalo del 5,6%; el compost para abono (f25), que tiene un cambio de la media de 0,01 y una reducción del intervalo del 30%; los residuos sólidos urbanos de materia textil (f69), con una variación de la media de 0,04 y una reducción del intervalo igual a 0,26%; los residuos sólidos urbanos destinados a alrededores (f79), que ha experimentado una variación de media negativa de $-1,4$, y una reducción del 11,4%; los residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje (f80), con un cambio de media, también negativo, de $-0,01$ y una reducción del intervalo del 22,2%; los residuos sólidos urbanos destinados a vertederos (f81), con un cambio de media de $-1,4$ y reducción del intervalo de 11,2%; los residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos (f82), con una variación de media de $-0,003$, y una reducción del intervalo nula; y, por último, el flujo de residuos sólidos urbanos destinados a la IRSU (f83), con un cambio de media de $-3,8$, y una reducción del intervalo del 34,1%.

En cuanto a la estimación de los coeficientes de transferencia (CTs), merece ser comentado que tres flujos tienen todos sus CTs igual a 0,00: f68 (Subs. n° 22), f54 (Subs. n° 16) y f60 (Subs. n° 18). Ello se debe a que los valores de los mencionados flujos son insignificantes frente a otros flujos de salida o flujos de acumulación. Para el caso de f68, el flujo de acumulación en suelos (f67) se lleva la mayor parte de las contribuciones de los flujos de entrada en el caso de nutrición de peces (f54). El flujo de salida acumulación en sedimentos (f55) se lleva también toda la contribución. Por último, para las emisiones al aire de la IRSU (f60), el valor es mínimo frente al flujo de residuos sólidos de la IRSU (f59).

4.3.7. ANÁLISIS DE CONTROL

A fin de realizar una simulación a través de la técnica del Análisis de Control, se ha definido, en primer lugar, un flujo objetivo. El flujo escogido, por su trascendencia sobre la salud de la población, ha sido el de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo humano (f37). Según el diseño de itinerarios de flujos de PCDD/Fs, empleado en el presente trabajo, la reducción del flujo f37 puede conseguirse a través de diversas medidas. La vía mayoritaria de exposición humana a PCDD/Fs es la nutrición de vegetales (f30) y de alimentos de origen animal (f50). Ambos flujos tienen un origen común: la deposición en cultivos, tanto seca como por transferencia aire-hoja. El itinerario de entrada de PCDD/Fs en humanos a través de la deposición de cultivos ha sido uno de los seleccionados para realizar la simulación. El segundo itinerario escogido ha sido el de aguas. En efecto, la contribución del consumo de pescado en humanos (f34) ha llevado también a estudiar el impacto sobre la salud humana de diferentes reducciones en flujos antropogénicos de descarga al agua.

Para realizar esta simulación, el modelo ha exigido una base de control de 14 flujos que cumplan con determinadas restricciones matemáticas. Tras varias tentativas, los flujos escogidos para formar parte de las bases de control de cada uno de los itinerarios son los mostrados en la Tabla 4.61, la cual muestra asimismo los resultados de la reducción del flujo de bioacumulación de PCDD/Fs en humanos (%) causada por una reducción del 100% de cada uno de los flujos de la base de control para los itinerarios de deposición en cultivos y de aguas.

Tabla 4.61. Resultados del Análisis de Control

Itinerario de deposición en cultivos			Itinerario de aguas		
Base de control		%	Base de control		%
Importación de pescados	f35	0,0	Importación de pescados	f35	20,7
Emisiones al aire procedentes de la industria	f41	1,7	Aguas residuales procedentes de la industria	f42	0,0
Emisiones al aire de la IRE	f38	0,0	Aguas residuales de IRE	f40	0,0
Emisiones al aire de vehículos	f56	0,8	Aguas residuales de incendios en edificios	f23	0,0
Emisiones al aire de la IRSU	f60	0,0	Aguas residuales de incendios en vehículos	f58	0,0
Emisiones al aire de incendios forestales	f88	0,3	Residuos agroalimentarios a plantas de compostaje	f3	0,0
Residuos agroalimentarios a planta de compostaje	f3	0,0	Generado en la incineradora de RSU	f7	0,0
Entrada desde los alrededores atmosféricos	f1	97,2	Aguas residuales de incendios forestales	f76	0,0
Entrada de pesticidas	f8	0,0	Entrada de pesticidas	f8	0,0
Importación de madera	f13	0,0	Aguas procedentes de plantas depuradoras	f74	0,0
Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	f83	0,0	Importación de madera	f13	0,0
Lodos destinados a vertederos exteriores	f71	0,0	Producción de alimentos de origen animal	f48	76,0
Biodegradación de bosques	f78	0,0	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	f83	0,0
Lixiviados de transform. y condens.	f70	0,0	Asimilación en árboles a través de la raíz	f68	3,1

Un primer resultado importante es que una reducción del 100% en las emisiones industriales de PCDD/Fs al aire (f41) provoca una reducción del 1,7% en la acumulación de estos compuestos en humanos. Un filtro hipotético que fuera capaz de reducir por completo las emisiones industriales de PCDD/Fs al aire a cero, podría reducir la acumulación en humanos en 4,2 pg I-TEQ/persona/día. Por otra parte, una reducción del 100% de las aguas residuales procedentes de la industria (f42), conduciría a una reducción del 0,1% en el flujo de acumulación de PCDD/Fs en el tejido adiposo humano, la cual es claramente insignificante. Una hipotética planta de Tratamiento Centralizado de Residuos (TCR), que fuera capaz de reducir del todo las aguas residuales industriales, implicaría una reducción aproximada de PCDD/Fs en humanos de 0,024 pg I-TEQ/persona/día (USEPA 1999).

4.4. EVALUACIÓN DE RIESGOS DE EMISIONES DE PCDD/Fs EN UNA INDUSTRIA

4.4.1. ELECCIÓN DE LA INDUSTRIA

Una de las aplicaciones del Análisis de Control es precisamente la evaluación de la reducción de riesgos cuando se produce una reducción de emisiones. En el Análisis de Control realizado en el presente trabajo se ha llegado a la importante conclusión de que una reducción del 100% de las emisiones de PCDD/Fs al aire por parte del subsistema industria implicaría una reducción del 1,7% en el flujo de acumulación de PCDD/Fs en tejido adiposo humano. Este resultado permite plantear la posibilidad de estudiar los efectos sobre la salud humana, y por tanto la disminución en el riesgo, como consecuencia de una determinada reducción de las emisiones de PCDD/Fs en la industria.

Tras este planteamiento, se plantea el problema de la selección de un sistema sobre el que provocar la reducción de la emisión de PCDD/Fs. Resultan obvias en primer lugar las dificultades de orden práctico para estudiar la reducción en todo el subsistema industria. El presente trabajo ha optado por centrarse en la reducción en una de las industrias que pertenecen al mencionado subsistema. Para la relevancia social de los resultados, interesa que sea una industria con una contribución significativa respecto a las emisiones totales de PCDD/Fs al aire, y en la que tenga sentido colocar un dispositivo fijo de limpieza de dioxinas. Se ha observado que cualquiera de las dos plantas cementeras cumplen estas condiciones. Se ha seleccionado concretamente aquella con capacidad de producción de cemento igual a 1.700.000 tm, ya que de ambas es de la que se tiene más información. En concreto, el valor de su caudal de salida de gases es de 1.326.000 Nm³/h.

A continuación, se precisa conocer el porcentaje de contribución de esta planta cementera al total de flujo de emisiones de PCDD/Fs al aire por parte del subsistema industria. La planta cementera evaluada emite anualmente entre 0,40 y 0,72 g I-TEQ/año. La igualdad de órdenes de magnitud entre ambos límites permite considerar esta distribución del tipo

normal. El valor promedio coincide pues con la media aritmética, que resulta ser igual a 0,56 g I-TEQ/año. Por otra parte, el subsistema industria emite al año entre 0,90 y 2,26 g I-TEQ/año. Se ha considerado que ambos límites tienen entre sí diferente orden de magnitud y que, por lo tanto, esta distribución es del tipo logarítmico-normal. El promedio considerado es la media geométrica, cuyo valor es de 1,43 g I-TEQ/año. No obstante, el empleo de la media geométrica o aritmética para este caso no es significativo, pues la diferencia entre ambos es tan sólo del 9%. La planta cementera representa por consiguiente el 39,2% de las emisiones de dioxinas por parte de la industria en la provincia.

Se ha planteado seguidamente trabajar con algún equipo que redujera al 100% las emisiones de PCDD/Fs de la planta cementera al aire. Con la misma regla de proporciones por la que un 100% de reducción en el subsistema industria ocasiona un 1,7% de reducción en el tejido adiposo humano, un 39,2% de reducción provocaría un 0,66%.

Desde un punto de vista técnico, una reducción total de PCDD/Fs en la salida de chimenea implicaría colocar un equipo de limpieza para estos contaminantes que permitiera pasar de una concentración media de salida de 0,05 ng I-TEQ/Nm³, calculada mediante el cociente entre la media del flujo anual (0,56 g I-TEQ/año) y el caudal de gases de salida (1.326.000 Nm³/h), a un hipotético 0,00 ng I-TEQ/Nm³.

4.4.2. TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE

En el presente estudio se ha incorporado un análisis estadístico sobre la incertidumbre. Este tratamiento facilita fundamentalmente el acercamiento de los valores estimados en los análisis matemáticos a los valores reales, los cuales se desconocen. Para ello, se ha empleado la técnica de simulación de Monte Carlo, la cual permite obtener información sobre la incertidumbre de los resultados a partir de las distribuciones de probabilidad que se han asignado a los datos de la operación o variables hipótesis. El software Crisall Ball 2.0, en un contexto Excel, ha permitido implementar esta técnica. Para la mayoría de las variables que exigen tratamiento estadístico se ha partido únicamente de los dos valores

límites del intervalo. Por otra parte, este software obtiene los resultados a través de un número de iteraciones escogido por el usuario. En el presente trabajo, para todos los casos, el número de iteraciones empleadas ha sido de 10.000. El mismo software otorga la posibilidad de realizar un *Análisis de Sensibilidad* de las curvas resultado con el objeto de conocer el porcentaje de contribución sobre su varianza de las varianzas de los datos. En éste, sólomente se detallan los factores que tienen un porcentaje de contribución superior al 1%.

El criterio empleado en la técnica Monte Carlo para la asignación del tipo de distribución de probabilidad a las variables ha sido el siguiente: límites de intervalo del mismo orden de magnitud conducen a distribuciones normales de probabilidad, mientras que límites de intervalo de orden diferente entre sí llevan a distribuciones de tipo logarítmico-normal. El software empleado no permite introducir los datos en forma de límites de intervalo, pero sí en forma de percentiles. Por ello, se ha buscado asimilar el límite inferior del intervalo al percentil 0 de la distribución y el límite superior al percentil 100. Sin embargo, el software no permite introducir estos percentiles límites. Ello ha obligado a asignar el límite inferior y el límite superior a los fractiles más próximos a aquéllos, que son el 0,1 y el 99,9, respectivamente.

4.4.3. EVALUACIÓN DE RIESGOS

Para realizar la evaluación de riesgos es necesario conocer la disminución del flujo anual de acumulación de PCDD/Fs en el tejido adiposo humano de los que habitan en la provincia de Tarragona como consecuencia de las medidas correctoras en la planta cementera. El valor estimado para el flujo acumulación en humanos corresponde a una distribución normal de probabilidad entre 0,04 y 0,06 g I-TEQ/año. Una reducción de un 0,66% en este flujo implica por lo tanto una disminución entre 0,26 y 0,40 mg I-TEQ/año. En orden al tratamiento de la incertidumbre, la reducción del flujo anual ha sido considerada como una distribución normal de probabilidad. La Figura 4.20 muestra la forma obtenida después de 10.000 iteraciones.

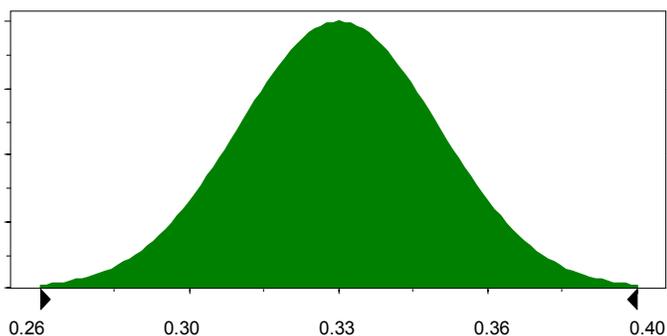


Fig.4.20. Distribución de probabilidad de la reducción del flujo de acumulación en humanos.

El cálculo de la variable reducción de la dosis a partir de la reducción del flujo anual pasa por tres etapas consecutivas:

- a) cálculo de la reducción del flujo diario mediante división por 365 días/año
- b) cálculo de la reducción del flujo diario individual mediante división por 580.245 habitantes/provincia y el producto por el factor de cambio de unidades de mg a pg.
- c) obtención final de la reducción de la dosis a través del cociente por 65 kg peso/persona, el cual es el peso medio considerado para la población española. La distribución estadística resultante para la variable reducción de la dosis, tras realizar 10.000 iteraciones en la simulación Monte Carlo, se muestra en la Figura 4.21.

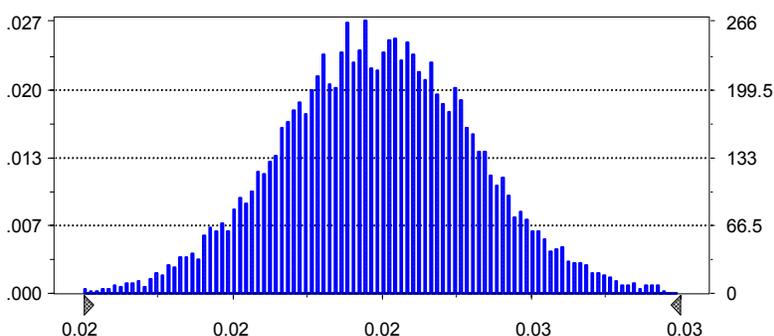


Fig.4.21. Gráfico de frecuencias de la reducción de la dosis.

La media y la mediana resultantes, coinciden en el valor de 0,02 pg I-TEQ/día/kg peso. La asimetría resultante es 0,02 y el índice de apuntamiento 3,08. El percentil 5 es igual a 0,02, mientras que el percentil 95 es igual a 0,03.

La reducción del índice de riesgo anual de la población frente a la aparición de cáncer debido a la ingesta de PCDD/Fs, se obtiene mediante cuatro operaciones matemáticas encadenadas: en primer lugar se realiza el producto entre el factor de potencia cancerígeno y la reducción de la dosis. Se ha trabajado con un factor de potencia entre 0,0005 y 0,005 kg peso.día/pg I-TEQ, al que se le ha asignado una distribución logarítmico-normal de probabilidad. La forma de esta variable hipótesis, en unidades de kg peso.día/ng I-TEQ, se presenta en la Figura 4.22.

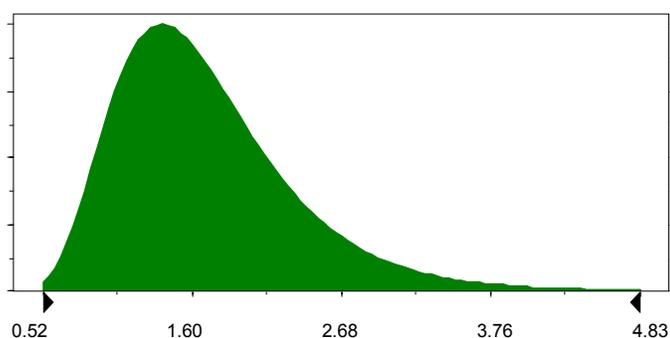


Fig. 4.22. Distribución de probabilidad del factor de potencia.

La media geométrica es 1,69 día.kg peso/ng I-TEQ.

A continuación se divide por los años de esperanza de vida de la población. Según información del INE, entre 1994 y 1995, la esperanza de vida de los hombres era 74,49 y la de las mujeres 81,95 años. El valor medio de la esperanza de vida es pues 78,22 años. La próxima operación consiste en la multiplicación por 580.245, que es la población de la provincia. Se ha considerado también como un valor exacto. Por último es necesario dividir el resultado de la operación anterior por 1.000, que es el factor de cambio de unidades de ng a pg.

Tras aplicar el método Monte Carlo a las operaciones anteriores, la curva de distribución de probabilidad resultante para la variable reducción del índice de riesgo anual de la población se muestra en la Figura 4.23.

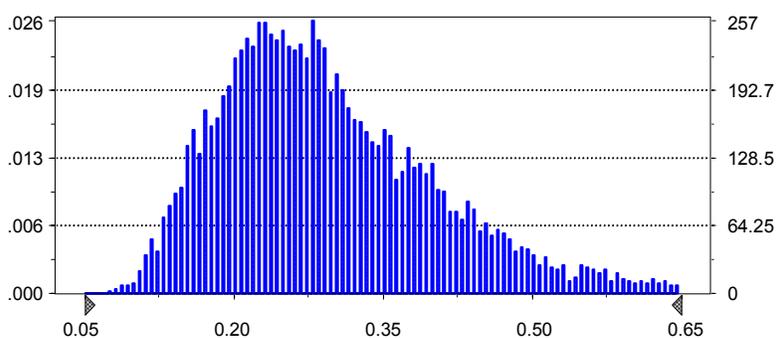


Fig. 4.23. Gráfico de frecuencias de la reducción del índice de riesgo anual de la población.

La media es de 0,30, mientras que la mediana es 0,28. En cuanto a parámetros estadísticos de dispersión, la varianza resulta ser 0,01. La asimetría es de 1,16 y el índice de apuntamiento es de 5,23. El límite inferior (percentil 0) es igual a 0,06 y el límite superior (percentil 100) es 1,15. El Análisis de Sensibilidad conduce a las contribuciones mostradas en la Tabla 4.62.

Tabla 4.62. Análisis de Sensibilidad de la reducción del índice de riesgo de la población

Reducción de la dosis	2,8%
Factor de potencia	97,1%

4.5. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

La evaluación de riesgos realizada ha permitido cuantificar los beneficios de una reducción total de las emisiones de PCDD/Fs al aire en una de las industrias cementeras de la

provincia de Tarragona. En efecto, la reducción del índice anual de riesgo de la población, que ha resultado entre 0,06 y 1,15 vidas/año, con un valor medio de 0,30 vidas/año, es una medida de los efectos directos reales del estudio. Al ser estos efectos positivos para los habitantes del área, reciben el nombre de beneficios.

A fin de poder estudiar la viabilidad del proyecto, es necesario comparar en unidades monetarias los efectos directos con los denominados efectos externos del mismo, los cuales pueden ser de dos tipos: técnicos y pecuniarios. Las externalidades técnicas son los costes y beneficios impuestos a terceras partes. En el presente trabajo son básicamente representados por los costes de inversión y operación de un filtro instalado en la planta cementera. Los efectos externos pecuniarios resultan principalmente de cambios en los precios de los productos de mercado. Como que implican redistribución de renta, no se contabilizan en el Análisis Coste-Beneficio.

El paso siguiente que se ha propuesto el presente trabajo consiste en la asignación de valores monetarios a los costes y los beneficios identificados.

4.5.1. ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS

Los beneficios económicos de este proyecto son el importe que representan el número de vidas salvadas en un año debido a una reducción de las emisiones de dioxinas. Su valor equivale al producto entre VEVS y la reducción del índice de riesgo de la población (USEPA 2000).

El valor de la variable VEVS utilizado ha procedido de dos fuentes distintas. La USEPA, tras recoger los resultados de diversos estudios, ha establecido que el valor de VEVS está entre los límites del intervalo 2,3-12,4 millones de dólares (USEPA 2000), según precios del año 1997. Para actualizar los precios al año de referencia, 1999, se ha aplicado un IPC en EEUU entre 1997 y 1999 del 3,8%, lo cual otorga unos límites entre 2,4 y 12,9 millones de dólares. Para su aplicación, el presente trabajo la ha considerado como una distribución

normal de probabilidad, tal que los fractiles 0,1 y 99,9 coincidan con los límites inferior y superior, respectivamente. La forma de la curva de distribución de esta variable hipótesis se muestra en la Figura 4.24.

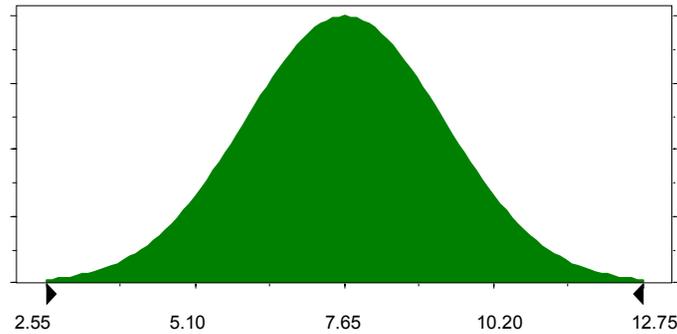


Fig.4.24. Curva de distribución de probabilidad de VEVS en millones de dólares.

La media de la distribución es de 7,6 millones de dólares.

Por otra parte, los valores de VEVS en un ámbito europeo han sido propuestos por el Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (Friedrich et al. 1998). Estos valores, que en la terminología europea también reciben el nombre de valores de un *caso mortal de cáncer* (VC), representan el valor presente de un solo caso de cáncer mortal. Para su cálculo, se ha empleado el índice de descuento r , el cual permite pasar a una única dimensión temporal los costes de un caso desde el año en que termina el tiempo de latencia de la enfermedad ($i+1$) hasta la esperanza de vida, que en este caso se ha considerado de 70 años. La expresión de cálculo empleada ha sido la siguiente:

$$VC = \sum_{i=1+1}^{70} YOLL_i \frac{VLYL(r)}{(1+r)^{i-n}}$$

donde,

n = tiempo medio de latencia,

$YOLL_i$ = años acumulados de vida perdida en el año i . Vale 0 desde $i=1, \dots, l$,

$VLYL(r)$ = valor de un año perdido. Depende del índice de descuento r ,

r = índice de descuento.

Esta expresión no cuantifica el dolor y el sufrimiento de un individuo en el periodo de enfermedad anterior a la muerte. Se ha sumado entonces al valor de VC un coste de enfermedad (COI), igual a 250.000 euros. Los resultados de VC presentados por el IER están especificados para cuatro tipos diferentes de cáncer: leucemia, pulmón, estómago y nasal.

Si se escoge un índice el descuento del 0%, los valores de VC para el año 1999 deben calcularse mediante el incremento del 7,8%, que es el IPC comunitario entre 1995 y 1999. La Tabla 4.63 muestra los valores de VC para los cuatro diferentes tipos de cáncer en precios de 1995 y 1999.

Tabla 4.63. Valores medios de caso fatal de cáncer para un índice de descuento del 0%. Precios en el año 1995

Tipo de cáncer	VC (€) en 1995	VC (€) en 1999
Leucemia	2.410.000	2.597.980
Pulmón	1.820.000	1.961.960
Estómago	1.720.000	1.854.160
Nasal	1.620.000	1.746.360

Los cuatro valores de VC para el año 1999 han permitido construir una distribución de probabilidad para esta variable, que será útil para el cálculo de los beneficios monetarios. El resultado se presenta en la Figura 4.25.

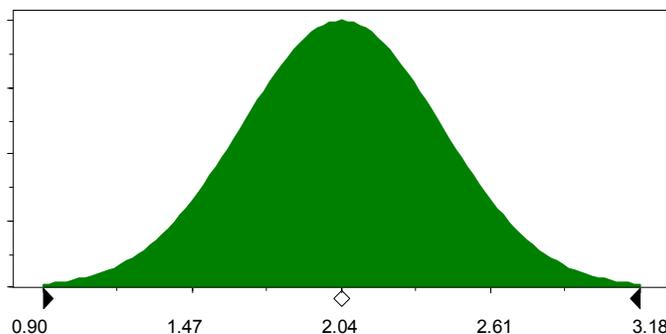


Fig. 4.25. Curva de distribución de probabilidad para VC en millones de euros.

La media de esta distribución de probabilidad es de 2,04 millones de euros.

El producto entre la reducción del índice de riesgo y el valor estadístico de la vida salvada permite obtener un valor de los beneficios anualizados de la operación de total reducción de emisiones de dioxinas en la planta cementera.

Para los valores monetarios aportados por la USEPA, la curva de distribución de frecuencias resultante se presenta en la Figura 4.26.

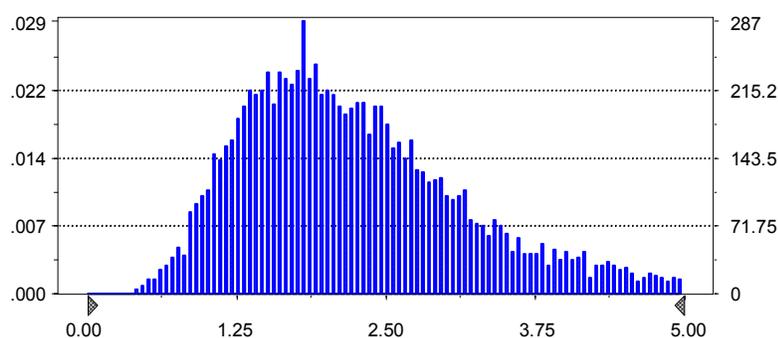


Fig.4.26. Curva de distribución de frecuencias para los beneficios netos anualizados según precios de EEUU.

La media de la distribución del Análisis Monte Carlo de los beneficios anualizados ha resultado ser igual a 2,29 y la mediana 2,10 millones de dólares. La varianza resultante es 1,07. La asimetría y el índice de apuntamiento presentan valores de 1,30 y 6,19, respectivamente. Los valores límites de la curva son 0,21 y 11,79 millones de dólares. El posterior Análisis de Sensibilidad ha conducido a la Tabla 4.64.

Tabla 4.64. Análisis de Sensibilidad de los beneficios (\$)

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,6%
VEVS (\$)	26,5%

Los beneficios netos anualizados, según los precios de la Unión Europea, se indican en la

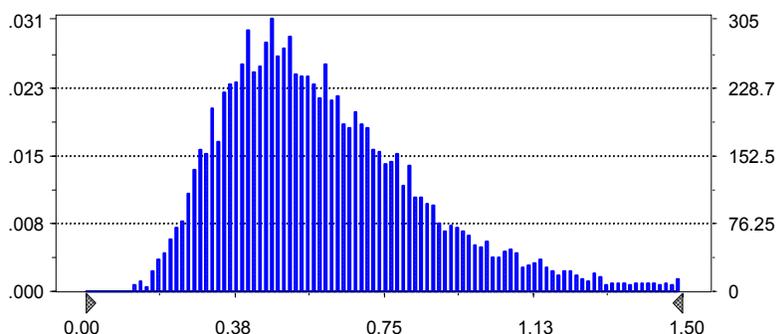


Fig.4.27. Curva de frecuencias de los beneficios netos anualizados (millones de euros).

La media aritmética es igual a 0,61 y la mediana 0,56 millones de euros. La varianza tiene el valor 0,07, la asimetría 1,32, y el índice de apuntamiento 5,97. Los valores mínimo y máximo de la curva son 0,08 y 2,54, respectivamente. Por otra parte, el resultado del Análisis de Sensibilidad para conocer las contribuciones de las varianzas de las hipótesis a la curva previsión se muestra en la Tabla 4.65.

Tabla 4.65. Análisis de Sensibilidad de los beneficios (€)

Reducción de la dosis	2,7%
Factor de potencia	78,3%
VEVS (€)	19,0%

4.5.2. ESTIMACIÓN DE LOS COSTES

La necesidad de conocer también la variable de los costes ligados a la medida de reducción de PCDD/Fs en la planta cementera ha llevado a buscar un modelo concreto de equipo de limpieza sobre el que fundamentar los valores. En la actualidad existen dos métodos

básicos de filtración de dioxinas: carbón activo y reducción catalítica. Para la planta cementera se ha escogido un filtro de carbón activo.

4.5.2.1. FILTROS DE CARBÓN ACTIVO

La reducción de gases y vapores de baja concentración procedentes de corrientes de salida mediante la adherencia de estos materiales a la superficie de sólidos porosos, es un caso de aplicación práctica de adsorción. Con la selección adecuada del adsorbente y el tiempo de contacto entre el sólido y la corriente de salida, se consiguen rendimientos elevados. La adsorción gaseosa se usa actualmente en diversas aplicaciones industriales: control de olores, recuperación de disolventes volátiles como benceno, etanol, tricloroetileno, freón, y la limpieza de corrientes de gas.

Teoría de la adsorción

Se conocen dos mecanismos diferentes de adsorción: la adsorción física y la adsorción química o quimisorción. La adsorción física, también llamada adsorción de Van der Waals, tiene lugar a través de un enlace débil entre moléculas de gas y el sólido adsorbente. La energía de enlace es similar a la de las fuerzas de atracción entre moléculas. El proceso de adsorción es exotérmico, y el calor de adsorción es en general ligeramente superior al calor de vaporización del material adsorbido. Las fuerzas que sujetan las moléculas del gas al sólido son superadas fácilmente mediante la aplicación de calor y la reducción de la presión, por lo que cualquiera de ambos métodos puede usarse para regenerar o limpiar el adsorbente.

La quimisorción implica un enlace químico como consecuencia de una reacción entre la sustancia que se adsorbe y el sólido adsorbente. Las energías de quimisorción son de la misma magnitud que las energías de reacción, y la quimisorción no es fácilmente reversible.

Generalmente, la capacidad de un adsorbente es directamente proporcional al peso molecular del sólido e inversamente proporcional a la presión de vapor de la sustancia adsorbida. La capacidad de un adsorbente respecto a un gas específico puede representarse en forma de una isoterma. Un punto de la isoterma representa la masa de material adsorbido por unidad de masa de adsorbente bajo condiciones de equilibrio a la temperatura indicada.

Propiedades físicas de los adsorbentes

Los adsorbentes usados para el control de la contaminación en el aire son: carbón activo, alúmina, bauxita, y gel de sílice. El carbón activo es con mucho el adsorbente más utilizado cuando se trata de adsorción de componentes orgánicos. Ha desplazado a todos los otros materiales en los sistemas de recuperación de disolventes.

Carbón activo

El término activo aplicado a materiales adsorbentes se refiere al área de superficie interna y externa que ha sido incrementada a causa de procesos especiales de tratamiento. Cualquier material carbonífero puede ser transformado en carbono activo: cáscaras de coco, huesos, madera, carbón, petróleo, coque, lignina y lignita. Sin embargo, la mayoría del carbón activo se fabrica a partir del carbón industrial. Se obtiene mediante los procesos de deshidratación y carbonización de la materia prima carbonífera. Para la deshidratación suelen emplearse agentes químicos. Durante la carbonización, el material carbonizado es calentado en presencia de un gas de naturaleza oxidante. El carbón activo para la aplicación en fase gaseosa tiene una superficie de grano dentro del intervalo 800-1.200 m²/g. La mayor parte del volumen de poros se distribuye sobre un intervalo estrecho de diámetros de poro, generalmente entre 400 y 3.000 pm.

El calentamiento cíclico y enfriamiento necesario en los adsorbedores de lecho fijo provoca varios requerimientos del vapor. Otros problemas asociados con los sistemas de lecho fijo son una distribución de gas pobre y complejas condiciones de válvulas.

En un esfuerzo para solucionar estos problemas se han desarrollado los adsorbedores de lecho fluidificado. Las ventajas de un sistema fluidificado son un excelente contacto gas-sólido y la ausencia de calentamiento cíclico.

Filtro Très Grande Taille (T.G.T.)

Para realizar el estudio sobre los costes y tras haber realizado una consulta a varias empresas del sector, se ha escogido un filtro T.G.T. La información sobre este equipo ha procedido de la empresa especializada DEFISA, la cual estudia, proyecta y realiza todo tipo de equipos destinados a la depuración de gases y captación de polvo de procedencia industrial.

El filtro T.G.T. (Très Grande Taille) es un aparato de generación moderna perteneciente a la familia de los filtros de mangas. Este equipo, que está especialmente adaptado a grandes caudales de gases y a bajos escapes, es el resultado de un largo trabajo de desarrollo que se ha dirigido especialmente hacia la distribución de gases y partículas en el conjunto del volumen del filtro, así como en la calidad y eficacia de la limpieza.

El T.G.T. se coloca a continuación del lavador de gases, que retiene el ácido clorhídrico, el cual está situado a su vez a continuación del electrofiltro, cuya función es retener partículas y cenizas. Antes de entrar en el filtro de mangas, los gases de salida, que están contaminados con PCDD/Fs, se mezclan con un depósito de carbón activo. El gas, que no ha tenido tiempo de adsorberse sobre el carbón, arrastra a las partículas de éste al interior del filtro. El filtro tiene como elemento principal unas mangas filtrantes. Las velocidades que consigue el gas pulvurulento al atravesarlas, de 1 a 2 cm/s, facilitan el proceso de adsorción de las PCDD/Fs sobre las partículas arrastradas de carbón activo. Las mangas, que se distribuyen en rampas, tienen 127 mm de diámetro y de 5 a 7 m de longitud. Puede haber hasta 20 mangas por rampa. La parte inferior de las mangas está reforzada por una banda gruesa de fieltro de 5 mm de espesor y 60 mm de altura. La corriente gaseosa, una vez ha entrado en el filtro, se distribuye hacia las mangas a través de unos deflectores. Tras atravesar las mangas, los gases limpios salen del filtro.

Uno de los elementos más innovadores de esta clase de filtro es el equipo de limpieza de las mangas. Para obtener valores mínimos en los escapes es indispensable limpiar las mangas con un flujo de aire importante a baja presión, que produce un suave desprendimiento del polvo. Unas válvulas de pistón de gran capacidad de caudal y que funcionan a una presión de 1,5 a 2 bars han permitido conseguir este objetivo. La cadencia de la limpieza del tejido se regula automáticamente en función de la pérdida de carga del filtro. En efecto, la progresiva suciedad en el tejido de mangas se detecta a través de una caída de presión en un depósito situado a la salida de la electroválvula. Este hecho ocasiona un incremento automático de la presión en la cámara detrás del pistón, que conduce a un soplado amortiguado de aire de limpieza y a una consiguiente vuelta hacia la filtración en las mangas. No es necesario, por tanto, aislar la celda o módulo en las fases de limpieza. Además, este sistema limita los impulsos de limpieza al mínimo, aumentando por tanto la vida del tejido y conservando permanentemente la eficacia de la precapa filtrante.

4.5.2.2. COSTES DEL FILTRO TRES GRANDE TAILLE

En el presente trabajo se han estudiado las cinco clases de costes fundamentales:

- inversión: también denominados costes de capital o de instalación. Representan la cantidad mayoritaria.
- carbón activo: representa el coste de reposición del material adsorbente.
- tejido: describe el coste de reposición periódica del tejido de mangas del filtro.
- eléctrico: es el coste energético del funcionamiento del compresor de aire.
- gestión y transporte: representa el coste de eliminación de la fábrica, mediante envío a vertedero industrial, del carbón activo contaminado con PCDD/Fs.

A partir de los dos valores de límites de intervalo o del par media aritmética-desviación estándar, todos los tipos de costes analizados se han asociado mediante el método Monte Carlo a distribuciones normales de probabilidad. El límite inferior del intervalo entra en el software como el fractil 0,1, mientras que límite superior como el fractil 99,9. La mayoría de los datos de costes del filtro han sido facilitados por la empresa DEFISA.

El coste estimado de instalación del filtro de tejido encargado de retener las partículas de carbón está en el intervalo 1.000-1.400 ptas/Nm³ de gas; que equivale, para un flujo aproximado de 1.300.000 Nm³/año, al intervalo 1.200-1.300 millones de ptas. Su tiempo de vida media es de unos 25 años.

Una adición dosificada constantemente de carbón activo tipo comercial marca Norit de granulometría fina con una dosificación de 150 mg/Nm³, conduce a un flujo de carbón activo de 195 kg/h, el cual es considerado como valor exacto. Para un coste del carbón activo entre 170-190 ptas/kg, se deduce un coste final del carbón activo anual en el intervalo 290,4-324,6 millones de ptas.

Para un filtro de planta cementera de estas características, la superficie del tejido filtrante asciende a unos 41.500 m², los cuales se han de reponer cada cuatro años. Según sugerencia de la empresa de filtros, este valor debe considerarse exacto. El precio medio del tejido es de 6.000 ptas/m², valor que la misma empresa considera sujeto a incertidumbre. Sin embargo, la mencionada empresa ha declarado no poseer información sobre la amplitud del intervalo. Se ha decidido entonces aplicarle el mismo coeficiente de variabilidad que a un concepto de características similares en el mercado: el carbón activo. Según indica el método Monte Carlo, una distribución normal de límites de intervalo entre 170 y 190 ptas/kg posee un coeficiente de variabilidad igual a 55,55. La aplicación de este coeficiente al valor medio de 6.000 ptas/m² conduce a una desviación estándar de 4,48. Con la premisa de que el tejido se repone cada cuatro años, el valor medio anual del coste es igual a 62,25 millones de ptas/año, con una desviación estándar de 1,12.

El cuarto concepto de costes con el que se ha trabajado se refiere al gasto eléctrico del compresor de aire. Según información de DEFISA, el filtro necesita una media de 2.500 m³/h (21,9 millones m³/año) de aire comprimido para la limpieza del tejido. Sin embargo, el hecho de que durante cada año que transcurre antes de la reposición del tejido, la carga del filtro aumenta, implica que en el primer año el caudal de aire necesario será menor que en el cuarto año. Esta característica permite fundamentar la incertidumbre de este coste. En

concreto, se sabe que en el cuarto año se necesita un 20% de aire comprimido más que en el primer año. Para un gasto total durante el ciclo de cuatro años igual a 87,6 millones de m³, y en la hipótesis de una evolución lineal del consumo de aire comprimido, resulta un flujo anual para los cuatro años de 19,91, 21,24, 22,56 y 23,89 m³/año respectivamente. La media aritmética correspondiente es 21,90 m³/año, con una desviación típica de 1,71. Para una presión del aire comprimido de 2 bars, que es a la que trabaja la electroválvula de pistón del filtro T.G.T., un compresor de 40 CV comprime 11.640 L/min de aire (6,12 millones m³/año). Según el cálculo que se presenta a continuación, la media aritmética de la potencia del compresor es de 143,2 CV, con una desviación estándar de 11,19:

$$40\text{CV} * \frac{21,90\text{millones}}{6,12\text{millones}} = 143,2\text{CV}$$

Finalmente, para un coste del kwh en el año 2000 de 13,18 ptas, el compresor consume la media de 12,3 millones de ptas/año, con la desviación estándar de 0,96.

El último tipo de coste que se ha analizado ha sido el correspondiente a las operaciones de gestión y transporte de los residuos contaminados de carbón activo. Según comunicación personal de la IRSU de Tarragona, la cual emplea un filtro de características similares al presentado aquí, el coste por unidad de residuo está dentro del intervalo 20.000-40.000 ptas/tm. Para un flujo de salida del carbón activo de 195 kg/h, resulta un coste anual en el intervalo 34,16-68,33 millones de ptas/año.

Los valores de los costes están referidos a precios del año 2000. El hecho de que el año de referencia del presente trabajo sea 1999, obliga a aplicar un factor de reducción de 1,05%, que es el Índice de precios industriales en España entre ambos años. A continuación, a fin de trabajar con dólares (1999) también se ha aplicado el cambio de moneda para ese año de 156,1 ptas/dólar. En el caso de trabajar en el ámbito de moneda europea, ha sido necesario aplicar 166,386 ptas/euro a los precios en ptas del año 1999.

La Tabla 4.66 esquematiza los cambios de valores, en forma de intervalo o del par media aritmética (μ)-desviación típica (σ), de las cinco categorías de costes analizadas en el presente trabajo.

Tabla 4.66. Conversión de la media y la varianza de los costes del filtro T.G.T. a dólares y euros (año 1999)

	ptas. (2000)	ptas. (1999)	\$ (1999)	€ (1999)
Costes de instalación	1.200-1.300	1.143-1.238	7,32-7,93	6,86-7,44
Costes de operación y mantenimiento				
Costes de carbón activo	290,4-324,6	276,6-309,1	1,77-1,98	1,66-1,85
Costes de tejido	$\mu=62,25$ $\sigma=1,12$	$\mu=59,29$ $\sigma=1,07$	$\mu=0,38$ $\sigma=0,01$	$\mu=0,36$ $\sigma=0,01$
Costes eléctricos	$\mu=12,3$ $\sigma=0,96$	$\mu=11,71$ $\sigma=0,92$	$\mu=0,075$ $\sigma=0,01$	$\mu=0,070$ $\sigma=0,01$
Costes de gestión y transporte	34,16-68,33	32,53-65,07	0,21-0,42	0,20-0,39

Los costes de operación y mantenimiento, que son costes considerados fijos cada año, representan una distribución normal, tal como muestra la Figura 4.28.

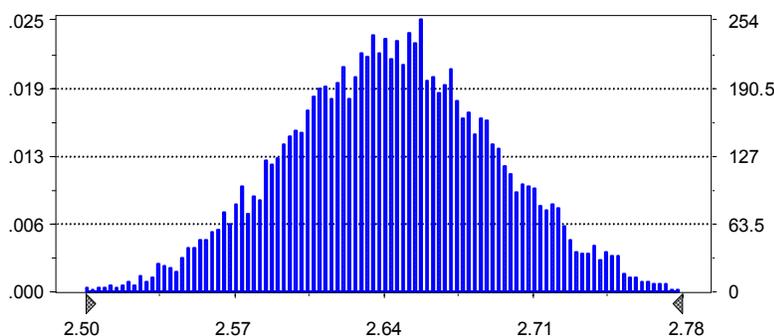


Fig.4.28. Curva de frecuencias de los costes totales de mantenimiento y operación en millones de dólares.

La media y la mediana resultan ser de \$2,64 millones, la desviación estándar igual a 0,05, la asimetría es nula y el índice de apuntamiento 2,97. Los valores extremos son 2,46 y 2,82.

El correspondiente Análisis de Sensibilidad se presenta en la Tabla 4.67.

Tabla 4.67. Análisis de Sensibilidad de los costes de mantenimiento (\$)

Carbón Activo	48,2%
Recambio del tejido	2,0%
Electricidad	1,1%
Gestión y transporte del Carbón activo	48,6%

Puede observarse como la incertidumbre de los costes totales de mantenimiento está repartida principalmente con las mismas contribuciones entre el coste del carbón activo y el coste de la gestión y el transporte.

Por su parte, el coste total de mantenimiento en el contexto de la UE viene representado por la distribución de la Figura 4.29.

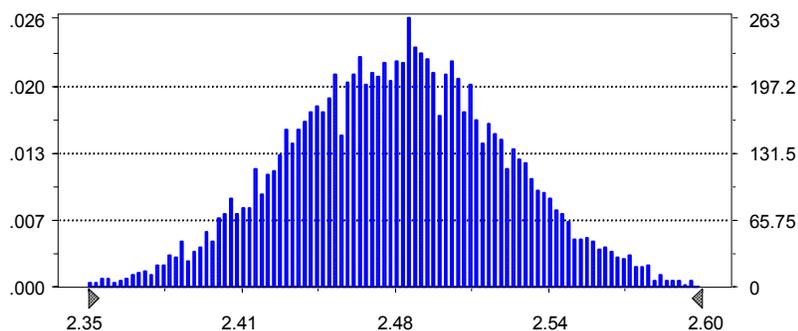


Fig. 4.29. Curva de frecuencias de los costes totales de mantenimiento y operación en millones de euros.

La media y la mediana tienen un valor de 2,48 millones de euros; la varianza toma el valor de 0,00, la asimetría de 0,02, y el índice de apuntamiento de 2,99. El máximo y el mínimo de la distribución son 2,67 y 2,31, respectivamente.

Los resultados del Análisis de Sensibilidad para los costes totales de mantenimiento en precios de euros se muestran en la Tabla 4.68.

Tabla 4.68. Análisis de Sensibilidad para los costes de mantenimiento (€)

Carbón activo	48,7%
Recambio de tejidos	1,9%
Electricidad	1,5%
Gestión y transporte del carbón activo	47,9%

Los costes y gestión del carbón activo se reparten, con porcentajes similares, la contribución a la incertidumbre de los costes totales de mantenimiento.

Las distribuciones, en dólares ó en euros, de los costes de operación y mantenimiento son una medida de C_n .

4.5.3. REGLA DE DECISIÓN

Una vez cuantificados los costes y beneficios de la reducción completa de las emisiones de PCDD/Fs al aire en una planta cementera de la provincia de Tarragona, el paso siguiente consiste en plantear la regla de decisión sobre la viabilidad del proyecto. Se han empleado dos de las reglas de decisión propuestas por Nas (1996).

La primera regla de decisión concierne a la variable VPN que se calcula como la diferencia entre I_0 y VPBN.

$$VPN = -I_0 + VPBN;$$

VPBN se calcula mediante la aplicación del índice de descuento 0,07 a los beneficios netos anualizados (BN_n), los cuales equivalen a la diferencia entre los beneficios (B_n) y los costes (C_n) anualizados:

$$VPN = -I_0 + \sum_{n=1}^{25} \frac{BN_n}{(1+0,07)^n};$$

$$VPN = -I_0 + \sum_{n=1}^{25} \frac{B_n - C_n}{(1+0,07)^n}$$

La aplicación del Análisis Monte Carlo para la obtención de VPBN conduce a dos distribuciones de probabilidad según sea en la zona norteamericana ó euro, respectivamente. La Figura 4.30 muestra la curva para VPBN en millones de dólares.

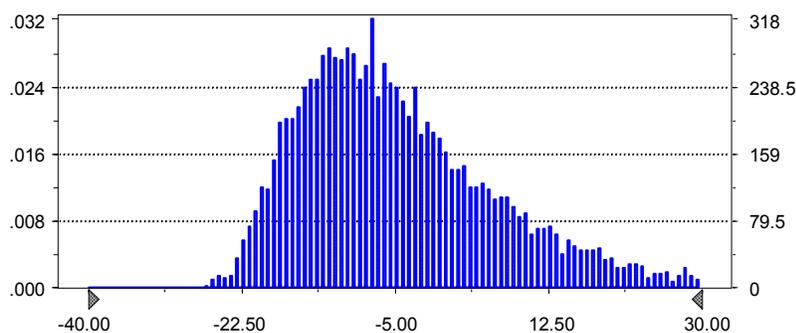


Fig.4.30. Curva de frecuencias de VPBN en millones de dólares.

La media es $-4,10$ y la mediana $-6,60$ millones de dólares, la varianza $150,68$; la asimetría es de $1,41$, y el índice de apuntamiento es igual a $6,64$. Los valores extremos son $-22,22$ y $89,54$ millones de dólares. Los resultados del Análisis de Sensibilidad se muestran en la Tabla 4.69 que se presenta a continuación.

Tabla 4.69. Análisis de Sensibilidad del VPBN(\$)

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,5%
VEVS (\$)	26,3%

La distribución de VPBN en millones de euros viene representada en la Figura 4.31.

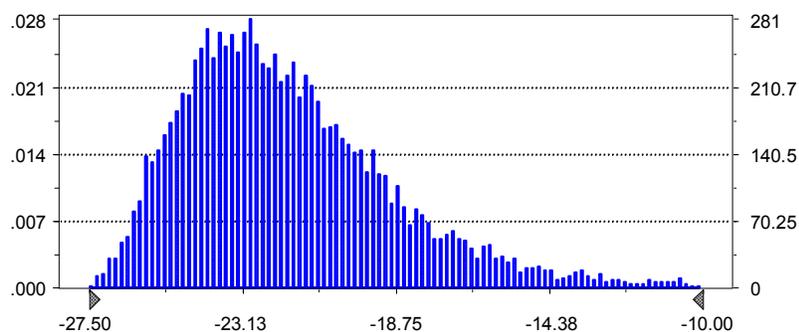


Fig.4.31. Gráfica de frecuencias de VPBN en millones de euros.

La media y mediana de esta curva son $-21,76$ y $-22,33$ millones de euros, respectivamente; la varianza $9,61$, la asimetría $1,23$, y el índice de apuntamiento $5,67$. Los valores extremos corresponden al intervalo $-28,07$ - $2,92$ millones de euros. El correspondiente Análisis de Sensibilidad figura en la Tabla 4.70.

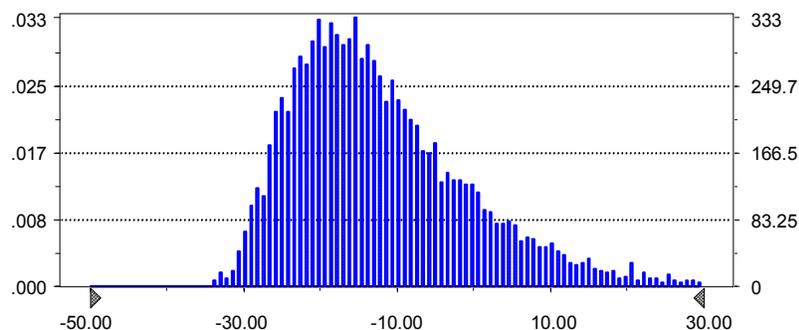
Tabla 4.70. Análisis de Sensibilidad del VPBN(€) ^a

Reducción de la dosis	2,6%
Factor de potencia	75,8%
VEVS (€)	18,4%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

Una vez determinado el VPBN para ambos ámbitos, se ha procedido al cálculo de VPN. En precios de millones de dólares, el VPN adopta la distribución de la Figura 4.32.

Fig.4.32. Curva de frecuencias de VPN en millones de dólares.



La media y la mediana para VPN(\$) son, respectivamente, -11,72 y -14,22 millones de dólares; la varianza es 150,69, la asimetría 1,41, y el índice de apuntamiento 6,63. Los valores extremos son -36,89 y 81,86 millones de dólares. Las Tabla 4.71 y 4.72 muestran los resultados del Análisis de Sensibilidad y los valores de los percentiles, respectivamente.

Tabla 4.71. Análisis de Sensibilidad del VPN(\$) ^a

Reducción de la dosis	1,9%
Factor de potencia	71,5%
VEVS (\$)	26,3%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

Tabla 4.72. Percentiles de la distribución de VPN(\$)

Percentil	Valor
0	-36,89
5	-26,89
10	-24,69
15	-23,01
20	-21,48
25	-20,22
30	-19,08
35	-17,96
40	-16,77
45	-15,51
50	-14,22
55	-12,75
60	-11,21
65	-9,60
70	-7,85
75	-5,66
80	-3,12
85	-0,21
90	4,01
95	11,21
100	81,86

La contribución mayoritaria a la varianza del VPN(\$) corresponde a la hipótesis Factor de potencia, con un 71,5%. Por otra parte, a partir del percentil 85 la distribución de probabilidad adopta valores superiores a cero. Es decir, se concluye que el proyecto de limpieza, para precios en dólares, en la planta cementera es viable con una probabilidad de 15%. A los mismos resultados se llega a través de la regla de decisión relación coste-beneficio (B/C), cuya forma se presenta en la Figura 4.33.

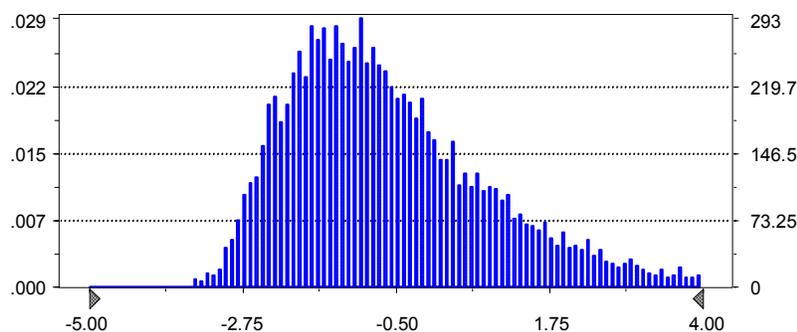


Fig. 4.33. Gráfica de frecuencias de la relación B/C en el ámbito norteamericano.

La media y la mediana son $-0,54$ y $-0,86$ respectivamente; la varianza $2,59$, la asimetría $1,40$, y el índice de apuntamiento $6,57$. Los valores límites corresponden a los del intervalo $-3,81-11,65$. Los resultados del Análisis de Sensibilidad son lógicamente los mismos a los de VPN(\$).

La Tabla 4.73 muestra los percentiles de la distribución.

Tabla 4.73. Percentiles de B/C(\$)

Percentil	Valor
0	-3,81
5	-2,53
10	-2,24
15	-2,01
20	-1,82
25	-1,65
30	-1,50
35	-1,35
40	-1,20
45	-1,03
50	-0,86
55	-0,67
60	-0,47
65	-0,26
70	-0,03
75	0,26
80	0,59
85	0,97
90	1,53
95	2,47
100	11,65

En efecto, a partir del percentil 85, los valores de la variable B/C(\$) son superiores a 1,0, y por tanto el proyecto es viable con una probabilidad del 15%.

Respecto a los valores de beneficios de la UE, el valor de VPN obedece a la distribución de frecuencias de la Figura 4.34.

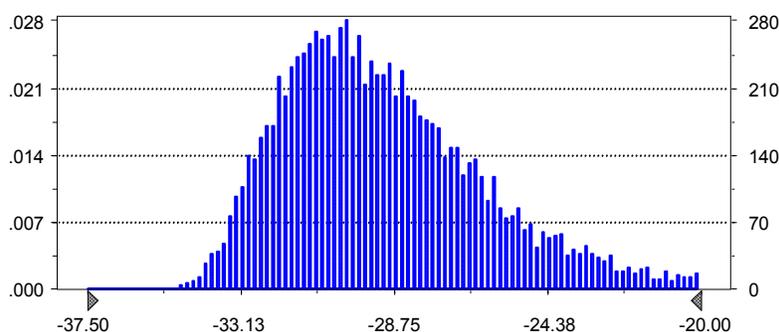


Fig.4.34. Curva de frecuencias del VPN en millones de euros.

La media y mediana de esta distribución son $-28,91$ y $-29,48$ millones de euros respectivamente; la varianza tiene un valor de $9,62$, y la asimetría e índice de apuntamiento son, respectivamente, $1,23$ y $5,65$. El mínimo y máximo son $-35,23$ y $-4,36$. El consiguiente Análisis de Sensibilidad se presenta en la Tabla 4.74.

Tabla 4.74. Análisis de Sensibilidad para VPN(€) ^a

Reducción de la dosis	2,5%
Factor de potencia	75,1%
VEVS (€)	18,2%
Carbón Activo	1,7%
Gestión y transporte	1,3%

^a solamente se detallan las contribuciones superiores al 1%

El contribuyente mayoritario a la incertidumbre del VPN(€) es el Factor de potencia (75,7%).

Ante estos valores, se concluye que, para precios en euros, el proyecto no es viable con un 100% de seguridad.

A la misma conclusión se llega también con la regla de decisión de B/C. La curva de la distribución se muestra en la Figura 4.35.

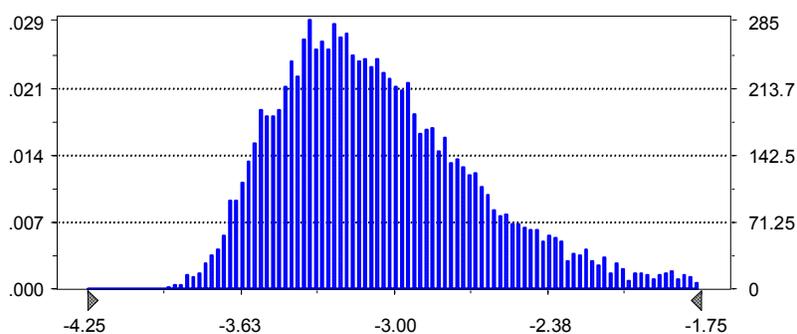


Fig.4.35. Curva de frecuencias de la relación B/C en el contexto de la UE.

La media de la curva es $-3,04$ y la mediana $-3,12$, mientras que la varianza es $0,19$; y la asimetría e índice de apuntamiento son $1,21$ y $5,62$, respectivamente. El mínimo y máximo son $-3,97$ y $0,40$. No existe, por tanto, ningún valor superior a $1,0$.

El resultado del ACB depende en primer lugar del valor estadístico de la vida salvada utilizado. En efecto, las diferencias en las decisiones que han surgido como resultado de aplicar criterios económicos de la USEPA y de la UE tiene su explicación en la diferencia de los VEVS utilizados. Mientras que, en millones de dólares en el año 1999, el VEVS de la EPA asciende a $7,63$, el correspondiente de la UE es de tan solo $1,91$. Es decir, aquél es superior a éste en un factor de cuatro. En este punto, debe tenerse en cuenta que el valor estadístico de la vida salvada (VEVS) que ha sido propuesto por la USEPA se ha deducido a partir de estudios empíricos de la categoría *riesgo-sueldo*, realizados a partir de los años 70. En estos estudios, el cálculo de VEVS se basa en la cantidad de sueldo con que debe compensarse a los individuos para que acepten una ocupación más arriesgada. El valor que la sociedad americana concede a este tipo de sueldos es proporcionalmente elevado

respecto a los países europeos, lo cual está en amplia comunicación con el nivel de seguridad que acepta cada sociedad.

Para llegar a estos resultados económicos, el presente trabajo ha limitado el campo de beneficios al concepto de la salud humana, y dentro de ella al área del cáncer, la cual es especialmente significativa para la población. A causa de la falta de datos actuales, no ha sido posible tener en cuenta otras externalidades de no-mercado asociadas a la reducción de dioxinas tales como otros síntomas diversos en la salud, factores recreacionales, vida acuática, etc. Por otra parte, tampoco se han considerado los efectos sobre poblaciones situadas fuera de la provincia de Tarragona.

En el mundo real, un analista no puede estar nunca seguro de todos estos factores de incertidumbre. Por ello, el ACB ha sido considerado como un arte. Al igual que otros posibles criterios que pueden ser utilizados para evaluar políticas medioambientales, el ACB debe ser empleado con cautela dadas sus propias limitaciones. Sin embargo, si se utiliza correctamente, puede llegar a ser un instrumento valioso de información para los responsables de decisiones.

1. Se ha realizado un inventario de fuentes antropogénicas que son emisoras de dioxinas y furanos al aire, suelo y agua en la provincia de Tarragona. Asimismo, se han cuantificado los flujos de emisión. La media aritmética del flujo anual de emisión total de PCDD/Fs estimada para la provincia de Tarragona ha sido de 175,6 g I-TEQ/año, la cual está en el intervalo 111,9-239,6 g I-TEQ/año.
2. Se ha estimado que el flujo de emisión global de PCDD/Fs al aire por fuentes antropogénicas se halla en el intervalo 1,1-4,1 g I-TEQ/año, con una media aritmética de 2,6 g I-TEQ/año. Asimismo, el flujo de emisión global a suelo ha resultado en el intervalo 110,7-234,5 g I-TEQ/año, con una media aritmética de 173,0 g I-TEQ/año. El flujo global estimado de PCDD/Fs emitidas al agua, corresponde al intervalo 0,01-0,45 g I-TEQ/año, con una media geométrica de 0,06 g I-TEQ/año. La contaminación al suelo representa un 99% del total.
3. Las emisiones de PCDD/Fs al aire causadas por plantas cementeras suponen el 46% de las emisiones al aire en la provincia de Tarragona (0,82-1,56 g I-TEQ/año). Le siguen en orden de importancia las combustiones de diesel en vehículos (0,13-1,2 g I-TEQ/año), los incendios forestales (0,05-0,46 g I-TEQ/año), y la producción de MVC/PVC (0,05-0,37 g I-TEQ/año). Si se tienen en cuenta solamente las instalaciones industriales que están estrictamente en el interior del área de estudio, las plantas cementeras representan el 31%.
4. La planta de percloroetileno, con un intervalo de descargas anuales de PCDD/Fs al suelo de 106,3-193,0 g I-TEQ/año y media aritmética 173 g I-TEQ/año, contribuye con un 87% al flujo global de descargas a ese compartimento. Le siguen con menores contribuciones, los incendios en edificios (0,06-18,1 g I-TEQ/año), los incendios forestales (0,03-10,3 g I-TEQ/año), y la incineradora de residuos sólidos urbanos (1,92-4,65 g I-TEQ/año).

5. Los tres flujos mayoritarios de descargas de PCDD/Fs al agua son los procedentes de la incineradora de residuos especiales (0-0,11 g I-TEQ/año), fuegos en edificios (0,00-0,18 g I-TEQ/año), e incendios forestales (0-0,10 g I-TEQ/año).
6. La densidad de emisiones de PCDD/Fs al aire en la provincia de Tarragona medida sobre unidad de superficie (0,4 mg I-TEQ/año/km²) tiene prácticamente el mismo valor que la detectada en Austria (0,3), Estados Unidos (0,3) y el inventario global del planeta (0,4). Asimismo, la densidad de PCDD/Fs por habitante de la provincia (4,5 µg I-TEQ/año/hab) es similar a la de Alemania 1994/95 (3,6), Suecia (6,3), y a varios inventarios que se han calculado mediante predicción: Países Bajos (3,8), Canadá (6,7) y Japón (4,7).
7. No existen prácticamente semejanzas entre los valores de las densidades de emisión de PCDD/Fs a suelo entre la provincia de Tarragona y otros lugares.
8. La densidad sobre la superficie de la descarga de PCDD/Fs en aguas residuales de la provincia de Tarragona (9,5 µg I-TEQ/km²) es parecida a las respectivas densidades de los inventarios de Suecia (6,7) y la UE (6,2). La densidad sobre la población (104,4 ng I-TEQ/hab), tiene valores parecidos a las de Canadá (167,9) y Estados Unidos (75,3).
9. El diseño de un modelo lineal, invariante en el tiempo y estático de flujos anuales de PCDD/Fs para el sistema *provincia de Tarragona* ha conestado de 88 flujos y 30 subsistemas.
10. Mediante la técnica del Análisis de Flujos de Substancias (AFS), se ha estimado para la provincia de Tarragona el valor de todos los flujos de PCDD/Fs que no estaban medidos. Asimismo, se ha realizado una optimización del valor de 32 flujos medidos a través del proceso de reconciliación.
11. Se ha llevado a cabo una validación satisfactoria del modelo a través de los flujos de acumulación en suelos (f67), acumulación en sedimentos (f55), y flujos de entrada en el subsistema cultivos (f14, f15, f66).

12. Se ha estimado que el flujo de entrada de PCDD/Fs a la provincia de Tarragona desde los alrededores atmosféricos está dentro del intervalo 50,7-130,4 g I-TEQ/año, con una media aritmética de 90,5 g I-TEQ/año. Este valor coincide con la diferencia entre el valor calculado del flujo global de deposición, de intervalo 27,3-158,88 g I-TEQ/año y media aritmética 93,1 g I-TEQ/año, y las emisiones antropogénicas al aire, de intervalo 1,1-4,1 g I-TEQ/año y media aritmética 2,6 g I-TEQ/año. Este hecho ha sido considerado como una medida de la inexactitud del balance de masas global del sistema. La no contabilización de otras fuentes emisoras de PCDD/Fs al aire, el uso de valores de deposición sesgados al alza y la no inclusión de posibles síntesis *de novo* que ocurren en la atmósfera se presentan como posibles explicaciones.
13. Se ha estimado que el flujo de generación global de dioxinas y furanos en la provincia de Tarragona está en el intervalo 113,0-240,5 g I-TEQ/año, y es debido básicamente a la generación en la industria, con un intervalo de 113,0-203,3g I-TEQ/año.
14. Los suelos, sedimentos, residuos sólidos urbanos y humanos de la provincia de Tarragona acumulan entre 62,6 y 159,4 g I-TEQ de PCDD/Fs. La acumulación en el suelo (35,0-80,8 g I-TEQ/año) y la acumulación en los sedimentos (27,92-74,64 g I-TEQ/año) son los componentes mayoritarios.
15. Se ha estimado que el flujo de salida de la provincia de Tarragona de las PCDD/Fs en los residuos sólidos industriales se halla en el intervalo 108,7-199,0 g I-TEQ/año.
16. Se ha estimado que la acumulación de dioxinas y furanos en el tejido adiposo humano para la población de la provincia de Tarragona está en el intervalo 0,04-0,06 g I-TEQ/año. Ello implica una ingesta media diaria por persona de 243 pg I-TEQ. Este valor se halla en el rango de la TDI propuesto por la Organización Mundial de la Salud (1-4 pg I-TEQ/kg/día).
17. Según la técnica del Análisis de Control, la reducción completa de emisiones industriales de PCDD/Fs al aire supondría una reducción del 1,7% en la acumulación de PCDD/Fs en la población de la provincia de Tarragona, lo cual

equivale a 4,2 pg I-TEQ/adulto/día. De igual manera, la reducción completa de los vertidos industriales de PCDD/Fs comportaría una reducción de su acumulación en humanos del 0,1%, valor que se ha considerado poco significativo.

18. Mediante la evaluación de riesgos asistida por el método estadístico Monte Carlo, se ha determinado que la reducción del índice de riesgo cancerígeno anual para la población de la provincia de Tarragona debido a una reducción total de las emisiones de dioxinas y furanos al aire por una planta cementera, figura en el intervalo 0,06-1,15, con una media de 0,30.

19. Mediante la técnica del Análisis Coste-Beneficio asistida por el método Monte Carlo, se ha evaluado, desde la perspectiva de la sociedad, la viabilidad económica de la instalación de un filtro industrial de carbón activo que permitiera reducir totalmente las emisiones de PCDD/Fs al aire en una planta cementera de la provincia. Se ha concluido que, estimado en dólares, el proyecto es viable con una probabilidad de un 15%, mientras que no sería viable según precios en euros.

- Abad E, Caixach J, Rivera J (1997) PCDD/PCDF from emission sources and ambient air in northeast Spain. *Chemosphere* 35, No. 3, 453-463.
- Abad E, Caixach J, Fabrellas B, Rivera J (1998) Dioxin balance in a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compd.* 36, 265-268.
- Abad E, Adrados MA, Caixach J, Fabrellas B, Rivera J (2000) Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 40, 1143-1147.
- Ahlborg UG, Brouwer A, Fingerhut MA, Jacobson JL, Jacobson SW, Kennedy SW, Kettrup AAF, Koeman JH, Poiger H, Rappe C, Safe SH, Seegal RF, Tuomisto J, Van den Berg M (1992) Impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and byphenyls on human and environmental health, with special emphasis on application of the toxic equivalency factor concept. *European J. Pharmacol, European Toxicol. Pharmacol. Section* 228, 179-199.
- Alcock RE, Gemmill R, Jones KC (1999) Improvements to the UK PCDD/F and PCB atmospheric emission inventory following an emissions measurement programme. *Chemosphere* 38, 759-770.
- Alcock RE, Jones KC (1996) Dioxins in the Environment: A Review of Trend Data, *Environ. Sci. Technol.* 30, 3133-3143.
- AEQT-Asociación Empresarial Química de Tarragona (1996) Els productes químics en la indústria química del Camp de Tarragona. Informació sobre els productes químics en el marc del PLASEQTA. Qui els fabrica i quins riscos tenen. Editado por AEQT.
- Baker JI, Hites RA (1999) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the remote north atlantic marine atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 1999, 33, 14-20.
- Baker JI, Hites RA (2000) Is combustion the major source of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to the environment? A mass balance investigation. *Environ. Sci. Technol.* 34, 2879-2885.
- Bauer G, Deistler M, Gleiss A, Glenck E, Matyus T (1997) Identification of Material Flow Systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 4, 105-112.
- Bennett DH, Kastenber WE, Mckone TE (1999) General formulation of characteristic

- time for persistent chemicals in a multimedia environment. *Environ. Sci. Technol.* 33, 503-509
- Bertazzi PA (1991) Long term effects of chemical disasters. Lessons and results from Seveso. *Sci. Total Environ.* 106, 5-20.
- Beurskens JEM, Mol GAJ, Barreveld HL, Van Munster B, Winkels HJ (1993) Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1549-1566.
- Brzuzy LP, Hites RA (1996) Global mass balance for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 30, 1797-1804.
- Butt EP, Morse GK, Guy JA, Lester JN (1998) Co-recycling of sludge and municipal solid waste: a cost-benefit analysis. *Environ. Technol.* 19, 1163-1175.
- Cabes M, Díaz-Ferrero J, Martí R, Broto-Puig F, Comellas L, Rodríguez-Larena MC (1999) Determination of PCDD/F and non-ortho PCB levels in two environments of river Ebro (Spain). *Organohalogen Compd.* 43, 311-315.
- Cambra de Comerç de Tarragona (1997a) Tarragona econòmica 1997. Gabinet d'estudis. ISBN 84-920054-7-5.
- Cambra de Comerç de Tarragona (1997b) Tarragona. Exporta-Importa 1997. Gabinet d'estudis.
- Carroll WF, Berger TC, Bonelli FE, Jacobs RA, Ledrina J, Lewis JW, McCreedy RL, Smith TD, Tuhovak DR, Weston AF (1999) Characterization of emissions of dioxins and furans from ethylene dichloride (EDC), vinyl chloride monomer (VCM) and polyvinyl chloride (PVC). Facilities in the US. IV Consolidated Report. *Organohalogen Compd.* 41, 31-34.
- Chang YS, Oh JE, Shin DC (1998) The evaluation of emission and environment levels of PCDD/Fs in Korea. *Organohalogen Compd.* 36, 11-15.
- Clement R, Tashiro C (1991) Forest fires as a source of PCDDs and PCDFs. Paper presented at DIOXIN'91, the 11th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Research Triangle Park, NC, USA, September 23-27, 1991.
- Cleverly D, Schaum J, Winters D, Schweer G (1999) Inventory of sources and releases of dioxin-like compounds in the United States. *Organohalogen Compd.* 41, 467-471.
- COM 91/271. Commission of the European Communities (1991). Council Directive

- concerning Urban Wastewater Treatment; Official Journal of the European Communities, L135/40-52.
- Cooper CD, Alley FC (1994) Air pollution control. A design approach. Waveland Press, Inc, Prospect heights, Illinois. ISBN 0-88133-758-7.
- Cordier S, Thuy LT, Verger P, Bard D, Dai LC, Larouze B, Dazza MC, Quinh HT, Abenheim L (1993) Viral infections and chemical exposures as risk factors for hepatocellular carcinoma in Vietnam. *Int. J. Cancer* 55, 196-201.
- Czuczwa JM, Hites RA (1986) Sources and fate of PCDD and PCDF. *Chemosphere* 14, 1175-1179.
- DARP-Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya (1997a) Guia de productes fitosanitaris 1997. ISBN: 84-393-4433-3.
- DARP-Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya (1997b) Estadístiques Agràries i Pesqueres, Any 1997.
- DARP-Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya (1998) Estadístiques Agràries i Pesqueres, Any 1998.
- De Fré R, Wevers M (1998) Underestimation in dioxin emission inventories. *Organohalogen Compd.* 36, 17-20.
- De Liñán C (1995) *Vademecum de productos fitosanitarios y nutricionales*. 11 Edición. Ed: Ediciones Agrotécnicas SL, Madrid. Dep. legal M-39043-1994.
- De Voogt P, Wells DE, Reutergardh L, Brinkman UATH (1990) Biological activity, determination and occurrence of planar, mono- and di-ortho PCBs. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 40, 1-46.
- Dir. Gral. Emerg. Seg. Civil. Generalitat de Catalunya (1999) Dades de nombre d'accidents en vehicles, incendis urbans i focs de vegetació al 1998 i 1999 a la Província de Tarragona.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Granero S, Llobet JM (1999a) PCDDs and PCDFs in food samples from Catalonia, Spain. An assessment of dietary intake. *Chemosphere* 38, 3517-3528.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Granero S, Llobet JM, de Kok HAM (1999b) PCDD/F levels in the vicinity of an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 36, 377-383.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, Kok HAM (1999c) Monitoring dioxins and furans near an old municipal solid waste incinerator:

- temporal variation in vegetation. *J. Environ. Sci. Health A34*, 165-181.
- Dyke PH, Foan C, Wenborn M, Coleman PJ (1997) A review of dioxin releases to land and water in the UK. *Sci. Total Environ.* 207, 119-131.
- Eduljee GH, Gair AJ (1996) Validation of a methodology for modelling PCDD and PCDF intake via the foodchain. *Sci. Total Environ.* 187, 211-229.
- Eduljee GH, Gair AJ (1997) Setting dioxin emission limits for MSW incinerators: a multimedia exposure assessment framework. *Waste Manage. Res.* 15, 335-348.
- Eljarrat E, Caixach J, Rivera J (1999) Decline in PCDD and PCDF levels in sewage sludges from Catalonia (Spain). *Environ. Sci. Technol.* 33, 2493-2498.
- Fabrellas B, Sanz P, Abad E, Rivera J (1999) The Spanish dioxin inventory: proposal and preliminary results from municipal waste incinerator emissions. *Organohalogen Compd.* 41, 491-494.
- Farland W, Schaum J, Winters D, Lorber M, Cleverly D, Rodan B, Tuxen L, DeVito M, Birnbaum L (2000) USEPA's risk characterization of dioxin and related compounds. *Organohalogen Compd.* 48, 248-250.
- Fiedler H (1998) Thermal formation of PCDD/PCDF: a survey. *Environ. Eng. Sci.* 15, 49-58.
- Friedrich R, Bickel P, Krewitt W (1998) External Costs of Transport. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. IER. Universität Stuttgart. ISSN 0938-1228.
- Gertler AW, Sagebiel JC, Dippel WA, Farina RJ (1998) Measurements of dioxin and furan emission factors from heavy-duty diesel vehicles. *Journal of the Air and Waste Manag. Association* 48, 276-278.
- Geueke KJ, Gessner A, Quass U, Bröker G, Hiester E (1999) PCDD/F emissions from heavy duty vehicle diesel engines. *Chemosphere* 38, 2791-2806.
- Gleiss A, Matyus T, Bauer G, Deistler M, Glenck E, Lampert C (1998) Identification of material flow systems. Extensions and case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 5, 245-258.
- Goldstein JA, Safe S (1989): Mechanism of action and structure-activity relationships for the chlorinated dibenzo-p-dioxins and related compounds. En: Kimbrough RD and Jensen AA, Eds., Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 239-293.
- Griffin RD (1986) A new theory of dioxin formation in municipal solid waste combustion. *Chemosphere* 15, 1987-1990.

- Gullett BK, Bruce KR, Beach LO (1990) Formation of chlorinated organics during solid waste combustion. *Waste Manage. Res.* 8, 203-214.
- Hagenmaier H, Brunner H, Haag R, Kraft M (1987) Die bedutung katalytischer effekte bei der bildung und zerstörung von plychlorierten dibenzodioxinen und plychlorierten dibenzofuranen. *VDI Berichte* 634, 557-584.
- Harrad SJ, Sewart AP, Alcock R, Boumphrey R, Burnett V, Duarte-Davidson R, Halsall C, Sanders G, Waterhouse K, Wild SR, Jones KC (1994) Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the british environment: sinks, sources and temporal trends. *Environ. Pollut.* 85, 131-146.
- Harrad SJ, Smith DJT (1997) Evaluation of a terrestrial food chain model for estimating foodstuff concentrations of PCDD/Fs. *Chemosphere*, 34, No. 8, 1723-173.
- Hawker DW, Connell DW (1988) Octanol-water partition of polychlorinated biphenyl congeners. *Environ. Sci. Technol.* 22, 382-387.
- Holmes DA, Harrison BK, Dolfing J (1993) Estimation of Gibbs free energies of formation for polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 27, 725-731.
- Hutzinger O, Safe S, Zitlo V (1974) *The chemistry of PCBs*. CRC Press, Cleveland, Ohio.
- Hutzinger O, Fiedler H (1988) Emissions of dioxins and related compounds from combustion and incineration sources. Pilot study on International information exchange on dioxins and related compounds, NATO/CCMS Report No. 173.
- Hutzinger O, Fiedler H (1991) Formation of dioxins and related compounds from combustion and incineration processes. En: *Dioxins perspectives: A pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds*, Bretthauer EW, Kraus HW and di Domenico A, eds. NATO Challenges of Modern Society, Vol. 16, Plenum Press, New York, pp 263-434.
- IARC-The International Agency for Research on Cancer (1997) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans: Summary of Data Reported and Evaluation. IARC Monographs 69, IARC Press, Lyon.
- INE-Instituto Nacional de Estadística (1997) *El anuario estadístico de España, 1997*.
- IOM-Institute of Medicine (1994) *Veterans and Agent Orange*. Washington DC, NAS Press, 1994.
- IOM-Institute of Medicine (1996) *Veterans and Agent Orange update 1996*. Washington DC, NAS Press, 1996.

- Isosaari P, Kiriranta H, Salonen VP, Tuomisto J, Vartiainen T (1999) Environmental distribution of PCDD/Fs from vinylchloride monomer production: case Sköldvik. *Organohalogen Compd.* 41, 417-420.
- Jones KC, Alcock RE (1996) Dioxin inputs to the environment: a review of temporal trend data and proposals for a monitoring programme to detect past and future change in the UK. Report of a project commissioned by the Chemicals and Biotechnology Division, Department of the Environment, DoE Reference: EPG/1/5/53, Lancaster University, Lancaster.
- Junta de Residus, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya (1999) Estadístiques, 1999, www.junres.es.
- Kanters J, Louw R (1996) Thermal and catalysed halogenation in combustion reactions. *Chemosphere* 32, 89-97.
- Karasaek FW, Dickson LC (1987) Model studies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin formation during municipal refuse incineration. *Science* 237, 754-756.
- Kirk-Othmer (1964) Pentachlorophenols. *Encyclopedia of Chem. Technol.* 2nd. Ed. Interscience Publishers, John Wiley&Sons, Inc. New York. Vol. 5, pp 336-337.
- Kirk-Othmer (1970) Wood. *Encyclopedia of Chem. Technol.* 2nd. Ed. Interscience Publishers, John Wiley&Sons, Inc. New York. Vol. 22, pp 378-379.
- Kjeller LO, Jones KC, Johnston AE, Rappe C (1991) Increases in the polychlorinated dibenzo-p-dioxin and -furan content of soils and vegetation since the 1840s. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1619.
- Krauss T, Braga AMCB, Marius ER, Carvalhaes G, Brooks P (1999) PCDD/Fs concentrations in the surroundings of a cement kiln/co.processing waste plant in Rio de Janeiro, Brazil. *Organohalogen Compd.* 41, 215-218.
- Lee RGM, Green NJL, Lohmann R, Jones KC (1999) Seasonal, anthropogenic, air mass, and meteorological influences on the atmospheric concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs): evidence for the importance of diffuse combustion sources. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2864-2871.
- Lohmann R, Green NJL, Jones KC (1999) Detailed studies of the factors controlling atmospheric PCDD/Fs concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4440-4447.
- Mackay D, Shiu WY, Ma KC (1992) *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*, Ed. 2. Lewis Publishers,

- Michigan, pp. 429-560.
- Manz A, Berger J, Dwyer JH, Flesch-Janys D, Nagel S, Waltsgott H (1991) Cancer mortality among workers in chemical plant contaminated with dioxin. *Lancet* 338, 95-964.
- Marklund S, Rappe C, Tysklind M (1987) Identification of polychlorinated dibenzofurans and dioxins in exhausts from cars run on leaded gasoline. *Chemosphere* 16, 29-36.
- Masunaga S, Nakanishi J (1999) Dioxin impurities in old Japanese agrochemical formulation, *Organohalogen Compd.* 41, 41.
- Matthews HS, Lave LB (2000) Applications of environmental valuation for determining externality costs. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1390-1395.
- Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL (2000) A simple model to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soil. *Organohalogen Compd.* 46, 380-383.
- Milligan MS, Altwicker ER (1996a) Chlorophenol reactions on fly ash. 1. Adsorption/desorption equilibria and conversion to polychlorinated dibenzo-p-dioxins. *Environ. Sci. Technol.* 30, 225-229.
- Milligan MS, Altwicker ER (1996b) Chlorophenol reactions on fly ash. 2. Equilibrium surface coverage and global kinetics. *Environ. Sci. Technol.* 30, 230-236.
- Molina L, Díaz-Ferrero J, Coll M, Martí R, Broto-Puig F, Comellas L, Rodríguez-Larena (1998) *Organohalogen Compd.* 39, 343-346.
- Moore JA, Kimbrough RD, Gough M (1993) The dioxin TCDD: a selective study of science and policy interaction. En: Frosch R, ed. *Keeping pace with science and engineering*. Washington DC, NAS Press, pp 221-242.
- Nas TF (1996) *Cost-Benefit Analysis. Theory and Application*. SAGE Publications. Thousand Oaks, California. ISBN 0-8039-7132-X and ISBN 0-8039-7133-8.
- NATO/CCMS-North Atlantic Treaty Organization/Committee on the Challenges of Modern Society (1988) International toxicity equivalency factors (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization, Brussels, report no. 176.
- Pomeratz I, Burke J, Firestone D, McKinney J, Roach J, Trotter W (1978) Chemistry of PCBs and PBBs. *Environ. Health Perspect.* 24, 133-146.
- Quass U, Fermann MW, Bröker G (1998) Steps towards a European emission inventory. *Organohalogen Compd.* 37, 7-10.

- Raghunathan K, Gullet BK (1996) Role of sulfur in reducing PCDD and PCDF formation. *Environ. Sci. Technol.* 30, 1827-1834.
- Rom WN (1998) *Environmental and Occupational Medicine*, 3rd ed, Lippincott-Raven Publishers, Philadelphia, pp 1185-1198.
- Safe S (1990) Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *Crit. Rev. Toxicol.* 21, 51-88.
- Schramm KW, Kaune A, Lehnardt R, Hofmaier A, Henkelmann B, Kettrup A (1998) Dioxin and dibenzofuran congeners in 2,4-D acid, 2,4,5-T and agent orange. *Organohalogen Compd.* 36, 289.
- Schuhmacher M, Granero S, Domingo JL (1996) Levels of PCDD/F in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Organohalogen Compd.* 28, 330-334.
- Schuhmacher M, Granero S, Llobet JM, De Kok HAM, Domingo JL (1997a) Assessment of baseline levels of PCDD/F in soil in the neighbourhood of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain. *Chemosphere* 35, 1947-1958.
- Schuhmacher M, Xifró A, Llobet JM, De Kok HAM, Domingo JL (1997b) PCDD/Fs in soil samples collected in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: Human health risks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 239-246.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Müller L, Sünderhauf WW, Jager J (1998a) Baseline levels of PCDD/F in vegetation samples collected in the vicinity of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain. *Chemosphere* 36, 2581-2591.
- Schuhmacher M, Granero S, Xifró A, Domingo JL, Rivera J, Eljarrat E (1998b) Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere* 37, 2127-2137.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Sünderhauf W, Müller L (1998c) Temporal variation of PCDD/F concentration in vegetation samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 218, 175-183.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet J, Kiviranta H, Vartiainen T (1999a) PCDD/F concentrations in milk of nonoccupationally exposed women living in southern Catalonia, Spain. *Chemosphere* 38, 995-1004.

- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Lindström G, Wingfors H (1999b) Dioxin and dibenzofurans concentrations in blood of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere* 38, 1123-1133.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Lindström G, Wingfors H (1999c) Dioxin and dibenzofuran concentrations in adipose tissue of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere* 38, 2475-2487.
- Schwarz G, Stieglitz L, Roth W (1990) Formation conditions of several polychlorinated compound classes on fly ash of a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compd.* 3, 169-172.
- Servei Català de Trànsit (1999) Dades de mobilitat de vehicles a les carreteres catalanes, Abril 1999.
- Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals. Direcció General del Medi Natural, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya (1999) Estadística d'Incendis Forestals: Resum per Comarques Territorials de Tarragona. Període 1989/1998. Comunicació personal. Abril 1999.
- Shiu WY, Doucette W, Gobas FAPC, Andren A, Mackay D (1988) Physical-chemical properties of chlorinated dibenzo-p-dioxins. *Environ. Sci. Technol.* 22, 651-658.
- Stieglitz L, Zwick G, Beck J, Roth W, Vogg H (1989) On the *de novo* synthesis of PCDD/PCDF on fly ash of municipal waste incinerators. *Chemosphere* 18, 1219-1226.
- Su M, Christensen ER (1997) Apportionment of sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by a chemical mass balance model. *Wat. Res.* 31, 2935-2948.
- Tamburro (1992) Chronic liver injury in phenoxy herbicide exposed Vietna veterans. *Environ. Res.* 59, 175-188.
- Thanh BD, Lefevre T (2001) Assessing health benefits of controlling air pollution from power generation: the case of a lignite-fired power plant in Thailand. *Environ. Manage.* 27, 303-317.
- Thomas VM, Spiro TG (1996) The US Dioxin Inventory: are there missing sources?. *Environ. Sci. Technol.* 30, 82-85.
- Tolosa I, Bayona JM, Albaigés J (1995) Spatial and Temporal distribution, fluxes and budgets of organochlorinated compounds in Northwest Mediterranean

- sediments. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2519-2527.
- Trapp S, Matthies M (1997) Modeling volatilization of PCDD/F from soil and uptake into vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 31, 71-74.
- Travis CC, Hattemer-Frey HA (1990) Dioxin: research needs for risk assessment, *Chemosphere* 20, 729-742
- Tysklind M, Fångmark I, Marklund S, Lindskog A, Thaning L, Rappe C (1993) Atmospheric transport and transformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2190-2197.
- UK Environment Agency (1997) A review of dioxin releases to land and water in the UK. Report no. 1710 produced under Environment Agency Research and Development Project HMIP/CPR2/41/1/248 by AEA Technology plc, Harwell, Didcot, Oxfordshire OX11 0RA.
- UNEP-United Nations Environment Programme (1999) Dioxin and Furan Inventories. National and Regional Emissions of PCDD/PCDF. UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.
- USEPA (1992) Estimating exposure to dioxin-like compounds. The Office of Research and Development, Washington, DC, Review Draft. EPA/600/6-88/005B.
- USEPA (1998) The inventory of sources of dioxins in the United States. The Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington DC, External review draft, EPA/900/P-98/002Aa.
- USEPA (2000) Economic Analysis of effluent limitations guidelines and standards for the Centralized Waste Treatment Industry. Costs and Benefits of the CWT effluent limitations guidelines and standards,
<http://www.epa.gov/ostwater/guide/cwt/cwteac.html>
- Valerio E (1991) La Legislación Europea del Medio Ambiente: su aplicación en España, Ed. Colex, Madrid. ISBN: 84-7879-040-3.
- Van der Voet E, Kleijn R, Van Oers L, Heijungs R, Huele R, Mulder P (1995a) Substance flows through the economy and environment of a region. Part I: Systems definition. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2, 90-96.
- Van der Voet E, Heijungs R, Mulder P, Huele R, Kleijn R, Van Oers L (1995b) Substance flows through the economy and environment of a region. Part II: Modelling. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2, 137-144.
- Van Lieshout L, Desmedt M, Roekens E, De Fré R, Van Cleuvenbergen, Wevers M

- (2001) Deposition of dioxins in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values. *Atmospheric Environment* 35 Supplement No. 1, S83-S90.
- Van Zorge JA, Van Wijnen JH, Theelen RMC, Olie K, Van den Berg M (1989) Assessment of the toxicity of mixtures of halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by use of toxicity equivalency factors (TEF). *Chemosphere* 19, 1881-1895.
- Vogg H, Metzger M, Stieglitz L (1987) Recent findings on the decomposition of PCDD/F in municipal waste incineration. *Waste Manage. Res.* 5, 285-294.
- Wania F, Mackay D (1999) The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environ. Pollut.* 100, 223-240.
- Wichmann H, Lorenz W, Bahadir M (1995) release of PCDD/F and PAH during vehicle fires in traffic tunnels. *Chemosphere* 31, 2755-2766.
- Winters DL, Barton RG, Kathy EB, Davis M, Alburty DS, Lorber MN (1999) A field study to evaluate the potential for the release of dioxins from pentachlorophenol treated utility poles. *Organohalogen Compd.* 41, 35-39.

1. INTRODUCCIÓN

2.OBJETIVOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5. CONCLUSIONES

6. BIBLIOGRAFÍA

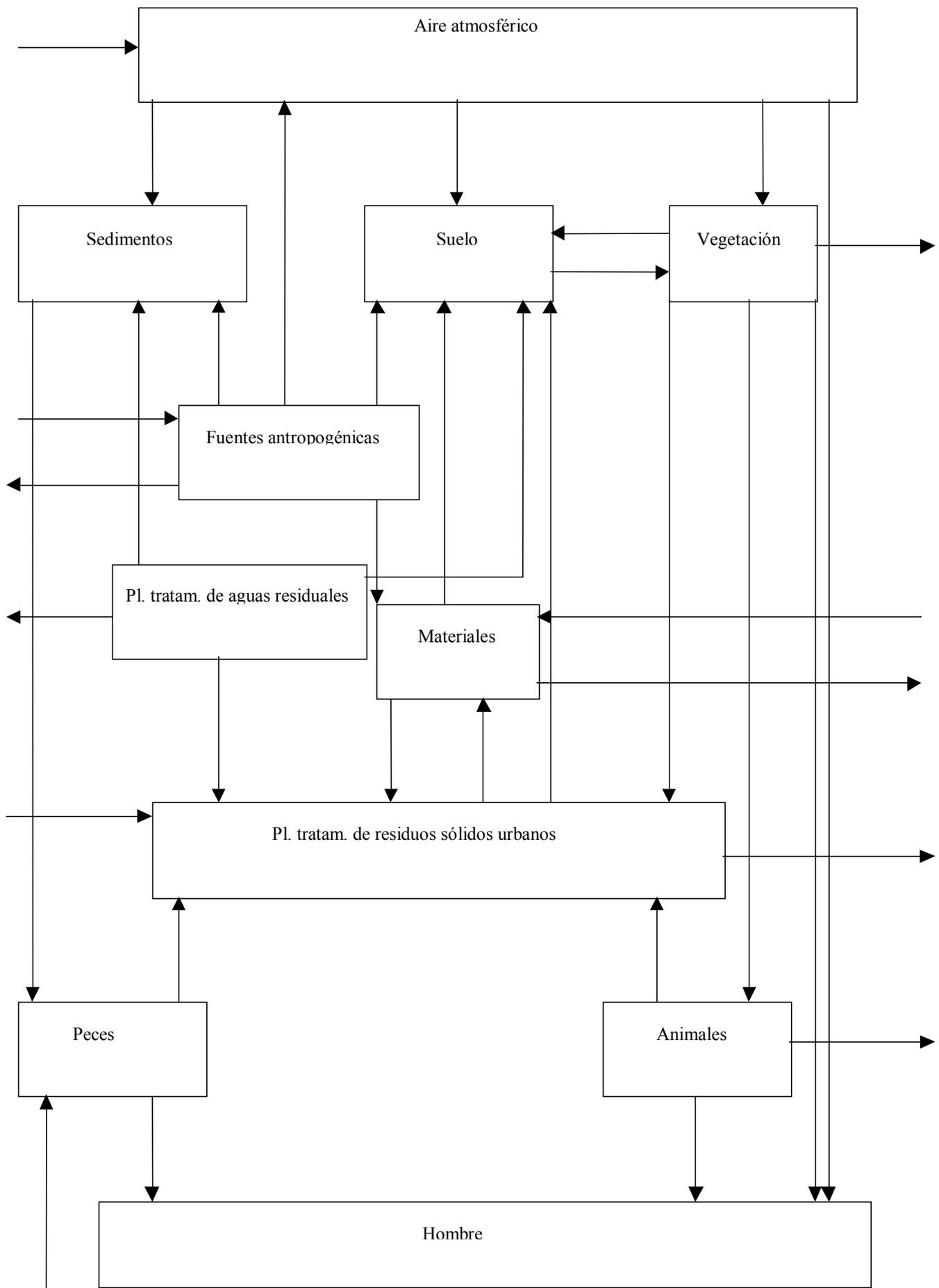


Fig. 4.10. Esquema de flujos entre subsistemas agregados

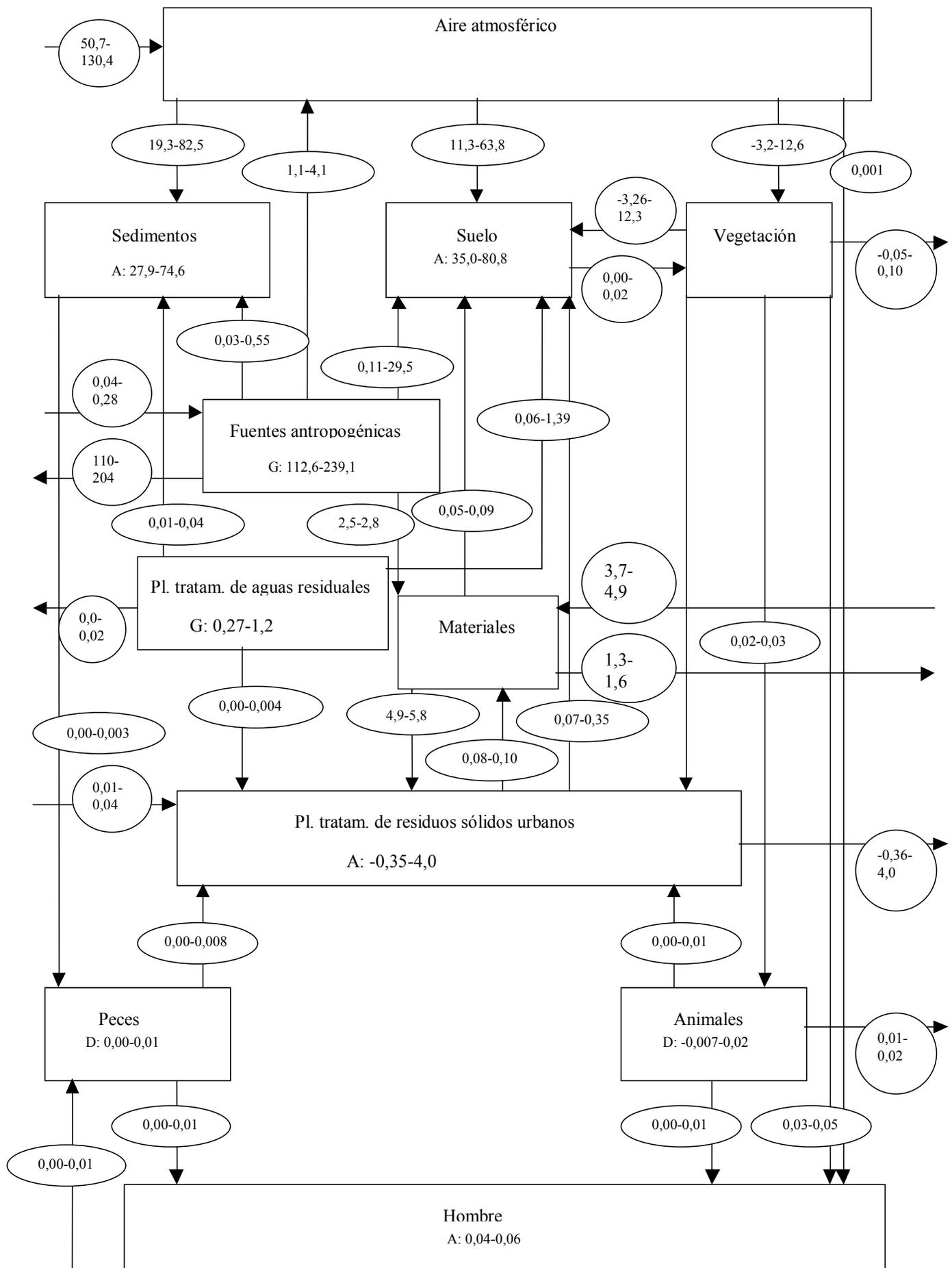


Fig. 4.19. Esquema de flujos entre subsistemas agregados en g I-TEQ/año. A: acumulación. D: disminución. G: generación.

Tabla 4.53. Estimación de los flujos de PCDD/Fs en la provincia de Tarragona (g I-TEQ/año)

Flujo N°	Subsistema de	a	Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
1	0	1	Entrada desde los alrededores atmosféricos	n.m.	n.d.	50,7-130,4	n.d.	inf
2	2	2	Generado en incendios de edificios	n.m.	n.d.	0,06-18,3	n.d.	inf
3	0	3	Residuos agroalimentarios destinados a planta de compostaje	red.	0,01-0,05	0,008-0,04	-0,003	5,6
4	0	10	Entrada de materiales especiales en la IRE	n.m.	n.d.	0,05-0,28	n.d.	inf
5	0	11	Generado en la industria	n.m.	n.d.	113,0-203,3	n.d.	inf
6	17	17	Generado en los vehículos	n.m.	n.d.	0,50-2,2	n.d.	inf
7	18	18	Generado en la IRSU	n.m.	n.d.	-1,2-4,7	n.d.	inf
8	0	20	Entrada de pesticidas	n.m.	n.d.	0,01-0,02	n.d.	inf
9	0	23	Entrada de material textil	n.m.	n.d.	3,6-4,4	n.d.	inf
10	24	24	Generado en transformadores y condensadores	n.m.	n.d.	0,02-0,03	n.d.	inf
11	25	25	Generado en plantas depuradoras de agua	n.m.	n.d.	0,27-1,2	n.d.	inf
12	26	26	Generado en incendios forestales	n.m.	n.d.	0,28-10,6	n.d.	inf
13	0	29	Importación de madera	n.red.	0,07-0,10	0,07-0,10	0,00	0,00
14	1	5	Deposición seca en cultivos	n.red.	0,001-0,002	0,001-0,002	0,00	0,00
15	1	5	Transferencia aire-hojas en cultivos	n.red.	0,03-0,17	0,03-0,17	0,00	0,00
16	1	9	Inhalación en humanos	n.m.	n.d.	0,001-0,001	n.d.	inf
17	1	16	Deposición seca en agua	n.red.	8,1-30,1	8,1-30,1	0,00	0,00
18	1	16	Deposición húmeda en agua	n.m.	n.d.	11,2-52,4	n.d.	inf
19	1	22	Deposición seca en suelo	n.red.	3,0-25,0	3,0-25,0	0,00	0,00
20	1	22	Deposición húmeda en suelo	n.red.	8,3-38,8	8,3-38,8	0,00	0,00
21	1	27	Deposición seca en bosques	n.red.	0,08-0,29	0,08-0,29	0,00	0,00
22	1	27	Transferencia aire-planta en bosques	n.red.	-3,4-12,1	-3,4-12,1	0,00	0,00
23	2	16	Aguas residuales de incendios en edificios	n.m.	n.d.	0,001-0,18	n.d.	inf
24	2	22	Residuos sólidos de incendios en edificios	n.red.	0,06-18,1	0,06-18,1	0,00	0,00
25	3	22	Compost de RSU para abonos	red.	0,006-0,09	0,03-0,09	0,01	30,0
26	4	22	Compost de lodos para abonos	n.m.	n.d.	0,03-0,61	n.d.	inf
27	5	6	Cosechas	n.m.	n.d.	0,04-0,18	n.d.	inf
28	6	0	Exportación de productos vegetales	n.m.	n.d.	-0,05-0,1	n.d.	inf
29	6	9	Nutrición humana de productos vegetales	n.red.	0,03-0,05	0,03-0,05	0,00	0,00
30	6	12	Nutrición animal de productos vegetales	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
31	6	28	Residuos sólidos urbanos de productos vegetales	red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
32	7	7	Disminución en peces	n.m.	n.d.	0,001-0,009	n.d.	inf
33	7	8	Pesca	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
34	8	9	Nutrición humana de pescados	n.red.	0,002-0,01	0,002-0,01	0,00	0,00
35	0	8	Importación de pescados	n.m.	n.d.	-0,003-0,01	n.d.	inf
36	8	28	Residuos sólidos urbanos de pescados	red.	0,002-0,008	0,002-0,008	0,00	0,00
37	9	9	Acumulación en tejido adiposo humano	n.m.	n.d.	0,04-0,06	n.d.	inf
38	10	1	Emisiones al aire de la IRE	n.red.	0,001-0,003	0,001-0,003	0,00	0,00
39	10	0	Residuos sólidos de IRE a vertedero	n.red.	0,00-0,20	0,00-0,20	0,00	0,00

Flujo Nº	Subsistema de	a	Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
40	10	16	Aguas residuales de IRE	n.red.	0,002-0,11	0,002-0,11	0,00	0,00
41	11	1	Emisiones al aire procedentes de la industria	n.red.	0,90-2,26	0,90-2,26	0,00	0,00
42	11	16	Aguas residuales procedentes de la industria	n.red.	0,02-0,12	0,02-0,12	0,00	0,00
43	11	16	Descarga de aceites residuales procedentes de la industria	n.red.	0,005-0,02	0,005-0,02	0,00	0,00
44	11	19	Producción industrial de papel	n.red.	0,46-0,50	0,46-0,50	0,00	0,00
45	11	21	Producción industrial de plástico	n.red.	2,07-2,29	2,07-2,29	0,00	0,00
46	11	0	Residuos sólidos procedentes de la industria a vertederos exteriores	n.red.	108,7-199,0	108,7-199,0	0,00	0,00
47	12	12	Disminución en animales	n.m.	n.d.	-0,007-0,02	n.d.	inf
48	12	13	Producción de alimentos de origen animal	n.red.	0,02-0,04	0,02-0,04	0,00	0,00
49	13	0	Exportación de alimentos de origen animal	n.m.	n.d.	0,005-0,02	n.d.	inf
50	13	9	Nutrición humana de alimentos de origen animal	n.red.	0,005-0,01	0,005-0,01	0,00	0,00
51	13	28	Residuos sólidos urbanos de alimentos de origen animal	red.	0,003-0,007	0,003-0,007	0,00	0,00
52	14	14	Acumulación de RSU en vertederos	n.m.	n.d.	-0,36-4,0	n.d.	inf
53	15	22	Biodegradación de la basura	n.m.	n.d.	0,03-0,26	n.d.	inf
54	16	7	Nutrición de los peces	n.m.	n.d.	0,001-0,003	n.d.	inf
55	16	16	Acumulación en sedimentos	n.m.	n.d.	27,9-74,6	n.d.	inf
56	17	1	Emisiones al aire de vehículos	n.red.	0,14-1,4	0,14-1,4	0,00	0,00
57	17	22	Residuos sólidos de incendios en vehículos	n.red.	0,002-1,2	0,002-1,2	0,00	0,00
58	17	16	Aguas residuales de incendios en vehículos	n.m.	n.d.	0,00-0,01	n.d.	inf
59	18	0	Residuos sólidos de la IRSU	n.red.	1,9-4,6	1,9-4,6	0,00	0,00
60	18	1	Emisiones al aire de la IRSU	n.red.	0,001-0,001	0,001-0,001	0,00	0,00
61	19	0	Exportación de papel	n.m.	n.d.	0,10-0,16	n.d.	inf
62	19	28	Residuos sólidos urbanos de papel	red.	0,40-0,44	0,40-0,44	0,00	0,00
63	20	22	Uso de pesticidas	n.red.	0,01-0,02	0,01-0,02	0,00	0,00
64	21	0	Exportación de plástico	n.m.	n.d.	1,2-1,4	n.d.	inf
65	21	28	Residuos sólidos urbanos de plástico	red.	0,82-0,91	0,82-0,91	0,00	0,00
66	22	5	Asimilación en cultivos a través de la raíz	n.red.	0,00-0,002	0,00-0,002	0,00	0,00
67	22	22	Acumulación en suelos	n.m.	n.d.	35,0-80,8	n.d.	inf
68	22	27	Asimilación en árboles a través de la raíz	n.red.	0,002-0,02	0,002-0,02	0,00	0,00
69	23	28	Residuos sólidos urbanos de materia textil	red.	3,6-4,4	3,6-4,4	0,04	0,26
70	24	22	Lixiviados de transformadores y condensadores	n.red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
71	25	0	Lodos destinados a vertederos exteriores	n.red.	0,001-0,02	0,001-0,02	0,00	0,00
72	25	4	Lodos destinados a plantas de compostaje	n.red.	0,03-0,61	0,03-0,61	0,00	0,00
73	25	15	Lodos destinados a centros de recogida de residuos	n.red.	0,00-0,004	0,00-0,004	0,00	0,00

Flujo N°	Subsistema de	a	Nombre	Clase	Medida Intervalo	Estimación Intervalo	Cambio de la media	Reducción del intervalo %
74	25	16	Aguas procedentes de plantas depuradoras	n.m.	n.d.	0,007-0,04	n.d.	inf
75	25	22	Lodos destinados a suelos agrícolas	n.red.	0,03-0,78	0,03-0,78	0,00	0,00
76	26	16	Aguas residuales de incendios forestales	n.m.	n.d.	0,001-0,10	n.d.	inf
77	26	22	Residuos sólidos de incendios forestales	n.red.	0,03-10,3	0,03-10,3	0,00	0,00
78	27	22	Biodegradación de bosques	n.m.	n.d.	-3,3-12,3	n.d.	inf
79	28	0	Residuos sólidos urbanos destinados a alrededores	red.	0,79-5,7	-0,37-4,0	-1,4	11,4
80	28	3	Residuos sólidos urbanos destinados a plantas de compostaje	red.	0,01-0,08	0,007-0,06	-0,01	22,2
81	28	14	Residuos sólidos urbanos destinados a vertederos	red.	0,78-5,7	-0,36-3,9	-1,4	11,2
82	28	15	Residuos sólidos urbanos destinados a centros de recogida de residuos	red.	0,04-0,26	0,03-0,26	-0,003	0,00
83	28	18	Residuos sólidos urbanos destinados a IRSU	red.	1,3-9,2	-1,1-4,1	-3,8	34,1
84	28	19	Reciclaje de papel	red.	0,06-0,07	0,06-0,07	0,00	0,00
85	28	21	Reciclaje de plástico	red.	0,02-0,03	0,02-0,03	0,00	0,00
86	29	22	Contaminación en el suelo a través de PCP	n.m.	n.d.	0,04-0,07	n.d.	inf
87	29	28	Residuos sólidos urbanos de la madera	red.	0,03-0,04	0,03-0,04	0,00	0,00
88	26	1	Emisiones al aire de incendios forestales	n.red.	0,05-0,46	0,05-0,46	0,00	0,00

n.d.: no determinados ; red.: redundantes ; n.red.: no redundantes; n.m.: no medidos; inf: intervalo finito después de la estimación.

Tabla 4.16. Comparación de densidades de emisiones anuales con los inventarios de otros países

Región	Superficie km ²	Población	Año referencia	Fuente	Emisiones anuales al aire		Emisiones anuales al suelo		Emisiones anuales al agua		Referencias
					mg I-TEQ/km ²	µg I-TEQ/hab	mg I-TEQ/km ²	µg I-TEQ/hab	µg I-TEQ/km ²	ng I-TEQ/hab	
Francia	543.965	57.690.000	1997	global	1,6	15,2	-	-	-	-	UNEP 1999
Bélgica	30.518	10.072.000	1995	global	21,7	65,7	-	-	131,1	397,1	UNEP 1999
Alemania	356.733	81.187.000	1994/95	global	0,8	3,6	-	-	-	-	UNEP 1999
	356.733	81.187.000	1999/2000*	global	0,2	0,9	-	-	-	-	UNEP 1999
Reino Unido	244.110	58.080.000	1997	global	1,8	7,6	17,4	73,1	65,5	275,5	UK Envir. Ag. 1997
Dinamarca	43.094	5.187.000	1995	global	0,9	7,3	4,1	33,9	4,4	36,6	UNEP 1999
Hungría	93.036	10.296.000	1996	global	1,1	10,1	-	-	-	-	UNEP 1999
Suecia	449.964	8.727.000	1993	global	0,1	6,3	0,1	5,0	6,7	343,8	UNEP 1999
Rep. Eslovena	49.036	5.329.000	1993	global	0,9	7,9	-	-	-	-	UNEP 1999
Suíza	41.293	6.996.000	1995	global	4,4	25,7	-	-	-	-	UNEP 1999
	41.293	6.996.000	2000*	global	1,7	10,3	-	-	-	-	UNEP 1999
Países Bajos	41.863	15.302.000	1991	global	11,6	31,6	-	-	-	-	UNEP 1999
	41.863	15.302.000	2000*	global	1,4	3,8	-	-	-	-	UNEP 1999
Austria	83.859	7.938.000	1994	global	0,3	3,7	-	-	-	-	UNEP 1999
UE	3.235.123	369.298.000	1993/1995	global	1,0	8,9	1,1	9,5	6,2	54,2	Quass et al. 1998
	3.235.123	369.298.000	1993/1996	global	1,8	15,6	1,1	9,5	6,2	54,2	Quass et al. 1998
Canadá	9.970.610	29.784.000	1997	global	0,0	9,7	0,0	5,8	0,5	167,9	UNEP 1999
	9.970.610	29.784.000	1999*	global	0,0	6,7	0,0	5,8	0,5	167,9	UNEP 1999
Estados Unidos	9.355.855	265.455.000	1995	global	0,3	10,3	0,0	0,8	2,1	75,3	USEPA 1998
Australia	7.682.300	17.562.000		global	0,1	33,4	-	-	-	-	UNEP 1999
Corea del Sur	99.237	45.232.000	1997	IRSU	0,1	0,2	-	-	-	-	Chang et al. 1998
Japón	372.819	125.612.000	1996	global	11,5	34,2	-	-	-	-	UNEP 1999
	372.819	125.612.000	2001*	global	1,6	4,7	-	-	-	-	UNEP 1999
Inventario de todo el planeta	1,42E+08	6,00E+09		global	0,4	8,3	-	-	-	-	Brzuzy y Hites 1996
Presente estudio	6.304	574.676	1999	global	0,4	4,5	27,4	301,0	9,5	104,4	

* predicción