

Capítulo 3

PLAGUICIDAS EN EL MEDIO AMBIENTE

Jetse Stoorvogel, Raúl Jaramillo, Ramiro Merino y Sarian Kosten

Introducción

Los plaguicidas juegan un papel clave en la agricultura moderna para el control de plagas que amenazan nuestros cultivos. En muchos casos, los niveles de productividad y rentabilidad de un cultivo sólo se pueden alcanzar mediante la aplicación de plaguicidas. Sin embargo, frecuentemente el uso indebido de estos plaguicidas implica una amenaza para los agricultores que los aplican, para los consumidores de los productos agrícolas y para el medio ambiente.

En este capítulo trataremos sobre el transporte y el destino ambiental de los plaguicidas y sus posibles impactos adversos. Enfocaremos nuestra investigación a encontrar respuestas a las siguientes interrogantes: ¿cómo se mueven los plaguicidas a través del suelo?, ¿qué posibilidades existen de que los plaguicidas lleguen a contaminar fuentes de agua subterránea y superficial?, ¿qué plaguicidas presentarían un mayor riesgo ambiental?, ¿cómo afectan las propiedades de absorción y de degradación de un plaguicida en cuanto a su lixiviación y movilidad en el suelo?, ¿cuáles son los niveles actuales de los plaguicidas en el medio ambiente? y ¿presentarían estos niveles un riesgo para el medio ambiente? Adicionalmente, discutiremos las implicaciones de las políticas estatales en el manejo adecuado de los plaguicidas y en los posibles mecanismos para evaluar y minimizar los riesgos que conlleva su uso. Este estudio se llevó a cabo en la provincia de Carchi, Ecuador, con la asociación de cultivos papa-pasto. Como se ha demostrado en el capítulo 1, en la actualidad, la producción de papa en esta zona depende en gran medida de la utilización de apreciables cantidades de plaguicidas.

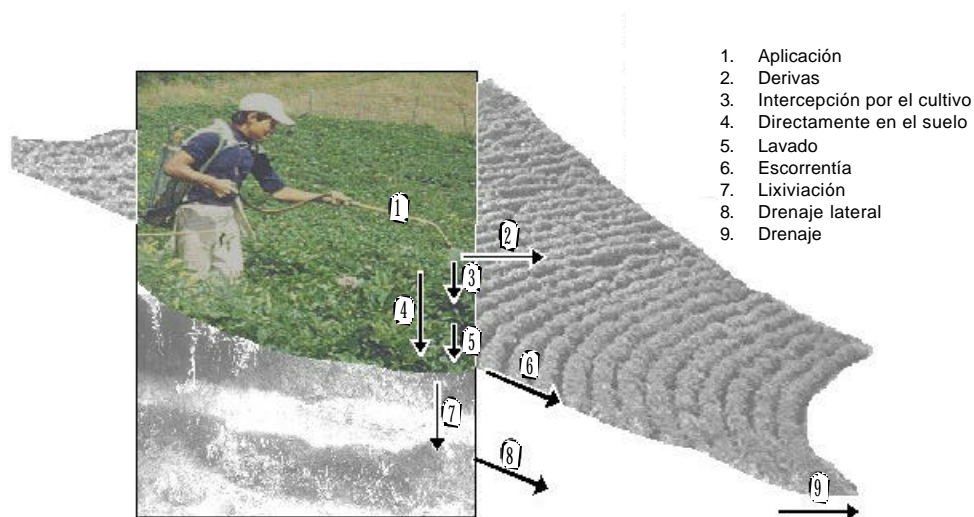
Es importante que los riesgos asociados con el uso de plaguicidas sean estimados y evaluados minuciosamente, para juzgar si son aceptables para la sociedad, o si se requiere intervenciones en forma de políticas estatales para evitar impactos adversos. Las intervenciones en la política agrícola para proteger el medio ambiente pueden ser implementadas por medio de regulaciones basadas en valores máximos permitidos en cuanto a la cantidad de plaguicidas presentes en el medio ambiente, que el sector agrícola debe cumplir. Estos valores máximos tienen como fundamento investigaciones que permiten determinar el nivel de concentraciones que pueden ser

toleradas por los organismos y por el medio ambiente, sin que éstas causen riesgos mayores. Con el fin de que estas regulaciones sean formuladas y cumplidas a cabalidad, es indispensable contar con instituciones estatales eficientes que se dediquen a estos propósitos. Las funciones de estas instituciones incluyen generar la información científica para establecer los valores máximos permitidos al tomar en cuenta los niveles de riesgo que deban ser tolerados, monitorear las concentraciones ambientales, identificar los orígenes o fuentes que infringen las regulaciones, y asesorar, educar y sensibilizar a todos los sectores involucrados. En muchos países en vías de desarrollo, dicha estructura no está disponible, por lo que se deben considerar intervenciones en forma de políticas estatales menos ambiciosas. Un elemento clave para que este tipo de intervención política sea efectiva es el de disponer de la capacidad tecnológica para identificar, a través de la investigación, qué plaguicidas están asociados con un alto riesgo. Si ciertos plaguicidas de alto riesgo son registrados después de efectuar un análisis de costo-beneficio, adicionalmente se debe definir cuáles serían los valores de concentración máxima permitidos en el medio ambiente (suelo, agua y atmósfera) que podrían ser tolerados para tener impactos aceptables para la sociedad.

Rutas de transporte de plaguicidas en el medio ambiente

Este capítulo se centra en el transporte y el destino ambiental de los plaguicidas después de su aplicación. Antes de discutir en mayor detalle los procesos y los riesgos, primero haremos una revisión general de las diferentes rutas o procesos de movimiento y transporte de los plaguicidas a través del ambiente, con énfasis en el suelo. Una visión general de estas rutas se presenta en la Figura 3.1.

Figura 3.1 Rutas de transporte de los plaguicidas en el medio ambiente



Mientras se aplica el plaguicida (1), se produce deriva del producto por el viento (2). En la agricultura a pequeña escala, en los países tropicales, los aspersores de mochila son frecuentemente usados para la aplicación. Estos aspersores aplican los plaguicidas relativamente cerca del follaje del cultivo. Como resultado, se espera que el efecto de deriva sea mucho más reducido que en la agricultura a gran escala, basada en el uso de aspersores accionados por tractor o por aspersiones realizadas por vía aérea.

Después de la aplicación de plaguicidas, parte del producto se deposita en el follaje del cultivo (3) y el resto cae a través de éste hacia el suelo (4). Cabe mencionar que, en algunos casos, se busca a propósito la intercepción y la retención del plaguicida en el follaje (por ejemplo, en la aplicación de fungicidas) o, al contrario, se prefiere una aplicación directamente a la superficie del suelo (para el caso de algunos insecticidas y nematicidas). Posteriormente, los plaguicidas en el follaje pueden ser acarreados o lavados hacia el suelo por la lluvia (5). Cuando los plaguicidas llegan a la superficie del suelo, éstos pueden ser transportados por el agua al infiltrarse al subsuelo; a este tipo de transporte vertical se lo denomina lixiviación (6). Además, los plaguicidas pueden ser acarreados lateralmente por escorrentía superficial (7). Es de importancia mencionar que, especialmente en áreas montañosas, el agua que se infiltra en el suelo no se mueve verticalmente hacia la capa freática, sino que se produce un flujo lateral (8) hacia localidades más bajas o valles donde el agua lixiviada llega a aguas superficiales por afloramientos en forma de pequeñas fuentes o vertientes. Finalmente, la escorrentía superficial puede infiltrarse en otras partes o puede entrar a contaminar directamente *in situ* las aguas superficiales (9).

Una parte del plaguicida depositado en el follaje o en el suelo puede volatilizarse directamente después de su aplicación y ser transportado por el viento. Simultáneamente, durante cada uno de los procesos de transporte, el plaguicida puede degradarse en otros productos de transformación secundarios. Una fracción de los plaguicidas depositados en las hojas y en el suelo estará sujeta a degradación fotoquímica por acción de la luz solar. La fracción que finalmente llega al suelo depende de las características fisicoquímicas de los plaguicidas y de cuán persistentes son, del momento de la aplicación (si existe o no un follaje cerrado), de la forma de aplicación (el equipo de aspersión y de la adición de otros productos químicos a la formulación o a la mezcla) y de las condiciones meteorológicas reinantes. Ya en el interior del suelo, parte de los plaguicidas se biodegradarán como resultado de la actividad biótica de los microorganismos (principalmente bacterias y hongos). La degradación puede ocurrir en condiciones aeróbicas y anaeróbicas; en general, una mayor degradación ocurre en los estratos superficiales del suelo, donde existe mayor abundancia de microorganismos. Además, también existe degradación a través de la actividad abiótica (por interacción con arcillas y óxidos metálicos presentes en el suelo). Debe destacarse que la degradación de plaguicidas no implica necesariamente formación de productos de transformación secundarios inocuos; en algunos casos, los productos de las reacciones de degradación son tanto o más tóxicos y persistentes que el principio activo original.

Se debe resaltar que, en la Figura 3.1, únicamente se han incluido los principales procesos de transporte y que, de hecho, más procesos ocurren en la naturaleza (para una descripción más detallada, ver Leistra et al., 2000). A continuación, examinaremos cuáles son las importancias relativas de cada uno de los diferentes procesos de transporte. En general, en la zona de estudio, se puede asumir que alrededor del 50% de la cantidad de plaguicidas aplicados al follaje llega a la superficie del suelo. A pesar de las pendientes escarpadas, la escorrentía superficial en la zona de estudio es limitada debido a la alta capacidad de infiltración del suelo y a las intensidades relativamente bajas de la precipitación. Es decir, que en general se puede tratar de simplificar el proceso y asumir que un 50% de la cantidad inicial aplicada de los plaguicidas podría estar disponible para infiltrarse en el suelo. Los suelos de la zona se han originado de cenizas volcánicas y contienen interiormente en el subsuelo capas cementadas poco permeables por lo cual se espera un drenaje lateral subterráneo sobre la superficie de estas capas hacia las posiciones más bajas de las cuencas hidrográficas. Allí el agua emerge a la superficie en pequeñas fuentes o vertientes y puede entrar en acequias y ríos. De esta manera, si los plaguicidas logran infiltrarse desde la superficie del suelo hasta las capas impermeables del subsuelo, podrán ser transferidos al agua subterránea y, en ciertos casos, también podrán llegar a contaminar el agua superficial.

En general, existen dos clases de contaminación que el uso de agroquímicos puede originar. La primera es la contaminación "puntual", originada por derrames accidentales durante el transporte de envases y recipientes, o en la preparación, el manejo y la eliminación de las mezclas aplicadas. Ejemplos de contaminación puntual en Carchi pueden ser la eliminación de fundas y recipientes de plaguicidas en acequias y ríos, el lavado de bombas de aspersión en ríos e, incluso, la formación de embalses en los canales de riego para mezclar ahí los productos antes de su aplicación. La segunda es la denominada contaminación "no puntual", que se produce como resultado de la presencia de residuos de plaguicidas después de las aplicaciones convencionales sobre el cultivo (Yaron, 1989; Triegel y Lei Guo, 1994). Ejemplos de contaminación no puntual son los producidos por lixiviación, escorrentía y deposición en suelo, agua o follaje y también de plaguicidas volatilizados a la atmósfera que han sido transportados por el viento.

En el esquema anterior, la aplicación de plaguicidas sobre un cultivo puede describirse como una forma de contaminación no puntual. Sin embargo, se debe destacar que la contaminación detectada en Carchi se encuentra más frecuentemente asociada con una contaminación puntual que se presenta cuando restos de plaguicidas o sus envases son arrojados directamente en los arroyos o los equipos utilizados en su aplicación se limpian dentro de éstos. En muchos casos, la contaminación puntual presenta riesgos ambientales mucho más graves, ya que está asociada con concentraciones muy elevadas, pero momentáneas, en los afluentes. Al contrario, la contaminación no puntual a menudo resulta en una contaminación relativamente baja pero caracterizada por un nivel más constante en cuanto a concentración y duración.

Dado el hecho de que la contaminación puntual está relacionada con incidentes o eventos imprevisibles, ésta es extremadamente difícil de estudiar y modelar. En la zona de estudio, los problemas causados por la contaminación puntual podrán ser disminuidos únicamente mediante la educación ambiental de la comunidad y de los diferentes sectores involucrados. Creemos que la protección del medio ambiente se verá reforzada mediante la capacitación apropiada de los agricultores en cuanto al manejo de los plaguicidas y sus desechos. En este capítulo, nos enfocaremos más en la contaminación de origen "no puntual".

Modelaje del movimiento de plaguicidas en suelos

Los procesos de movimiento de plaguicidas en el medio ambiente son, en sí mismos, extremadamente complejos y se ven afectados por una gran cantidad de factores. Como resultado, el movimiento de plaguicidas sólo puede ser dilucidado y cuantificado después de múltiples y complicadas mediciones, seguidas de experimentación intensiva, que debe ser complementada a través del uso de complejos modelos matemáticos de simulación. Ejemplos de estos modelos son LEACHM (Wagenet y Hutson, 1989) y, más recientemente, PEARL (Tiktak et al., 2000). Estos modelos permiten que simulemos el movimiento del plaguicida a través del suelo (lixiviación). A pesar de la simplificación del sistema al asumir un flujo en una sola dimensión, los modelos requieren ser alimentados con una cantidad enorme de datos relacionados con las condiciones de clima y suelo, así como con información del comportamiento de los plaguicidas bajo condiciones locales. Recientemente, se han desarrollado nuevos modelos que permiten simular el movimiento de plaguicidas en dos y tres dimensiones (por ejemplo, el Hydrus 2-d; Simunek et al., 1996), pero lamentablemente sus requisitos intensivos de datos limitan su aplicación en muchos estudios.

Casi todos los modelos matemáticos de simulación son desarrollados para ser aplicados al nivel de parcela. Su aplicación a nivel regional involucra una variedad de problemas complejos (comparables con los problemas descritos por Hansen y Jones, 2000). El problema principal es que, desde el punto de vista práctico, es difícil obtener los datos requeridos para todas las parcelas dentro de una región. Por lo tanto, los datos disponibles son agregados, y como consecuencia, los resultados no representan la variabilidad individual que se encuentra en el campo.

Los modelos de simulación matemáticos requieren ser alimentados con gran cantidad de información, por lo que es muy útil que se desarrollen herramientas que recopilen esta información. Los modelos, junto con las bases de datos, permitirán una evaluación rápida para identificar el tipo y la magnitud del riesgo para el medio ambiente que podría causar un plaguicida al ser utilizado. Para lograr esto, se han desarrollado bases de datos generales, que recopilan las propiedades de comportamiento ambiental específicas de muchos plaguicidas (por ejemplo, Wauchope et al., 1992). Las bases de datos generales suministran información acerca

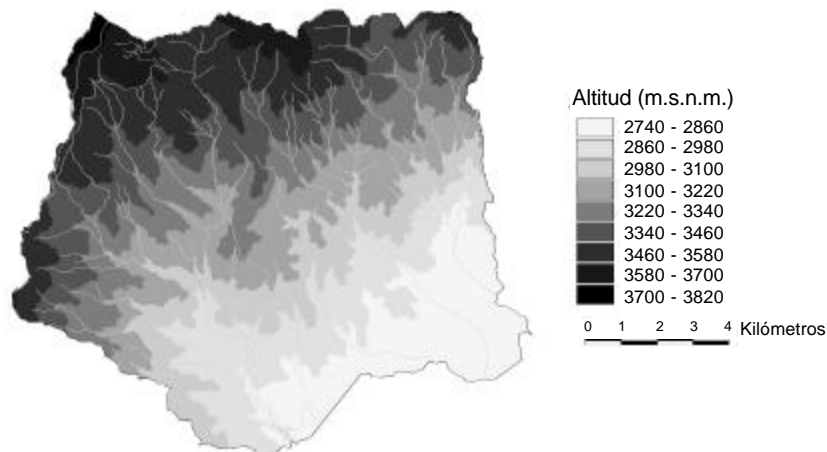
del tiempo de vida media de los plaguicidas (tiempo necesario para degradar el 50% de un ingrediente activo). En estas bases también se puede encontrar el parámetro Koc, el cual es un coeficiente de partición que indica la relación entre la concentración de plaguicida en la solución del suelo y la concentración de plaguicida adsorbido a las partículas del suelo normalizado para su contenido de carbón orgánico. Por otro lado, como ya mencionamos, se han desarrollado modelos de simulación simples (Di y Aylmore, 1997), que toman en cuenta los principales procesos de transporte y degradación. Adicionalmente, se pueden usar datos generales al asumir, por ejemplo, que, en general, alrededor del 50% del plaguicida aplicado llegará al suelo.

No obstante, se debe indicar que las estimaciones por simulación son únicamente válidas y cercanas a la realidad cuando la variabilidad en las condiciones físicas está bien descrita, es decir, cuando la calidad de la información alimentada al modelo es buena y detallada. Para los estudios que hemos efectuado en Carchi, hemos tomado en cuenta una descripción detallada de la variabilidad de suelos, para después proceder a evaluar cuáles plaguicidas podrían producir un alto riesgo de lixiviación e impactar adversamente en los recursos naturales.

Variabilidad de suelos

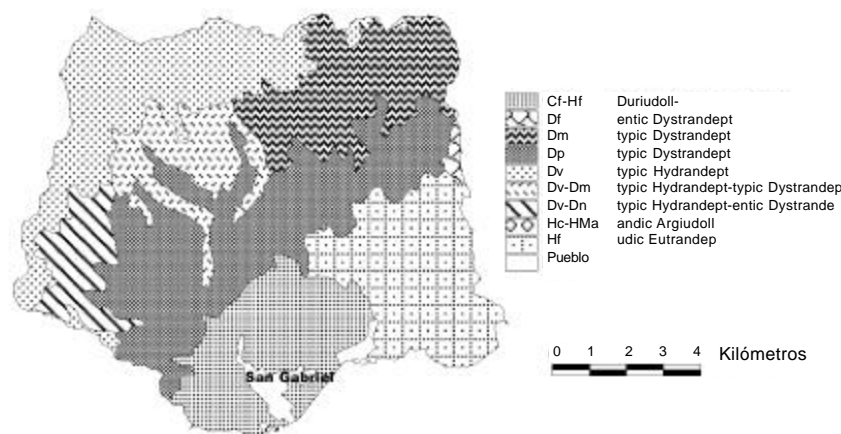
Las elevaciones de los Andes, por ser una zona de origen tectónico, presentan diferencias extremas en topografía (Figura 3.2). Grandes diferencias en altitud coinciden con pendientes pronunciadas, así como también se presentan valles relativamente planos en las partes bajas. Los suelos en el área de estudio son suelos jóvenes, derivados de cenizas volcánicas y de material piroclástico (pómez); en su mayoría se los clasifica como "Andepts" (Soil Survey Staff, 1992). En su formación, los suelos tienen poca variación. Las erupciones volcánicas pasadas han depositado cenizas en casi toda el área. La topografía, la edad de los depósitos de ceniza volcánica y el clima son los factores más importantes que determinan, hoy en día, las diferencias entre suelos.

Figura 3.2 Diferencias topográficas en Carchi en la zona de estudio



La variación en suelos se puede relacionar primordialmente con la capa superficial del suelo, el denominado "horizonte A". La información base sobre la variabilidad del suelo presente en el área se encontraba descrita en una exploración de suelos a escala 1:50.000, realizada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería la cual se representa en la Figura 3.3 (MAG-ORSTOM, 1980). Lamentablemente, los resultados de esta exploración de suelos contenía muy poca información cuantitativa del suelo y no permitía predecir la variación, especialmente del espesor del horizonte A, que ocurre al interior de las grandes unidades de tipo taxonómico que se definen.

Figura 3.3 Variación en tipos de suelos en Carchi



Con el objetivo de mejorar esta descripción general y cualitativa, Meyles y Kooistra (1997) colectaron información detallada y cuantitativa de las propiedades físicas y químicas del suelo. Gracias a este trabajo, se demostró que a pesar de la apariencia relativamente homogénea de los horizontes del suelo, éstos eran más bien heterogéneos en las propiedades de ambas características. Estas investigaciones lograron identificar un grupo de propiedades asociadas con ciertos tipos de horizontes del suelo, lo que permitió aumentar la utilidad de la descripción original. Simultáneamente, Van Soest (1998) demostró que se presenta una gran variabilidad en los espesores de los diferentes horizontes y desarrolló una metodología para poder predecir el espesor del horizonte A, en función de la posición de un campo dentro de las unidades definidas en el mapa del MAG-ORSTOM.

Debido a las propiedades que produce el material de origen volcánico en el suelo (Shoji et al., 1993) y al clima relativamente húmedo presente, los suelos en la zona papera del Carchi presentan una alta capacidad de retención de agua y una tasa de infiltración elevada. Esto implica que la erosión hídrica es un proceso relativamente

poco importante, más aún al considerar la baja intensidad de la precipitación. De mucha mayor importancia es la erosión por labranza (Veen, 1999), la cual resulta de una aradura intensiva de los campos de papa en pendientes. Con el tiempo, la aradura provoca una pérdida completa del suelo superficial de las partes más elevadas de muchos campos y una subsiguiente acumulación de los sedimentos arrastrados en las partes inferiores.

Evaluación de los plaguicidas de mayor riesgo ambiental

Es relativamente frustrante el percibir lo complejo del problema, la plétora de diferentes procesos que intervienen, la variabilidad del manejo del cultivo y los posibles efectos en los recursos naturales. Sin embargo, en muchos de los casos los problemas complejos pueden ser simplificados significativamente y una metodología relativamente simple puede ser utilizada como un procedimiento de evaluación rápida para identificar los problemas ambientales que son más factibles de presentarse. Para el área del Carchi, se efectuó un análisis preliminar exploratorio y se emplearon datos generales de suelos y clima. De manera complementaria, se emplearon bases de datos universales para las propiedades de los plaguicidas, información con la cual se alimentó a un modelo simple para estudiar la lixiviación del plaguicida.

Como ya se mencionó, la base para este estudio fue la exploración del suelo a escala 1:50.000, realizada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG-ORSTOM, 1980). Esta exploración, junto con la información cuantitativa proporcionada por Meyles y Kooistra (1997) suministra una fuente de datos muy valiosa sobre la variación del suelo.

La movilidad de un plaguicida en el ambiente depende de sus propiedades físico químicas y de un sinnúmero de condiciones ambientales. En cuanto a la movilidad en el suelo, la solubilidad del plaguicida en agua es una característica en extremo importante. En general, mientras más soluble en agua, más móvil será el plaguicida en el suelo. Para simplificar, se puede decir que el Koc mide la afinidad con la cual los plaguicidas se absorben al carbón orgánico presente en el suelo. Mientras más alto es el valor de Koc más fuerte es la tendencia del plaguicida a fijarse al suelo. Un valor alto de Koc permite predecir que el movimiento del plaguicida a través del suelo se verá retardado por su gran atracción al suelo y que será menor la cantidad de plaguicida disponible para estar disuelto en el agua de percolación. Los plaguicidas varían en cómo se fijan por absorción a las partículas del suelo. De hecho, si las interacciones que permiten la absorción son grandes, el plaguicida podrá ser transportado junto a las partículas de suelo lateralmente. Debido a las características de la zona de estudio, el transporte de plaguicidas, tanto por flujo de tierra como por flujo sub-superficial, deben ser tomados en cuenta para llegar a comprender el destino ambiental de los plaguicidas utilizados.

Otro parámetro importante para predecir el transporte y el destino ambiental de un plaguicida es el tiempo de vida media. Si el tiempo de vida media de un plaguicida

es largo, indica que éste es persistente. Si un plaguicida tiene una vida media larga, existe un alto riesgo asociado a su uso, ya que estará disponible para ejercer su efecto tóxico durante un mayor lapso y podrá tener mayores probabilidades de ser transportado si sus otras propiedades físico químicas y de comportamiento lo permiten. Una vida media corta indica que un plaguicida se degradará rápidamente.

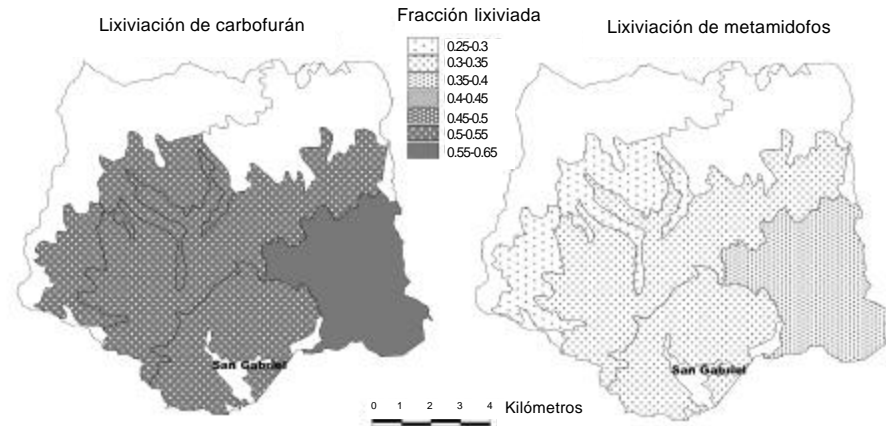
Para muchos plaguicidas, se encuentran disponibles bases de datos generales para el tiempo de vida media y los valores de Koc (Tabla 3.1). Di y Aylmore (1997) describen un procedimiento de evaluación fácil para estudiar percolación al utilizar un modelo simple que requiere sólo información limitada. Mediante el uso de este modelo, se analizó el área de estudio para ubicar los puntos de alto riesgo de lixiviación de plaguicidas. Para esto, se utilizó la base de datos del suelo descrita por Meyles y Kooistra (1997) y la base de datos de USDA-NRCSs para características de comportamiento de plaguicidas. Se efectuaron las estimaciones para los fungicidas y los insecticidas de uso más común en la zona (ver capítulo 1). El objetivo de este ejercicio de simulación era determinar el riesgo existente para que los plaguicidas lixiviaran por debajo de 1 metro de la superficie del suelo. En este procedimiento de investigación simple, solamente se consideró un flujo uni-dimensional (vertical) que atraviesa el perfil del suelo.

Tabla 3.1. Propiedades importantes de los plaguicidas comúnmente aplicados en el cultivo de la papa

Plaguicida	Vida media (días)	Koc (mL/g)	Solubilidad en agua (mg/L)	Toxicidad humana a largo plazo (mg/L)	Toxicidad para peces a largo plazo (mg/L)	Toxicidad para peces a corto plazo (mg/L)
Carbofurán	50	22	351	40	18	387
Cymoxanil	5	391	800	91	1,53	600
Fonofos	40	870	17	10	3,5	3045
Mancozeb	70	2000	6	6	3,17	6335
Maneb	70	2000	6	6	0,0019	3,86
Metamidofos	6	5	1000000	7	165	826
Profenofos	8	2000	28	0,35	2,9665	5933

Los resultados para los dos plaguicidas que potencialmente presentan un mayor riesgo de lixiviación (carbofurán y metamidofos) en la zona de estudio se incluyen en la Figura 3.4. El plaguicida que lixivia se expresa como la fracción de los plaguicidas aplicados que pasarán a través del perfil del suelo. Debido a los procesos incluidos en el análisis, esta fracción es independiente de la cantidad total de plaguicida aplicada, puesto que las concentraciones están por debajo del punto de saturación del suelo. Los otros plaguicidas utilizados en la zona poseen tiempos cortos de vida media y/o valores altos de Koc y consecuentemente, presentan un riesgo mínimo de lixiviación.

Figura 3.4 Lixiviación de carbofurán y metamidofos en Carchi



Los procedimientos de investigación de impacto ambiental nos indican que ciertos plaguicidas tienen un riesgo de lixiviación mucho más alto con respecto a otros. Además, los resultados de nuestro estudio preliminar indican que las condiciones ambientales en áreas específicas incrementan considerablemente los riesgos de que ocurra la lixiviación de plaguicidas. Específicamente, en los estudios de modelaje, el carbofurán presentó un riesgo muy alto para lixivarse en mayor magnitud en los suelos asociados a las partes bajas. Además, debemos tomar en cuenta que el carbofurán es utilizado por los agricultores con frecuencia y en gran cantidad en la zona de estudio y, por último, que este plaguicida y uno de sus productos de degradación principales (3-hidroxicarbofurán) son muy tóxicos. El resto del estudio, por consiguiente, se centrará en el carbofurán.

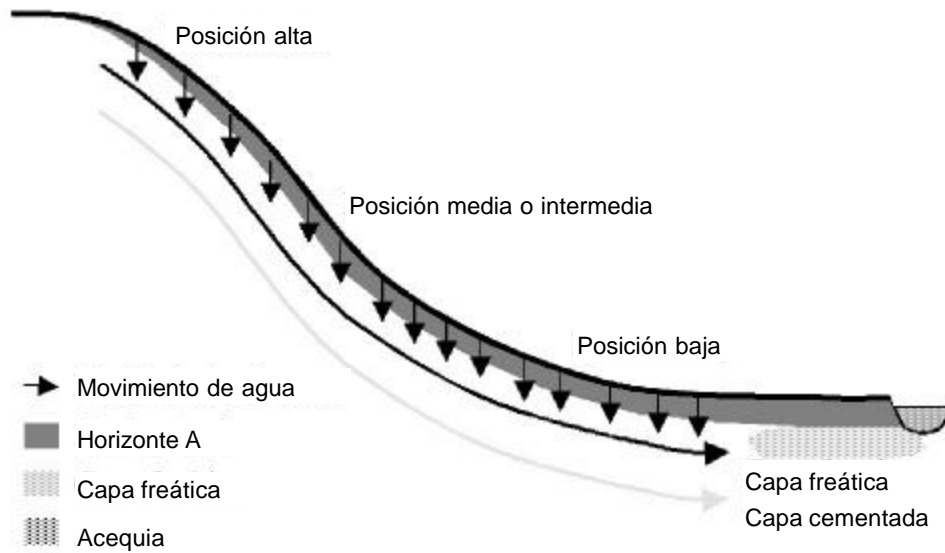
El carbofurán en el área del Carchi

El Carbofurán es un plaguicida del grupo de los metil carbamatos (2,3-dihidro-2-2-dimetil-7-benzofuranil-N-metilcarbamato). Es un insecticida y nematocida de acción sistémica y de contacto muy efectivo que actúa contra un rango amplio de plagas agrícolas. A pesar de ser menos persistente que la mayoría de los plaguicidas organoclorados, el carbofurán es más tóxico para los animales y es muy soluble en el agua. En el Ecuador, el carbofurán es empleado extensivamente para el control del gusano blanco (*Premnotrypes vorax*), una de las más importantes plagas de la papa en la región andina.

La metodología de simulación utilizada en el presente estudio demostró claramente que la lixiviación de carbofurán podía ocurrir en la zona de estudio. No

obstante, debemos percatarnos de que este estudio se basó en la utilización de datos generales del suelo, en información del comportamiento de los plaguicidas obtenida de bases de datos recopilados en zonas de clima temperado y en un modelo de lixiviación muy simple. Para poder determinar qué también se ajustan los resultados teóricos obtenidos a través del modelaje en relación con lo que ocurre realmente en la naturaleza, es necesario verificar si estas predicciones se cumplen. Por lo tanto, es importante realizar chequeos específicos de campo. El estudio de validación se efectuó en varias micro-cuencas hidrográficas seleccionadas como representativas de la zona en estudio y se describe en el trabajo efectuado por Jaramillo (2000). Este trabajo consistió en coleccionar agua de percolación en la zona no saturada (solución de suelo), agua subterránea en las zonas bajas y agua superficial en las pequeñas vertientes. Este estudio fue efectuado durante la primera semana de septiembre y la primera semana de noviembre de 1999, tal como se representa en la Figura 3.5. La concentración del carbofurán fue cuantificada usando un método basado en la técnica de ELISA (Carbofurán RaPID assay, Strategic Diagnostic Inc).

Figura 3.5 Posiciones de toma de muestras de agua (alta, intermedia y baja)



Los resultados se presentan en la Tabla 3.2. Los datos muestran claramente que las concentraciones disminuyen a medida que la solución del suelo fluye a través de las cuencas hacia las vertientes. Esto puede atribuirse a la degradación del carbofurán durante su transporte, y también a la dilución con el flujo sub-superficial proveniente de los campos sin cultivos de papas, en los cuales el carbofurán no se ha aplicado. Adicionalmente, se observó una marcada diferencia entre las unidades del suelo

cuando analizamos el carbofurán en la solución de suelo (una diferencia que se observa también en la simulación). Sin embargo, si comparamos las concentraciones de carbofurán en el agua superficial de vertientes, las diferencias están ausentes casi por completo. Es posible que el flujo de carbofurán hacia las vertientes sea compensado, por ejemplo, con un menor porcentaje de área cubierta con papa en las regiones con mayor valor de carbofurán lixiviado, es decir, mayor dilución de una mayor contaminación.

Tabla 3.2 Concentración de carbofurán detectada en aguas de suelos

Unidad de suelo	Carbofurán en solución de suelo	Carbofurán en agua subterránea	Carbofurán en agua superficial (vertientes)
	ppb (mg/L)	ppb (mg/L)	ppb (mg/L)
Dp	1,38	0,375	0,356
Cf	2,15	-	0,402
Hf	7,58	0,477	0,358

Los resultados indican que puede existir un flujo relativamente constante de carbofurán hacia el agua superficial que depende de la frecuencia de aplicación del mismo en los cultivos y de las condiciones meteorológicas, pero siempre y cuando el origen de la contaminación sea no puntual. Por el contrario, la contaminación puntual y la ausencia de precipitaciones podrían ser las causas de las grandes variaciones temporales en la concentración de carbofurán que encontró Kosten (2001) en fuentes de agua superficial de Carchi. En este estudio, se presentaron concentraciones altas de carbofurán en noviembre de 2000, un periodo seco, con descargas de agua extremadamente bajas en los ríos. Las concentraciones de carbofurán encontradas (Tabla 3.3) podrían ser explicadas si tomamos en cuenta el flujo permanente de agua subterránea contaminada, el factor de dilución bajo debido a la ausencia de precipitaciones, junto con las grandes cantidades del insecticida aplicado en esta época.

La hipótesis anterior se fortaleció con los resultados de simulación obtenidos con el uso de un modelo hidrológico simple (Kosten, 2001), el cual considera al río como un "canal de reacciones", que recibe descargas instantáneas, que luego se transportan y dispersan axialmente debido al movimiento del agua. Cuando las características hidrológicas del canal, tales como la velocidad del flujo y el coeficiente de dispersión, se conocen o pueden ser estimados y se considera una cierta cantidad de descarga de carbofurán, el modelo puede calcular las concentraciones en los ríos en todo tiempo y lugar. Con este modelo, los efectos del lavado de bombas de aspersión pueden ser estimados como un ejemplo de contaminación puntual. Los resultados mostraron

que este tipo de prácticas puede, en realidad, causar picos de contaminación, los cuales no son fáciles de detectar mediante campañas de monitoreo de plaguicidas en agua, debido al tiempo efímero en que estas concentraciones se mantienen.

Tabla 3.3 Concentración de carbofurán detectada en aguas superficiales

Lugar de muestreo	Altitud [msnm]	Coordenadas en UTM E - N (Zona 18N)	Concentraciones de carbofurán en ppb (mg/L)		
			Sept. 2000	Nov. 2000	Feb. 2001
Quebrada Palus	2945	0182942 - 0068590	<0,1	0,54	<0,1
Quebrada Palus	2895	0183673 - 0067692	<0,1	>5	<0,1
Río Huaquer	3240	0179239 - 0067385	<0,1	0,12	<0,1
Río Huaquer	2970	0180746 - 0066197	0,13	<0,1	0,1
Río Huaquer	2775	0183781 - 0062014	<0,1	>5	<0,1
Quebrada Chitán	2890	0187124 - 0069889	<0,1	<0,1	<0,1
Quebrada Chitán	2770	0188696 - 0068601	<0,1	0,40	0,11
Aceq. San Vicente	3425	0177767 - 0071328	<0,1	>5	1,5
Aceq. San Vicente	3415	0174373 - 0068024	<0,1	2,29	<0,1
Aceq. San Vicente	3150	0172562 - 0066126	<0,1	1,04	<0,1
Río Cariyacu	3145	0173504 - 0074709	0,12	1,87	<0,1
Río Cariyacu	3075	0172229 - 0074230	0,15	>5	<0,1
Quebrada Chimba	3225	0168784 - 0075168	<0,1	>5	<0,1
Quebrada Chimba	3005	0169463 - 0071666	0,17	2,80	<0,1

Debido a que las concentraciones de carbofurán fueron altas en varios ríos de Carchi durante noviembre de 2000, es improbable que sólo la contaminación puntual (lavado de bombas, etc.) sea la responsable de la polución. Las concentraciones de carbofurán en las aguas superficiales son el producto de contaminación no puntual, tal como la descarga continua de agua subterránea contaminada, y de contaminación puntual, como la eliminación de recipientes y el lavado de los equipos de fumigación en fuentes de agua corriente.

Se puede concluir que nuestra metodología de evaluación de impactos negativos fue capaz de detectar muy bien las diferencias entre las unidades de suelo al nivel de finca. Sin embargo, se puede cuestionar la importancia de estos resultados, ya que están ausentes en las concentraciones de carbofurán encontradas en el agua subterránea y superficial.

Por último, se debe notar que las concentraciones detectadas de carbofurán en agua se encuentran muy por debajo de los niveles de toxicidad indicados en la Tabla 3.1 para humanos. Aunque estos valores bajos podrían representar un riesgo para los ecosistemas acuáticos, las observaciones de campo realizadas por Kosten (2001) no

mostraron efectos perceptibles sobre las comunidades de invertebrados acuáticos evaluadas de la zona, pero es importante mencionar que las concentraciones encontradas exceden la DL50 para muchos macroinvertebrados bénticos mencionados en la literatura (por ejemplo, Baily et al., 1995; Matthiessen et al., 1995; Pantani, et al., 1997).

Persistencia y absorción del carbofurán en Carchi

De los resultados anteriores, se ha confirmado la utilidad de las bases de datos de suelos generadas, así como de las bases de datos de las propiedades de los plaguicidas para efectuar una estimación preliminar de cuáles serían los plaguicidas de alto riesgo en la zona. Sin embargo, se debe tomar en consideración que la mayoría de las bases de datos se alimentan con resultados experimentales obtenidos en países desarrollados de clima templado. Muy pocas bases de datos contienen información de regiones tropicales o, peor aún, de suelos de origen volcánico, como los presentes en nuestra zona de estudio. Además, las condiciones climáticas y las características específicas del suelo pueden tener una marcada influencia en el comportamiento ambiental del plaguicida. Las bases del USDA-NRCS WIN-PST señalan para el carbofurán un tiempo de vida media en el suelo de 50 días y un Koc de 22 ml/g.

Para determinar en qué extensión las bases de datos generales pueden ser utilizadas para estudiar el comportamiento y el destino ambiental del carbofurán en los suelos de la zona de estudio, era fundamental verificar si los valores de Koc y vida media registrados eran similares a los que presentan nuestros suelos. Con este objetivo, se realizaron investigaciones pormenorizadas de ambas propiedades, utilizando la técnica de radiotrazadores que, al momento, constituye la mejor tecnología disponible. Además, se aprovechó esta oportunidad para estudiar con mayor profundidad las interacciones entre carbofurán y los suelos bajo las condiciones del Carchi.

Para la determinación de los parámetros de absorción y Koc de carbofurán en los suelos de la zona de estudio, se tomaron muestras de suelo de los nueve horizontes identificados en el trabajo de Meyles y Kooistra (1997). Los suelos se secaron al aire a temperatura ambiente, y se tamizaron a 2 mm. Las isothermas de absorción se determinaron mediante un método estandarizado de equilibración en lote. La absorción se midió a varias concentraciones de carbofurán utilizando Cloruro de Calcio 0,01M como electrolito base. Para cada concentración y tiempo de equilibración, tres repeticiones de 2 g de muestra de suelo se equilibraron a 24 °C con 10 ml de solución que contenía el plaguicida marcado con un radiotrazador (¹⁴C carbofurán marcado a nivel del anillo) en un agitador durante 2, 4 y 24 horas. Al final de cada período de contacto, la suspensión fue centrifugada y la concentración de carbofurán se determinó en una alícuota del sobrenadante al utilizar centelleo líquido. Mediante este procedimiento se encontraron valores de Koc en los horizontes funcionales en un rango entre 19,76 y 5,28, con un promedio de 13,2 ml/g (Merino,

2001). Dos de los nueve suelos presentan un Koc anómalo, debido a que el contenido de materia orgánica es en extremo bajo, mientras que su contenido de arcilla es alto, fenómeno que ha sido descrito por Green y Karickhoff (1990). En los suelos estudiados, se determinó que la absorción era independiente de la concentración de carbofurán, lo que confirma observaciones anteriores en las cuales la lixiviación se podía expresar como una fracción de la aplicación total de carbofurán.

Para la determinación de la persistencia y la vida media del carbofurán, se insertaron cuidadosamente en el suelo cilindros de PVC de diámetro interno de 110 mm y 400 mm de alto, de tal manera que solamente 50 mm sobresalieran de la superficie. El suelo en los cilindros se preequilibró durante un período de 30 días antes de la aplicación del plaguicida. Las superficies de las columnas de suelo fueron tratadas con carbofurán marcado con C14. Después de la aplicación del plaguicida, de modo secuencial, grupos de tres cilindros se removieron a los 7, 14, 28, 56 y 98 días. Cada uno de los cilindros, fue dividido en siete secciones transversales de 50 mm; el suelo contenido en cada una de las secciones se secó a temperatura ambiente y fue completamente homogenizado. En cada uno de los períodos de muestreo se determinó la cantidad de residuos extraíbles, no-extraíbles (ligados) y totales presentes en el suelo. Al utilizar un método analítico para determinar carbofurán y sus principales productos de degradación, desarrollado por Merino y Castro (1999), se determinó la concentración remanente de carbofurán y de sus productos de transformación secundarios. Estos resultados indicaron una vida media de aproximadamente 14 días para el carbofurán y la presencia de residuos de 3-cetocarbofurán, carbofuránfenol y de 3- hidroxicarbofurán (Merino, 2001).

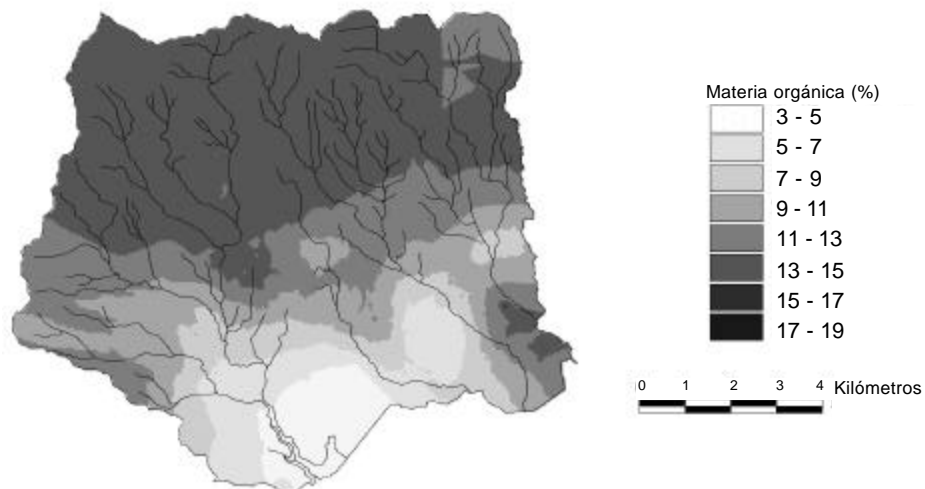
Es importante resaltar que los valores experimentalmente obtenidos del Koc y de la vida media son diferentes a los valores encontrados en la base de datos de la USDA-NRCS WIN-PST. Si analizamos las diferencias entre los valores de la base de datos y los experimentales, encontramos que el valor promedio de Koc experimental es 1,7 veces menor, mientras que el valor de vida media experimental es 3,6 veces menor. De manera sorprendente, una vez efectuada la simulación al utilizar los valores experimentales, los resultados indican que la fracción de plaguicida lixiviado no es muy diferente a la que se determinó en los valores de las bases de datos. La explicación de esta aparente incongruencia es que el valor experimental más bajo del Koc que debería resultar en mayor lixiviación se ve compensado por un valor de vida media experimental más bajo, lo cual indicaría que existe una menor cantidad de plaguicida disponible para ser lixiviado. Todo esto nos conduce a pensar que se deben tener en cuenta ciertas precauciones al utilizar los resultados de simulación de modelos simples, en los cuales se han introducido valores de bases de datos de comportamiento de plaguicidas obtenidos en otras latitudes. Indiscutiblemente, estos modelos y las bases de datos pueden ser de utilidad para una estimación preliminar, pero su empleo únicamente mecánico podría dar lugar a subestimar o sobreestimar los riesgos ambientales del uso de un plaguicida bajo condiciones locales.

Análisis mecanístico de la lixiviación de carbofurán

En el ejercicio anterior de estimación de riesgo de lixiviación mediante simulación, efectuamos un número de simplificaciones. Empleamos una exploración general del suelo y un perfil representativo de cada una de las grandes unidades de suelo. En segundo lugar, empleamos un modelo simple para describir los extremadamente complejos procesos de la lixiviación del plaguicida. Finalmente, utilizamos el Koc y la vida media de la base de datos del USDA-NRCS WIN-PST.

El INIAP (Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias del Ecuador) frecuentemente muestrea campos de agricultores para realizar medidas de la fertilidad del suelo y dar recomendaciones de fertilización. López (2000) tomó los resultados de estos análisis y los utilizó en conjunto con técnicas geoestadísticas para crear un mapa de la materia orgánica para el área de Carchi (Figura 3.6). Este mapa ilustra claramente la gran variación en los contenidos de materia orgánica dentro de las grandes unidades presentadas en la Figura 3.3. Van Soest (1998) creó un mapa similar para la profundidad del suelo al utilizar exploraciones de campo de las que se derivaron relaciones entre la topografía y la acumulación de un perfil. Estas relaciones se aplicaron a un modelo de elevación digital, lo cual resultó en información detallada del suelo.

Figura 3.6 Variación de la materia orgánica en Carchi

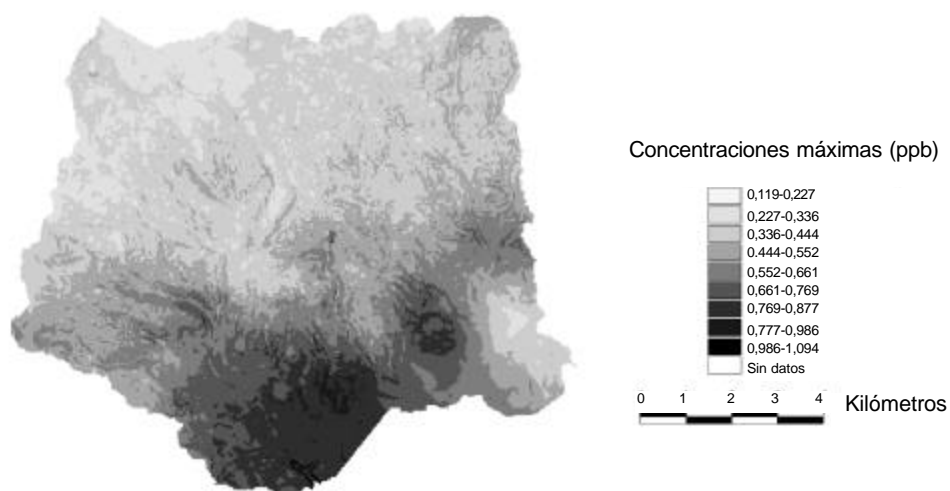


Con el fin de profundizar aún más en el conocimiento de los intrincados procesos que afectan a la lixiviación de carbofurán en la zona de estudio y para identificar zonas de mayor riesgo, empleamos la información mencionada anteriormente para efectuar un análisis de simulación utilizando el modelo PEARL de mayor

complejidad y de reciente generación (Tiktak et al., 2000). Una encuesta intensiva efectuada por el CIP en 1991 indicó que la aplicación promedio de carbofurán en la zona de estudio fue de 1,3 kg/ha (Crissman et al., 1998). La base de datos del USDA-NRCS WIN-PST indica que, como promedio, un 55% del carbofurán aplicado alcanza finalmente la superficie del suelo. Al tomar en cuenta la información anterior, nosotros simulamos una lixiviación del plaguicida con una aplicación de carbofurán de 0,72 kg/ha.

La Figura 3.7 muestra los resultados obtenidos en la simulación en cuanto a las máximas concentraciones que podrían ser encontradas bajo la zona de enraizamiento. Tal como se esperaba, las concentraciones a esta profundidad son menores a los valores observados dentro de la zona de enraizamiento. En cuanto a la validación del modelo, es difícil, de todos modos, interpretar si los valores de lixiviación de carbofurán obtenidos a través de modelaje corresponden a la realidad, ya que las fechas de siembra y aplicación del carbofurán en los campos no se conocen con exactitud. Sin embargo, es digno de mencionarse que las concentraciones de carbofurán observadas mediante monitoreo en campo y la simulada con PEARL se encuentran en el mismo orden de magnitud. Esta gran similitud es una clara indicación de que el modelo PEARL y la información experimental que se ha introducido reflejan muy de cerca los fenómenos y procesos que realmente están ocurriendo en la zona.

Figura 3.7 Concentración máxima de carbofurán bajo el área de enraizamiento



Regulaciones políticas y discusión

Para la mayoría de plaguicidas, existen valores umbrales de concentración en agua bien documentados en términos de los niveles de tolerancia basados en estudios

toxicológicos efectuados en organismos acuáticos (ver, además, la Tabla 3.1). Sin embargo, estos valores de umbral no son suficientes como regulaciones medio ambientales. Las concentraciones encontradas en condiciones de campo se encuentran sujetas a una gran variación en el espacio y en el tiempo. El efectuar mediciones que reflejen exactamente lo que ocurre en la naturaleza es muy costoso, difícil de ejecutar y los protocolos que definen el número de muestras por tomar y los lapsos de tiempo entre muestreos a menudo son difíciles de determinar. En la mayor parte de los casos estas decisiones deben ser evaluadas caso por caso tomando en cuenta los objetivos de cada estudio. Para superar las dificultades operacionales, el énfasis ha cambiado hacia la definición de valores proximales más conservadores.

En Europa, los residuos de plaguicidas se encuentran con frecuencia en los cuerpos de agua subterránea (Leistra y Boesten, 1989). Para mejorar la calidad de estos recursos y evitar que la situación se agrave aún más, la Unión Europea introdujo una directiva de registro (91/414/EEC) que impone límites a la persistencia de los plaguicidas en el suelo, de manera que la vida media sea menor a tres meses y que las concentraciones de plaguicidas en el agua sea inferior a 0,1 mg L⁻¹. Para el 2003, todos los países de la Unión Europea deben implementar estos criterios en sus procedimientos de registro, tanto para los plaguicidas ya presentes en el mercado como para los nuevos que se traten de registrar en el futuro.

En muchos países en vías de desarrollo, las facilidades de investigación existentes no permiten la realización de estos procedimientos de evaluación relativamente complicados. Estos países deberán basarse, por el momento, en las bases de datos generales que existen con relación a las propiedades de los plaguicidas. Adicionalmente, en estos países se requerirán adaptaciones simplificadas de los métodos más rigurosos empleados en los estudios de investigación de transporte y destino ambiental (Wagenet et al., 1998). Un argumento que a menudo se menciona en los círculos estatales encargados del registro y la regulación de plaguicidas es que las compañías que producen o comercializan los agroquímicos deben producir estudios de impacto medio ambiental específicos para las condiciones del país en los cuales piensan registrar sus productos.

Como se demuestra en esta investigación, la variabilidad del suelo en la zona de estudio tiene una gran influencia en el riesgo de lixiviación de plaguicidas. Idealmente, la aceptación y el registro de plaguicidas debe ser específico para cada tipo de suelo. De todos modos, esto implicaría la existencia de un sistema de regulación que controlaría las aplicaciones de plaguicidas de acuerdo a las normas. Desde el punto de vista práctico, en la mayoría de los casos esto no es posible y los plaguicidas son tolerados de acuerdo a decisiones generales fijas. Dado el hecho de que los estudios de impacto ambiental son relativamente costosos y complejos de ejecutar, los procedimientos simples de evaluación pueden ser herramientas en extremo útiles. Únicamente los plaguicidas que presenten un alto potencial de peligro deben ser estudiados con mucho mayor detalle y prolijidad para determinar su comportamiento y destino ambiental.

Este estudio es uno de los más completos de su clase efectuados en Ecuador y en la región andina. Sin embargo, en esta clase de trabajos de investigación complejos y multidisciplinarios, al analizar los resultados afloran inquietudes. Nuestro trabajo indica que las diferencias relativas en concentraciones del carbofurán entre los tipos del suelo se pueden predecir al usar modelos de simulación. Sin embargo, aunque los niveles reales encontrados en el campo y los simulados con el modelo PEARL están en el mismo orden de magnitud, siguen siendo numéricamente diferentes. Aunque no todos los caminos individuales del transporte del plaguicida han sido estudiados, tenemos la suficiente seguridad para afirmar que los más importantes han sido tomados en cuenta. Entre los factores más importantes que podrían contribuir a las diferencias encontradas, quisiéramos resaltar que existe variación en las condiciones del suelo dentro de los campos, como resultado de la erosión por labranza, problema que es agudizado por las altas pendientes. Esto resulta en un aumento significativo de riesgos de lixiviación en las partes de los campos en donde el suelo ha perdido gran parte de su materia orgánica, componente que es de crucial importancia para adsorber, retener y, en muchos casos, impedir la migración de un plaguicida. Además, es importante mencionar que es justamente en estos estratos superficiales ricos en materia orgánica donde, por lo general, existe la mayor cantidad de microorganismos responsables de la degradación biológica de los plaguicidas. Por lo tanto, la erosión por labranza puede resultar en un aumento en los riesgos ambientales originados por el incremento de la velocidad de transporte del plaguicida hacia capas más profundas del suelo hasta alcanzar las capas cementadas de poca permeabilidad. Posteriormente, el plaguicida es transportado lateralmente en el sentido de la pendiente hasta llegar a las fuentes de agua localizadas en sitios bajos. De esta manera, las malas prácticas de manejo agrícola que permiten la erosión en las parcelas ubicadas en lugares altos estarían produciendo un movimiento acelerado del plaguicida hacia localidades más bajas.

Muchos plaguicidas, y en particular el carbofurán y sus productos de transformación, tienden a lixiviarse y a contaminar el agua subterránea. Los efectos nocivos a largo plazo sobre el ambiente y las poblaciones que viven río abajo siguen siendo desconocidos. Es por todas estas razones que el uso de plaguicidas, a pesar de sus efectos positivos en la producción agrícola, debe ser motivo de preocupación continua.

Bibliografía

- Baily, H.C, Clark, S.L., Davis, J. & Wilborg, L., 1995, The effects of toxic contaminants in *water of the San Francisco Bay and Delta*, Report to Bay/Delta Oversight Council, Sacramento, CA, USA.
- Crissman C.C., Espinosa P., Ducrot C.E.H., Cole D.C. and Carpio F., 1998. *The case study Site: Physical, health and potato farming systems in Carchi province*. En: Crissman C.C., Antle J.M. and Capalbo S.M. (eds). 1998. Economic, environmental and health tradeoffs in agriculture: Pesticides and the sustainability of Andean potato production. Kluwer, Boston, pp 85-120.
- Di, H.J., and Aylmore, L.A.G., 1997. *Modeling the probabilities of groundwater contamination by pesticides*. Soil Sci. Soc. of Am. J., 61: 17-23.
- Green, R.E., and Karickhoff S.W., 1990. *Sorption estimates for modeling*. En: Cheng, H.H., Ed., Pesticides in the Soil Environment, Madison, WI: Soil Science Society of America, Inc., pp. 79-101.
- Hansen, J.W., and Jones, J.W., 2000. *Scaling-up crop models for climate variability applications*. Agricultural Systems 65: 43-72.
- Jaramillo, R., 2000. *Carbofurán leaching to ground and surface water in the potato-pasture system in Carchi, Ecuador*. Msc. Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Kosten, S., 2001. *Impact of carbofurán on the aquatic ecosystem in Carchi, Ecuador: effects on benthic macroinvertebrates*. Centro Internacional de la Papa, Quito, Ecuador.
- Leistra, M. and Boesten J., 1989. *Pesticide contamination of groundwater in Western Europe*. Agriculture, Ecosystems and Environment 26: 269-389.
- Leistra, M., van der Linden, A.M.A., Boesten, J.J.T.I., Tiktak, A., and van den Berg, F., 2000. *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems; Description of the processes*. RIVM report 711401009/Alterra-rapport 013. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Alterra, Green World Research, Wageningen, The Netherlands.
- López, R.M., 2000. *Patrones espaciales en fertilidad del suelo dentro del área de San Gabriel - Carchi - Ecuador*. MSc thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- MAG-ORSTOM, 1980. *Mapas de suelos por regionalización: Mapas de Tufiño y San Gabriel, 1:50,000, 2nd rev*. Programa Nacional de Regionalización Agraria, Quito, Ecuador.
- Matthiesen, P., Sheahan, D., Harrison, R., Kirby, M., Rycorft, R., Turnbull, A., Volkner, C. y Williams, R., 1995. *Use of Gammarus pulex bioassay to measure the effect of transient carbofurán runoff from farmland, en: Ecotoxicology and environmental safety*, 30:111-119.
- Merino, R.H., y Castro R.C., 1999. *Método analítico para carbofurán y sus principales productos de degradación en suelos mediante extracción con ultrasonido y determinación por CG/NPD*. Unidad de Toxicología Ambiental, División de Medio Ambiente, Comisión Ecuatoriana de Energía Atómica.
- Merino, R.H., 2001. *Informe técnico del contrato de investigación "Destino Ambiental del plaguicida carbofurán en suelos de la Provincia del Carchi"*. Unidad de Toxicología Ambiental, División de Medio Ambiente, Comisión Ecuatoriana de Energía Atómica.
- Meyles, E., and Kooistra, L., 1997. *A novel method to describe spatial soil variability: a case study for a potato-pasture area in the northern Andes of Ecuador*. MSc Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Pantani, C., Pannunzio, G., De Cristofaro, M., Novelli, A.A. y Salvatori, M., 1997. *Comparative acute toxicity of some pesticides, metals, and surfactants to Gammarus italicus Goedm. and Echinogammarus tibaldii*. Pink and Stock, Journal Bull. Environ. Contam. Toxicol., 59(6):963-967.
- Shoji, S., Nanzyo M. and Dahlgren R. 1993. *Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Simunek, J., Sejna, M. and van Genuchten, M. Th., 1996. *The HYDRUS-2D Software package for simulating water flow and solute transport in two-Dimensional variably saturated media, version 1* U.S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, USA.
- Soil Survey Staff, 1992. *Keys to Soil Taxonomy*, 5th edition, SMSS Technical Monograph No 19, Pocahontas Press Inc, Blacksburg, Virginia.

- Tiktak, A., van den Berg, F., Boesten, J.J.T.I., van Kraalingen, D., Leistra, M., and van der Linden, 2000. *Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1*. RIVM report 711401008, Alterra report 28. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Triegel, E.K. and Lei, Guo. 1994. *Overview of the fate of pesticides in the environment, water balance; Runoff vs. Leaching*. En Honeycutt R.C. and Schabacker D.J. (eds.). Mechanisms of pesticide movement into ground water. Lewis, Boca Raton. pp 1-13.
- Van Soest, F., 1998. *A method for downscaling soil information from regional to catena level*. MSc Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Veen, M., 1999. *Land use and its effects upon soil development: a study in the potato production area around San Gabriel, Carchi*. MSc thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Wagenet, R.J., Bouma, J., and J.L. Hutson, 1998. *Conceptual and methodological aspects of assessing pesticide environmental impact in developing areas*. En: Crissman, C.C., Antle, J.M. , and Capalbo, S.M. Economic, environmental and health tradeoffs in agriculture: pesticides and the sustainability of Andean potato production. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA: 41-63.
- Wagenet, R.J., and Hutson, J.L., 1989. *Leaching estimation and chemistry model: a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone*. Continuum Water Resources Institute, Cornell University, Ithaca.
- Wauchope, R.D., Butler, T.M., Hornsby, A.G., Augusteijn-Beckers, P.W.M., and Burt, J.P., 1992. *The SCS/ARS/CES pesticide properties database: Selected values for environmental decision making*. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 123, 1-164.
- Yaron B. 1989. *General principles of pesticide movement to groundwater*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 26:275-297.