

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.

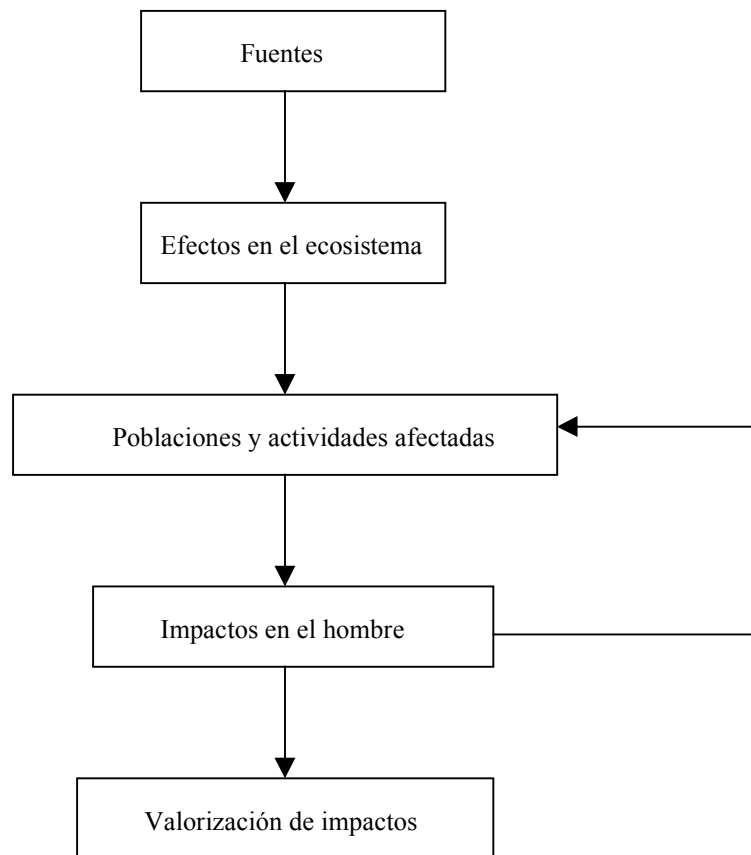


Fig.3.1. Marco analítico de las técnicas de función de daño.

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.

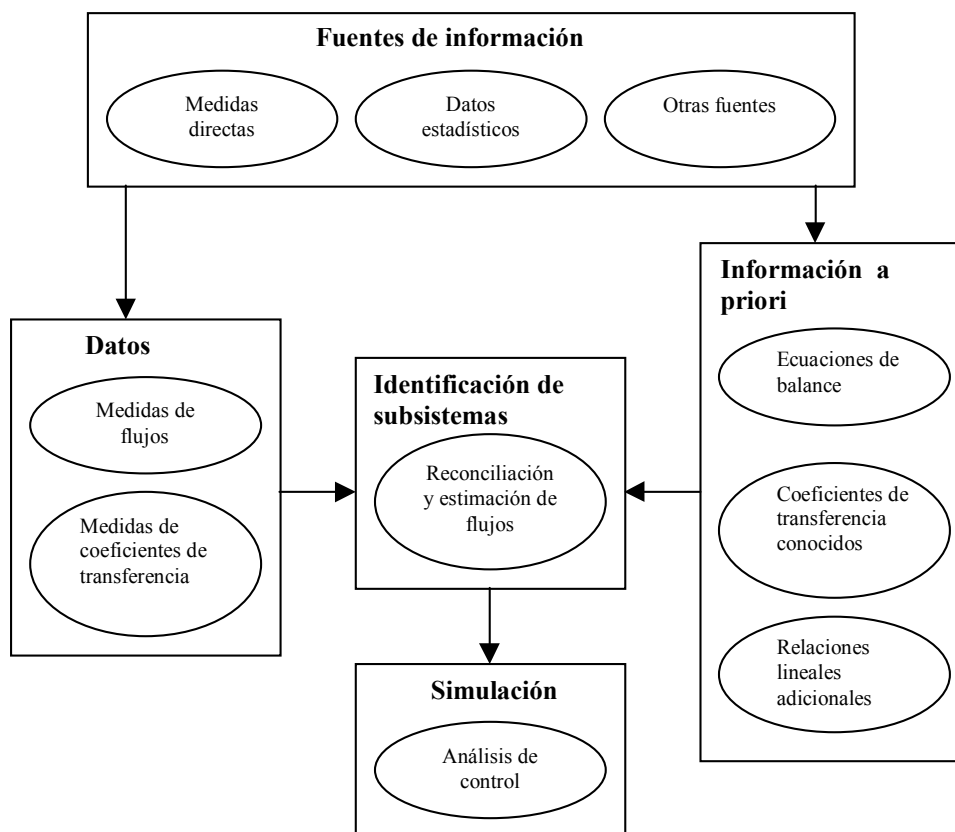


Fig.3.2. Esquema general del Análisis de Flujos de Substancias (AFS).

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.

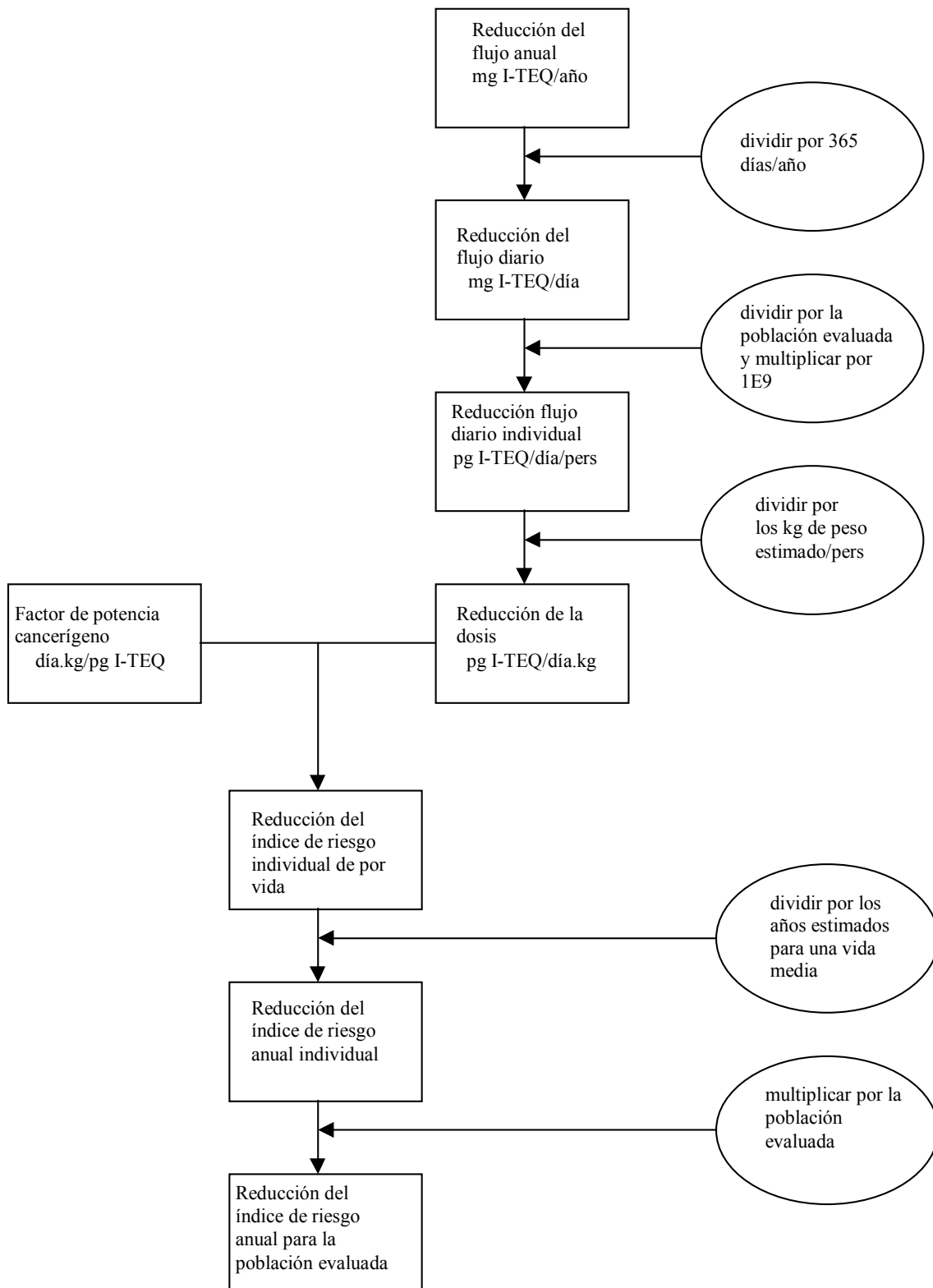


Fig.3.3. Itinerario de la evaluación de riesgos.

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%.