

CAPÍTULO 5
CÁLCULO DE LA
TOXICIDAD POTENCIAL
DE LOS PLAGUICIDAS
EN EL ACV

CAPÍTULO 5. CÁLCULO DE LA TOXICIDAD DE LOS PLAGUICIDAS EN EL ACV

*“ The more clearly we can focus our attention on
the wonders and realities of the universe about us,
the less taste we shall have for destruction.”*

RACHEL CARSON

5.1 PRESENTACIÓN

En este capítulo se analiza la influencia del control fitosanitario integrado, IPM, y químico, CPM, comparando diferentes herramientas propias de ACV. Después de una breve revisión de los principales métodos se explica con más detalle la metodología de los dos métodos de análisis que se seleccionan. A continuación se aplican ambos métodos para el cálculo de la toxicidad potencial en seres humanos y ecosistemas de diferentes insecticidas y fungicidas comúnmente utilizados en la comarca del Maresme en cultivo desarrollado de tomate en invernadero. Posteriormente se calcula el impacto potencial producido en ocho explotaciones durante una campaña de este cultivo, de las cuales cuatro se han gestionado mediante de control IPM y en las otras cuatro CPM.

5.2 INTRODUCCIÓN

El Análisis del Ciclo de vida (ACV) estudia los impactos relativos de los procesos o productos (Guinée y col., 2002), incluyendo los impactos provocados por la toxicidad de los productos químicos sobre humanos y ecosistemas (Hofstetter, 1998, Huijbregts y col., 2000, Hertwich y col., 2001).

Una diferencia importante de los plaguicidas respecto a otros contaminantes es que los primeros se aplican directamente a la biosfera con el objetivo de controlar ciertas formas de vida, mientras que los segundos alcanzan el ambiente como consecuencia indirecta. Otros contaminantes tienen efectos más débiles o al menos más generalizados. Por ello y porque el uso de plaguicidas es una de las grandes diferencias entre la agricultura convencional y otras alternativas será esencial determinar su correcta influencia para llevar a cabo ACVs comparativos (Hauschild, 2000) en sistemas agrícolas.

A pesar de que en el marco de los ACVs, se han desarrollado diferentes herramientas, que pueden resultar más o menos útiles para analizar el impacto relativo de la toxicidad de las sustancias químicas, no existe actualmente unanimidad sobre cual es la herramienta adecuada que valore en detalle los métodos de control fitosanitario (OMNIITOX, 2001-2004)

De acuerdo con Van der Werf (1996), el impacto de los plaguicidas en el ambiente dependerá de:

- (1) la cantidad de materia activa aplicada y la zona de aplicación
- (2) su distribución en los diferentes compartimentos ambientales
- (3) su grado de degradación en cada compartimento
- (4) su toxicidad sobre las especies presentes en este compartimento.

Los fenómenos básicos a los que se ve sometido un contaminante desde su entrada en el medio y que afectan al destino final del plaguicida dependen de diversos factores.

La figura 5.1 representa una posible esquematización de estos factores que deberán considerarse en el cálculo del impacto de la toxicidad sobre los seres humanos y ecosistemas:

1. **Aplicación.** Las cantidades y el método de aplicación influirán en la gravedad de dicho impacto. Lógicamente a mayor dosis aplicada mayor depósito para un mismo plaguicida. La maquinaria utilizada en la aplicación influirá principalmente en el tamaño de gota o partícula facilitando factores como la deriva y/o evaporación del producto.
2. **Transporte.** Una vez aplicado el plaguicida éste se distribuirá entre los diferentes compartimentos ambientales: planta, suelo, aire y agua. Los elementos que influirán en esta distribución son: las características propias de la sustancia aplicada, presión de vapor, solubilidad,...; las condiciones climáticas, a mayor temperatura, mayor evaporación, a mayor velocidad de viento, mayor deriva,...; morfología y estado de desarrollo de la planta, una planta con hojas más desarrolladas retendrá más producto; y extensión de las superficies acuáticas y terrestres, cuanto mayor sea la superficie

acuática de un área aumenta la posibilidad de que el plaguicida alcance las aguas superficiales.

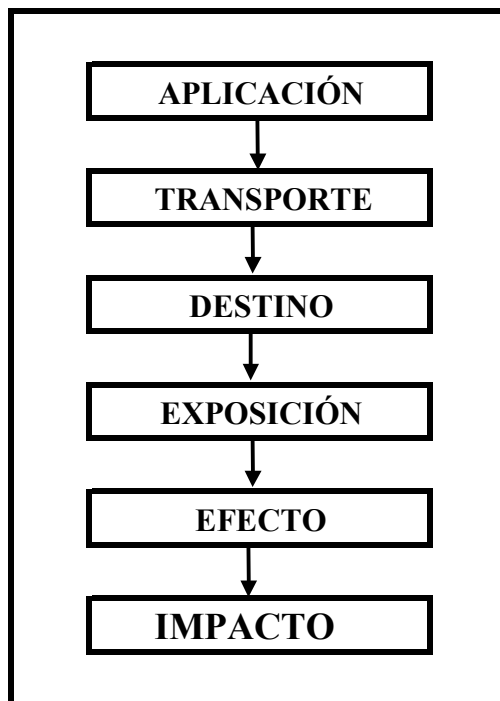


Figura 5.1. Factores a considerar en el análisis final de la toxicidad de determinada sustancia

3. **Destino.** La concentración o depósito que permanecerá en cada compartimento, dependerá de las propiedades físico-químicas del plaguicida y de su degradabilidad en cada uno de los medios, suelo, aire, agua y planta. En general las propiedades del suelo que en mayor medida afectan a las reacciones de transformación son las características ácido-base del suelo, temperatura, materia orgánica disuelta y partículas en suspensión o presencia de iones metálicos. Las reacciones que se producen pueden ser de hidrólisis o de oxidación-reducción, fotólisis bien sea directa, absorción de la luz solar por el plaguicida o indirecta, absorción por otro compuesto que dará lugar a una serie de reacciones en cadena que acaba con la transformación del plaguicida. La actividad metabólica de los microorganismos controla la transformación biótica, siendo las reacciones más frecuentes de oxidación, reducción, hidrólisis y síntesis.
4. **Exposición.** El grado de impacto también vendrá determinado por el número de sujetos expuestos, factor exposición, bien sean humanos o ecosistemas, a dicha concentración. Se hace evidente que la aplicación de un producto no afectará de igual manera a la fauna acuática por ejemplo, en un lago de una gran riqueza acuícola a otro con escasa o nula presencia de especies acuáticas.

5. **Efecto.** La sensibilidad de la población expuesta a la sustancia en cuestión. Lógicamente a mayor toxicidad del producto empleado aumentará el potencial de contaminación.

El conjunto de todos estos fenómenos será el que definirá el **Impacto** o grado de toxicidad de los plaguicidas (figura 5.1).

5.3 REVISIÓN DE LOS MÉTODOS PARA EL CÁLCULO DE LA TOXICIDAD POTENCIAL DE LOS PLAGUICIDAS

En los estudios de ACV se han propuesto varios métodos para el cálculo de la toxicidad potencial de las sustancias. Desde métodos que tan sólo consideran la emisión inicial, hasta métodos en que el residuo final acumulado se calcula considerando el transporte a través de los diferentes medios y la persistencia en el destino final. Evidentemente la aplicación de métodos más complejos requiere información muy completa de la que no siempre se dispone en el caso de los plaguicidas.

Entre los primeros métodos destaca el desarrollado por Heijungs *et al.*, (1992) y el Ecoindicador 95 (Goedkoop y col., 1995). Éstos primeros métodos son los más simplificados y no consideran destino final en el ambiente. Por tanto sólo son comparables sustancias de tiempo medio de residencia, dilución comparable y vía de exposición similar, (Heijungs y col., 1992). Esto conlleva que sea un método poco adecuado para su aplicación en plaguicidas en que las vías de exposición son diversas: ingesta de alimentos, agua, inhalación, ... y los tiempos de residencia varían considerablemente para los diferentes plaguicidas.

Hauschild (1994) propone un método EDIP (Environmental Development of Industrial Products) en que se analiza parcialmente el destino final de la sustancia. Este autor no ha desarrollado factores de caracterización para plaguicidas. En su tesis Milà (2003), basándose en este método, calcula dichos factores para algunos de los plaguicidas utilizados en el cultivo del manzano. Esto significa un avance para la aplicación de este método en agricultura; sin embargo ninguno de los dos autores considera la ingesta de alimentos.

Jolliet (1996) desarrolla un método semi-empírico, Critical Surface Time (CST), recomendado en Audsley (1997) para su utilización en los ACVs de los sistemas agrícolas. Trabajos posteriores, (Jolliet, 1998, Margni y col., 2002), optimizan su uso para la aplicación en el cálculo del impacto de toxicidad de los plaguicidas. Este método incluye un análisis del factor **destino** de los diferentes contaminantes, en relación con el tiempo de residencia y el volumen de dilución en cada medio, aire, agua y suelo y la fracción absorbida. Para evaluar el factor efecto

sobre la toxicidad se utiliza la concentración sin efecto (Non Effect Concentrations, *NEC*) para los ecosistemas y la dosis de referencia para la población humana (*HRD*). Es el primer método que incluye una aproximación al cálculo de la toxicidad potencial en alimentos basado en el nivel de residuo máximo autorizado.

Guinée et al. (1996) desarrollaron factores de caracterización para diversas sustancias que consideraban el transporte a través de diferentes medios y exposición utilizando el modelo USES (Uniform System for the Evaluation of Substances) (RIVM y col., 1998). En USES, el destino de la sustancia se calcula mediante el modelo Simplebox (Meent, 1993).

Basado en una versión corregida de éste, USES2.0 Huijbregts y col. (2000) desarrollaron USES-LCA, un modelo adaptado para las necesidades específicas de los estudios de ACV. USES-LCA calcula la toxicidad potencial de seis categorías de impacto: ecotoxicidad acuática en agua dulce y agua salada, ecotoxicidad en el sedimento del agua dulce y agua salada, ecotoxicidad terrestre y toxicidad humana procedentes de una emisión inicial en los compartimentos aire, agua dulce, mar, suelo agrícola y suelo industrial. De la combinación de estas seis categorías y cinco posibles compartimentos emisores se derivan 30 potenciales de toxicidad para cada sustancia. Este método ampliamente utilizado en estudios de toxicidad potencial en ACV no considera la que se deriva de la ingestión de alimentos.

También mediante el uso de modelos, Hertwich y col. (2001) estiman los potenciales de toxicidad humana basándose en la toxicidad inherente de cada componente. Esta dosis se calcula utilizando el modelo CalTOX, un modelo que tiene en cuenta los factores de **destino** y **exposición** en los diferentes medios y determina la distribución de las sustancias químicas incluyendo diferentes vías de exposición como inhalación, ingestión, y contacto a través de la piel con el agua y el suelo. Se presenta la toxicidad para productos cancerígenos comparándolos con un valor de cáncer potencial y para no cancerígenos en relación con una dosis de referencia. CalTOX está basado en datos ambientales de Estados Unidos y USES-LCA en datos europeos.

En el EcoIndicador 99 (Goedkoop y col., 2000) se utiliza como unidad los años de vida perdidos por discapacidad, enfermedad o muerte prematura (Disability Adjusted Life Years, DALY). Ésta es una unidad empleada internacionalmente y que adapta Hofstetter (1998) para su uso en ACV. DALY mide el número de años de salud perdidos a causa de enfermedades específicas, (YLD: years lived disabled) y muertes prematuras (YLL: Years of Life Lost). Pese a que en un futuro próximo éste puede ser un indicador muy interesante, actualmente su aplicación resulta difícil debido a la falta de información relacionada con los factores de equivalencia calculados con este criterio y de manera particular en su aplicación a plaguicidas. En este sentido

van encaminados los trabajos de proyecto europeo (OMNIITOX, 2001-2004), que permitirán recomendar un modelo consensuado para su aplicación en el análisis de la toxicidad en los ACVs.

Entre los diferentes modelos presentados se selecciona, CST por ser el único método específicamente recomendado para su aplicación en agricultura (Audsley, 1997). El otro método que se decide aplicar es USES-LCA porque su aplicación está pensada para Europa occidental y porque está recomendado en Guinée y col. (2002) en su guía para la realización de estudios de ACV en general. Sin embargo, este método deberá adaptarse para el cálculo de la toxicidad humana a través del fruto.

5.4 METODOLOGÍA

5.4.1 Aplicación de los métodos USES-LCA y CST

Se ha procedido a la aplicación del método CST (Jolliet y col., 1996, Jolliet, 1998, Margni y col., 2002) y la adaptación de USES-LCA (Huijbregts y col., 2000) para el análisis de los potenciales de toxicidad de diferentes plaguicidas comúnmente utilizados en el cultivo del tomate en invernadero.

Para la aplicación de ambos métodos, CST y USES-LCA será necesario conocer las propiedades físico-químicas, los datos de degradabilidad, las dosis de referencia humana y las concentraciones en que no se observan efectos en organismos animales de las diferentes sustancias. Se han utilizado diferentes fuentes para obtener los datos necesarios de los plaguicidas. Fuentes disponibles en Internet (DARP, 2001, EPA, 2001, EXTOXNET, 2001, SRC, 2001, USDA y col., 2001), así como la bibliografía tradicional (Mackay y col., 1992); (Linders y col., 1994); (Tomlin, 1997).

En USES-LCA (Huijbregts y col., 2000) están calculados los potenciales de toxicidad para 181 sustancias. De las materias activas que se utilizan en nuestros invernaderos se disponía por tanto previamente de los valores correspondientes a Benomilo, Captan, Carbendazim, Ciromazina, Clorotalonil, Deltametrin, Heptenofos, Iprodiona, Metomilo y Pirimicarb calculándose de nuevo gracias al programa USES-LCA cedido por su autor para las sustancias Abacmetina, Azoxistrobin, Bromopropilato, Esfenvelarate, Etofenprox, Fenarimol, Imidacloprid, Kresoxim-metil, Mancozeb, Metamidafos, Metalaxil, Metiocarb, Pencicuron y Pimetrozina.

El peso molecular, coeficiente de partición octanol-agua, k_{ow} , punto de saturación, solubilidad en agua y presión de vapor, constante de la ley de Henry y coeficiente de partición de

carbono orgánico, k_{oc} , son las propiedades físico-químicas necesarias como variables de entrada en USES-LCA y que se han podido obtener a partir de las fuentes consultadas (Anexo tabla III).

Igualmente son necesarios los datos de hidrólisis, fotólisis y degradación de cada plaguicida en aire, agua, suelo y sedimento. Esta información no está siempre disponible para todos los plaguicidas y todos los compartimentos. En este caso se siguen los criterios del autor del programa (Huijbregts, 1999b) para la estimación de las diferentes propiedades. En la tabla III del anexo se recogen las principales propiedades físico-químicas, de degradación y toxicidad de los plaguicidas aplicados.

El cálculo se ha ejemplarizado en una plantación de tomate en invernadero en estado desarrollado en que la ratio entre la superficie de hojas y suelo, índice de área foliar, LAI , es igual a 4. Densidad de plantación de $2,2 \text{ m}^{-2}$ y producción 15 kg m^{-2} . El cultivo se lleva a cabo en sacos de perlita y riego localizado. Los tratamientos se realizaron con pistola a presión de 20 atm.

En los estudios de ACV el cálculo de los impactos viene referido a una unidad funcional, FU . De acuerdo con la normativa ISO-14040 (1997) la FU se define como la cuantificación de la función de un sistema que se utilizará como unidad de referencia. La principal función del sistema invernadero es la producción hortícola. Así en este caso se eligió como FU el kg de tomate producido.

A continuación se seleccionaron ocho explotaciones de características similares al ejemplo. En cuatro de ellas se ha realizado control IPM y en las cuatro restantes CPM (datos proporcionados por la Asociación de Defensa Vegetales Baix Maresme (ADV, 2000) comparándose los resultados de toxicidad calculados con ambos métodos para la totalidad de la campaña. Deberá tenerse en cuenta que IPM se basa en la utilización preferente de predadores naturales, limitándose el uso de productos químicos a aquellos autorizados para su utilización en Control Integrado en tratamientos preferentemente localizados y que respetan al máximo la fauna auxiliar.

5.4.2 Cálculo de los impactos

El impacto de toxicidad se expresa en función del tiempo (días o años) y cantidad de personas o ecosistema, acuático o terrestre, que se ve afectada por la toxicidad de las sustancias emitidas en relación con la UF . Alternativamente puede medirse en unidades de tiempo (días o años) y espacio relativo ocupado (m^2) por las personas o ecosistemas perjudicados por UF .

Ambos métodos, CST y USES-LCA, parten de la idea de que el cálculo del impacto, IS , producido por la aplicación de los plaguicidas incluye el conocimiento de la cantidad de materia activa emitida en el invernadero, M , el factor de transporte del invernadero al medio ambiente, f , su

destino y factor de exposición en el ambiente, F , y los efectos, E , sobre la población a defender, humanos y ecosistemas (figura 5.1 en sección 5.2). Esto puede expresarse mediante la fórmula:

$$IS_j = \sum_n \sum_x M_x \times f_{x,n} \times F_{x,n \rightarrow j} \times E_{x,j} \quad (5.1)$$

Donde IS_j es el impacto calculado (en días·persona por FU , para los seres humanos; días·m³ de agua por FU para los ecosistemas acuáticos y días·kg_{wwt} de suelo en peso fresco por FU para los ecosistemas terrestres), siendo j el objetivo considerado: humanidad, ecosistemas acuáticos o terrestres; M_x es la masa emitida por FU de la sustancia x en el invernadero durante todo el ciclo de cultivo (en kg); $f_{x,n}$ es la fracción de la sustancia x que se transporta desde el invernadero al compartimento ambiental n (adimensional); $F_{x,n \rightarrow j}$ es el factor de destino y exposición que tiene en cuenta el transporte de la sustancia x desde el compartimento ambiental n al objetivo j (adimensional para seres humanos; días para los ecosistemas acuáticos y días para los ecosistemas terrestres) y $E_{j,x}$ es el factor efecto que sobre el objetivo j tiene la sustancia x (persona·día·kg_c⁻¹ para seres humanos; m³·kg⁻¹ para ecosistemas acuáticos y kg_{wwt}·kg⁻¹ para los ecosistemas terrestres).

5.4.3 Dosis de aplicación, M

La tabla 5.1 muestra la cantidad de materia activa aplicada por FU . Dicha cantidad se calcula a partir de la dosis recomendada para cada plaguicida.

Tabla 5.1 Listado de materias activas utilizadas en los invernaderos estudiados y dosis de aplicación, $\text{kg}_{\text{ma}} \text{FU}^{-1}$, en cultivo de tomate de ciclo primavera-verano

| Materia activa | Familia | Tipo | Dosis, $\text{kg}_x \text{FU}^{-1}$ |
|-----------------------|-------------------|-------------|---|
| Azoxistrobin | antibiótico | Fungicida | 1,7E-06 |
| Benomilo | carbamato | Fungicida | 3,3E-06 |
| Captan | dicarboximida | Fungicida | 8,3E-06 |
| Carbendazim | carbamato | Fungicida | 2,0E-06 |
| Clorotalonil | aromático | Fungicida | 6,7E-06 |
| Fenarimol | pyrimidina | Fungicida | 4,0E-07 |
| Iprodiona | dicarboximida | Fungicida | 1,3E-07 |
| Kresoxim-metil | antibiótico | Fungicida | 1,7E-06 |
| Mancozeb | ditiocarbamato | Fungicida | 1,1E-05 |
| Metalaxil | xylylalanine | Fungicida | 1,3E-06 |
| Pencicuron | fenylurea | Fungicida | 1,0E-05 |
| Abamectina | antibiótico | Insecticida | 7,2E-08 |
| Bromopropilato | bridged difenol | Acaricida | 5,0E-06 |
| Cyromazine | regulador | Insecticida | 1,5E-06 |
| Deltametrin | piretroide | Insecticida | 8,3E-08 |
| Esfenvalerete | piretroide | Insecticida | 4,0E-07 |
| Etofenprox | piretroide | Insecticida | 2,0E-06 |
| Heptenofos | organofosfato | Insecticida | 1,3E-06 |
| Imidacloprid | nicotinoide | Insecticida | 3,8E-09 |
| Metamidafos | organofosfato | Insecticida | 8,3E-06 |
| Metiocarb | carbamato | Insecticida | 3,3E-06 |
| Metomilo | carbamato | Insecticida | 1,6E-06 |
| Pimetrozina | piridinazometina | Insecticida | 8,3E-07 |
| Pirimicarb | dimetil carbamato | Insecticida | 3,3E-06 |

Nota: en negrita aquellos plaguicidas autorizados en IPM (DARP, 2003)

5.4.4 Factores de transporte en el invernadero

Con el objetivo de estimar la distribución de los plaguicidas una vez aplicados en el invernadero, se adapta la metodología propuesta por Hauschild (2000) para el cultivo en invernadero (figura 5.2).

La entrada del plaguicida en el medio se produce a partir de la aplicación, que puede ser en forma líquida (dispersión o dilución) o en forma sólida (polvo, microcápsulas o gránulos). Habitualmente se aplica una cantidad, M , sobre el cultivo. Parte del plaguicida será interceptado por la planta, $f_{gh-plant}$, parte irá directamente al suelo, $f_{gh-soil}$, y una parte se vaporiza directamente al aire, $f_{gh-drift}$, fracción deriva.

$$M \equiv f_{gh-soil} + f_{gh-plant} + f_{gh-drift} \quad (5.2)$$

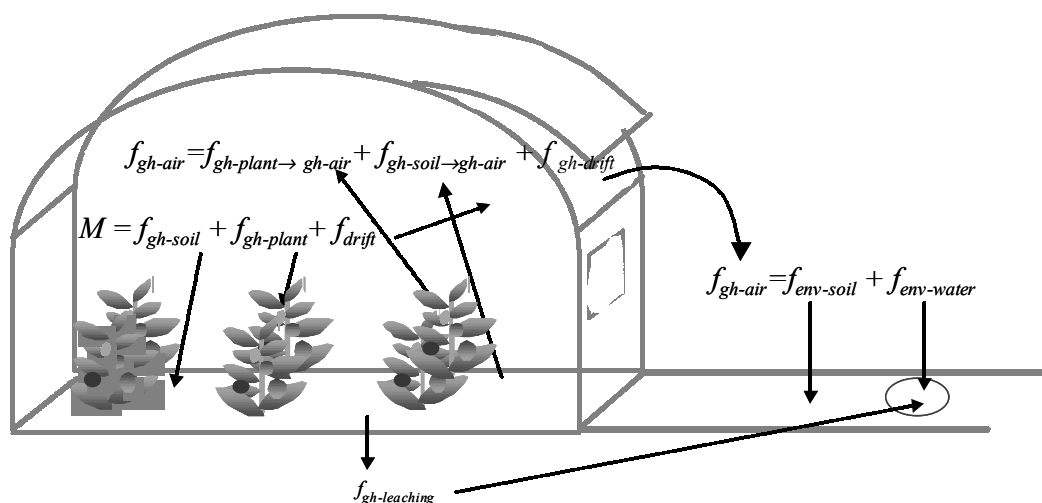


Figura 5.2 Esquema de las rutas de dispersión de un plaguicida aplicado en un invernadero (adaptación de (Hauschild, 2000))

Una fracción del plaguicida se volatilizará desde el suelo, $f_{gh-soil \rightarrow gh-air}$ o desde la planta y $f_{gh-plant \rightarrow gh-air}$, una fracción se perderá por escorrentía, $f_{gh-runoff}$, pérdida por arrastre del agua de lluvia o riego que en invernadero no se considera, y otra fracción, $f_{gh-leaching}$, drenará hacia las aguas subterráneas bien sea por percolación o por transporte.

$$f_{gh-soil} = f_{gh-soil \rightarrow gh-air} + f_{gh-runoff} + f_{gh-leaching} \quad (5.3)$$

Las emisiones al aire, f_{gh-air} , serán la suma de fracción de deriva f_{drift} la fracción evaporada desde la planta $f_{gh-plant \rightarrow gh-air}$ y la fracción evaporada desde el suelo $f_{gh-soil \rightarrow gh-air}$.

$$f_{gh-air} = f_{gh-soil \rightarrow gh-air} + f_{gh-plant \rightarrow gh-air} + f_{drift} \quad (5.4)$$

Las emisiones que se pierden a través de las aperturas del invernadero alcanzarán los ecosistemas vecinos acuáticos y terrestres, $f_{env-water}$ y $f_{env-soil}$ siempre que sean lo suficientemente estables en el aire. A su vez las emisiones que lleguen a las aguas subterráneas a través del drenaje afectarán, asimismo a los ecosistemas acuáticos (figura 5.2)

5.4.4.1 Volatilización, f_{gh-air}

La volatilización es una de las principales vías mediante las cuales los plaguicidas se escapan de la zona de uso tras la aplicación de los mismos. La pérdida de plaguicidas en el punto de aplicación puede llegar incluso al 90 % en un período de 48 horas (Beltran y col., 1995). Jolliet (1998) asume que el 10% de las sustancias aplicadas permanece en el aire o vuelve a él una vez

evaporado. Los factores que controlan la volatilización son la presión de vapor, la distribución de los residuos y el nivel de humedad del suelo o superficie de las plantas, así como las condiciones climáticas especialmente temperatura y velocidad de viento.

Debemos distinguir entre la fracción que se volatiliza como partículas de vapor a partir de la cantidad de plaguicida aplicado, M_x , conocida como fracción de deriva $f_{gh \rightarrow drift}$ y la fracción que se evapora a partir de la que ha alcanzado el suelo o la planta.

La fracción de deriva es función de la técnica de aplicación y de las condiciones climáticas. Para su cálculo Hauschild (2000) propone utilizar las curvas de deposición de EPPO-96. Este valor depende de la morfología del cultivo y de las condiciones meteorológicas en el momento de la aplicación. Sin embargo estos valores han sido estimados para cultivos al aire libre. En aplicaciones en invernadero en que las condiciones climáticas, especialmente viento, están más controladas nos hemos basado en el trabajo de Egea (1999) para su cálculo. Este autor determinó los factores de disipación de plaguicidas en invernadero, demostrando que estos dependen de la presentación del producto, el sistema de aplicación, y de la ventilación del invernadero, obteniendo unos valores de entre 5 y 10 % de la cantidad aplicada. Suponiendo que la aplicación de plaguicida se realice con las ventanas cerradas la tasa de renovación calculada es de $1,5 \text{ h}^{-1}$ para una velocidad media de viento de 2 ms^{-1} (López y col., 2000). Esto significa un valor bajo de renovaciones de aire, por lo tanto y a partir del trabajo de Egea (1999), en esta tesis se estimará el valor 0,05 como fracción de deriva, común para todos los plaguicidas.

La fracción que alcanza el suelo dependerá del índice de área foliar, LAI , (figura 5.3) del cultivo y es calculado por Hauschild (2000) como:

$$f_{gh-soil} = e^{-0.5L} \quad (5.5)$$

La fracción que alcanza la planta puede determinarse a partir de $f_{gh-soil}$ y $f_{gh-drift}$ puesto que los tres deberán sumar 1

$$f_{gh-plant} = 1 - (f_{gh-drift} + f_{gh-soil}) \quad (5.6)$$

La fracción que se pierde por volatilización desde el suelo se determina a partir de la pérdida diaria de plaguicida, α , (días^{-1}) y el tiempo de residencia medio, τ (días) de dicho plaguicida en este medio:

$$f_{gh-soil \rightarrow air} = f_{gh-soil} \times (1 - e^{-\alpha\tau_{soil}}) \quad (5.7)$$

La pérdida diaria de plaguicida, α , (días^{-1}) se calcula a partir de la presión de vapor del plaguicida utilizando la tabla 5.2 tal y como se presenta en Hauschild (2000). Para sustancias de

alta volatilidad, es decir, presión de vapor mayor de 0,1, la pérdida diaria por volatilización desde el suelo será igual a 0,50. En el caso de la fracción que se volatiliza desde la planta se utiliza la ecuación 5.7 sustituyendo *soil* por *plant*.

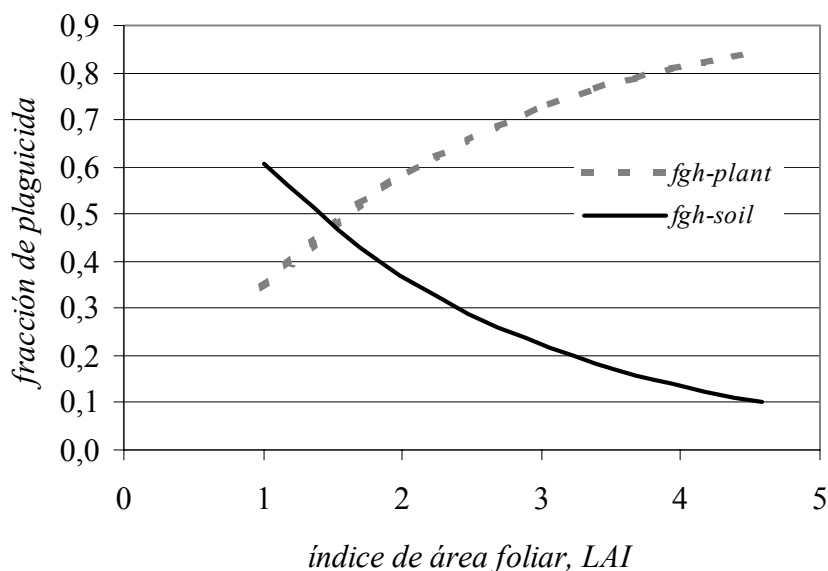


Figura 5.3 Fracción de plaguicida que llega al suelo y a la planta en función del índice de área foliar

Tabla 5.2 Pérdida diaria por evaporación de plaguicida, α , días⁻¹, desde el suelo y el cultivo determinada a partir de la volatilidad de la sustancia. (Hauschild, 2000)

| Volatilidad | Presión de vapor, Pa | α , días ⁻¹ |
|---------------|-----------------------|-------------------------------|
| Suelo | | |
| Alta | $> 10^{-1}$ | 0,50 |
| Baja | 10^{-3} - 10^{-1} | 0,10 |
| No volátil | $< 10^{-3}$ | 0,01 |
| Planta | | |
| Alta | $> 10^{-3}$ | 0,50 |
| Baja | 10^{-5} - 10^{-3} | 0,25 |
| No volátil | $< 10^{-5}$ | 0,10 |

La suma de las diferentes fracciones que alcanza el aire del invernadero será por tanto:

$$f_{gh-air} = f_{gh-drift} + f_{gh-soil \rightarrow gh-air} + f_{gh-plant \rightarrow gh-air} \tag{5.8}$$

5.4.4.2 Escorrentía, $f_{gh-runoff}$

Se considera bajo este término el arrastre por escorrentía superficial del agua de lluvia o de riego. La fracción de plaguicida arrastrada depende fundamentalmente del tiempo transcurrido entre la aplicación y la lluvia o el riego. Será función de la solubilidad en agua del plaguicida, de la

degradabilidad de la sustancia y la pendiente del campo. En el caso de cultivo bajo invernadero, por tanto protegido de la lluvia, y en sustrato artificial con riego localizado la escorrentía se considera nula.

5.4.4.3 Flujo vertical, $f_{gh-leaching}$

La capacidad de un plaguicida para alcanzar las aguas subterráneas se correlaciona con su persistencia en el suelo caracterizada por su vida media τ_{soil} y su capacidad de retención. La retención es una consecuencia de la interacción entre el compuesto y las partículas del suelo (orgánicas o inorgánicas); se suele describir como adsorción o sorción y representa la afinidad entre el suelo y el compuesto. La adsorción retarda o previene el movimiento de los plaguicidas y afecta a su disponibilidad, tanto para las plantas y microorganismos como para la transformación biótica o abiótica. Los constituyentes del suelo que controlan la adsorción son la materia orgánica y las arcillas. En general los plaguicidas no iónicos con elevada solubilidad en agua presentan coeficientes de adsorción bajos y, al contrario, aquellos compuestos de baja solubilidad en agua dan lugar a coeficientes de adsorción elevados. La temperatura y la humedad son dos factores que afectarán a la adsorción (Beltran y col., 1995).

El plaguicida puede desplazarse a través del suelo por percolación o por transporte preferencial a través de la estructura de macroporos del suelo. El movimiento de los plaguicidas a través de la zona no saturada, incluso en el caso de plaguicidas de gran movilidad, es significativamente más lento que la percolación del agua propiamente dicha, ya que existen una serie de interacciones entre la sustancia disuelta y las partículas orgánicas y minerales que constituyen el suelo.

Los factores que influirán en el desplazamiento vertical del plaguicida vendrán determinados por las características del propio plaguicida, las condiciones meteorológicas, especialmente lluvia (a menos lluvia, más fracción degradada, por tanto más sorción de los residuos en el suelo y menos potencial de drenaje) y la textura del suelo, en suelos arenosos se da más percolación y en suelos arcillosos más transporte a través de los macroporos.

La fracción lixiviada se calcula como la suma de los flujos por percolación y transporte a través de los macroporos. Para las condiciones de nuestro suelo utilizaremos una fracción de percolación de 0,1, estimada a partir de una adaptación del modelo GLEAMS (Leonard y col., 1987), excepto para plaguicidas con un tiempo de residencia medio > 500 días y bajo K_{oc} (< 20 l.kg⁻¹), para los cuales la fracción de percolación propuesta por Hauschild (2000) es de 0,5. El transporte a través de macroporos en suelos arenosos es muy pequeño en comparación a la

percolación. En este estudio, se obvia esta fracción por tratarse de un suelo con un alto porcentaje de arena.

5.4.4.4 Fracción ecosistemas, f_{env}

En invernaderos con riego localizado, lluvia y escorrentía despreciable y sin drenaje artificial, la fracción de plaguicidas que alcanza los ecosistemas proviene del flujo drenado a través del suelo del invernadero, $f_{gh-leaching}$, y la que se depositará en aguas superficiales, $f_{env-water}$, y suelo, $f_{env-soil}$, proveniente de la volatilización de los plaguicidas f_{gh-air} . Hauschild (2000) establece que la fracción que se deposita en los ecosistemas acuático o terrestre depende de su degradación en el aire. Si la substancia es suficientemente estable, tiempo de residencia en el aire >1 día, la fracción que se deposita en cada uno de ellos viene determinada por la proporción entre superficie de agua y tierra. En el caso del Maresme esta fracción sería 0,5 % agua dulce y 99,5% de suelo. Esto significa:

$$f_{env-water} = f_{gh-leaching} + 0,005 \times f_{gh-air} \quad (5.9)$$

Y la fracción que se deposita en los ecosistemas terrestres:

$$f_{env-soil} = 0,995 \times f_{gh-air} \quad (5.10)$$

5.4.4.5 Fracción en fruto, $f_{gh-fruit}$

La fracción que alcanza el fruto depende de las características del plaguicida, el estadio del fruto y del tipo de aplicación. En un gran número de casos la molécula original da lugar a metabolitos secundarios que pueden ser más tóxicos que la propia materia activa. La complejidad del tema repercute en que sea difícil estimar el residuo. Como se ha dicho en la revisión, en la mayoría de métodos utilizados en el cálculo de la toxicidad esta fracción se obvia.

Tan sólo el método CST ofrece una primera aproximación basada en los valores máximo admisible, **MRL**. Ésta es la máxima concentración de plaguicida legalmente permitida en los alimentos según la directiva de la UE. A partir de las experiencias realizadas por Eilrich (1991), en que observó que el residuo de clorotalonil encontrado en productos frescos era un 5% del **MRL**. Este método propone, a falta de más información, considerar este valor para el cálculo del residuo de plaguicidas en el alimento.

$$f_{food} = \frac{0,05 \times MRL \times Y}{Q} \quad (5.11)$$

donde **MRL**, (en $kg_x \cdot kg_{tom}^{-1}$), **Y** es la producción media, ($15 \cdot kg_{tom} \cdot m^{-2}$), y **Q** es la dosis recomendada aplicada de materia activa, ($kg_x \cdot m^{-2}$).

En esta tesis y para su aplicación en el otro método seleccionado, USES-LCA, se ha procedido al cálculo del residuo en fruto teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

El residuo que llega al fruto depende de la superficie expuesta y que por tanto penetra en él a través de la cutícula, de la propia naturaleza de esta cutícula y de la traslocación, transporte por la savia, a través de la planta.

En relación a la traslocación, trabajos realizados en Israel (Coscolla, 1993) muestran que los productos sistémicos se desplazan preferentemente a las hojas. En otro trabajo citado por el mismo autor y realizado en cítricos se observan residuos en pulpa de fruto a partir de dosis 5 veces la recomendada para aldicarb, un producto sistémico altamente tóxico y aplicado en suelo. Por tanto se considera que la fracción que puede llegar por traslocación es mínima comparada con la que penetra a través del fruto.

Considerando por tanto, únicamente, el plaguicida que se deposita sobre el fruto aquel tendrá importancia a partir del momento en que el fruto ha adquirido un cierto tamaño, entre 4 y 7 cm de diámetro. Para el cálculo de dicha fracción se ha evaluado la ratio entre superficie de planta desarrollada y superficie de frutos. En las condiciones de nuestro invernadero se ha obtenido una relación de 0,236 m² de superficie de fruto por m² de suelo en una planta de 4 m² de área foliar respecto a esta misma superficie de suelo, esto es una ratio de 0,06. Por tanto la fracción que llega al fruto, $f_{gh-fruit}$, se supondrá un 6% de la fracción que llega a la planta $f_{gh-plant}$:

$$f_{gh-fruit} = 0,06 \times f_{gh-plant} \quad (5.12)$$

5.4.5 Factores destino y exposición

5.4.5.1 USES-LCA

El factor de destino y exposición $F_{x,n \rightarrow j}$ representa generalmente el incremento de exposición de la población que supone cada unidad de emisión adicional:

$$F_{x,n \rightarrow j} = N_j \times \frac{dD_{x,n \rightarrow j}}{dM_{x,n}} \quad (5.13)$$

en que N_j es la cantidad total población expuesta (número de individuos para seres humanos, m³ de agua o kg de sedimento o suelo para ecosistemas acuáticos o terrestres respectivamente) y $dD_{x,n \rightarrow j}/dM_{x,n}$ es el cambio marginal en la exposición a la sustancia x para el objetivo j ($dD_{x,j}$) causado por el cambio marginal en la emisión de la sustancia x en el compartimento n ($dM_{x,n}$) (en kg día⁻¹ persona⁻¹, kg día⁻¹ para seres humanos o en días m⁻³ para ecosistemas).

El método USES-LCA puede utilizarse directamente para calcular los factores exposición y destino a partir de las fracciones transferidas del invernadero a los ecosistemas acuático y terrestre. Sin embargo para el caso de la toxicidad humana el modelo ha debido adaptarse para el cálculo de los factores de exposición y destino a partir de la fracción que desde el suelo, $F_{gh-soil \rightarrow h}$, y la planta, $F_{gh-plant \rightarrow h}$, se transfiere al fruto y de ahí a las personas vía ingestión del fruto:

$$F_{x,gh-soil \rightarrow h} = \frac{dC_{x,tom}}{dM_{x,gh-soil}} \times Y_d \quad (5.14)$$

donde $dC_{x,tom}$ es el incremento de la concentración de la sustancia x en el tomate ($kg_x kg_t^{-1}$); $dM_{x,gh-soil}$ es el incremento de la sustancia x en el suelo del invernadero ($kg_x día^{-1}$) y Y_d la producción de tomates. Para el cálculo del residuo en fruto a partir de la fracción que llega a la planta $F_{gh-plant \rightarrow h}$ se aplica la ecuación 5.12 utilizando en este caso la emisión directa a la planta $dM_{x,gh-plant}$.

5.4.5.2 Critical Surface Time, CST

Jolliet y Crettaz (1996), proponen el cálculo del factor destino en estado de equilibrio de acuerdo con el principio de conservación de masas como:

$$F_{x,m} = \frac{\tau_{x,m}}{V_{x,m}} \quad (5.15)$$

donde $\tau_{x,m}$ es el tiempo global de residencia de la sustancia x en el medio m , (años) y $V_{x,m}$ es el volumen equivalente de dilución por unidad de superficie para la sustancia x en el medio m , ($m^3 \cdot m^{-2}$).

Trabajos previos (Margni y col., 2002) han mostrado que la toxicidad potencial humana derivada de la inhalación de aire es pequeña en relación con la ingerida en el alimento, por este motivo y por la incertidumbre generada en su cálculo, en esta tesis no se considera.

La aplicación de ambos métodos, USES-LCA y CST requiere el uso de una serie de parámetros fijos. La tabla 5.3 refleja los parámetros considerados.

Tabla 5.3 Parámetros fijos considerados en ambos métodos

| Parámetros | unidades | valor | método utilizado |
|--|---|----------|------------------|
| Densidad de población | personas· m ⁻² | 1,1 E-05 | CST, USES-LCA |
| Peso medio persona | kg·persona ⁻¹ | 70 | CST, USES-LCA |
| Consumo tomates | kg·persona ⁻¹ ·día ⁻¹ | 0,06 | USES-LCA |
| Consumo agua | L·persona ⁻¹ ·día ⁻¹ | 2 | CST, USES-LCA |
| Volumen agua superficial | m ³ ·m ⁻² | 0,18 | CST |
| Volumen agua superficial y subterránea | m ³ ·m ⁻² | 20,8 | CST |
| Volumen suelo | m ³ ·m ⁻² | 0,1 | CST |
| Densidad suelo | kg·m ⁻³ | 1.500 | CST, USES-LCA |

5.4.6 Factor efecto

Para cada materia activa se determina una dosis a partir de la cual no se observa aumento en la frecuencia o severidad del efecto (NOEL). Esta dosis se establece experimentalmente en estudios de toxicología animal.

A partir de la dosis determinada para mamíferos se aplican unos factores de extrapolación estimándose para cada sustancia la cantidad de ingesta aceptable diaria, (ADI) que no tendrá consecuencias sobre el hombre.

En los ecosistemas acuáticos la concentración sin efecto (NEC) sobre la fauna acuática vendrá determinada por la dosis letal (LC50) para el 50% de la población existente en un litro de agua. Esta dosis se determinará para algas, crustáceos y peces, utilizándose la más baja de ellas multiplicada por un factor de corrección, generalmente 100 (Koudijs y col., 1998).

Para los ecosistemas terrestres existen pocos experimentos toxicológicos de ahí que generalmente se proceda a estimar la concentración sin efecto (PNEC) a partir de la NEC acuática (Huijbregts, 1999a).

En el cálculo del impacto de los plaguicidas aplicados, el efecto será inversamente proporcional a la concentración sin efecto (1/ADI o 1/NEC), es decir, cuanto menor sea la concentración letal más grave será el efecto y por tanto el impacto.

En la tabla 5.4 se muestra el cálculo de los diferentes factores de transporte. Para cada método se presenta un ejemplo de cálculo de los factores de destino, $F_{env-s \rightarrow t}$ según CST y $F_{gh-tom \rightarrow h}$ según USES-LCA, con su respectivo impacto final para la materia activa Captan.

Tabla 5.4 Cálculo para CAPTAN de los factores de transporte y ejemplo para factor destino e impacto final mediante modelo CST y USES-LCA

| CAPTAN | cálculo | referencia |
|---|---|----------------------|
| DOSIS | | |
| <i>M</i> | $8,3 \cdot 10^{-6} \text{ kg}_x \cdot FU^1$ | tabla 5.1 |
| FACTOR TRANSPORTE | | |
| $f_{gh-soil}$ | $e^{-0,5 \cdot 4} = 0,135$ | ec. 5.5 |
| $f_{gh-plant}$ | $1 - (0,05 + 0,135) = 0,815$ | ec. 5.6 |
| $f_{gh-soil \rightarrow air}$ | $(1 - e^{-0,01 \cdot 0,29}) = 0,0029$ | ec. 5.7 |
| Presión vapor | $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ Pa}$ | Anexo. Tabla III |
| α_s | $0,01 \text{ días}^{-1}$ | tabla 5.2 |
| τ_s | $DT_{50s}/LN(2) = 0,29 \text{ días}$ | Anexo. Tabla III |
| $f_{gh-plant \rightarrow air}$ | $(1 - e^{-0,25 \cdot 4,33}) = 0,661$ | ec. 5.7 |
| α_p | $0,25 \text{ días}^{-1}$ | tabla 5.2 |
| τ_p | $DT_{50p}/LN(2) = 4,33 \text{ días}$ | Anexo. Tabla III |
| f_{gh-air} | $0,05 + (0,003 \cdot 0,135) + (0,661 \cdot 0,815) = 0,589$ | ec. 5.8 |
| $f_{gh-leaching}$ | $0,1 \cdot (0,135 - (0,003 \cdot 0,135)) = 0,0135$ | 5.4.4.3 |
| $f_{env-water}$ | $0,014 + (0,005 \cdot 0,589) = 0,017$ | ec. 5.9 y tabla 5.4 |
| $f_{env-soil}$ | $0,995 \cdot 0,589 = 0,586$ | ec. 5.10 y tabla 5.4 |
| $f_{gh-soil}$ | $(0,135 - 0,0029 \cdot 0,135) = 0,135$ | tabla 5.4 |
| $f_{gh-plant}$ | $(0,815 - 0,661 \cdot 0,815) = 0,276$ | tabla 5.4 |
| f_{food} (CST) | $(0,05 - 0,000003 \cdot 15) / 0,000125 = 0,018$ | ec.5.11 |
| <i>MRL</i> | $0,000003 \text{ kg} \cdot \text{kg}_{tom}^{-1}$ | Anexo. Tabla III |
| <i>Y</i> | $15 \text{ kg}_{tom} \cdot \text{m}^{-2}$ | 5.4.1 |
| <i>Q</i> | $0,000125 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ | tabla 5.1 |
| $f_{gh-fruit}$ (USES-LCA) | $0,06 \cdot (0,815 - 0,661 \cdot 0,815) = 0,0166$ | ec. 5.12 |
| DESTINO y EXPOSICIÓN | | |
| $F_{env-s \rightarrow t}$ (CST) | $0,29 / 0,10 / 1.500 = 0,002 \text{ días} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{kg}_{wwt}$ | ec. 5.15 |
| τ_s | $DT_{50s}/LN(2) = 0,29 \text{ días}$ | Anexo. Tabla III |
| V_s | $0,10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$ | tabla 5.3 |
| δ_s | 1500 kg m^{-3} | tabla 5.3 |
| $F_{gh-plant \rightarrow h}$ (USES-LCA) | $0,288 \cdot 0,04 = 0,0115$ | ec. 5.14 |
| dC_{tom} | $0,288 \text{ kg} \cdot \text{kg}_{tom}^{-1}$ | USES-LCA programa |
| dM_{tom} | 1 kg día^{-1} | USES-LCA programa |
| Y_d | $0,04 \text{ kg}_{tom} \cdot \text{día}^{-1}$ | 5.4.1 |
| FACTOR EFECTO | | |
| $E_{terrestre}$ | $1 / (4 \cdot 10^{-9}) = 2,5 \cdot 10^8 \text{ kg}_{wwt} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 5.4.6 y tabla 5.5 |
| <i>PNECs</i> | $4 \cdot 10^{-9} \text{ kg} \cdot \text{kg}_{wwt}^{-1}$ | Anexo. Tabla III |
| E_{humano} | $1 / (1 \cdot 10^{-7}) / 70 = 1,43 \cdot 10^5 \text{ día} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{persona}^{-1}$ | 5.4.6 y tabla 5.5 |
| <i>ADI</i> | $1 \cdot 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ | Anexo. Tabla III |
| IMPACTO | | |
| <i>TTI</i> (CST) | $8,3 \cdot 10^{-6} \cdot 0,586 \cdot 0,29 \cdot 2,5 \cdot 10^8 = 352,6 \text{ días kg}_{wwt} \cdot UF^1$ | ec. 5.1 y tabla 5.8 |
| <i>HTI</i> (USES-LCA) | $8,3 \cdot 10^{-6} \cdot 0,0166 \cdot 0,0115 \cdot 1,43 \cdot 10^5 = 0,00022 \text{ días} \cdot \text{pers} \cdot UF^1$ | tabla 5.7 |

5.5 RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados calculados para los diferentes factores comunes a ambos métodos, CST y USES-LCA de los diferentes plaguicidas estudiados aplicados en cultivo desarrollado LAI=4 (sección 5.5.1). Los factores de destino y exposición así como los valores de toxicidad potencial para cada plaguicida propios de cada método se presentan en la sección 5.5.2 (USES-LCA) y sección 5.5.3 (CST). Así mismo se ha procedido a una clasificación de los diferentes insecticidas y fungicidas utilizados en función del grado de toxicidad calculada por los dos métodos.

La aplicación de estos métodos en una serie de explotaciones, gestionadas por IPM o CPM, se presenta en el apartado 5.5.4 comparándose los impactos potenciales de cada campaña.

5.5.1 Factores transporte y efecto

Los factores de transporte a los distintos compartimentos (tabla 5.5) y los factores de efecto (tabla 5.6) son comunes para ambos métodos.

Cuando el cultivo se halla desarrollado, la fracción que llega a la planta es más alta que la que llega al suelo. De entre los diferentes plaguicidas, aquellos con una volatilidad baja y un tiempo de residencia más corto darán fracciones más altas, puesto que difícilmente se volatilizarán y pasarán a otro compartimento. Es el caso, por ejemplo, de Mancozeb en planta y suelo, Abamectina, Heptenofos o Fenarimol en planta y Captan en suelo.

La fracción que alcanza los ecosistemas terrestres es más alta que aquella que se acumula en los acuáticos debido a la menor superficie ocupada por éstos. Esta fracción será más grande en función de la cantidad de plaguicida proveniente del invernadero. Por tanto aquellos plaguicidas con tiempo de residencia más alto y alta volatilidad son los que tienen más posibilidades de alcanzar los ecosistemas vecinos, por ejemplo, clorotalonil. En general los insecticidas presentan valores más altos de presión de vapor, siendo por tanto más volátiles, encontrándose más residuos en los ecosistemas vecinos.

Tabla 5.5 Valores de los factores de transporte para un índice de área foliar, LAI= 4

| Materia activa | $f_{gh-soil}$ | $f_{gh-plant}$ | $f_{env-water}$ | $f_{env-soil}$ |
|-----------------------|---------------|----------------|-----------------|----------------|
| <i>Fungicidas</i> | | | | |
| Azoxistrobin | 0,057 | 0,343 | 0,017 | 0,597 |
| Benomilo | 0,051 | 0,396 | 0,016 | 0,550 |
| Captan | 0,135 | 0,276 | 0,016 | 0,586 |
| Carbendazim | 0,024 | 0,144 | 0,018 | 0,828 |
| Clorotalonil | 0,000 | 0,000 | 0,019 | 0,995 |
| Fenarimol | 0,057 | 0,695 | 0,015 | 0,247 |
| Iprodiona | 0,075 | 0,451 | 0,016 | 0,472 |
| Kresoxim-metil | 0,079 | 0,396 | 0,016 | 0,523 |
| Mancozeb | 0,126 | 0,758 | 0,014 | 0,116 |
| Metalaxil | 0,049 | 0,065 | 0,018 | 0,881 |
| <i>Insecticidas</i> | | | | |
| Abamectina | 0,090 | 0,786 | 0,014 | 0,123 |
| Bromopropilato | 0,058 | 0,097 | 0,018 | 0,841 |
| Ciromazina | 0,035 | 0,297 | 0,017 | 0,665 |
| Deltametrin | 0,094 | 0,022 | 0,018 | 0,879 |
| Esfenvalerete | 0,057 | 0,039 | 0,018 | 0,899 |
| Etofenprox | 0,057 | 0,094 | 0,018 | 0,845 |
| Heptenofos | 0,082 | 0,775 | 0,014 | 0,143 |
| Imidacloprid | 0,057 | 0,094 | 0,018 | 0,845 |
| Metamidofos | 0,093 | 0,013 | 0,018 | 0,889 |
| Metiocarb | 0,000 | 0,008 | 0,018 | 0,987 |
| Metomilo | 0,007 | 0,045 | 0,018 | 0,943 |
| Pymetrozine | 0,028 | 0,017 | 0,018 | 0,950 |
| Pirimicarb | 0,084 | 0,506 | 0,016 | 0,408 |

La tabla 5.6 muestra el factor efecto para los seres humanos y ecosistemas acuáticos y terrestres para los diferentes plaguicidas. El valor más alto de los factores efecto en personas se presenta en el caso de la materia activa Abamectina. En los sistemas acuáticos, Esfenvalerete, Deltametrin, Abamectina y Metiocarb muestran los valores más altos mientras que para los ecosistemas terrestres los máximos valores corresponden a Esfenvalerete, Metiocarb, Abamectina y Ciromazina. Con la excepción de Ciromazina, todas estas materias activas no están autorizadas en IPM (ver tabla 5.1).

Tabla 5.6 Valores de los factores efecto para la población humana, ecosistemas acuáticos y terrestres

| Materia activa | $E_{humano} (día \cdot kg^{-1})^a$ | $E_{acuatico} (m^3 \cdot kg^{-1})$ | $E_{terrestre} (kg_{wwt} \cdot kg^{-1})$ |
|-----------------------|------------------------------------|------------------------------------|--|
| <i>Fungicidas</i> | | | |
| Azoxistrobin | 7,94E+04 | 1,05E+07 | 4,26E+09 |
| Benomilo | 1,43E+05 | 6,67E+06 | 6,67E+08 |
| Captan | 1,43E+05 | 4,55E+07 | 2,50E+08 |
| Carbendazim | 4,76E+05 | 5,00E+06 | 2,81E+08 |
| Clorotalonil | 4,76E+05 | 1,14E+06 | 4,05E+07 |
| Fenarimol | 3,57E+04 | 3,85E+06 | 8,26E+07 |
| Iprodiona | 2,38E+05 | 4,35E+05 | 7,09E+07 |
| Kresoxim-metil | 2,51E+05 | 8,33E+03 | 7,46E+08 |
| Mancozeb | 4,76E+05 | 2,50E+06 | 2,36E+07 |
| Metalaxil | 4,76E+05 | 8,33E+03 | 4,69E+05 |
| <i>Insecticidas</i> | | | |
| Abamectina | 7,14E+06 | 2,94E+09 | 3,33E+10 |
| Bromopropilato | 4,76E+05 | 5,88E+06 | 1,12E+07 |
| Ciromazina | 7,14E+05 | 2,22E+06 | 1,62E+10 |
| Deltametrin | 1,43E+06 | 3,33E+09 | 4,13E+08 |
| Esfenvalerete | 7,14E+05 | 3,70E+09 | 2,09E+11 |
| Etofenprox | 4,76E+05 | 5,75E+05 | 3,24E+07 |
| Heptenofos | 2,86E+06 | 5,00E+07 | 2,81E+09 |
| Imidacloprid | 1,43E+06 | 8,85E+05 | 4,98E+07 |
| Metamidofos | 3,57E+06 | 3,03E+07 | 1,71E+09 |
| Metiocarb | 7,14E+05 | 1,00E+09 | 5,63E+10 |
| Metomilo | 4,76E+05 | 1,25E+07 | 7,04E+08 |
| Pymetrozine | 2,51E+06 | 1,00E+04 | 3,39E+04 |
| Pirimicarb | 7,14E+05 | 1,11E+07 | 6,26E+08 |

5.5.2 USES-LCA

La tabla 5.7 muestra los factores de exposición y destino para los seres humanos y ecosistemas acuáticos y terrestres calculados de acuerdo con el modelo USES-LCA.

Los valores más altos de estos factores para el cálculo de la toxicidad humana corresponden a $F_{gh-tom \rightarrow h}$. Esfenvalerete, Imidacloprid, Carbendazim, Clorotalonil, Metalaxil y Ciromazina

Ciromazina y Metomilo muestran los valores más altos para el cálculo de la toxicidad en los ecosistemas acuáticos. En los ecosistemas terrestres los valores más altos para este factor lo presentan Bromopropilato, Fenarimol, Azoxistrobin y Ciromazina.

Tabla 5.7 Valores de los factores destino y exposición calculados mediante el método USES-LCA

| Materia activa | $F_{gh-plant \rightarrow h}$ (-) | $F_{gh-soil \rightarrow h}$ (-) | $F_{env-s \rightarrow h}$ (-) | $F_{env-w \rightarrow h}$ (-) | $F_{env-s \rightarrow a}$ (días) | $F_{env-w \rightarrow a}$ (días) | $F_{env-s \rightarrow t}$ (días) | $F_{env-w \rightarrow t}$ (días) |
|---------------------|-------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| <i>Fungicidas</i> | | | | | | | | |
| Azoxistrobin | 2,04E-02 | 1,94E-03 | 5,77E-04 | 1,62E-05 | 6,18E+00 | 8,41E+01 | 1,29E+02 | 1,18E-07 |
| Benomilo | 1,77E-02 | 1,68E-05 | 5,48E-06 | 1,82E-06 | 7,52E-03 | 1,12E+01 | 1,59E+01 | 3,76E-07 |
| Captan | 1,12E-02 | 3,08E-06 | 1,25E-06 | 6,76E-08 | 9,62E-05 | 4,97E-01 | 4,98E-01 | 7,58E-07 |
| Carbendazim | 3,32E-02 | 3,03E-03 | 5,40E-04 | 9,60E-06 | 4,38E+00 | 8,34E+01 | 2,71E-01 | 3,39E-07 |
| Clorotalonil | 3,01E-02 | 3,18E-12 | 2,55E-06 | 8,93E-07 | 9,92E-03 | 3,54E+00 | 5,10E-02 | 9,71E-02 |
| Fenarimol | 4,62E-03 | 3,23E-05 | 9,53E-05 | 8,47E-05 | 1,56E+00 | 8,18E+01 | 1,45E+02 | 2,94E-02 |
| Iprodiona | 1,09E-03 | 2,50E-06 | 1,41E-05 | 1,41E-06 | 5,84E-03 | 4,08E+00 | 6,24E+00 | 1,89E-06 |
| Kresoxim-metil | 8,05E-03 | 1,10E-04 | 1,19E-04 | 3,93E-05 | 1,53E+00 | 6,23E+01 | 8,97E+01 | 3,64E-03 |
| Mancozeb | 2,16E-03 | 5,31E-07 | 1,44E-06 | 5,09E-07 | 8,02E-04 | 4,65E+00 | 1,26E+01 | 1,42E-07 |
| Metalaxil | 2,29E-02 | 5,80E-03 | 1,51E-03 | 6,32E-06 | 8,53E+00 | 5,15E+01 | 1,18E-01 | 2,46E-04 |
| <i>Insecticidas</i> | | | | | | | | |
| Abamectina | 1,10E-03 | 1,08E-07 | 1,43E-05 | 1,63E-04 | 4,59E-02 | 3,99E+01 | 7,03E+01 | 3,80E-04 |
| Bromopropilato | 2,01E-02 | 8,37E-07 | 3,89E-05 | 1,39E-04 | 2,58E-03 | 5,63E+00 | 2,97E+02 | 1,72E+02 |
| Ciromazina | 2,30E-02 | 6,21E-03 | 7,13E-04 | 1,38E-05 | 3,16E+01 | 1,29E+02 | 1,19E+02 | 3,55E-07 |
| Deltametrin | 1,02E-02 | 4,02E-08 | 2,04E-07 | 3,64E-06 | 1,69E-04 | 4,58E+00 | 6,29E+01 | 2,34E-01 |
| Esfenvalerete | 4,51E-02 | 7,93E-06 | 1,33E-03 | 7,81E-03 | 1,38E-01 | 5,92E+01 | 1,50E-01 | 4,62E-01 |
| Etofenprox | 1,98E-02 | 3,55E-07 | 6,81E-05 | 2,59E-04 | 1,32E-04 | 1,63E+00 | 1,51E-01 | 1,13E+00 |
| Heptenofos | 3,08E-04 | 6,18E-07 | 2,15E-06 | 8,17E-07 | 6,70E-03 | 4,86E+00 | 1,76E-03 | 1,70E-04 |
| Imidacloprid | 4,06E-02 | 1,96E-02 | 1,39E-03 | 8,73E-06 | 2,39E+01 | 8,21E+01 | 3,78E-02 | 3,71E-04 |
| Metamidafos | 1,14E-03 | 1,52E-05 | 1,16E-04 | 3,51E-06 | 2,16E+00 | 3,32E+01 | 5,69E-03 | 3,82E-07 |
| Metiocarb | 1,83E-02 | 7,21E-04 | 2,10E-05 | 1,36E-05 | 6,28E-01 | 4,22E+01 | 5,76E-02 | 2,27E-01 |
| Metomilo | 1,47E-02 | 1,45E-03 | 1,66E-04 | 1,25E-05 | 1,23E+01 | 1,18E+02 | 3,88E-02 | 1,97E-04 |
| Pimetrozina | 1,26E-02 | 1,22E-05 | 7,42E-06 | 1,21E-06 | 3,38E-02 | 1,14E+01 | 8,25E+01 | 5,00E-06 |
| Pirimicarb | 6,54E-03 | 4,78E-04 | 6,66E-05 | 4,22E-06 | 1,64E+00 | 3,51E+01 | 2,47E-01 | 1,89E-03 |

La tabla 5.8 muestra los resultados de toxicidad, *IS*, calculados según la ecuación 5.1, para cada categoría seres humanos, ecosistemas acuáticos y terrestres.

El impacto más alto para toxicidad de los seres humanos lo produce la materia activa Metamidafos, seguido de Ciromazina y Metalaxyl. Los insecticidas Metiocarb, Esfenvalerete, Metamidafos y Metomilo presentan los valores más altos de toxicidad potencial en sistemas acuáticos. De los diferentes plaguicidas Deltametrin y Bromopropilato generan los valores más altos de toxicidad para los ecosistemas terrestres (tabla 5.8).

Tabla 5.8 Valores de los potenciales de toxicidad para seres humanos, HTI, ecosistemas acuáticos, ATI y terrestres, TTI calculados según el método USES-LCA para los diferentes plaguicidas

| | HTI días pers UF^{-1} | ATI días $m^3 UF^{-1}$ | TTI días $kg_{wwt} UF^{-1}$ |
|---------------------|----------------------------|---------------------------|--------------------------------|
| <i>Fungicidas</i> | | | |
| Azoxistrobin | 1,16E-04 | 89,15 | 1351,66 |
| Benomilo | 2,02E-04 | 4,15 | 194,25 |
| Captan | 2,21E-04 | 3,12 | 110,54 |
| Carbendazim | 7,69E-04 | 51,00 | 2,24 |
| Clorotalonil | 8,15E-06 | 0,57 | 0,87 |
| Fenarimol | 3,13E-06 | 2,45 | 55,05 |
| Iprodiona | 1,15E-06 | 0,0039 | 0,17 |
| Kresoxim-metil | 1,10E-04 | 0,03 | 0,72 |
| Mancozeb | 5,01E-04 | 1,75 | 38,82 |
| Metalaxil | 1,08E-03 | 0,09 | 0,0012 |
| <i>Insecticidas</i> | | | |
| Abamectina | 2,9E-05 | 120,8 | 1834,3 |
| Bromopropilato | 3,7E-04 | 3,0 | 7517,3 |
| Ciromazina | 1,2E-03 | 77,3 | 263,6 |
| Deltametrin | 1,6E-06 | 22,9 | 15360,2 |
| Esfenvalerete | 4,4E-04 | 1768,5 | 696,4 |
| Etofenprox | 1,7E-04 | 0,0 | 1,5 |
| Heptenofos | 5,6E-05 | 4,7 | 0,026 |
| Imidacloprid | 1,3E-05 | 0,07 | 0,0001 |
| Metamidafos | 3,1E-03 | 635,2 | 1,3 |
| Metiocarb | 7,2E-05 | 4666,0 | 977,6 |
| Metomilo | 1,6E-04 | 274,4 | 0,74 |
| Pimetrozina | 8,0E-04 | 0,002 | 0,28 |
| Pirimicarb | 2,0E-04 | 81,4 | 8,8 |

5.5.3 CST

La tabla 5.9 muestra los factores destino calculados por el método CST. Los valores vía inhalación de aire no han sido considerados por tratarse de valores muy bajos (Margni 2002). Los valores correspondientes a la ingestión de agua son claramente inferiores a aquellos provenientes de la ingestión de alimentos, F_{food-h} . Los valores más altos para estos últimos corresponden a aquellos con una dosis de *MRL* alto, ejemplo Ipridiona o dosis de aplicación muy bajas, ejemplo Imidacloprid (ecuación 5.11).

Tabla 5.9 Valores de los Factores destino calculados según el método CST

| <i>Plaguicida</i> | $F_{food \rightarrow h}$ (-) | $F_{env-w \rightarrow h}$ (-) | $F_{env-w \rightarrow a}$ (días m ² m ⁻³) | $F_{env-s \rightarrow a}$ (días m ² kg _{wt} ⁻¹) |
|---------------------|---------------------------------|----------------------------------|---|--|
| <i>Fungicidas</i> | | | | |
| Azoxistrobin | 0,060 | 9,2E-08 | 480,9 | 0,577 |
| Benomilo | 0,008 | 2,6E-08 | 137,9 | 0,644 |
| Captan | 0,018 | 3,1E-10 | 1,6 | 0,002 |
| Carbendazim | 0,013 | 9,2E-08 | 480,9 | 1,154 |
| Clorotalonil | 0,015 | 1,1E-08 | 56,1 | 0,202 |
| Fenarimol | 0,038 | 9,2E-08 | 480,9 | 0,577 |
| Iprodiona | 1,875 | 6,9E-09 | 36,1 | 0,394 |
| Kresoxim-metil | 0,015 | 5,7E-08 | 300,6 | 0,361 |
| Mancozeb | 0,001 | 3,1E-09 | 16,0 | 0,048 |
| Metalaxil | 0,002 | 4,3E-08 | 224,4 | 0,673 |
| <i>Insecticidas</i> | | | | |
| Abamectina | 0,208 | 4,3E-08 | 224,4 | 0,269 |
| Bromopropilato | 0,010 | 4,0E-09 | 21,2 | 0,567 |
| Ciromazina | 0,017 | 2,4E-07 | 1.238,5 | 0,894 |
| Deltametrin | 0,120 | 4,6E-09 | 24,0 | 0,240 |
| Esfenvalerete | 0,038 | 9,2E-08 | 480,9 | 0,577 |
| Etofenprox | 0,013 | 9,2E-08 | 480,9 | 0,577 |
| Heptenofos | 0,004 | 3,1E-09 | 16,0 | 0,007 |
| Imidacloprid | 1,333 | 9,2E-08 | 480,9 | 0,577 |
| Metamidafos | 0,003 | 2,4E-08 | 128,2 | 0,025 |
| Metiocarb | 0,003 | 9,8E-08 | 513,0 | 0,616 |
| Metomilo | 0,016 | 3,5E-07 | 1.843,4 | 0,202 |
| Pimetrozina | 0,030 | 7,6E-09 | 40,1 | 0,317 |
| Pirimicarb | 0,008 | 2,6E-08 | 40,1 | 0,317 |

En cuanto a los factores correspondientes a los ecosistemas estos dependen directamente del tiempo de residencia, siendo por tanto los valores más altos para aquellas sustancias con tiempos de residencia más altos, ejemplo Metomilo o Ciromazina con un valor de residencia alto en agua o Carbendazim en suelo

Los insecticidas muestran valores más altos que los fungicidas para toxicidad humana, el insecticida Abamectina muestra el impacto potencial más alto seguido de Metamidafos (tabla 5.10).

La toxicidad más alta para el ecosistema acuático es generada por los insecticidas Metiocarb y Esfenvalerete, ambos no autorizados en IPM. Entre los fungicidas Azoxystrobin y Carbendazim, ambos autorizados en IPM, con valores del orden de 100 veces menores

Los resultados para el ecosistema terrestre muestran los valores más altos para Metiocarb, Esfenvalerete y Ciromazina entre los insecticidas y Azoxistrobin y Benomilo entre los fungicidas, estando Ciromazina y Azoxistrobin autorizados en IPM.

Tabla 5.10 Potenciales de toxicidad para seres humanos, HTI, ecosistemas acuáticos, ATI y terrestres, TTI calculados según el método CST para los diferentes plaguicidas

| | HTI días pers UF^{-1} | ATI días $m^3 UF^{-1}$ | TTI días $kg_{wwt} UF^{-1}$ |
|---------------------|----------------------------|---------------------------|--------------------------------|
| <i>Fungicidas</i> | | | |
| Azoxistrobin | 0,0079 | 25,1 | 366.975 |
| Benomilo | 0,0036 | 9,0 | 118.190 |
| Captan | 0,0214 | 1,8 | 352,6 |
| Carbendazim | 0,0119 | 15,3 | 80.737,6 |
| Clorotalonil | 0,0476 | 1,4 | 8.137,7 |
| Fenarimol | 0,0005 | 1,97 | 706,5 |
| Iprodiona | 0,0595 | 0,006 | 264,1 |
| Kresoxim-metil | 0,0063 | 0,0 | 35.194,9 |
| Mancozeb | 0,0071 | 1,1 | 209,8 |
| Metalaxil | 0,0012 | 0,008 | 55,7 |
| <i>Insecticidas</i> | | | |
| Abamectina | 0,1071 | 121,1 | 11956,0 |
| Bromopropilato | 0,0238 | 2,0 | 4011,5 |
| Ciromazina | 0,0179 | 12,5 | 2.169.487 |
| Deltametrin | 0,0143 | 21,6 | 1092,8 |
| Esfenvalerete | 0,0107 | 2.315,0 | 6.497.453 |
| Etofenprox | 0,0119 | 1,8 | 4738,8 |
| Heptenofos | 0,0143 | 2,7 | 542,7 |
| Imidacloprid | 0,0071 | 0,0 | 13,7 |
| Metamidofos | 0,0893 | 104,9 | 47.460,0 |
| Metiocarb | 0,0071 | 5.691,7 | 17.116.826 |
| Metomilo | 0,0119 | 121,3 | 32.205,3 |
| Pimetrozina | 0,0627 | 1,0 | 0,5 |
| Pirimicarb | 0,0179 | 3,4 | 308.971,1 |

La tabla 5.11 muestra los diferentes insecticidas estudiados clasificados según el impacto potencial. El valor 1 es otorgado al plaguicida con un impacto potencial más alto, para toxicidad humana, acuática y terrestre. Entre paréntesis está el valor relativo referido al impacto producido por Captan. En esta tabla se pueden comparar los resultados para ambos métodos CST y USES-LCA.

Los resultados indican diferencias entre métodos, e.g. Abamectina en HTI presenta un impacto potencial más bajo según USES-LCA, (posición 11) mientras que tiene un alto valor en CST (posición 1), y de manera similar Esfenvalerete (4 y 11 respectivamente). Dado que en ambos métodos el valor más alto procede de la ingestión del fruto y la diferencia es que en USES-LCA se tienen en las propiedades de degradación, mientras que en CST se parte de un valor empírico que tiene en cuenta la *MRL*.

En el caso de toxicidad de los ecosistemas, a pesar de que los valores absolutos discrepan considerablemente, la clasificación, atendiendo al impacto potencial de toxicidad de los insecticidas, presenta unos valores más aproximados. De acuerdo con los resultados, insecticidas tales como Pimetrozina, Imidacloprid y Etofenprox muestran los valores bajos en ecotoxicidad acuática en ambas metodologías. Metiocarb y Esfenvenlarate presentan los valores más altos. La toxicidad calculada para los ecosistemas terrestres presenta igualmente valores muy diferentes entre métodos. Atendiendo a la clasificación según el impacto se observa que los valores bajos corresponden a los mismos insecticidas para ambos métodos, Imidacloprid, Heptenofos y Pimetrozina. Las diferencias más importantes se dan para la materia activa, Deltametrin (posición 10 y 1 en método CST y método USES-LCA, respectivamente).

Tabla 5.11 Valores del impacto potencial para insecticidas y acaricidas para toxicidad de los seres humanos, acuática y terrestre calculada según CST y USES-LCA para cultivo desarrollado

| | HTI | | ATI | | TTI | |
|-----------------------|----------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|
| | CST | USES-LCA | CST | USES-LCA | CST | USES-LCA |
| Abamectina | 1 (5,0) | 11 (0,13) | 4 (67,4) | 5 (38,8) | 7 (33,9) | 3 (16,6) |
| Bromopropilato | 4 (1,1) | 5 (1,64) | 10 (1,1) | 10 (0,96) | 9 (11,4) | 2 (68,0) |
| Ciromazina | 6 (0,8) | 2 (5,34) | 7 (7,0) | 7 (24,8) | 3 (6,153) | 6 (2,38) |
| Deltametrin | 8 (0,7) | 13 (0,01) | 6 (12,0) | 8 (7,34) | 10 (3,1) | 1 (139,0) |
| Esfenvelarete | 11 (0,5) | 4 (1,86) | 2 (1,288) | 2 (567,5) | 2 (18,429) | 5 (6,30) |
| Etofenprox | 10 (0,6) | 7 (0,75) | 11 (1,0) | 12 (0,01) | 8 (13,4) | 8 (0,01) |
| Heptenofos | 7 (0,7) | 10 (0,25) | 9 (1,5) | 9 (1,50) | 11 (1,5) | 12 (0,00) |
| Imidacloprid | 13 (0,3) | 12 (0,06) | 13 (0,0) | 11 (0,02) | 12 (0,0) | 13 (0,00) |
| Metamidafos | 2 (4,2) | 1 (14,2) | 5 (58,4) | 3 (203,8) | 5 (134,6) | 9 (0,01) |
| Metiocarb | 12 (0,3) | 9 (0,32) | 1 (3,168) | 1 (1497) | 1 (48,549) | 4 (8,8) |
| Metomilo | 9 (0,6) | 8 (0,71) | 3 (67,5) | 4 (88,1) | 6 (91,3) | 10 (0,01) |
| Pimetrozina | 3 (2,9) | 3 (3,6) | 12 (0,6) | 13 (0,00) | 13 (0,0) | 11 (0,00) |
| Pirimicarb | 5 (0,8) | 6 (0,90) | 8 (1,9) | 6 (26,11) | 4 (876,3) | 7 (0,08) |

NOTA: en negrita aquellos insecticidas autorizados en IPM para cultivo de tomate en invernadero 2003

La tabla 5.12 muestra los resultados para fungicidas. Cabe destacar en primer lugar valores de toxicidad más bajos, en general que para los insecticidas. La ratio más alta con relación a Captan es de 3,5 en HTI, 28,6 en ATI y 1.041 en TTI, mientras que los insecticidas estos valores eran 14,2, 3.168 y 48.549 respectivamente.

De manera similar a la tabla 5.11 las diferencias más grandes se dan en toxicidad humana. Iprodiona y Clorotalonil muestran el impacto más alto calculado por CST y de los más bajos cuando se utiliza USES-LCA. El uso de ambos está autorizado en IPM. En sentido contrario Metalaxyl presentan valores altos de impacto cuando se calculan con el método USES-LCA y bajos con CST. No está autorizado su uso en IPM.

Los resultados de toxicidad obtenidos para los ecosistemas acuáticos presentan una conducta semejante a los insecticidas siendo la clasificación similar entre ambos métodos. Azoxistrobin, Carbendazim y Benomilo muestran el impacto mayor mientras que Iprodiona, Kresoxim-metil y Metalaxil se hallan entre los fungicidas con un menor impacto. Todos ellos con la excepción de Benomilo y Metalaxil se hallan autorizados en IPM.

Los valores correspondientes a los ecosistemas terrestres son más dispares comparando ambas metodologías. Azoxistrobin, Iprodiona y Metalaxil presentan posiciones diferentes en el cálculo del impacto en ecotoxicidad terrestre, (10 y 1, 1 y 9 y 2 y 10 respectivamente para los métodos CST y USES-LCA).

Tabla 5.12 Clasificación atendiendo al impacto potencial de los fungicidas para toxicidad de los seres humanos, acuática y terrestre calculada según CST y USES-LCA para cultivo desarrollado

| | HTI | | ATI | | TTI | |
|-----------------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|
| | CST | USES-LCA | CST | USES-LCA | CST | USES-LCA |
| Azoxistrobin | 5 (0,4) | 6 (0,52) | 1 (14,0) | 1 (28,6) | 10 (0,2) | 1 (12,2) |
| Benomilo | 8 (0,2) | 5 (0,91) | 3 (5,0) | 3 (1,33) | 4 (99,8) | 2 (1,8) |
| Captan | 3 (1,0) | 4 (1,0) | 5 (1,0) | 4 (1,00) | 6 (2,0) | 3 (1,0) |
| Carbendazim | 4 (0,6) | 2 (3,5) | 2 (8,5) | 2 (16,4) | 9 (0,6) | 6 (0,0) |
| Clortalonil | 2 (2,2) | 8 (0,04) | 6 (0,8) | 7 (0,18) | 5 (23,1) | 7 (0,0) |
| Fenarimol | 10 (0,0) | 9 (0,01) | 4 (1,1) | 5 (0,79) | 8 (0,7) | 4 (0,5) |
| Iprodiona | 1 (2,8) | 10 (0,01) | 10 (0,0) | 10 (0,00) | 1 (1.041) | 9 (0,0) |
| Kresoxim-metil | 7 (0,3) | 7 (0,50) | 8 (0,0) | 9 (0,01) | 7 (1,0) | 8 (0,0) |
| Mancozeb | 6 (0,3) | 3 (2,3) | 7 (0,6) | 6 (0,56) | 3 (229) | 5 (0,4) |
| Metalaxil | 9 (0,1) | 1 (4,9) | 9 (0,0) | 8 (0,03) | 2 (335) | 10 (0,0) |

NOTA: en negrita aquellos fungicidas autorizados en IPM para cultivo de tomate en invernadero 2003

5.5.4 Aplicación

En los trabajos de ACV los resultados de las diferentes categorías de impacto se presentan en relación con una unidad de referencia. En el caso de toxicidad se han tomado como unidades de referencia las citadas en el método CST. Margni et al. (2002) presentan como unidades de referencia la emisión de plomo en el aire, $0,13 \text{ m}^2 \text{ año kg}^{-1}_{\text{Pb a}}$, la emisión de Zinc en el agua, $510.000 \text{ m}^2 \text{ año kg}^{-1}_{\text{Zn w}}$, y la emisión de Zinc en el suelo $7.100.000 \text{ m}^2 \text{ año kg}^{-1}_{\text{Zn s}}$ para las categorías de toxicidad humana, HTI, acuática, ATI y terrestre respectivamente TTI.

La tabla 5.13 ilustra la toxicidad resultante para cada categoría: seres humanos y ecosistemas acuáticos y terrestres para las diferentes explotaciones. Se observa en general que en los invernaderos en que se ha utilizado CPM presentan un mayor grado de toxicidad potencial.

Mediante el método CST el cálculo del *IS* para toxicidad humana muestra que el cultivo de tomate tratado mediante CPM presenta unos valores medios 2,6 veces superiores a IPM. Las diferencias más altas se han registrado en el ecosistema acuático 15,3 Mientras que para el ecosistema terrestre la relación entre CPM e IPM es de 3,1.

El método USES-LCA muestra una ratio entre CPM e IPM, para las tres categorías de toxicidad humana, acuática y terrestre de 2,6, 4,2 y 2,8 respectivamente.

Las diferencias más grandes entre métodos de cálculo se han observado en HTI, el impacto calculado con USES-LCA es alrededor de 50 veces menor que el calculado mediante CST. Para la categoría ATI estas diferencias son más variables. En IPM el impacto calculado con USES-LCA es 3 veces mayor que cuando se utiliza CST, siendo los valores absolutos más altos en el método CST en control químico. En TTI los valores absolutos son más altos mediante el método CST con ratios de 1,5 y 1,6 para IPM y CPM respectivamente. Cabe destacar, sin embargo que la variabilidad entre las diferentes explotaciones es muy alta como así lo demuestran los coeficientes de variación que oscilan entre 13 y 114 %.

Tabla 5.13 Media, desviación y coeficiente de variación para las categorías de toxicidad de los seres humanos, HTI, expresada como $kg_{eq} Pb a kg^{-1}$; acuática, ATI, $kg_{eq} Zn water kg^{-1}$ y ecotoxicidad terrestre, TTI , $kg_{eq} Zn soil kg^{-1}$ calculada para control integrado, IPM, y control químico, CPM utilizando la metodología USES-LCA y CST

| | USES-LCA | | | CST | | |
|----------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| | HTI $kg_{eq} Pb a kg^{-1}$ | ATI $kg_{eq} Zn w kg^{-1}$ | TTI $kg_{eq} Zn s kg^{-1}$ | HTI $kg_{eq} Pb a kg^{-1}$ | ATI $kg_{eq} Zn w kg^{-1}$ | TTI $kg_{eq} Zn s kg^{-1}$ |
| IPM avg | 3,69E-05 | 5,26E-06 | 4,23E-06 | 2,08E-03 | 1,65E-06 | 6,26E-06 |
| IPM desv | 4,22E-05 | 3,73E-06 | 8,33E-06 | 6,70E-04 | 1,68E-06 | 5,94E-06 |
| IPM CV | 1,14 | 0,71 | 1,97 | 0,32 | 1,02 | 0,95 |
| CPM avg | 9,53E-05 | 2,20E-05 | 1,18E-05 | 5,40E-03 | 2,53E-05 | 1,94E-05 |
| CPM desv | 4,15E-05 | 5,32E-06 | 4,54E-06 | 7,16E-04 | 1,22E-05 | 2,95E-06 |
| CPM CV | 0,44 | 0,24 | 0,39 | 0,13 | 0,48 | 0,15 |
| CPM/IPM | 2,6 | 4,2 | 2,8 | 2,6 | 15,3 | 3,1 |

5.5 DISCUSIÓN

El impacto potencial de un plaguicida vendrá causado no sólo por su toxicidad intrínseca, factor efecto, sino por la combinación de ésta con la dosis empleada, el tiempo de residencia y las propiedades fisico-químico de la sustancia. Así por ejemplo, se observa como Abamectina, un producto tóxico al que corresponde un ADI 10 veces menor que Ciromazina (0,002 versus 0,02 mg

$\text{kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) presenta un impacto potencial de toxicidad humana 100 veces menor ($0,029\text{E}-03$ versus $1,2\text{E}-03 \text{ m}^2 \text{ día UF}^{-1}$) a causa de una dosis empleada menor ($0,01$ versus $0,23 \text{ kg ha}^{-1}$) y un factor destino y exposición 20 veces menor. Este último causado entre otros factores por una degradación en planta mucho más rápida para la primera sustancia.

En ambas metodologías el impacto en el ser humano se produce principalmente a través de la ingestión del fruto. En un cultivo desarrollado (LAI alto) la mayoría de los plaguicidas aplicados alcanzan la planta, la fracción que alcanza el fruto es todavía desconocida. CST calcula un valor indirecto basado en *MRL*, asumiendo que la concentración del residuo es un 5% del valor tolerable por la legislación comunitaria y que en muchos casos puede ser sobreestimado. Para USES-LCA se ha presentado una primera aproximación que estima la exposición de la población humana después de la deposición en fruto y suelo y consecuentemente el residuo que queda en el fruto. Esta aproximación, sin embargo, obvia la traslocación del plaguicida de la planta al fruto, fracción que se considera deberá ser pequeña en relación con la que queda en la corteza del fruto o puede absorberse a través de ella. Futuras investigaciones deberían ir encaminadas a la mejora y corrección del cálculo del residuo en fruto.

Los valores absolutos de toxicidad humana son difícilmente comparables puesto que los métodos, CST y USES-LCA, utilizan principios diferentes. CST presenta valores más altos pero han sido probablemente sobrestimados.

En general los impactos potenciales calculados para los ecosistemas terrestres son más altos que los calculados para los ecosistemas acuáticos, esto es debido parcialmente a la relación de superficie $0,995$ y $0,005$ entre suelo y agua y al factor efecto más alto para los ecosistemas terrestres.

En la categoría de toxicidad las condiciones locales tienen gran importancia, en este trabajo las condiciones locales se han tenido en cuenta en el cálculo de los factores de transferencia; sin embargo en los factores destino sólo se consideran parcialmente. En los ecosistemas el cálculo mediante el método CST depende directamente del tiempo de residencia pero globaliza los resultados a escala mundial. Ésta es una práctica habitual y buscada en ACV. Sin embargo su aplicación en la toxicidad de los plaguicidas puede dar lugar a errores importantes en aspectos en que la localización juega un papel tan fundamental. El método USES-LCA es un poco más específico puesto que distingue diferentes escalas, queda margen sin embargo para una localización más regional.

En general los fungicidas presentan impactos potenciales más bajos.

Un elemento que hasta el momento no se ha considerado en ningún estudio de ACV, y escasamente en estudios de residuos de plaguicidas, por su enorme complejidad, es la aparición de metabolitos procedentes de la degradación de la materia activa principal. Dichos metabolitos podrían ser en algunos casos más perjudiciales que la sustancia original.

La aplicación del cálculo de los potenciales de toxicidad para las diferentes explotaciones analizadas, utilizando el método USES-LCA (Huijbregts y col., 2000) y el modelo empírico CST (Jolliet, 1998) muestran en general un nivel potencial de contaminación más alto en los invernaderos tratados con CPM, permitiendo una cuantificación de estos valores. Sin embargo los resultados deberán considerarse como relativos debido al grado de incertidumbre de ambos métodos y de los estudios de toxicidad en ACV (Huijbregts, 2001, Sonnemann, 2002).

En muchos casos la información recogida para los diferentes plaguicidas varía considerablemente de una fuente a otra. Datos como ADI o tiempos de residencia pueden oscilar hasta múltiplos de 10. Los datos de ADI y NEC no están disponibles para todos los plaguicidas, especialmente por lo que atañe a los ecosistemas terrestres. Para la mayoría de plaguicidas estos valores son estimados a partir de los valores acuáticos de NEC. Los resultados pueden verse alterados por esta falta de información.

La relación entre el impacto para CPM e IPM para ecosistemas acuáticos son muy diferentes entre metodologías, dando unos valores absolutos más altos los impactos calculados mediante CST en CPM y menor en IPM, esto es debido a que los factores destino calculados para los sistemas acuáticos muestran las diferencias más grandes entre ambas metodologías. En los ecosistemas terrestres los valores son más similares entre ambos métodos USES-LCA y CST.

Los resultados presentados provienen de fincas concretas y no deben necesariamente extrapolarse a todo el cultivo del tomate en general. El tipo de plaguicida aplicado puede variar de un invernadero a otro y entre campañas. Esto provoca una variabilidad muy alta entre explotaciones y ambos tipos de control pueden ser perfeccionados con una mejor selección de los plaguicidas.

El hecho de que IPM presenta valores más bajos se debe principalmente a que se utilizan menos insecticidas, debido a que parte del control se realiza con predadores naturales. Igualmente los plaguicidas autorizados se hace en función de ADI, toxicidad en fauna, considerándose especialmente la fauna útil, tiempo medio de residencia, presión de vapor y k_{ow} Sin embargo con los resultados presentados aquí se ve la importancia de evaluar el efecto por compartimentos. Resultaría interesante la comprobación del criterio seguido comparándolo con el impacto potencial presentado en esta tesis y hacerlo extensivo a más plaguicidas.

5.6 CONCLUSIONES

Se han caracterizado los factores de transporte y los factores efecto teniendo en cuenta las características específicas de los invernaderos del Maresme. Observándose notables diferencias entre las diferentes materias activas analizadas, especialmente por lo que atañe a la fracción que llega a la planta y al suelo. Debido a las características geográficas de la zona la fracción que alcanza los ecosistemas terrestres es más importante que la que llega a los ecosistemas acuáticos.

Se han evaluado dos métodos, CST y USES-LCA para evaluar el impacto de la aplicación de los plaguicidas. Para el ejemplo presentado ambos métodos ayudan a determinar dicho impacto y ambos pueden utilizarse como una aproximación inicial para comparar diferentes estrategias de control fitosanitario. A pesar de que la incertidumbre en el potencial de toxicidad puede ser alta, no cabe olvidar que en los estudios de ACV tienen más importancia las diferencias relativas que no los valores absolutos.

Las diferencias más grandes entre ambos métodos se han manifestado en el cálculo de la toxicidad para los seres humanos. El problema más grave se ha detectado en el cálculo del residuo en el fruto. Serán necesarios estudios de transferencia de plaguicidas al fruto.

Una estrategia de control de plagas y enfermedades basada en IPM presenta una tendencia más baja de toxicidad, que obedece principalmente al menor uso de insecticidas. Se ha observado notables diferencias entre las fincas estudiadas, lo que prueba que tanto el control IPM como CPM son susceptibles de perfeccionamiento bajo criterios de protección al medio ambiente con una mejor selección de plaguicidas.

Se han clasificado los diferentes insecticidas y fungicidas utilizados en función del grado de toxicidad calculada por los dos métodos, USES-LCA y CST. Esta clasificación debe servir para perfeccionar la selección de plaguicidas en función de su efecto contaminante

Existe un importante grado de incertidumbre en relación con la información básica de los plaguicidas. Los datos de las propiedades físico-químicas, degradación y o persistencia de los plaguicidas no están siempre disponibles y varían entre fuentes, debiéndose recurrir a estimaciones más o menos perfeccionadas. Sería recomendable la disponibilidad de inventarios comunes para su uso en ACV y otras herramientas ambientales.

5.7 LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|---|---|
| <i>ADI</i> : ingesta diaria aceptable, $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{días}^{-1}$ | (sec. 5.4.6) |
| <i>dC</i> : incremento de la concentración, $\text{kg}\cdot\text{kg}_{\text{tom}}^{-1}$ | (ec. 5.14) |
| <i>dD</i> : incremento en la exposición, $\text{kg}\cdot\text{día}^{-1}\cdot\text{persona}^{-1}$ | (ec. 5.13) |
| <i>dM</i> : incremento en la emisión, $\text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$ | (ec. 5.13, 5.14) |
| <i>E</i> : factor efecto, inversa de la dosis mundial total aceptable que corresponde a ADI para los seres humanos o PNEC para los ecosistemas acuáticos y terrestres, $\text{persona}\cdot\text{día}\cdot\text{kg}^{-1}$, $\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ y $\text{kg}_{\text{wwt}}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectivamente | (ec. 5.1) |
| <i>f</i> : factor de transferencia, fracción del plaguicida aplicado, adimensional | (ec. 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5, 5.6, 5.7, 5.8, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12) |
| <i>F</i> : factor destino, adimensional para los seres humanos, $\text{días}\cdot\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ para ecosistemas acuáticos y $\text{días}\cdot\text{m}^2\cdot\text{kg}_{\text{wwt}}^{-1}$ en USES-LCA metodología y días para ecosistemas acuáticos y terrestres en CST | (ec. 5.1, 5.13, 5.14, 5.15) |
| <i>IS</i> : impacto, o $\text{días}\cdot\text{persona}\cdot\text{FU}^{-1}$ para los seres humanos, $\text{días}\cdot\text{m}^3\cdot\text{FU}^{-1}$ para ecosistema acuático y $\text{días}\cdot\text{kg}_{\text{wwt}}\cdot\text{FU}^{-1}$ para ecosistemas terrestres | (ec. 5.1) |
| <i>L</i> : índice de área foliar, área foliar total por área de suelo, $\text{m}^2\cdot\text{m}^{-2}$ | (ec. 5.5) |
| <i>M</i> : masa de sustancia emitida por unidad funcional, $\text{kg}\cdot\text{FU}^{-1}$ | (ec. 5.1, 5.2) |
| <i>MRL</i> : máxima concentración de material activa en el alimento, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | (ec. 5.11) |
| <i>N</i> : número de individuos para la población humana o en m^3 de agua, sedimento o kg de suelo para ecosistemas | (ec. 5.13) |
| <i>NEC</i> : concentración sin efecto, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ | (sec. 5.4.6) |
| <i>PNEC</i> : concentración sin efecto predicha, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ | (sec. 5.4.6) |
| <i>Q</i> : dosis aplicada de material activa, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ | (ec. 5.11) |
| <i>V</i> : volumen de dilución por unidad de superficie, $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$ | (ec. 5.15) |
| <i>Y</i> : producción, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ | (ec. 5.11) |
| <i>Y_a</i> : producción, $\text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$ | (ec. 5.14) |
| α : pérdida diaria de plaguicida por evaporación, día^{-1} | (ec. 5.7) |
| τ : tiempo de residencia, día | (ec. 5.7, 5.15) |
| Subíndices: | |
| <i>ai</i> : materia activa, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ | |
| <i>env</i> : ambiente | |
| <i>gh</i> : invernadero | |
| <i>h</i> : humanos | |
| <i>j</i> : objetivo | |

m: medium donde la emision es transportada

n: compartimento donde la emision es producida

tom: tomate

wwt: peso fresco

x: substancia

5.8 ANEXOS

ANEXO 5. Tabla I. Plaguicidas y fecha de utilización en cuatro explotaciones que cultivan tomate con control integrado.

| Tratamientos | DDT | DOSIS |
|----------------|------|---------------------|
| IPM1 | días | kg·ha ⁻¹ |
| Kresoxim-metil | 78 | 0,25 |
| Iprodiona | 78 | 0,02 |
| Pirimicarb | 84 | 0,50 |
| Carbendazim | 105 | 0,30 |
| IPM2 | | |
| Pirimicarb | 130 | 0,50 |
| Fenarimol | 148 | 0,06 |
| Bromopropilato | 162 | 0,75 |
| Iprodiona | 162 | 0,02 |
| Fenarimol | 199 | 0,06 |
| IPM3 | | |
| Kresoxim-metil | 78 | 0,25 |
| Azoxystrobin | 84 | 0,25 |
| Captan | 105 | 1,25 |
| Iprodiona | 112 | 0,02 |
| Bromopropylate | 112 | 0,75 |
| Benomilo | 119 | 0,50 |
| Fenarimol | 140 | 0,06 |
| Captan | 140 | 1,25 |
| Azoxystrobin | 147 | 0,25 |
| Ciromazina | 154 | 0,15 |
| Ciromazina | 175 | 0,15 |
| Ciromazina | 175 | 0,15 |
| IPM4 | | |
| Benomilo | 130 | 0,50 |
| Bromopropylate | 174 | 0,75 |
| Kresoxim-metil | 196 | 0,25 |

ANEXO 5. Tabla II. Plaguicidas y fecha de utilización en cuatro explotaciones que cultivan tomate con control químico

| Tratamientos | DDT | DOSIS |
|----------------|------|---------------------|
| CPM1 | días | kg·ha ⁻¹ |
| Ciromazina | 105 | 0,15 |
| Ciromazina | 125 | 0,15 |
| Abamectina | 148 | 0,01 |
| Deltametrin | 155 | 0,01 |
| Heptenofos | 155 | 0,20 |
| Kresoxim-metil | 168 | 0,25 |
| Piriproxifen | 185 | 0,15 |
| Imidacloprid | 185 | 0,00056 |
| Formetanato | 193 | 0,50 |
| Kresoxim-metil | 193 | 0,25 |
| Bromopropilato | 193 | 0,75 |
| CPM2 | | |
| Metamidafos | 83 | 1,25 |
| Ciromazina | 155 | 0,15 |
| Etofenprox | 155 | 0,30 |
| Chlorotalonil | 155 | 1,00 |
| Ciromazina | 169 | 0,15 |
| Kresoxim-metil | 176 | 0,25 |
| Esfenvalerete | 176 | 0,06 |
| Metomilo | 176 | 0,24 |
| CPM3 | | |
| Deltametrin | 16 | 0,01 |
| Fenarimol | 37 | 0,06 |
| Captan | 37 | 1,25 |
| Fenarimol | 44 | 0,06 |
| Pimetrozina | 44 | 0,13 |
| Ciromazina | 51 | 0,15 |
| Ciromazina | 72 | 0,15 |
| Ciromazina | 72 | 0,15 |
| Ciromazina | 79 | 0,15 |
| Mancozeb | 79 | 1,60 |
| Abamectina | 86 | 0,01 |
| Ciromazina | 86 | 0,15 |
| CPM4 | | |
| Kresoxim-metil | 92 | 0,25 |
| Ciromazina | 112 | 0,225 |
| Iprodiona | 112 | 0,02 |
| Kresoxim-metil | 132 | 0,25 |
| Iprodiona | 132 | 0,02 |
| Ciromazina | 163 | 0,225 |
| Ciromazina | 178 | 0,225 |

Anexo 5. Tabla III. Principales propiedades físico-químicas, de degradación y toxicidad de los plaguicidas aplicados

| Materia Activa | CAS nº | Peso mol. | oct-agua | Temp punto fusión | Presión Vapor | Solubilidad | degradación | | | Toxicidad | | | Dosis tolerable |
|---------------------|-------------|---------------------------|--|------------------------|---------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---|--------------------------|--|----------------------------|
| | | | part. coef. | | | | planta | agua | suelo | Humana | Acuática | Terrestre | |
| | | MW g mol ⁻¹ | K _{ow} Log ₁₀ P | T _{mel} °C | VP Pa | SOL mg L ⁻¹ | DT _{50p} días | DT _{50w} días | DT _{50s} días | ADI kgkg ⁻¹ d ⁻¹ | NEC kgm ⁻³ | PNEC _{soil} kg kg ⁻¹ _{wwt} | MRL kg kg ⁻¹ |
| <i>Acaricidas</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Bromopropilato | 18181-80-1 | 428,1 | 251188,6 | 77 | 1,10E-05 | 0,100 | 5,9 | 3 | 59,0 | 3,0E-08 | 1,7E-07 | 8,93E-08 | 1,0E-06 |
| <i>Insecticidas</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Abamectina | 71751-41-2 | 873,1 | 27.500 | 152,5 | 2,00E-07 | 5,0 | 0,25 | 28 | 28 | 2,0E-09 | 3,4E-10 | 3,0E-11 | 3,0E-07 |
| Ciromazina | 66215-27-8 | 166,2 | 0,9 | 221,0 | 4,48E-07 | 13.000 | 7,0 | 155 | 93,0 | 2,0E-08 | 4,5E-07 | 6,2E-11 | 5,0E-07 |
| Deltametrin | 52918-63-5 | 505,2 | 39.811 | 99,5 | 1,00E-05 | 0,002 | 10,0 | 3 | 25,0 | 1,0E-08 | 3,0E-10 | 2,4E-09 | 2,0E-07 |
| Esfenvalerete | 66230-04-4 | 419,9 | 1.659.587 | 59,5 | 2,00E-07 | 0,002 | 21,0 | 60,0 | 60,0 | 2,0E-08 | 2,7E-10 | 4,8E-12 | 3,0E-07 |
| Etofenprox | 80844-07-1 | 376,5 | 11.220.185 | 37,0 | 2,80E-05 | 0,001 | 6,0 | 60,0 | 60,0 | 3,0E-08 | 1,7E-06 | 3,1E-08 | 5,0E-07 |
| Heptenofos | 23560-59-0 | 250,6 | 209,0 | liquid | 1,70E-01 | 2356 | 0,1 | 2 | 0,7 | 5,0E-09 | 2,0E-08 | 3,6E-10 | 1,0E-07 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 331,2 | 4.897,8 | 118,0 | 2,93E-05 | 14,0 | 6,0 | 60 | 60,0 | 1,0E-08 | 1,1E-06 | 2,0E-08 | 1,0E-07 |
| Metamidafos | 10265-92-6 | 141,1 | 0,2 | 46,0 | 4,71E-03 | 1.000.000 | 5,7 | 16 | 2,6 | 4,0E-09 | 3,3E-08 | 5,86E-10 | 5,0E-07 |
| Metiocarb | 002032-65-7 | 225,3 | 831,8 | 117,5 | 1,60E-02 | 30,0 | 6,4 | 64 | 64,0 | 2,0E-08 | 1,0E-09 | 1,8E-11 | 2,0E-07 |
| Metomilo | 16752-77-5 | 162,2 | 4,0 | 78,5 | 6,70E-03 | 58.000 | 4,0 | 230 | 21,0 | 3,0E-08 | 8,0E-08 | 1,4E-09 | 5,0E-07 |
| Pimetrozina | 123312-89-0 | 217,2 | 0,7 | 217,0 | 1,84E-06 | 290,0 | 3,3 | 5 | 33,0 | 5,7E-09 | 1,0E-04 | 3,0E-05 | 5,0E-07 |
| Pirimicarb | 23103-98-2 | 238,3 | 50,1 | 90,5 | 9,70E-04 | 3214,0 | 10,8 | 17 | 108,0 | 2,0E-08 | 9,0E-08 | 1,6E-09 | 5,0E-07 |
| <i>Fungicidas</i> | | | | | | | | | | | | | |
| Azoxystrobin | 131860-33-8 | 403,4 | 316,2 | 116 | 1,10E-10 | 10,0 | 6,0 | 60,0 | 60,0 | 1,8E-07 | 9,5E-08 | 2,4E-10 | 2,0E-06 |
| Benomilo | 17804-35-2 | 290,3 | 199,5 | 140 | 1,33E-08 | 2,0 | 5,0 | 17,2 | 67,0 | 1,0E-07 | 1,5E-07 | 1,5E-09 | 5,0E-07 |
| Captan | 133-06-2 | 300,6 | 199,5 | 178 | 1,10E-05 | 5,1 | 3,0 | 0,2 | 0,2 | 1,0E-07 | 2,2E-08 | 4,0E-09 | 3,0E-06 |
| Carbendazim | 10605-21-7 | 191,2 | 33,1 | 305 | 6,50E-08 | 8,0 | 12,0 | 60,0 | 120,0 | 3,0E-08 | 2,0E-07 | 3,6E-09 | 5,0E-07 |
| Chlorotalonil | 1897-45-6 | 265,9 | 436,5 | 251 | 1,33E-01 | 0,6 | 70,0 | 7,0 | 21,0 | 3,0E-08 | 8,8E-07 | 2,5E-08 | 2,0E-06 |
| Fenarimol | 60168-88-9 | 313,3 | 2.511,9 | 99 | 2,30E-06 | 2,0 | 1,1 | 60,0 | 60,0 | 4,0E-07 | 2,6E-07 | 1,2E-08 | 5,0E-07 |
| Iprodiona | 36734-19-7 | 330,2 | 1.010,0 | 134 | 5,00E-07 | 13,9 | 4,1 | 4,5 | 41,0 | 6,0E-08 | 2,3E-06 | 1,4E-08 | 5,0E-06 |
| Kresoxim-metil | 143390-89-0 | 255,7 | 3,7 | 144 | 2,24E-04 | 10.000 | 2,0 | 37,5 | 37,5 | 5,7E-08 | 1,2E-04 | 1,3E-09 | 5,0E-07 |
| Mancozeb | 8018-01-7 | 266,3 | 21,4 | 198 | 1,76E-08 | 6,2 | 0,5 | 2,0 | 5,0 | 3,0E-08 | 4,0E-07 | 4,24E-08 | 3,0E-07 |
| Metalaxyl | 57837-19-1 | 279,3 | 56,2 | 72 | 7,47E-04 | 8.400 | 7,0 | 28,0 | 70,0 | 3,0E-08 | 1,2E-04 | 2,13E-06 | 5,0E-08 |
| Pencycuron | 66063-05-6 | 328,8 | 66.069,3 | 130 | 5,00E-10 | 0,3 | 6,4 | 8,4 | 64,0 | 1,8E-08 | 4,2E-07 | 7,5E-09 | 5,0E-08 |