

MODELACIÓN DEL DESTINO Y EVALUACIÓN DE RIESGO DE AGROQUÍMICOS
EN LA PARTE ALTA DE LA SUBCUENCA DEL RIO PALACE

ROBERT ALEXANDER TEPUD ESTACIO

Código estudiantil: 104913020727

JULIAN DAVID VALENCIA ASTAIZA

Código estudiantil: 49081193



Universidad
del Cauca

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN, CAUCA

2020

MODELACIÓN DEL DESTINO Y EVALUACIÓN DE RIESGO DE AGROQUÍMICOS
EN LA PARTE ALTA DE LA SUBCUENCA DEL RIO PALACE

ROBERT ALEXANDER TEPUD
JULIAN DAVID VALENCIA ASTAIZA

Trabajo de grado en modalidad de investigación para optar por el título de Ingeniero
Ambiental

Director
Ph.D APOLINAR FIGUEROA CASAS
Departamento de biología

Codirector
Ing. TATIANA ANDREA DÁVILA MARTÍNEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN, CAUCA
2020

AGRADECIMIENTO

Primeramente damos gracias a Dios por permitirnos tener una buena experiencia dentro de la Universidad y en el proceso de este trabajo de grado. A nuestra Universidad por permitirnos convertirnos en excelentes profesionales con nuestra pasión y orgullo por los conocimientos que hemos adquirido, gracias a nuestros profesores por brindar su comprensión en este proceso integral de formación que deja como producto este trabajo terminado, siendo una tesis que perdurará dentro de los conocimientos y desarrollo de generaciones futuras.

Párrafo aparte en mención a nuestro Director y Codirectora quienes aportaron su conocimiento y tiempo en la realización de esta tesis, a nuestros Padres por su apoyo para culminar esta etapa demostrándonos su amor y respeto, y a todos los que de una u otra forma nos ayudaron.

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	10
1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	12
2 JUSTIFICACIÓN	14
3 OBJETIVOS.....	15
3.1 Objetivo General	15
3.2 Objetivos Específicos.....	15
4 MARCO REFERENCIAL.....	16
4.1 Marco Teórico.....	16
4.1.1 <i>Fugacidad.</i>	16
4.1.2 <i>Modelos de fugacidad.</i>	16
4.1.3 <i>LEVEL III MODEL</i>	17
4.1.4 <i>RAIDAR MODEL</i>	22
4.2 Estado del Arte.....	25
5 METODOLOGÍA.....	32
5.1 Caracterización de la zona de estudio	32
5.2 Selección de los puntos de monitoreo.....	33
5.3 Priorización de los plaguicidas.....	35
5.4 Implementación del modelo LEVEL III	48
6.4.1 <i>Parámetros del modelo.</i>	48
6.4.2 <i>Validación del modelo</i>	57
6.4.3 <i>Análisis de sensibilidad.</i>	57
5.5 Implementación del modelo RAIDAR	58
5.5.1 <i>Parámetros Ambientales</i>	58
5.5.2 <i>Parámetros fisicoquímicos</i>	59
6 RESULTADOS	60
6.1 Level III Model	60
6.1.1 <i>Distribución de masa.</i>	60
6.1.2 <i>Persistencia y tiempo de residencia en al ambiente.</i>	64
6.1.3 <i>Validación del modelo</i>	64

6.1.4	<i>Análisis de sensibilidad</i>	65
6.2	Raidar Model.....	67
6.2.1	<i>Resultados de los puntos finales objetivo (faces abióticas)</i>	67
6.2.2	<i>Resultados de los puntos finales efecto (faces bióticas)</i>	68
6.2.3	<i>Clasificación del factor de evaluación de riesgo (RAF)</i>	69
6.2.4	<i>Análisis de sensibilidad</i>	69
7	DISCUSIÓN	76
7.1	LEVEL III MODEL.....	76
7.2	RAIDAR MODEL	79
8	CONCLUSIONES	81
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
	ANEXOS	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Redes alimentarias ecológicas y humanas representativas en RAIDAR.....	24
Figura 2. Localización Geográfica Parte Alta Subcuenca Río Palacé	33
Figura 3. Puntos de Monitoreo.....	34
Figura 4. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Clorpirifos	61
Figura 5. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Lindano	62
Figura 6. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Lambda Cialotrina.....	63
Figura 7. Resultados del análisis de sensibilidad para los tres plaguicidas	66

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Definición de valores Z ($\text{mol}/\text{m}^3\text{Pa}$).....	19
Tabla 2. Ecuaciones del valor de transferencia intermedia D.....	21
Tabla 3. Medios bióticos y abióticos en el modelo RAIDAR	25
Tabla 4. Analitos detectados por el dispositivo de muestreo.....	35
Tabla 5. Altitud y coordenadas geográficas de los puntos de monitoreo.	35
Tabla 6. Sustento metodológico sobre la asignación de puntaje a los criterios que se tuvieron en cuenta en la priorización.	37
Tabla 7. Valor de los criterios que influyen en la movilidad y transporte de los plaguicidas en el medio ambiente.....	42
Tabla 8. Valor de los criterios que influyen en el impacto a la salud.....	43
Tabla 9. Valor de los criterios que influyen en el impacto social que generan los plaguicidas en la región	44
Tabla 10. Puntaje para los criterios que influyen en la movilidad y transporte de los plaguicidas en el medio ambiente	45
Tabla 11. Puntaje de los criterios que influyen en el impacto a la salud	46
Tabla 12. Puntaje de los criterios que influyen en el impacto social.....	47
Tabla 13. Resultados de la priorización.....	48
Tabla 14. Parámetros físicos y químicos de los compuestos	50
Tabla 15. Parámetros ambientales de la parte alta de la subcuenca del río Palacé	52
Tabla 17. Parámetros ambientales de la subcuenca Palacé para implementar el modelo RAIDAR.	58
Tabla 18. Parámetros fisicoquímicos de los plaguicidas para implementar el modelo	59
Tabla 19. Valores VZ para los plaguicidas objetivo.....	64
Tabla 21. Resultados análisis de sensibilidad para los tres plaguicidas	65
Tabla 22. Resumen de la evaluación de riesgo para los plaguicidas seleccionados utilizando puntos finales objetivo (fases abióticas)	68
Tabla 23. Resumen de la evaluación de riesgo para los plaguicidas seleccionados utilizando puntos finales efecto (fases bióticas)	68
Tabla 24. Plaguicidas agrupados según su factor de evaluación de riesgos (RAF).....	69
Tabla 25. Análisis de sensibilidad para fases abióticas	70

Tabla 26. Análisis de sensibilidad para fases bióticas	71
Tabla 27. Análisis de sensibilidad para fases abióticas	72
Tabla 28. Análisis de sensibilidad para fases bióticas	73
Tabla 29. Análisis de sensibilidad para fases abióticas	74
Tabla 30. Análisis de sensibilidad para fases bióticas	75

ANEXOS

Anexo A. Concentración determinada en humedal (ng/L)	89
Anexo B. Concentración determinada en Siberia (ng/L).....	90
Anexo C. Representación esquemática del destino de clorpirifos en la parte alta de la subcuenca del río Palacé.....	91
Anexo D. Representación esquemática del destino de lindano en la parte alta de la subcuenca del río Palacé.....	92
Anexo E. Representación esquemática del destino de lambda cialotrina en la parte alta de la subcuenca del río Palacé	93

INTRODUCCIÓN

El actual sistema de producción agrícola se sustenta con base en el uso masivo e intensivo de agroquímicos y en términos generales, los cuerpos de agua constituyen el destino final de los mismos ya sea en el agua, sedimento o biota. El enfoque de modelación puede proporcionar un método alternativo para estimar el comportamiento ambiental de estos productos químicos y puede ser una operación que ahorra tiempo y costos en una evaluación a gran escala.

Con el fin de estimar la distribución y destino de las sustancias químicas en el ambiente, ha surgido un gran interés en desarrollar métodos de cálculo o modelación del destino ambiental de los químicos que se descargan inadvertidamente al medio ambiente, un ejemplo de estos son los agroquímicos. Se ha desarrollado una serie de modelos de fugacidad para este propósito (Mackay, D., 2001), que utilizan propiedades físico-químicas, reactividad, características de transporte y grado de liberación para producir una visión general del comportamiento ambiental. En primer lugar, algunos modelos pueden aplicarse para estimar los comportamientos ambientales y el destino en un área geográfica específica, también pueden ayudar a describir la tendencia del transporte entre múltiples medios y estimar la posible concentración en diferentes compartimientos ambientales. En segundo lugar, los modelos de fugacidad se pueden utilizar para realizar la evaluación de riesgo químico para agroquímicos en diferentes medios haciendo un ranking del riesgo de varios productos químicos bajo determinadas propiedades ambientales (Mackay, 2001). Los resultados calculados por dichos modelos pueden ofrecer información valiosa sobre la contaminación de la subcuenca del río Palace.

Teniendo en cuenta las necesidades del sector y considerando que los sistemas de abastecimiento de agua para la región son vulnerables ante las actividades humanas que alteran la calidad hídrica regional e impacta en la calidad de vida de sus habitantes, se propone el proyecto “Estudio de la amenaza por microcontaminantes en fuentes de abastecimiento de agua potable” de la Universidad del Valle y Universidad del Cauca –VRI.”. Este proyecto tiene como propósito fortalecer los mecanismos y herramientas relacionados con la toma de decisiones y el monitoreo de la calidad del agua.

En este sentido, el presente trabajo se enmarca dentro de los objetivos del proyecto “Estudio de la amenaza por microcontaminantes en fuentes de abastecimiento de agua potable” y tiene como objetivo estimar el transporte y destino de agroquímicos en la cuenca alta del río Palace, Municipio de Totoró – Cauca, a partir de modelos de fugacidad. Esta fuente fue priorizada

debido a que es la principal fuente de abastecimiento para agua de consumo humano de las áreas rurales y urbanas de los municipios de Totoró, Cajibío y Popayán, especialmente en el norte de la ciudad, zona que se encuentra en expansión debido a la construcción de proyectos de viviendas, así como la creación de asentamientos subnormales. Y además se han reportado impactos ambientales negativos directos e indirectos sobre el recurso hídrico debido a la agricultura y ganadería, (aproximadamente el 45 % del territorio de la subcuenca es usada para estas actividades económicas) (RICCLISA, 2016). Por ejemplo, Totoró es uno de los principales municipios productores de papa en el Departamento del Cauca, cultivo en el que prevalece el uso intensivo de fertilizantes, plaguicidas, herbicidas y en general agroquímicos que podrían estar impactando en la calidad del agua de la cuenca de estudio.

Este trabajo se llevó a cabo en colaboración con la empresa de acueducto y alcantarillado de Popayán, investigadores del proyecto “Estudio de la amenaza por microcontaminantes en fuentes de abastecimiento de agua potable” y el acompañamiento del Grupo de Estudios Ambientales (GEA-UNICAUCA). En los siguientes apartados se describe el análisis cuantitativo de la problemática con base en la recolección de información secundaria y datos de las jornadas de campo que se llevaron a cabo en febrero y junio de 2019.

La estimación del transporte, destino y evaluación de riesgo químico de agroquímicos en la cuenca incluyó la aplicación de los modelos matemáticos Level III¹ y RAIDAR² que ayudaron a identificar las condiciones actuales de la cuenca. Los resultados más relevantes muestran que: en el caso del modelo Level III, se aplicó el modelo para estimar el transporte y el destino de tres plaguicidas: Clorpirifos, Lindano y Lambda Cialotrina. La advección en el agua y la reacción en el suelo son los dos mecanismos de eliminación primaria más importantes para los tres plaguicidas respectivamente. Lindano se puede acumular fácilmente en los sedimentos mientras que el lambda cialotrina y el clorpirifos se pueden almacenar en el suelo. Para el caso del modelo RAIDAR Se aplicó el modelo para hacer la evaluación del riesgo de los tres plaguicidas anteriormente mencionados en el entorno objetivo. Los resultados mostraron que el agua es el medio abiótico más sensible cuyo riesgo es de preocupación por el uso de estos plaguicidas y los mamíferos acuáticos, son el principal medio biótico que tiene mayor riesgo por los tres agroquímicos.

¹ CEMC LEVEL III MODEL

² CEMC RAIDAR MODEL

1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La contaminación de los recursos hídricos constituye uno de los problemas ambientales globales de mayor relevancia, dado que el agua es el recurso natural limitante para el desarrollo de las sociedades humanas y sustento esencial de la vida en el planeta.

Respecto a las actividades productivas agrícolas, alrededor de 500 pesticidas de aplicación masiva se utilizan, de los cuales, algunos son altamente tóxicos como el caso de los insecticidas Organoclorados, los pesticidas Organofosforados, los Carbamatos y los Piretroides. A nivel mundial, cada año se pulverizan 4,6 millones de toneladas de pesticidas químicos en el medio ambiente (FAO, 2017).

China es el mayor consumidor de pesticidas en el mundo con aproximadamente 1.8 millones de toneladas de ingredientes activos en aproximadamente 300 millones de hectáreas de tierras de cultivo y bosques. Estados Unidos es el segundo con 410 000 toneladas de ingredientes activos, seguido por Brasil con 396 000 toneladas, Argentina con 208 000 toneladas y México con 99 000 toneladas (FAO, 2017). Costa Rica, Colombia, Japón y México tienen la mayor intensidad de uso de pesticidas con más de 40 kilogramos de ingrediente activo por hectárea y por producción de cultivos en todo el mundo (Schreinemachers y Tipraqsa, 2012).

En términos de consumo de pesticidas en los países en desarrollo, las ventas están creciendo, incluso si se trata de países con niveles económicos relativamente bajos. En la última década las ventas de pesticidas aumentaron incluso en África, que tiene el menor consumo de pesticidas. Debido al alto rendimiento en los cultivos que permiten los pesticidas, el uso de estos a nivel mundial es una práctica de alta intensidad. Sin embargo, la sobreutilización de pesticidas es considerada una problemática ambiental y de salud pública en los países en desarrollo como Colombia, por el manejo inadecuado, el modo como se descartan los residuos y la forma en que se acumulan y dispersan en medios como aire, agua y suelos; más aún si se tiene en cuenta que muchas de estas sustancias son consideradas Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), los cuales al ser bioacumulables pueden extenderse y posteriormente concentrarse en organismos que se consumen a lo largo de la cadena alimenticia provocando una serie de efectos nocivos a la salud humana, como trastornos congénitos, daño al sistema inmunológico y respiratorio, problemas reproductivos, periodos de lactación humana más cortos y mal funcionamiento del sistema endocrino, entre otros (FAO, 2017).

La contaminación del agua por agroquímicos depende de su movilidad, solubilidad y tasa de degradación. Muchos pesticidas modernos se descomponen rápidamente en el suelo o la luz solar, pero es más probable que persistan si alcanzan el subsuelo o las aguas subterráneas debido a la reducción de la actividad microbiana, la ausencia de luz y las temperaturas más bajas (Kerle et al., 1994).

Los pesticidas solubles en agua, por ejemplo, a través de escorrentía y la lixiviación pueden ser transportados a las aguas superficiales y subterráneas.

Gran parte de los pesticidas que son aplicados en los lotes de cultivo pueden alcanzar los cuerpos de agua superficial y subterránea por distintas vías. Los agroquímicos presentes en el suelo por escorrentía superficial son arrastrados hacia los cuerpos de agua superficial como consecuencia de la precipitación. Además, no sólo el agua superficial puede ser contaminada por el uso de agroquímicos ya que estos productos también pueden ingresar por lixiviación a las aguas subterráneas. El tipo de suelo y topografía determinan en gran medida el ingreso de los agroquímicos tanto a aguas superficiales como subterráneas. Por ejemplo, en terrenos con pendientes elevadas se da un mayor escurrimiento y erosión de suelos contaminados hacia aguas superficiales (Romina P. Suárez, 2001).

Esta investigación se llevó a cabo en la Cuenca alta del río Palacé que se caracteriza por ser una fuente de abastecimiento de agua potable, cuya calidad del agua está en constante riesgo por las descargas de fuentes puntuales y difusas de agroquímicos (son aportes no determinados por el lugar que entran al cauce); además, la topografía de los terrenos que conforman la cuenca y donde se lleva a cabo una intensa actividad agrícola; tienen pendientes elevadas, lo que hace más latente el riesgo al que se encuentra expuesta esta fuente abastecedora de agua potable.

Debido a las dinámicas anteriormente descritas, la fugacidad de los agroquímicos al agua representa un foco de riesgo químico para la fuente de abastecimiento de agua potable, debido a que la movilidad de un agroquímico específico se estima a partir de la fugacidad y dicha fugacidad está estrechamente relacionada con la concentración C (mol / m^3) que puede ser transportada al compartimiento agua.

Con base a lo anterior, en esta investigación se implementarán modelos matemáticos, con el fin de establecer el perfil de comportamiento general o el destino probable de un grupo de agroquímicos en puntos específicos del afluente, buscando estimar la magnitud de las concentraciones a partir de tasas de descarga definidas y establecer si dichas concentraciones provocan un riesgo químico significativo a la calidad del agua de la fuente.

2 JUSTIFICACIÓN

Los cursos de aguas superficiales están en constante riesgo de ser contaminados con una mezcla muy compleja de principios activos debido al desarrollo de una práctica agrícola basada en el paradigma de la “revolución verde” (II Asamblea Mundial de la Salud de los Pueblos Global Health Watch 2005). Por esta razón la fauna y los seres humanos que están en contacto con estos cursos de agua se exponen simultáneamente a varios tipos de agroquímicos que, de acuerdo con su naturaleza, tiene diferentes efectos sobre el organismo. Por tal motivo el desarrollo de esta investigación permite aportar una identificación aproximada de los riesgos por tres plaguicidas que afectan las cuencas abastecedoras de agua potable, para la toma de decisiones apropiadas en una visión estratégica, generadora de nuevos retos que contribuya al desarrollo municipal y bienestar de la población fundamentalmente, en vista de que a pesar de que la literatura reporta estudios de transporte, destino y evaluación de riesgo de agroquímicos provenientes de la agricultura en el mundo , actualmente no se evidencian estudios de este tipo, para la cuenca de abastecimiento objetivo.

Por las razones anteriores, se considera justificable la realización de esta investigación que sería de apoyo al desarrollo y bienestar del Municipio de Popayán.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

- Estimar el destino y riesgo químico de tres productos agroquímicos utilizados en la región de la cuenca alta del río Palacé que abastece el acueducto de la zona norte de Popayán.

3.2 Objetivos Específicos

- Priorizar los principales productos agroquímicos presentes en una cuenca de abastecimiento de agua potable de acuerdo a criterios fisicoquímicos y socio-productivos
- Aplicar modelos de destino y riesgo químico disponibles en la literatura para productos agroquímicos.
- Realizar un análisis de sensibilidad a los modelos de destino y riesgo químico.

4 MARCO REFERENCIAL

4.1 Marco Teórico

4.1.1 Fugacidad.

Lewis definió el concepto de fugacidad en 1901, afirmó que es un equilibrio estándar entre diferentes compartimientos ambientales. En 1979, Donald Mackay trajo esta definición en investigaciones que modelan la transferencia y el destino de contaminantes orgánicos en cada medio, y luego construyó el modelo de fugacidad.

4.1.2 Modelos de fugacidad.

Después de que los contaminantes fluyen al medio ambiente, pueden transferirse o difundirse entre cada compartimiento ambiental junto con la aparición de diversos procesos químicos, físicos y de conservación biológica. Muchos pesticidas orgánicos pueden considerarse COP (contaminantes orgánicos persistentes), las principales propiedades de los COP es que permanecen en el ambiente durante mucho tiempo, son bioacumulables y tienen un alto nivel de toxicidad. Debido a las propiedades anteriormente mencionadas los contaminantes tienen el tiempo suficiente para transferirse de un medio a otro. Donald Mackay han demostrado que es efectivo usar modelos multimedia de fugacidad ambiental para simular el destino de los contaminantes en el medio ambiente, el destino, es uno de los factores más partes importantes en la tarea de evaluación ambiental (Zheng, 2014).

Para estimar la distribución de masa y el destino del contaminante orgánico en el medio ambiente, construir un modelo matemático es un método efectivo. El principio básico es que el comportamiento ambiental depende de sus propiedades físicas y químicas. El modelo matemático ambiental es una herramienta poderosa para describir el comportamiento ambiental y estimar la concentración de contaminantes. Actualmente, muchos modelos matemáticos que solían investigar la transferencia y el destino de los tóxicos orgánicos en el medio ambiente se han utilizado en diversas investigaciones. Por ejemplo, Mackay y Paterson desarrollaron el modelo de fugacidad (1981); Yoshida presentó MNSEM (Modelo de equilibrio de estado no estable de múltiples fases) en 1987. Además, otros modelos matemáticos se aplicaron como el modelo CalTOX, EUSES (Sistema de la Unión Europea para modelo de evaluación de sustancias) que se aplica a la evaluación de riesgos en la Unión Europea y el modelo HAZCHEM. Todos los anteriores modelos se han aplicado para investigar la transferencia y

destino de contaminantes orgánicos en áreas tales como ríos, lagos, puertos y el medio ambiente (Mackay y Paterson, 2004). Los modelos de fugacidad tienen una estructura simple y los parámetros que se requieren son fáciles de obtener. Debido a estas ventajas, los modelos de fugacidad han sido aceptados públicamente por muchos investigadores y son recomendados para este tipo de investigaciones por entidades internacionales como la EPA (EPA, 2017).

Los modelos de fugacidad tienen como objetivo principal estimar los procesos de transferencia de compuestos en el medio ambiente basado en las propiedades fisicoquímicas de los compuestos y los parámetros ambientales. Algunos parámetros se muestran a continuación:

- **Parámetros físicos:** incluyendo área, volúmenes en cada medio, concentración de carbono orgánico, densidad de medios, etc. Estos parámetros tienen como objetivo determinar las propiedades del área objetivo.
- **Parámetros de entrada y salida:** incluida la tasa de entrada, la cantidad de contaminantes y concentración de contaminantes. Estos parámetros impactan en todos los procesos de transferencia y residuos en el medio ambiente.
- **Parámetros de la termodinámica:** incluido el peso molecular del químico, la constante de Henry, presión de vapor, temperatura, Kow, etc. Estos parámetros influyen principalmente en el comportamiento de los contaminantes en el medio ambiente, como la volatilización, la adsorción y disolución, y luego influyen en el proceso de transferencia.
- **Parámetros de la cinética:** incluido el coeficiente de transferencia de masa y la ruta de difusión, etc. Estos parámetros influyen en la velocidad y flujo en los procesos de transferencia.

4.1.3 LEVEL III MODEL

Este modelo trabaja sobre los cuatro principales compartimientos ambientales (aire, agua, suelo y sedimento), permitiendo una solución algebraica simple de las ecuaciones de estado estacionario y los balances de masa se calculan para los cuatro compartimientos. De acuerdo a Donald Mackay cada uno de los compartimientos antes mencionados se trata como un conjunto de subcompartimientos: gas y aerosol para aire; solución, partículas suspendidas y biota para agua; sólidos, aire y agua para suelo y sólidos y agua de poro para sedimentos (Mackay, 2001). Se supone el equilibrio (equifugacidad) aplica dentro de cada compartimiento, entre los subcompartimientos, pero no entre los compartimientos, lo anterior significa que cada compartimiento ambiental tiene una fugacidad diferente.

Level III trata procesos de transferencia difusiva como la volatilización y la absorción, y también incluye procesos no difusivos o "unidireccionales" en el que el producto químico se transporta entre los medios por asociación con material sometido a transferencia intermedia (por ejemplo, deposición húmeda (Lifongo, 2009). En total, el modelo trata la partición entre 10 subcompartimientos, 4 tasas de reacción (degradación) correspondientes a los cuatro compartimientos, 13 procesos de transferencia intermedia y flujos advectivos en el aire y el agua. Estos procesos de transferencia se expresan en términos de valores "D" mediante el uso de relaciones previamente establecidas. Cada valor D contiene dos variables, un valor Z, que es específico para cada químico y se obtiene de datos físico-químicos, y términos de velocidad de transporte cinético como un coeficiente de transferencia de masa, difusividad o tasa de flujo advectivo (Mackay,2001).

El particionamiento del químico entre los compartimientos ambientales puede describirse por el criterio de equilibrio de fugacidad F (Pa), que puede considerarse como la presión parcial de una sustancia química en una fase y está relacionada con la concentración C (mol / m³) por la expresión:

$$C=FZ \text{ (ecuación 1)}$$

Donde Z es la capacidad de fugacidad (mol / m³.Pa). Los métodos para calcular los valores Z para los compartimientos ambientales han sido definidos por Mackay y Paterson.

Las sustancias químicas se mueven entre fases por procesos difusivos y no difusivos. El flujo difusivo N (mol /h) entre dos fases se pueden describir mediante la expresión:

$$N= D (F_1-F_2) \text{ (ecuación 2)}$$

Donde D es un coeficiente de transferencia (mol/h.Pa) y F_1 y F_2 son las fugacidades de los compartimientos ambientales. La diferencia entre f_1 y f_2 determina únicamente la dirección del flujo difusivo que tiene lugar de fugacidad alta a baja. D es una función de valores Z , áreas de los compartimientos y propiedades de difusión en compartimientos ambientales adyacentes.

Procesos de transferencia no difusivos o unidireccionales entre compartimientos como la deposición de partículas húmedas o secas de la atmósfera al suelo o al agua y procesos de sedimentación o resuspensión de las partículas suspendidas en agua, también puede ser descrito por un parámetro de transporte median te la siguiente expresión:

$$N = GC = GZF = DF \text{ (mol/h) (ecuación 3)}$$

Donde G es la tasa de flujo volumétrico (m^3/h) del material transportado (por ejemplo, sedimento), y D nuevamente tiene unidades de $\text{mol}/\text{Pa}\cdot\text{h}$.

Las reacciones de transformación o degradación se definen utilizando una cinética de primer orden mediante la siguiente expresión (Mackay, 2001):

$$N_R = k_R VC = k_R VZF = D_R F \text{ (mol/h) (ecuación 4)}$$

Donde k_R es la tasa constante de primero orden (h^{-1}), V es el volumen del compartimiento (m^3) y D_R nuevamente tiene unidades de $\text{mol}/\text{Pa}\cdot\text{h}$.

En resumen, todas las tasas de transporte y reacción de productos químicos pueden expresarse como producto de fugacidades y valores D . Los valores D se pueden sumar y comparar cuando los procesos se aplican a la misma fugacidad de un compartimiento dado. Esto introduce una valiosa simplicidad algebraica para las ecuaciones de balance de masa que se describen a continuación.

Para cada subcompartimiento, se calcula un valor Z o capacidad de fugacidad, luego estos valores se combinan con las fracciones de volumen para dar un valor Z general para cada compartimiento como se describe en la Tabla 1.

Tabla 1. Definición de valores Z ($\text{mol}/\text{m}^3\text{Pa}$).

Compartimiento	Expresión	Significado de símbolos
Aire	Aire puro $Z_A = 1 / RT$ Aerosol $Z_Q = Z_A \cdot 6 \times 10^6 / P_L^S$	T = temperatura absoluta (K) R = constante de los gases ($8.314 \text{ Pa m}^3/\text{mol K}$) P_L^S = presión de vapor del líquido
Agua	Fase pura $Z_W = 1/H$	H = constante de Henry ($\text{Pa m}^3/\text{mol}$)
Suelo y sedimentos	$Z_{ss} = f_{OC} K_{OC} Z_w p_s / 1000$	f_{OC} = fracción de carbono orgánico K_{OC} = coeficiente de partición carbono orgánico-agua ($K_{OC} = 0,41 K_{OW}$) p_s = densidad del suelo y sedimentos (2500 kg/l)

Fuente: Mackay (2001)

Para el modelo Level III, hay cuatro ecuaciones que se usan para describir el balance de masa de cada compartimiento que se muestran a continuación (Mackay, 2001):

Para el compartimiento aire (subíndice 1):

$$E_1 + G_{A1}C_{B1} + F_2D_{21} + F_3D_{31} = F_1 (D_{12} + D_{13} + D_{R1} + D_{A1}) = F_1D_{T1} \text{ (ecuación 5)}$$

Para el compartimiento agua (subíndice 2):

$$E_2 + G_{A2}C_{B2} + F_1D_{12} + F_3D_{32} + F_4D_{42} = F_2 (D_{21} + D_{24} + D_{R2} + D_{A2}) = F_2D_{T2} \text{ (ecuación 6)}$$

Para el compartimiento agua (subíndice 3):

$$E_3 + F_1D_{13} = F_3 (D_{31} + D_{32} + D_{R3}) = F_3D_{T3} \text{ (ecuación 7)}$$

Para el compartimiento sedimento (subíndice 4):

$$E_4 + F_2D_{24} = F_4 (D_{42} + D_{R4} + D_{A4}) = F_4D_{T4} \text{ (ecuación 8)}$$

Donde E_i (mol/h) es la tasa de emisión, G_A (m³/h) es la velocidad de advección, C_{Bi} (mol/m³) es la concentración de advección, D_{Ri} es el valor D de la velocidad de reacción D_{Ai} es el valor D de la velocidad de advección y D_{Ti} es la suma de todos los valores de pérdida D del medio.

En las ecuaciones anteriores, los cuatro factores de fugacidad son incógnitos. Por lo tanto, se pueden calcular utilizando los siguientes métodos (Mackay, 2001):

$$F_2 = (I_2 + J_1J_4/J_3 + I_3D_{32}/D_{T3} + I_4D_{42}/D_{T4}) / (D_{T2} - J_2J_4/J_3 - D_{24}D_{42}/D_{T4}) \text{ (ecuación 9)}$$

$$F_1 = (J_1 + F_2J_2)/J_3 \text{ (ecuación 10)}$$

$$F_3 = (I_3 + F_1D_{13})/D_{T3} \text{ (ecuación 11)}$$

$$F_4 = (I_4 + F_2D_{24})/D_{T4} \text{ (ecuación 12)}$$

Donde:

$$J_1 = I_1/D_{T1} + I_3D_{31}/(D_{T3}D_{T1}) \text{ (ecuación 13)}$$

$$J_2 = D_{21}/D_{T1} \text{ (ecuación 14)}$$

$$J_3 = 1 - D_{31}D_{13}/(D_{T1}D_{T3}) \text{ (ecuación 14)}$$

$$J_4 = D_{12} + D_{32}D_{13}/D_{T3} \text{ (ecuación 15)}$$

$$I_i = E_i + G_{Ai}C_{Bi} \text{ (ecuación 16)}$$

Las ecuaciones anteriores ilustran el total de entradas de emisión y advección en cada compartimento. Los valores D para transporte y transformación se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones del valor de transferencia intermedia D

Compartimientos	Proceso	Valores D
Aire (1) - agua (2)	Difusión	$D_V = 1 / (1 / K_{VA} A_{12} Z_A + 1 / K_{VW} A_{12} Z_W)$
	Disolución de la lluvia	$D_{RW2} = A_{12} U_R Z_W$
	Deposición húmeda	$D_{QW2} = A_{12} U_R Q V_Q Z_Q$
	Deposición seca	$D_{QD2} = A_{12} U_Q V_Q Z_Q$
		$D_{12} = D_V + D_{RW2} + D_{QD2}$ $D_{21} = D_V$
Aire (1) – suelo (3)	Difusión	$D_E = 1 / (1 / K_{EA} A_{13} Z_A + Y_3 / (A_{13} (B_{MA} Z_A +$
	Disolución de la lluvia	$B_{MW} Z_W)))$
	Deposición húmeda	$D_{RW3} = A_{13} U_R V_Q Z_W$
	Deposición seca	$D_{QW3} = A_{13} U_R Q V_Q Z_Q$ $D_{QD3} = A_{13} U_Q V_Q Z_Q$
		$D_{13} = D_E + D_{RW3} + D_{QW3} + D_{QD3}$ $D_{31} = D_E$
Suelo (3) - agua (2)	Escorrentía del suelo	$D_{SW} = A_{13} U_{EW} Z_E$
	Escorrentía del agua	$D_{WW} = A_{13} U_{WW} Z_W$
		$D_{32} = D_{SW} + D_{WW}$
		$D_{23} = 0$
sedimento (4) – agua (2)	Difusión	$D_Y = 1 / (1 / k_{SW} A_{24} Z_W + Y_4 / B_{W4} A_{24} Z_W)$
	Deposición	$D_{DS} = U_{DP} A_{23} Z_P$
	Resuspensión	$D_{RS} = U_{RS} A_{23} Z_S$
		$D_{24} = D_Y + D_{DS}$ $D_{42} = D_Y + D_{RS}$
Reacción ya sea la fase <i>i</i> o la suma de todas las fases.		$D_{Ri} = k_{Ri} V_i Z_i$ $D_{Ri} = \Sigma(k_{Rij} V_{ij} Z_{ij})$
Fase de advección		$D_{Ai} = G_i Z_i$ o $U_i A_i Z_i$

A_{ij} es el área horizontal entre los medios *i* y *j*. Los subíndices en *Z* son: aire A, agua W, aerosol Q, suelo E, sedimentos S y partículas suspendidas en agua P.

$$K_{VA} = 3.6 + 5 U_{10}^{1.2} \text{ m/s (ecuación 17)}$$

$$K_{VW} = 0.0036 + 0.01 U_{10}^{1.2} \text{ m/h, } U_{10} \text{ en m/s (ecuación 18)}$$

Donde U es la velocidad de fricción, que caracteriza la resistencia del viento sobre la superficie del agua, U_{10} es la velocidad del viento a 10 m de altura, K_{VA} es el coeficiente de transferencia de masa del lado aire y K_{VW} es el coeficiente de transferencia de masa del lado del agua.

4.1.4 RAIDAR MODEL

La mayoría de los modelos avanzan en una dirección "hacia adelante" utilizando datos sobre emisiones y propiedades químicas y ambientales para calcular las concentraciones en medios abióticos y bióticos. Estas concentraciones se comparan con los puntos finales considerados aceptable o inaceptable. Por ejemplo, la comparación de una concentración estimada o medida con una concentración de punto final seleccionada proporciona un Cociente de Riesgo (RQ). El modelo RAIDAR procede en una dirección "inversa" desde el punto final más sensible, es decir, el RQ más alto, para calcular la Tasa de Emisión Crítica (E_C) correspondiente. E_C se compara, de forma semicuantitativa, con una estimación de la Tasa de Emisión Real (EA). La relación de E_A/E_C es entonces una medida de riesgo y puede verse como un Factor de Evaluación de Riesgo (RAF). (Arnot., 2006).

La linealidad de las ecuaciones del modelo se explota ejecutando primero el modelo para una tasa de emisión unitaria arbitraria (U_E). Esta emisión arbitraria tiene un valor de 1000 kg/h y es un valor predeterminado por el modelo. Los cocientes de riesgo (RQ) entre las concentraciones estimadas (C_U) y las concentraciones finales seleccionadas (C_E) es decir (C_U/C_E) se calculan en cada compartimento ambiental. Sin embargo, el RQ más grande corresponde al compartimento ambiental con el punto final sensible y puede usarse para calcular la tasa emisión crítica (E_C). La tasa de emisión crítica se compara con una estimación de las emisiones reales para calcular la evaluación de riesgos RAF. A continuación, se describen las ecuaciones aplicadas por el modelo.

$$RQ = C_U/C_E \text{ (ecuación 19)}$$

$$E_C = E_U/RQ \text{ (ecuación 20)}$$

Donde la U_E es la tasa de emisión unitaria y se define como la emisión de masa a los diferentes compartimientos ambientales, C_E se define como tasa de emisión crítica, es decir, la emisión a partir de la cual se van a presentar efectos al medio ambiente (Mackay, 2001), C_U es la concentración para cada compartimento estimada por el modelo Level III, C_E la concentración del punto final. Y RQ es el Cociente de riesgo.

Nota: El valor predeterminado de E_U en el modelo RAIDAR es 1000 kg/h (1t/año).

$$RAF = C_U \times C_E / E_A \times E_U \text{ (ecuación 21)}$$

Combinando las ecuaciones 19, 20 y 21 se tiene:

$$RAF = E_A / E_C \text{ (ecuación 22)}$$

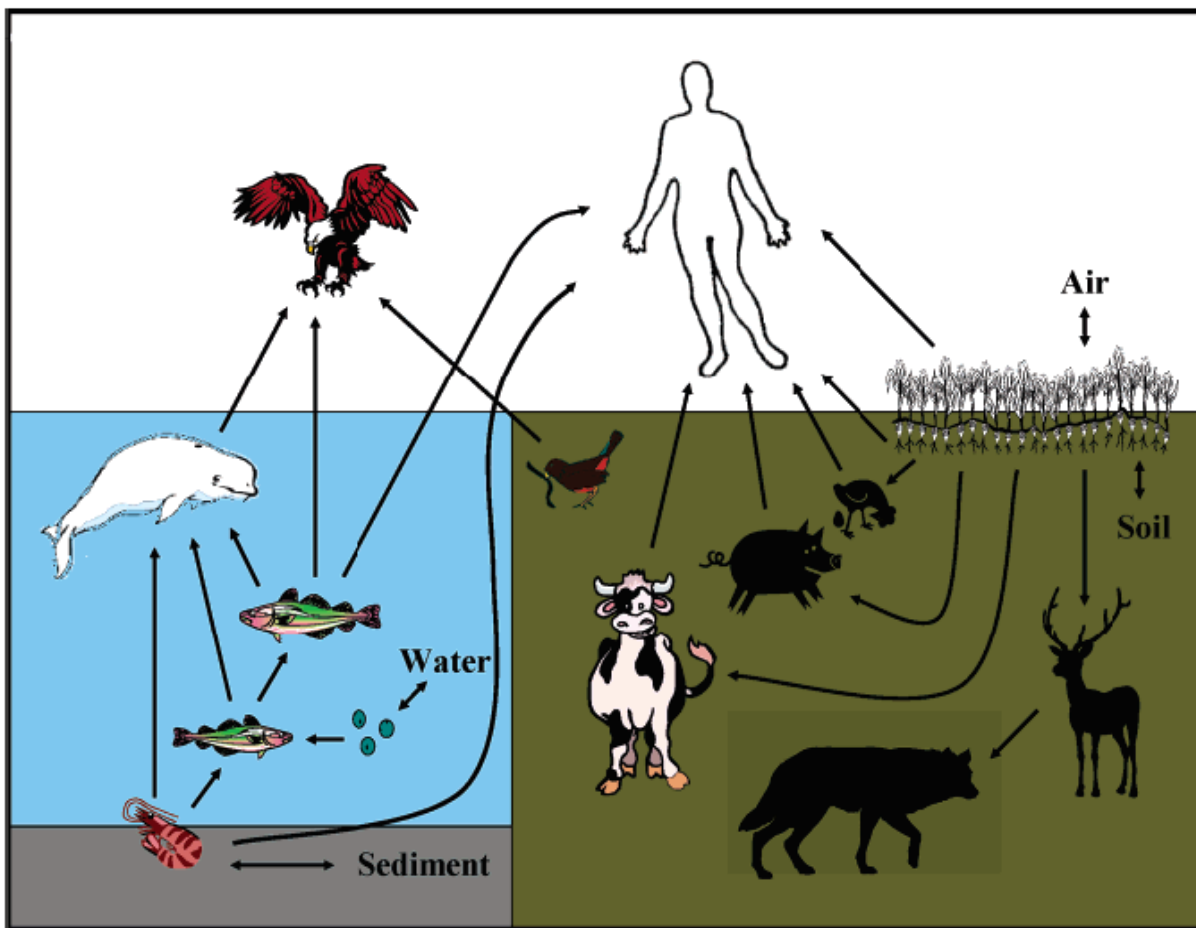
Donde E_C es la tasa de emisión crítica, E_A es la tasa de emisión real (estimada) y RAF es el factor de evaluación de riesgo.

Los puntos finales de riesgo se dividen en dos categorías generales: los puntos finales "objetivo" y los puntos finales "efecto". Para los contaminantes existentes puede haber estándares, pautas o concentraciones objetivo que se sugieren como una concentración aceptable cuyo nivel de riesgo es bajo. Dichas concentraciones objetivo se han definido para aire, agua, suelos y sedimentos para un número limitado de productos químicos comerciales sobre la base de que la exposición resultante (generalmente a los humanos) es tolerable. La segunda categoría comprende puntos finales en los que se espera un efecto, ejemplos de puntos finales efecto son las concentraciones letales agudas o crónicas, dosis y residuos corporales críticos (CBR). Los puntos finales de efecto se usan para estimar el efecto potencial que los químicos pueden genera en animales y humanos.

La Figura 1 ilustra los componentes abióticos y bióticos del entorno del modelo RAIDAR. El balance de masa de la sustancia química en el medio abiótico se establece de la misma manera que el modelo LEVEL III a partir de una tasa de emisión unitaria definida .La bioacumulación se calcula posteriormente e incluye redes alimentarias representativas, seleccionadas para incluir niveles tróficos clave y especies indicadoras así como especies agrícolas responsables de la dieta humana .Los cálculos del balance de masa para la bioacumulación incluye exposiciones de la dieta y del entorno ambiental y están relacionadas con las observaciones empíricas del potencial de bioacumulación en las redes alimentarias acuáticas, terrestres y agrícolas. El modelo también incluye estimaciones de la transformación metabólica.

El modelo proporciona un factor de bioacumulación (BAF) para cada plaguicida, el cual representa la exposición alimentaria en una gama de receptores como aves y mamíferos, incluidos humanos. Estos valores son independientes de la tasa de emisión, pero dependen del modo de entrada de los plaguicidas al ambiente (suelo, agua o aire).

Figura 1. Redes alimentarias ecológicas y humanas representativas en RAIDAR.



Fuente: Zheng (2014)

Los medios abióticos y bióticos que se consideran en el modelo RAIDAR se muestran en la Tabla 3. El modelo se utiliza principalmente para la evaluación y priorización de productos químicos mediante la estimación del transporte y destino ambiental, la bioacumulación y la exposición a humanos y vida silvestre para una tasa de emisión unitaria. Se identifica el punto final de riesgo más sensible y luego se calcula una tasa de emisión crítica como resultado de alcanzar ese punto final en el compartimento o especie más vulnerable. Finalmente, una tasa de emisión estimada se compara con la tasa de emisión crítica como factor de evaluación de riesgo (RAF).

Tabla 3. Medios bióticos y abióticos en el modelo RAIDAR

Medio abiótico	Organismos acuáticos	Vegetación	Organismos terrestres
Aire	Plantón	Hojas	Invertebrados terrestres
Agua	Invertebrados bentónicos	Raíces	Herbívoros
Suelo	peces bentónicos		Carnívoros
sedimentos	Peces carnívoros		Pájaros pequeños
	Mamíferos acuáticos		omnívoros
			Pájaros omnívoros
			carroñeros
			Aves de campo
			Cerdo
			Vaca
			Humano

Fuente: MacKay (2001)

4.2 Estado del Arte

Los agroquímicos son sustancias químicas que se producen sintéticamente, encaminadas a prevenir, controlar o erradicar una plaga o cualquier organismo patógeno de una planta o cultivo. Dentro de los agroquímicos se incluyen las sustancias fitosanitarias como los herbicidas, insecticidas, fungicidas, plaguicidas entre otros; así como los fertilizantes. Durante años se ha visto un incremento en la industria de los agroquímicos debido a la apertura económica fortaleciendo a muchas compañías multinacionales, permitiendo el ingreso de insumos y productos terminados (Paternina, y Cadavid, 2009).

El uso de plaguicidas en la agricultura que afecta la salud pública se remonta al siglo XIX, en esta época los plaguicidas fueron hechos con compuestos realmente tóxicos tales como arseniato de calcio, arseniato de plomo, cianuro de hidrógeno, caldo bordelés y azufre. En el año 1860 estos dejaron de aplicarse en algunos lugares al ver su elevada toxicidad al aplicarse y los daños que causaban en la salud de las personas, dando nuevas alternativas como los compuestos orgánicos sintéticos (Zacharia, 2011). Es de importancia mencionar los movimientos que se presentaron a nivel mundial, conocido como la revolución verde, este se hizo masivo en los años 60, buscando la adopción de la tecnología, en el cual se sembraron semillas híbridas,

denominadas variedades de alto rendimiento, que para expresar su máximo potencial se hacía un uso intensivo de maquinaria pesada, agua, fertilizantes y plaguicidas (Ceccon, 2008).

Los plaguicidas tuvieron buena acogida en sus inicios, cumplían con su función, el rendimiento de los cultivos, pero se comenzaron a notar sus efectos negativos en el deterioro del ambiente y en la salud de las personas. Siendo atribuido a la alta actividad biológica y a la toxicidad³, tanto aguda como crónica, efecto que quizá no provoque la muerte durante el período de prueba, pero cause en el organismo sometido a prueba efectos a largo plazo, como cáncer, disrupción endocrina, efectos reproductivos, inhibición del crecimiento, etc. (Zacharia, 2011).

El desarrollo del conocimiento científico a través del tiempo ha hecho que se tome mayor conciencia con respecto a la problemática ambiental, siendo de importancia en los diferentes países, donde aparecen leyes para la protección de los recursos naturales y diferentes medidas para prevenir contaminación. A partir de lo anterior, el control de plaguicidas ha cobrado una mayor importancia para la sociedad debido al mayor conocimiento de los potenciales peligros asociados a su uso y manejo, junto con la disponibilidad de datos sobre su presencia en el ambiente. Así, la legislación ambiental mundial establece límites máximos permitidos de residuos de plaguicidas en aguas y alimentos cada vez más estrictos. Por ejemplo, la Unión Europea establece un límite máximo de 0,1 µg/L por plaguicida individual y de 0,5 µg/L por plaguicida total en aguas destinadas al consumo humano (Directiva 2006/118/EC). Límites que varían según la legislación de los distintos países (Aparicio, 2015).

En el caso de Colombia, El Ministerio de Ambiente y los gremios del sector agropecuario han estado trabajando en el desarrollo de instrumentos técnicos que promuevan la gestión del ambiente, dentro de este un subsector de plaguicidas también entro a formar parte del marco “Política Ambiental Nacional de Producción Más Limpia”⁴.

El uso de los recursos naturales se regula administrativamente separando el territorio por cuencas hidrográficas, y con miras al futuro estas se perfilan como las unidades de división funcionales con más coherencia, permitiendo una verdadera integración social y territorial por medio del agua. Por otra parte, una red de abastecimiento de agua es un sistema de obras de ingeniería que

³ Toxicidad para mamíferos y peces, expresada en forma de DL50 ("Dosis letal": concentración del plaguicida que provoca la muerte de la mitad de los organismos de prueba durante un período especificado de prueba). Cuanto más baja es la DL50, mayor es la toxicidad; los valores de 0 a 10 son extremadamente tóxicos (OMAF, 1991).

⁴ Guías Ambientales para el Subsector de Plaguicidas (2003)

permiten el desvío de dicho elemento de su ciclo natural para ser llevado de manera potable, hasta la vivienda de los habitantes de una determinada zona.

Si bien el uso de productos químicos en la agricultura se reduce a un número limitado de compuestos, la agricultura es una de las pocas actividades donde se descargan deliberadamente en el medio ambiente productos químicos para acabar con algunas formas de vida. (Ongley, 1997). Los pocos controles existentes ante la entrada de plaguicidas en Colombia, permite que los químicos afecten tanto a sus recursos naturales como a los ciudadanos del país. Según la base de datos de la *American Chemical Society*, en 1993 se habían identificado más de 13'000.000 de productos químicos, a los que se sumaban cada año unos 500.000 nuevos compuestos.

En cuanto al control de las enfermedades de origen hídrico, el ritmo de las inversiones públicas en la infraestructura sanitaria, no corresponden con las necesidades reales de la ciudadanía. Probablemente uno de los factores que ha incidido en esta política de inversiones, es la insuficiente valoración económica y social del control de los factores de riesgo ambiental. En Colombia existen muy pocos estudios que den cuenta del costo-beneficio y del costo-efectividad de las intervenciones en salud ambiental (Ojeda, et al., 2000).

El transformar efectivamente los esquemas de calidad del agua y del aire son acciones de vital importancia en salud ambiental. En Colombia la situación de la calidad del agua para consumo humano es deficiente y se relaciona principalmente con la presencia de gérmenes patógenos y contaminantes químicos, sin descartar, desde luego, la incidencia de los factores contaminantes de origen físico (Ojeda, et al., 2000).

Tabares, W. et al. (2001), donde desarrollaron un análisis de los factores de riesgo por el uso y manejo de plaguicidas en las cuencas que alimentan a los sistemas de acueducto del departamento de Antioquia, determinando que el 53,9% de los municipios que fueron encuestados presentaban el factor de riesgo, registrando 53 plaguicidas aplicados de todas las categorías toxicológicas.

Para la supervisión de los plaguicidas se requieren programas de campo y de laboratorio sumamente flexibles que puedan adaptarse a los períodos de aplicación de plaguicidas, utilizar muestras del medio más adecuado (agua, sedimentos, biota), aplicar niveles de detección que tengan significado para la protección de la salud humana y del ecosistema y distinguir entre los plaguicidas que aparecen como resultado de usos anteriores y los que se están utilizando en el presente.

En lo que respecta a los plaguicidas que son muy solubles en agua, la supervisión debe estar estrechamente vinculada a los períodos de utilización de los plaguicidas. Según estudios de Schottler et al. (1994), la importancia de la supervisión de estos fenómenos es que muchos de los nuevos plaguicidas solubles sólo se pueden detectar inmediatamente después de la aplicación. Por ello, los programas de supervisión que se aplican con periodicidad mensual o trimestral (práctica habitual en muchos países) probablemente no consigan cuantificar la presencia ni determinar la importancia de los plaguicidas en las aguas superficiales (Ongley, 1997).

Los bajos niveles de concentración obligan a usar métodos analíticos altamente sensibles y específicos capaces de detectar trazas de los compuestos y cuantificarlas sin ambigüedades. La detección confiable de residuos de plaguicidas requiere de la obtención de valores analíticos precisos y de su interpretación clara, lo cual está relacionado con el empleo de equipos, instalaciones y técnicas adecuadas. Además, con el fin de poder ser utilizados en programas de control, estos métodos deben ser rápidos para poder analizar el mayor número de muestras, consumiendo el menor tiempo posible. (Aparicio, 2015).

Teniendo en cuenta los prejuicios ambientales y teniendo en cuenta que los plaguicidas han sido prohibidos en más de 50 países pues amenazan la supervivencia, la salud humana debido a la toxicidad, estabilidad, elevado factor de bioacumulación, capacidad de transporte y elevada persistencia, se ve necesario que se desarrollen programas de monitorio ambiental que permitan conocer y hacer un diagnóstico sobre el estado del ambiente respecto a vertimiento, estado de las aguas y presencia de plaguicidas. Para hacer el respectivo análisis se utilizan herramientas prácticas como lo son los Modelos de Fugacidad, que se utilizan para predecir el destino y el transporte de productos químicos en diferentes entornos.

Según Vasco, et al. (2003) un método para evaluar el impacto que estas emisiones tienen en el ambiente es implementar modelos matemáticos que con información experimental limitada permiten estimar los niveles de contaminación y distribución en receptores en la periferia de la fuente y compararlos con las normas de calidad del aire. También mediante la modelación se pueden ensayar escenarios para determinar las condiciones de emisión de modo que se minimice su efecto en la concentración de fondo del ambiente. Los contaminantes una vez que se descargan al ambiente son transportados por procesos físicos lejos de la fuente de emisión. Las reacciones que tienen lugar en el ambiente también afectan su disposición final o destino.

El modelamiento del destino y transporte de los metales en los arroyos y cuencas a veces es necesario para la evaluación y la restauración de agua superficial, incluyendo arroyos afectados por mineras. Existen diferentes enfoques en la selección del modelo adecuado y depende de las características del lugar, la disponibilidad de datos y los objetivos. A pesar de un importante trabajo de desarrollo del modelo, su exitosa aplicación ha sido limitada, ya que no son de uso frecuente por quienes toman las decisiones para la evaluación y restauración de los arroyos y cuencas. (Vasco, C. et al. 2003). El modelado matemático como herramienta de descripción es aplicable en la mayor de las áreas de conocimiento y permite el estudio del comportamiento de sistemas complejos. La simulación es una técnica que facilita el aprendizaje activo (Contreras, 2011).

Modelos como el de fugacidad se pueden utilizar para hacer la evaluación de la exposición de riesgo de agroquímicos en diferentes medios (Mackay, 2001).

Los resultados calculados por dichos modelos pueden ofrecer valiosa información para la contaminación de la subcuenca del río Palace. Además, se pueden elaborar sistemas de control eficaces que ayuden contra la contaminación (Zheng, 2014).

Estos Modelos matemáticos del ambiente son herramientas de gran ayuda para conocer el comportamiento ambiental y estimar una concentración de la contaminación presente.

Basado en la teoría termodinámica y el principio de balance de masa, en 1981 Donald Mackay investigó las ventajas y la viabilidad del modelo de fugacidad. En 1982, Mackay realizó la investigación sobre el factor de bioconcentración de compuestos orgánicos, se utilizó el método de fugacidad para determinar la relación entre factores de bioconcentración y K_{ow} (Mackay, 1982). En 1983, Mackay usó el modelo de fugacidad para estimar el destino de los contaminantes en varios medios como el agua, el aire y los sedimentos, se llamó modelo de fugacidad QWASI (interacción cuantitativa de agua, aire, sedimentos). En el mismo año, realizó el mismo trabajo en ríos usando el mismo modelo (Mackay, 1983). En 1985, la fugacidad se aplicó en el proceso de transporte aire-agua. Los procesos incluyeron la volatilización de compuestos orgánicos, la solución en aguas lluvia y el asentamiento de partículas. Sin embargo, Calamari (1986) declaró que el modelo de fugacidad debería considerar la concentración en plantas terrestres y se consideró la biomasa de plantas terrestres. Teniendo en cuenta lo anterior, Calamari desarrollo este modelo de fugacidad para estimar los destinos de tres pesticidas

(lindano, atrazina y permetrina) en siete medios ambientales (aire, agua, suelo, sedimentos, partículas suspendidas, organismos acuáticos y plantas terrestres).

En 1991, Mackay y Paterson aplicaron el modelo de fugacidad LEVEL III para estimar el destino de seis pesticidas orgánicos (hexaclorobifenilo, benceno, benzopireno, mirex y tricloroetileno) en cuatro medios (aire, agua, suelo y sedimento) y se aportaron nuevas definiciones como los subcompartimientos ambientales. Por ejemplo, considera que el compartimiento agua está compuesto por subcompartimientos como agua pura, peces y partículas en suspensión. La consideración de los subcompartimientos ambientales hizo que este tipo de modelos sea mucho más cercano de las verdaderas condiciones ambientales.

Hacer una evaluación de riesgos de los plaguicidas científicamente puede ayudar a controlar problemas de contaminación y estimar métodos de gestión relevantes. En 1993 Pratt desarrollo un sistema de índice de riesgo utilizando el modelo de fugacidad Level III, el cual combinado con el destino y la toxicidad de los compuestos estima la influencia potencial de los compuestos en el medio ambiente. En los EE. UU., La agencia de control de contaminación del estado de Minnesota calculó 183 tipos de compuestos e hizo estándares de manejo para las sustancias altamente tóxicas.

Connell (1998) calculó las concentraciones de contaminantes en el agua y los organismos con base en los estándares de calidad ambiental. Los resultados más relevantes mostraron que los plaguicidas pueden causar contaminación en los alimentos marinos, pero también ponen en peligro la salud humana. Matthew Macleod (1999) aplicó los modelos de fugacidad Level III y ChernCan para estimar el destino del benceno y el clorobenceno en el estado de Ontario en Canadá y determinar el riesgo de contaminación en los seres humanos. Los resultados indicaron que la concentración de exposición era cercana a la ADI (ingesta diaria admisible). Edwards (1999) clasificó 45 tipos de productos orgánicos contaminantes utilizando el modelo Level III y la base de datos de toxicidad que fue proporcionada por la agencia de protección ambiental de EE. UU. (EPA). Inicialmente se calculó las concentraciones de cada contaminante, y luego se compararon con la base de datos de toxicidad para determinar el impacto al medio ambiente. RAIDAR fue aplicado por Arnot (2006) para calcular el nivel de riesgo de 70 tipos de sustancias químicas en Canadá. Desde el punto de vista de la salud humana, muchas investigaciones utilizan modelos de fugacidad multimedia para estimar el riesgo causado por contaminantes (Suzuki et al., 2000).

En la actualidad, el caso de mayor importancia donde se utilizó el modelo de fugacidad nivel III es en China con el químico Climbazol, el cual es un ingrediente activo usado en productos de cuidado personal, pero se sabe poco sobre su destino ambiental. Se buscó evaluar el destino de Climbazol en compartimentos de agua, sedimentos, suelo y aire de toda China mediante el uso de este modelo. Después de su uso, estos productos químicos se liberan directamente o indirectamente a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales, en el caso de China se realizó el estudio en 58 cuencas hidrográficas y se pudo notar que Climbazol fue encontrado en concentraciones mucho más altas en el compartimento agua que en los otros compartimentos de la cuenca. En una región de Camerún (Faco), Lifongo and Erick Nfon aplicaron el modelo Level III a plaguicidas para evaluar el impacto generado a una comunidad urbana y en el caso de Colombia este modelo fue aplicado por Yao Zheng al río Guachal ubicado en la ciudad de Cali Colombia para estudiar el destino de los plaguicidas utilizados en el cultivo de caña cercanos a la cuenca. En el mismo trabajo se realizó la evaluación de riesgos de plaguicidas mediante el modelo RAIDAR-

La falta de datos de monitoreo para la mayoría de los productos químicos que están en mercado requiere el uso de modelos que pretenden predecir el transporte y destino ambiental, la bioacumulación, y exposición. Ejemplos son Simplebox/EUSES (Vermeire, 2005), ChemCAN (Webster, E 2004.), CalTox (McKone, 1993). Estos modelos requieren una variedad de parámetros de entrada, idealmente de origen empírico. La evaluación de riesgos también requiere de estimaciones de tasas de emisión (t/año) para regiones definidas. Dicha información generalmente está disponible en forma semicuantitativa como rangos de producción (10-100 t / año) con incertidumbre adicional asociado con factores de emisión, es decir, la fracción de producción que es emitido. Para los pesticidas esto puede ser 100% (Arnot, 2006).

En la presente investigación se realiza una evaluación de riesgo químico mediante un modelo de identificación, evaluación y clasificación de riesgo (RAIDAR por sus siglas en inglés), el cual puede ser aplicado a sustancias para las cuales están disponibles pocos o ningún dato de propiedades empíricas y solo se conocen aproximaciones de las tasas de emisión (Zheng, 2014). Aunque las incertidumbres en los resultados pueden ser considerables, los resultados pueden ser adecuados para ordenar los plaguicidas en grupos de riesgo similar y así comparar potenciales de riesgo altos y bajos.

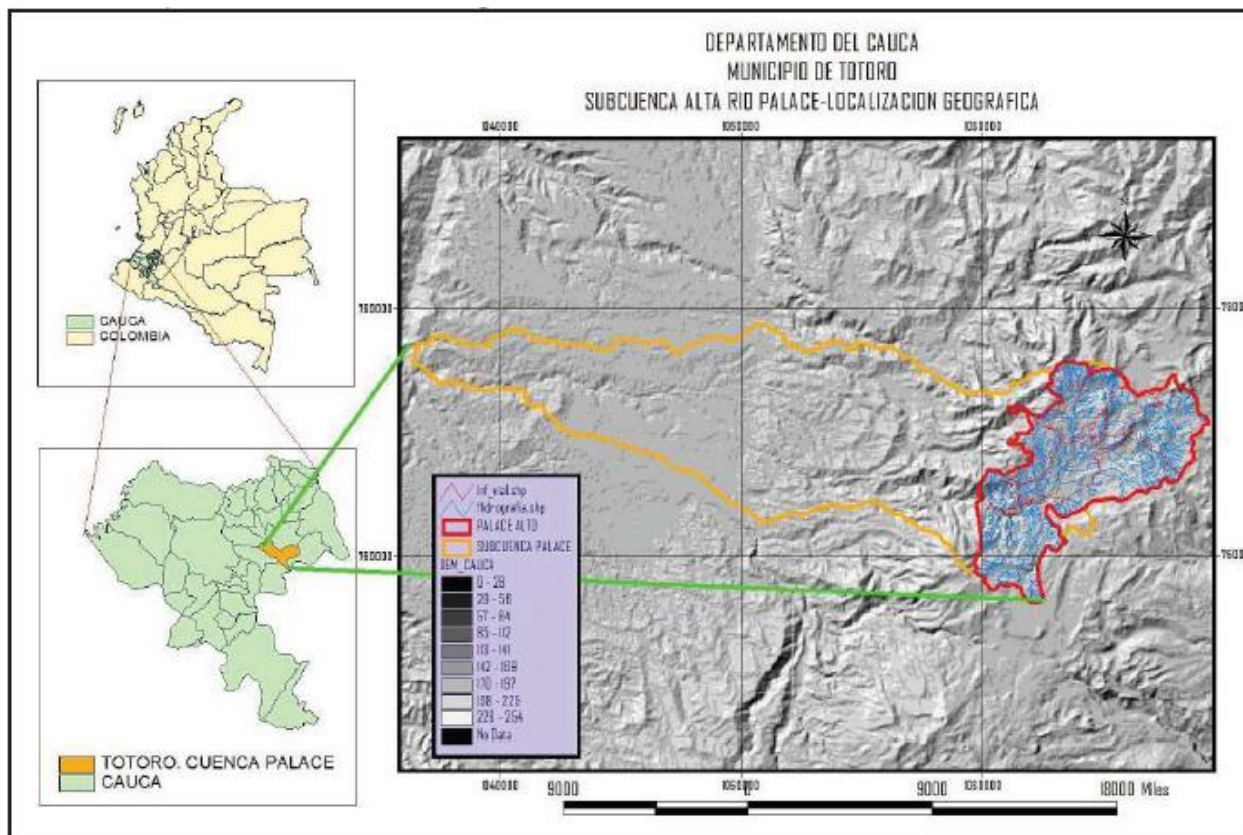
5 METODOLOGÍA

5.1 Caracterización de la zona de estudio

La zona de páramos de la cordillera central se encuentra en altitudes entre los 3200 y 3400 m.s.n.m. Esta situación varía en la zona de la parte alta de la subcuenca del río Palacé, también conocida como el Valle de Malvazá, donde se dan características típicas de páramo desde los 2900 m.s.n.m (precipitación, humedad relativa, temperatura, vegetación, topografía, sistemas lagunares y humedales) debido a su ubicación geográfica de alta montaña y al estar inmerso en un sistema de glaciales como el Nevado del Huila, Pan de Azúcar y Puracé. Esta red hídrica se caracteriza por la presencia de reservorios naturales como lagunas, producto de las precipitaciones constantes que se dan durante todo el año en el valle interandino, que, sumadas a las condiciones topográficas y a la vegetación típica de páramos, convierte la zona en un gran captador de agua (Corporación Autónoma Regional del Cauca, 2010).

En esta zona se forma el río Palacé, el cual es la principal fuente de abastecimiento para agua de consumo humano de las áreas rurales y urbanas de los municipios de Totoró, Cajibío y Popayán, especialmente en el norte de la ciudad, zona que se encuentra en expansión debido a la construcción de proyectos de viviendas, así como la creación de asentamientos subnormales. En su recorrido por el municipio de Totoró, el drenaje recorre los corregimientos de Gabriel López, con las veredas Agua Bonita, Chuscales, San Pedro y Calvache; y el corregimiento de Portachuelo con las veredas Tabaco, Siberia, Aguas Vivas, Portachuelo. La Figura 2 muestra la localización geográfica de la Parte Alta Subcuenca Río Palacé.

Figura 2. Localización Geográfica Parte Alta Subcuenca Río Palacé



Fuente: Equipo técnico POMCH Palacé Parte Alta (2015)

5.2 Selección de los puntos de monitoreo

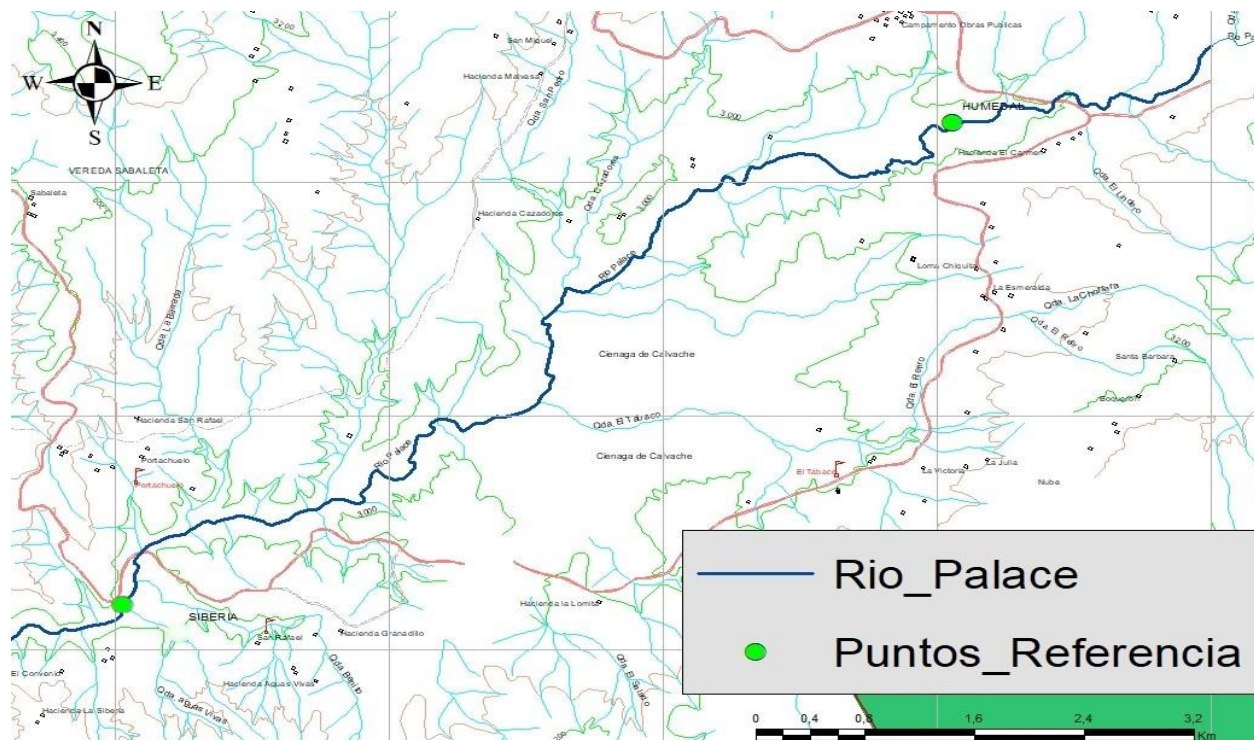
Para validar el modelo se realizó un muestreo no probabilístico por conveniencia con un tamaño de 16 muestras en dos (2) puntos de monitoreo dado el presupuesto disponible en el marco del proyecto “Estudio de la amenaza por microcontaminantes en fuentes de abastecimiento de agua potable” de la Universidad del Valle y Universidad del Cauca –VRI. Dicho muestreo consiste en la instalación de un muestreador pasivo compuesto por 4 filtros de fibra de vidrio-EVA que reportan un tiempo máximo de saturación de 15 días (Martínez, et al, 2017).

Por lo anterior, la frecuencia del muestreo se realizó cada 15 días durante el primer periodo de cultivos transitorios en la zona de estudio. Adicional a la instalación de los muestreadores se realizó la medición de las profundidades y caudales en cada punto mediante el uso del molinete.

Los puntos de monitoreo escogidos en la región se presentan en la figura 3. Se tuvo en cuenta la distribución espacial de los cultivos de papa, el drenaje de la cuenca, el acceso, comportamiento

de la precipitación, temporadas de mayor demanda comercial de productos agroquímicos, seguridad y disponibilidad para ubicar el muestreador pasivo por un plazo no mayor a 15 días.

Figura 3. Puntos de Monitoreo



Fuente: CRC (2019)

En la tabla 4 se describen los plaguicidas detectados en el monitoreo. Esta información se presenta en la metodología debido a que es la base para seleccionar (priorizar) los tres plaguicidas que se van a modelar.

Tabla 4. Analitos detectados por el dispositivo de muestreo

Plaguicidas	
α -BHC	Clorpirifos
Lindano (γ -BHC)	Metalaxil-M
β -BCH	Metoxicloro
Heptacloro	4,4'-DDE
Endosulfán 1	Lambda-cialotrina
DDT	4,4 DDD

Nota: Las concentraciones de cada plaguicida en los puntos de monitoreo se encuentran en el Anexo A.

Adicionalmente, en la Tabla 5 se presenta las altitudes y las coordenadas geográficas de los puntos de monitoreo.

Tabla 5. Altitud y coordenadas geográficas de los puntos de monitoreo.

Est. No	Identificación	Altitud m.s.n.m	Coordenadas	
1	Humedal	2986	2°30'9.04"N	76°17'7.39"O
2	Siberia	2951	2°27'46.56"N	76°20'9.85"O

5.3 Priorización de los plaguicidas

Para realizar la modelación del transporte y destino se seleccionaron tres plaguicidas teniendo en cuenta criterios que influyen en la movilidad y transporte, el impacto a la salud y el impacto social en las comunidades cercanas a la cuenca. Algunos de estos parámetros son: toxicidad, afinidad por la matriz agua, Persistencia (COP), las concentraciones resultantes del muestreo, las frecuencias de uso, entre otros. Las propiedades fisicoquímicas se obtuvieron mediante el modelo EPISUITE y bases de datos de entidades internacionales como la EPA, la FAO, la OMS, el manual de plaguicidas de Centroamérica y la universidad Hertfordshire, las características relacionadas con la importancia social se obtuvieron mediante información disponible en las páginas web de las casas comerciales, asesorías de un ingeniero agrónomo y charlas con miembros de la comunidad.

Se asignó un rango de puntuación de 0 a 3 teniendo en cuenta que la mayoría de criterios tienen niveles de clasificación definidos dentro de este rango y que además una matriz de valoración o

Rúbrica sugiere asignar una escala a criterio estratégico acorde a los intereses de la priorización. así los tres plaguicidas que registren la puntuación ponderada más alta fueron los seleccionados para llevar a cabo la modelación.

A continuación, en la Tabla 6 se describe la metodología de asignación de puntajes para cada criterio.

Tabla 6. Sustento metodológico sobre la asignación de puntaje a los criterios que se tuvieron en cuenta en la priorización.

Criterio	Descripción
Familia y naturaleza química	<p>Los pesticidas organoclorados son acusados de alta residualidad, bioacumulación y carcinogénesis, los organofosforados y carbamatos se distinguen por el alto efecto tóxico en organismos no plaga y en mamíferos. los piretroides y fenilaminas, en cambio, no poseen estas desventajas. (Kamita SG, 2017). Por tanto, se asigna un puntaje de 3 a los compuestos organoclorados, de 2 a los compuestos organofosforados por su menor impacto al medio ambiente y salud humana en comparación con los organofosforados y 1 a los piretroides y fenilaminas por su bajo impacto.</p>
Log Kow	<p>El coeficiente de partición n-octanol/agua (Kow) es utilizado para prever la evolución de un plaguicida en el medio ambiente acuático [Dierksmeier, 2001; FAO, 1982; Swann, 1983]. Un valor bajo de log Kow (1 a 3) indica la probable movilidad y transporte de ese material por su buena solubilidad, y fácil metabolización y biodegradación, es decir, hay que esperar una escasa bioacumulación. Por el contrario, un valor alto de log Kow (> 4.5) indica posible adsorción en tejidos grasos, suelo y sedimentos. Por tanto, es probable la bioconcentración o bioacumulación y su escasa movilidad favorece la toxicidad de estas sustancias. Se considera un log Kow medio a valores entre 3 y 4.5 (Szabó,2018). Por lo anterior Se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas con valor de log Kow alto, 2 para un log Kow medio y 1 para un log Kow bajo.</p>
Log Koc	<p>Para una cantidad determinada de plaguicida, cuanto menor sea el valor de Koc, mayor será la concentración del plaguicida en el agua. Es más probable que los plaguicidas con un valor alto de Koc tengan mayor afinidad por el suelo y menor tendencia a moverse a las fuentes de agua superficiales. Se considera un Koc alto a valores mayores a 4, medio a valores que están entre 2 y 4 y bajo a valores menores a 2 (FAO,2000). por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a valores bajos de Koc, 2 a valores</p>

	medios y 1 a valores altos.
Presión de vapor (Pa)	La presión de vapor es un determinante importante para la velocidad de volatilización desde el suelo o cuerpos de agua superficiales contaminados. Un plaguicida con presión de vapor alta tiene menor afinidad por el suelo o el agua ya que tiene alto potencial para volatilizarse, mientras que un plaguicida con presión de vapor bajo se puede solubilizar en agua o ser retenido en suelo. Se considera una presión de vapor baja a valores menores a 0.00013 Pa, media a valores que están entre 0.00013 y 0.0052 Pa y alta a valores mayores a 0.0052 Pa (FAO/WHO 2002). Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a plaguicidas con presión de vapor baja, 2 a valores intermedios y 1 a plaguicidas con presión de vapor alta.
Índice de lixiviación GUS	Los compuestos aplicados al suelo tienden a desplazarse con el agua y lixiviar a través del perfil, alcanzando las aguas subterráneas, que en consecuencia resultan contaminadas. Un Índice de potencial de lixiviación GUS confirma el alto riesgo de contaminación de los cuerpos de agua subterráneos. De acuerdo con Gustafson, DI (1989), plaguicidas con índices de lixiviación mayores a 2.8 son considerados de alta posibilidad de lixiviación, valores entre 2.8 y 1.8 son intermedio y menores a 1.8 son bajos. Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a índices de lixiviación alto, 2 a intermedio y 1 a potenciales de lixiviación bajos.
Concentración pico y límite permisible (ng/L)	Los valores de concentración pico obtenidos mediante los muestreos anteriormente mencionados se comparan con los límites permisibles a nivel internacional en fuentes abastecedoras de agua potable, se toman límites permisibles de entidades internacionales como la EPA y la UE ya que proporcionan valores para plaguicidas específicos mientras que la norma colombiana tiene límites permisibles por grupo químico. Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas que no cumplan con el límite permisible y 1 a los plaguicidas que, si cumplen, los plaguicidas que no registren límite permisible no

		aplican ningún puntaje.
Dosis letal 50 en mamíferos (mg/kg)	(DL50)	El método más comúnmente empleado y avalado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para medir la toxicidad es la Dosis Letal 50, DL50, que se define como la cantidad mínima de una sustancia que es capaz de matar al 50% de una población de animales de prueba. Un valor bajo de DL50 indica una alta toxicidad. de acuerdo a la OMS plaguicidas con valores de DL50 menores a 50 son considerados altamente peligrosos, valores entre 50 y 500 moderadamente peligrosos y valores mayores a 500 son ligeramente peligrosos. Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los altamente peligrosos, 2 a los moderadamente peligrosos y 1 a los ligeramente peligrosos.
Concentración letal 50 en mamíferos 4 h (mg/L)		El valor de LC50 es la concentración del químico en el aire que mata el 50% de los animales de ensayo en un tiempo determinado (usualmente 4 horas) (Rojas, L. 2010). Se tiene en cuenta en la priorización ya que algunos plaguicidas son altamente volátiles, de acuerdo a guías de la OMS 2004, los valores menores a 0,25 se consideran muy tóxicos, valores entre 0,25 y 1 tóxicos y valores mayores a 1 nocivos. Por lo anterior se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas muy toxicos,2 a los plaguicidas tóxicos y 1 a los plaguicidas nocivos.
Concentración letal 50 peces 96 h (CL50) (mg/L)		Este valor generalmente se usa cuando se hace referencia a la toxicidad de un plaguicida para los organismos (peces) expuestos a través de una matriz como el agua (Rojas, L. 2010). Teniendo en cuenta que en la cuenca se desarrollan actividades piscícolas importantes para el sustento de familias cercanas a la cuenca, este criterio es muy importante. De acuerdo a las directrices de la unión europea (Annex VI of Directive 91/414/EEC), los plaguicidas con valor de CL50 mayor a 100 son de peligrosidad baja, valores entre 0.1 y 100 son de peligrosidad moderada y valores menores a 0.1 son de peligrosidad alta; por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas con peligrosidad alta, 2 a los de peligrosidad moderada y 1 a los de peligrosidad baja.

Problemas de salud a largo plazo	<p>Muchos plaguicidas se caracterizan por ser carcinógenos, disruptores endocrinos, Inhibidores de colinesterasa, neurotóxicos y también tienen efectos de reproducción / desarrollo. (Frye et al. 2011, Mnif et al. 2011). Teniendo en cuenta la base de datos de la Unidad de Investigación de Agricultura y Medio Ambiente (AERU) en la Universidad de Hertfordshire se asigna un valor de 3 a los plaguicidas que tengan alguno de los mencionados problemas a largo plazo, 2 a los plaguicidas que posiblemente puedan tener algún problema y 1 a los plaguicidas que no tengan problemas de este tipo</p>
Solubilidad en agua (mg/L)	<p>La solubilidad en agua es clave para el comportamiento de los plaguicidas en ese medio, pues ella influye en la bioconcentración y la adsorción en sedimento. Es por ello que la solubilidad constituye uno de los criterios más importante para predecir el comportamiento de un plaguicida en el ambiente (Dierksmeier, 2001). De acuerdo al manual de referencia de la FAO sobre la evaluación de la contaminación del suelo, plaguicidas con solubilidad menor a 0.10 son prácticamente insolubles, valores entre 0,1 y 10 son medianamente solubles y plaguicidas con solubilidad mayor a 10 son altamente solubles. Una alta solubilidad indica una mayor afinidad por el agua, por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas con solubilidad alta, 2 a los medianamente solubles y 1 a los de plaguicidas insolubles.</p>
Vida media	<p>Los plaguicidas con mayor tiempo de vida media son altamente persistentes en el ambiente y con mayor potencial de lixiviación o de erosión hídrica. De acuerdo con CICOPALAFEST 2004, un plaguicida con vida media menor a 3 meses no se considera persistente, valores entre 3 y 18 meses son moderadamente persistente y plaguicidas con vida media mayor a 18 meses se considera persistente. Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas persistentes, 2 a los moderadamente persistentes y 1 a los plaguicidas no persistentes.</p>
	<p>En el decreto número 1843 de 1991 para efectos de clasificación se establecen las siguientes categorías</p>

Categoría toxicológica	<p>toxicológicas de los plaguicidas: categoría I "Extremadamente tóxicos", categoría II "Altamente tóxicos", categoría III "Medianamente tóxicos", categoría IV "Ligeramente tóxicos. Para efectos prácticos se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas altamente y extremadamente tóxicos, 2 a los medianamente tóxicos y 1 a los plaguicidas ligeramente tóxicos.</p>
Frecuencia de aplicación (etapa de cultivo)	<p>Teniendo en cuenta la asesoría de un ingeniero agrónomo experto se pudo determinar aproximadamente el número de aplicaciones de cada plaguicida durante toda la etapa de cultivo, definiendo un rango de aplicación leve a los plaguicidas que son aplicados una sola vez durante toda la etapa de cultivo, aplicación moderada a los plaguicidas que se aplican entre 2 y 4 veces por etapa de cultivo y aplicación severa a los plaguicidas cuya aplicación es mayor a 4 veces durante la etapa de cultivo. Por lo tanto, se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas cuya frecuencia de aplicación es severa, 2 a los de aplicación moderada y 1 a los plaguicidas de frecuencia de aplicación leve.</p> <p>Nota: este criterio no aplica para los plaguicidas que se encuentran prohibidos</p>
Cantidad de aplicación (ha)	<p>Teniendo en cuenta la asesoría de un ingeniero agrónomo experto y las etiquetas de cada plaguicida se determinó un rango de acuerdo a la cantidad de aplicación en la región objetivo. Se asignó un puntaje de 3 a los plaguicidas con cantidad de aplicación mayor a 400 cm³ o 1 kg, 2 a los plaguicidas cuya cantidad de aplicación esta entre 200 y 300 cm³ y 1 a los plaguicidas cuya aplicación es menor a 200 cm³.</p> <p>Nota: este criterio no aplica para los plaguicidas que se encuentran prohibidos</p>
Condición actual en el mercado.	<p>Este criterio hace referencia a los plaguicidas que se encuentran vigentes en el mercado; dado que actualmente algunos plaguicidas se encuentran prohibidos, no se encuentran registros en las casas comerciales. Por tal motivo se asigna un puntaje de 3 a los plaguicidas que están vigentes en el mercado</p> <p>Nota: este criterio no aplica para los plaguicidas que se encuentran prohibidos</p>

A continuación, en las tablas 7, 8 y 9 se describe el valor de cada criterio presentado en la tabla 6.

Tabla 7. Valor de los criterios que influyen en la movilidad y transporte de los plaguicidas en el medio ambiente.

Movilidad y Transporte							
Compuesto	Criterio	Familia y naturaleza química	LOG Kow	LOG Koc (L/kg)	Presión de vapor (Pa)	Índice de Lixiviación GUS	Concentración Pico (ng/L)
α -BHC		Organoclorado	3.81	3.592	0.003	1.62	1170.2
Lindano		Organoclorado	3.7	3.592	0.0374	3.95	594.7
β -BCH		Organoclorado	3.78	3.592	0.124	1.62	144.1
Heptacloro		Organoclorado	5.27	4.747	0.053	-0.93	5.6
Endosulfán I		Organoclorado	3.83	3.2	0.0000904	-0.1	142.1
DDT		Organoclorado	6.19	5.996	0.00002	-3.89	44.9
Clorpirifos		Organofosforado	4.92	3.897	0.00227	1.04	680.7
Metalaxil-M		Fenilamina	1.71	1.67	0.00771	1.71	931.5
Metoxicloro		Organoclorado	5.08	3.846	0.00013	-1.88	393.63
4,4'-DDE		Organoclorado	5.7	5.649	0.000866	-3.89	2.3
Lambda cialotrina		Piretroide	7	5.179	0.000171	-2.2	10.3
4,4 DDD		Organoclorado	5,873	5.224	0.00509	-2.46	2.9

Movilidad y Transporte			
Solubilidad en agua (mg/l)	Vida media(h)		
	Agua	Suelo	Sedimentos
1	3360	1690	55000
7.3	17000	17000	55000
0.24	4320	8640	55000
56	550	1700	5500
0.32	3650	7680	17000
0.007307	5500	17000	55000
0.73	170	170	1700
560	900	1800	8100
302	170	1700	5500
0.04	55000	55000	55000
0.005	3600	3600	14400
0.0676	4320	8640	38900

Tabla 8. Valor de los criterios que influyen en el impacto a la salud

Impacto a la salud					
Compuesto	Criterio	Dosis letal 50 (DL50) (mg /kg)	Concentración letal 50(CL50) (mg/L)	Categoría toxicológica	Carcinógeno
	α -BHC	177	1.56	II	SI
	Lindano (γ -BHC)	163	1.56	II	SI
	β -BCH	38	0.013	II	SI
	Heptacloro	147	2	II	SI
	Endosulfán I	38	0.013	II	NO
	DDT	113	–	II	SI
	Clorpirifos	66	0.1	II	NO
	Metalaxil-M	375	2.29	I	NO
	Metoxicloro	6000	–	II	Posiblemente
	4,4'-DDE	880	–	II	SI
	Lambda-cialotrina	140	0.086	II	NO
	4,4 DDD	113	0.01	II	SI
Impacto a la salud					
Disruptor endocrino	Efectos de reproducción / desarrollo	Inhibidor de colinesterasa	Neurotóxico		
No	No	No	Posiblemente		
Si	Posiblemente	No	Si		
No	No	No	Posiblemente		
Posiblemente	Si	No	Si		
Posiblemente	No	No	Si		
Si	Si	No	Si		
Posiblemente	Si	Si	Si		
No	No	No	No		
Si	Posiblemente	Si	No		
Si	Si	No	Si		
Si	No	No	No		
Si	Si	No	No		

Tabla 9. Valor de los criterios que influyen en el impacto social que generan los plaguicidas en la región

Impacto Social					
Compuesto	Criterio Concentración Letal 50 peces 96 h (CL50) (mg/L)	Frecuencia de aplicación (toda la etapa de cultivo)	Cantidad de aplicación (Ha)	Condición en el mercado	Limite permisible (ng/L)
α -BHC	0.82	No aplica	No aplica	Prohibido	100
Lindano (γ -BHC)	0.0029	No aplica	No aplica	Prohibido	2500
β -BCH	0.82	No aplica	No aplica	Prohibido	100
Heptacloro	0.007	No aplica	No aplica	Prohibido	30
Endosulfán 1	0.002	No aplica	No aplica	Prohibido	100
DDT	2.5	No aplica	No aplica	Prohibido	100
Clorpirifos	0.025	7 aplicaciones	400-500 cm ³	Vigente	100
Metalaxil-M	100	17 aplicaciones	1 kg	Vigente	100
Metoxicloro	0.052	4 aplicaciones	200-300 cm ³	Vigente	100
4,4'-DDE	0.032	No aplica	No aplica	Prohibido	25
Lambda-cialotrina	0.00046	4 aplicaciones	500-400 cm ³	Vigente	no registra
4,4 DDD	0.07	No aplica	No registra	Prohibido	100

Con los valores descritos en las tablas anteriores se llevó a cabo la asignación de puntaje y la ponderación para obtener un puntaje total para cada plaguicida. En las tablas 10, 11 y 12 se describe el puntaje para cada criterio y la ponderación total.

Tabla 10. Puntaje para los criterios que influyen en la movilidad y transporte de los plaguicidas en el medio ambiente

MOVILIDAD Y TRANSPORTE						
Compuesto	Criterio	Familia y naturaleza química	LOG Kow	LOG Koc (L/kg)	Presión de vapor (Pa)	Índice de lixiviación GUS
α -BHC		3	2	2	2	1
Lindano (γ -BHC)		3	2	2	1	3
β -BCH		3	2	2	1	1
Heptacloro		3	3	1	1	1
Endosulfán 1		3	2	2	3	1
DDT		3	3	1	3	1
Clorpirifos		2	3	2	2	1
Metalaxil-M		1	1	3	1	1
Metoxicloro		3	3	2	2	1
4,4'-DDE		3	3	1	2	1
Lambda-cialotrina		1	3	1	3	1
4,4 DDD		3	3	1	2	1
Movilidad y transporte						
Solubilidad en agua (mg/l)	Vida Media(h)			Total		
	Agua	Suelo	Sedimentos			
2	2	1	3	18		
2	3	3	3	22		
2	2	2	3	18		
3	1	1	2	16		
2	2	2	3	20		
1	2	3	3	20		
2	1	1	1	15		
3	1	1	2	14		
3	1	1	2	18		
1	3	3	3	20		
1	2	2	3	17		
1	2	2	3	18		

Tabla 11. Puntaje de los criterios que influyen en el impacto a la salud

Impacto a la salud				
Criterio Compuesto	Dosis letal 50 (DL50) (mg/kg)	Concentración letal 50 (CL50) (mg/L)	Categoría toxicológica	Carcinógeno
α -BHC	2	1	2	3
Lindano (γ - BHC)	3	1	2	3
β -BCH	3	3	2	3
Heptacloro	2	1	2	3
Endosulfán 1	3	3	2	1
DDT	2	1	2	3
Clorpirifos	3	3	2	1
Metalaxil-M	2	1	3	1
Metoxicloro	1	1	2	2
4,4'-DDE	1	1	2	3
Lambda- cialotrina	2	3	2	1
4,4 DDD	2	3	2	3
Impacto a la salud				
Disruptor endocrino	Efectos de repro- ducción/desarrollo	Inhibidor de colinesterasa	Neurotóxico	Total
1	1	1	2	13
3	2	1	3	17
1	1	1	2	16
2	3	1	3	17
2	1	1	3	16
3	3	1	3	18
2	3	3	3	20
1	1	1	1	11
3	2	3	1	15
3	3	1	3	17
3	1	1	1	14
3	3	1	1	18

Tabla 12. Puntaje de los criterios que influyen en el impacto social

Importancia Social							
Compuesto	Criterio	Concentración letal 50 peces 96 h (CL50) (mg/L)	Frecuencia de aplicación	Cantidad de aplicación (Ha)	Condición en el mercado	Limite permisible (ng/L)	Total
	α -BHC	2	No aplica	No aplica	No aplica	3	5
	Lindano (γ -BHC)	3	No aplica	No aplica	No aplica	1	4
	β -BCH	2	No aplica	No aplica	No aplica	3	5
	Heptacloro	3	No aplica	No aplica	No aplica	1	4
	Endosulfán 1	3	No aplica	No aplica	No aplica	3	6
	DDT	2	No aplica	No aplica	No aplica	1	3
	Clorpirifos	3	3	3	3	3	15
	Metalaxil-M	2	3	3	3	3	14
	Metoxicloro	3	No aplica	2	No aplica	3	8
	4,4'-DDE	3	No aplica	No aplica	No aplica	1	4
	Lambda-cialotrina	3	3	2	3	3	14
	4,4 DDD	3	No aplica	No aplica	No aplica	1	4

Después de sumar el puntaje total de movilidad y transporte, impacto a la salud e impacto social se obtiene el valor total para priorizar los tres plaguicidas. En la Tabla 13 se muestran los resultados de la priorización.

Tabla 13. Resultados de la priorización

Compuesto \ Criterio	Total, movilidad y transporte	Total, impacto a la salud	Total, impacto social	Total
α -BHC	18	13	5	36
Lindano (γ -BHC)	22	17	4	43
β -BCH	18	16	5	39
Heptacloro	16	17	4	37
Endosulfán 1	20	16	6	42
DDT	20	18	3	41
Clorpirifos	15	20	15	50
Metalaxil-M	14	11	14	39
Metoxicloro	18	15	8	41
4,4'-DDE	20	17	4	41
Lambda-cialotrina	17	14	14	45
4,4 DDD	18	18	4	40

De acuerdo a los resultados de la priorización (Tabla 13), combinando el impacto social, el impacto a la salud y la capacidad para movilizarse y transportarse en el medio ambiente, los plaguicidas Lindano, Lambda Cialotrina y Clorpirifos son tres plaguicidas que registran valores ponderados más altos y por tal razón son los seleccionados para modelar su transporte y destino en la subcuenca Palacé.

5.4 Implementación del modelo LEVEL III

6.4.1 Parámetros del modelo.

Los principales parámetros que requiere el modelo de Nivel III son las propiedades fisicoquímicas de los compuestos y las propiedades ambientales de la subcuenca. Todos los parámetros se obtuvieron teniendo en cuenta la metodología y las recomendaciones propuestas por el libro guía de los modelos “*Multimedia Environmental Models*” escrito por Donald

Mackay. Para los tres plaguicidas objetivo, los parámetros químicos y físicos se han mostrado en la Tabla 14 mientras que la Tabla 15 muestra los parámetros ambientales de la parte alta de la subcuenca Palacé.

- Parámetros Físicoquímicos.

Los parámetros de las propiedades fisicoquímicas se reflejan principalmente en la tendencia de distribución entre compartimientos ambientales (Mackay, 2002).

Colombia tiene una temperatura relativamente constante al año. La temperatura promedio de la región objetivo es de 10.3°C. Dado que todos los datos químicos y físicos de los pesticidas se basan en la temperatura ambiental de 25°C, los datos son corregidos para el área objetivo. Para hacer la corrección se tomaron las propiedades a dicha temperatura del “Manual de propiedades fisicoquímicas y destino ambiental para químicos orgánicos”, volumen IV, actualizado el año 2006.

Tabla 14. Parámetros físicos y químicos de los compuestos

	Lindano	Lambda cialotrina	Clorpirifos
Propiedades fisicoquímicas			
Masa molar (g/mol)	290.85	449.85	350.6
Temperatura (°C)	25	25	25
Solubilidad en agua (g/m ³)	6.50	0.005	0.73
Presión de vapor (Pa)	2.209 × 10 ⁻³	0.000171	0.00227
Log Kow	3.8175	5.5	4.92
Punto de fusión (°C)	112	49.2	41
Densidad g/cm ³	-	1.028	1.4
Vidas medias (horas)			
Aire	1040	5	17
Agua	17000	170	170
Suelo	17000	1700	170
Sedimentos	55000	5500	1700
Partículas suspendidas	17000	170	170
Peces	17000	170	170
Aerosol	1040	5	17
Tasas de emisión (kg/h)			
Suelo	-	0.10	2.5
Agua	-	0.001	0.01
Aire	-	0.0001	0.001

Nota: Los valores de tasas de emisión en suelo se estimaron mediante la dosis de aplicación del plaguicida y el área de cultivos de papa en la región, tomando como referencia un tiempo promedio de cultivo de 6 meses. Para el caso del plaguicida Lindano, al tratarse de un plaguicida que actualmente no está en uso, no se registran emisiones. Por lo tanto, se ajustan emisiones para producir las concentraciones reportadas en los muestreos.

- Parámetros Ambientales.

Las propiedades ambientales de la cuenca objetivo se utilizan para describir la influencia de la distribución de los plaguicidas entre compartimientos ambientales en diferentes condiciones ambientales (Mackay, 2002). Para la recopilación de parámetros ambientales, algunos de ellos se recopilaron mediante trabajo de campo, mientras que otros se derivan de la recopilación de información (bibliográfica, cartográfica, meteorológica y pluviométrica). Por ejemplo, El área total del suelo y los datos de ancho y longitud del río Palacé se recopilaron del Plan de ordenación y manejo de la parte alta de la subcuenca hidrográfica del Rio Palace (CRC, 2010).

Por lo tanto, el área del aire se puede estimar mediante la suma de las áreas de suelo y agua. Sin embargo, datos como los parámetros de velocidad de transporte no están disponibles para el área objetivo. Por lo tanto, se toman valores típicos que Donald Mackey estimo para implementar en los modelos de fugacidad. En la tabla número 15 se describen los parámetros ambientales necesarios para implementar el modelo Level III.

Tabla 15. Parámetros ambientales de la parte alta de la subcuenca del río Palacé

Parámetro	Valor	Metodología
Dimensiones		
área de aire (m ²)	1.7E+8	Estimado a partir de una imagen satelital
profundidad de aire(m)	1000	El autor del modelo sugiere que el modelador debe juzgar la profundidad de aire al que puede acceder el producto químico durante el tiempo que el aire reside en la región de interés. Para regiones como la subcuenca Palacé se da un rango entre 500 a 2000 m. por lo tanto se toma un valor intermedio de 1000 m.
área de agua (m ²)	196000	De acuerdo al POMCH, la longitud del cauce principal de la parte alta de la subcuenca del río Palacé (río Palacé parte alta) es de 28000 m y mediante trabajo realizado en campo se determinó un ancho promedio de 7 m. Por lo tanto, se tiene un área aproximada de 196000 m ² .
profundidad de agua(m)	0.5	En trabajo realizado a cabo se determinó una profundidad promedio de 0.5 m.
área de suelo (m ²)	169804000	El área del suelo es la diferencia entre el área del aire y el área del agua
profundidad del suelo(m)	0.15	Se utiliza 15 cm de profundidad, que es aproximadamente la profundidad a la cual los suelos agrícolas son arados
área de sedimento (m ²)	196000	El área del sedimento es igual al área de agua
profundidad de sedimento (m)	0.03	Teniendo en cuenta que el río Palacé es de flujo rápido por presentar elevadas pendientes se adopta una profundidad de sedimentos de 3 cm.
Fracciones de volumen para subcompartimentos		
Aerosol en Aire	3.12 E-12	Un área rural puede tener una concentración de aerosol aproximada de 5 µg/m ³ (Mackay,2001) y se asume una densidad de partículas de 1.5 g/cm ³ . Teniendo en cuenta que el volumen de aire de la subcuenca es de aproximadamente 1.7 E+11 m ³ , se determina un volumen de aerosol de

		0.57 m ³ . Por lo tanto, se obtiene una fracción de volumen de aerosol de 3.12 E-12.
partículas suspendidas en agua	1.48 E-5	La parte alta del río Palacé registra una concentración de partículas suspendidas de 22.2 g/m ³ (CRC, 2017) y se asume una densidad de partículas de 1.5 g/cm ³ . Teniendo en cuenta que el volumen de agua de la parte alta de la subcuenca es de aproximadamente 98 E+3 m ³ , se determina un volumen de partículas suspendidas de 1.45 m ³ . Por lo tanto, se obtiene una fracción de volumen de partículas suspendidas de 1.48 E-5.
Peces	1 E-6.	En ausencia de información referente al volumen de peces en la cuenca objetivo, el libro guía del modelo sugiere suponer que todo el material biótico en el agua es pescado, y la concentración total es de aproximadamente 1 parte por millón, produciendo un volumen de pez de 0.098 m ³ . Por tanto, se obtiene una fracción de volumen de peces de 1 E-6.
aire en suelo	0.2	El suelo es una matriz orgánica compleja que consiste en aire, agua, materia mineral y materia orgánica. Un suelo típico de la región objetivo consiste en 20% aire (Mackay, 2001). Teniendo en cuenta que el volumen del suelo de la parte alta de la subcuenca del río Palacé es de 25470600 m ³ , su volumen de aire es 5094120 m ³ y por tanto la fracción de volumen de aire en el suelo es de 0.2.
agua en suelo	0.3	Un suelo típico de la región objetivo consiste en 30% agua (Mackay, 2001). Teniendo en cuenta que el volumen del suelo de la parte alta de la subcuenca del río Palacé es de 25470600 m ³ , su volumen de agua es 7641180 m ³ y por tanto la fracción de volumen de agua en el suelo es de 0.3.
sólidos en suelo	0.5	Un suelo típico de la región objetivo consiste en 50% sólidos (Mackay, 2001). Teniendo en cuenta que el volumen del suelo de la parte alta de la subcuenca del río Palacé es de 25470600 m ³ , su volumen de sólidos es 12735300 m ³ y por tanto la fracción de volumen de agua en el

		suelo es de 0.5.
agua en sedimento	0.8	Los sedimentos de un río sirven como depósitos de gran parte del material tóxico descargado en el agua. Esta capa generalmente consiste de 80 % de agua.
fracción de volumen de sólidos en sedimento	0.2	Esta capa generalmente consiste de 20 % de sólidos
Densidades (kg/m³)		
Aerosol	1500	Considerando que la región objetivo es un área rural se asume una densidad de partículas de 1500 kg/m ³ (Mackay,2001).
partículas suspendidas	1500	Se asume una densidad de partículas de 1500 kg/m ³ (Mackay,2001).
sólidos en el suelo	2400	Debido a que este valor no está disponible para el suelo de la cuenca objetivo, Se toman de los datos en otra región de clima frío, Nariño (Mambuscay & Quesada, J. M.,2016).
sólidos en sedimentos	2400	(Mambuscay & Quesada, J. M.,2016).
Pescado	1.5	Mediante sondeo en campo se determinó una densidad de peces aproximada de 1.5 kg/m ³
Fracciones de carbono orgánico para subcompartimentos (g/g)		
suelo	0.0691	De acuerdo al informe de caracterización de los suelos y las tierras en los suelos del macizo (IDEAM,2015), los suelos en la parte alta del municipio de Totoró, exactamente altitudes entre 2000 y 3600 m.s.n.m, presentan un porcentaje de carbono orgánico promedio del 6.91%
sedimentos	0.05	El dato para este parámetro no está disponible en el área objetivo, sin embargo, la literatura sugiere que los sedimentos de las fuentes de agua superficial en países tropicales tienen 5% de carbono orgánico (Mackay, 2001)
partículas suspendidas	0.24	La concentración de carbono orgánico promedio para fuentes como el río Palacé es 9 mg/L (Casas, A. F, 2014). Con esta concentración se determina 2175600 g de partículas de carbono

		orgánico en la fuente y teniendo en cuenta que la cantidad de partículas suspendidas en la fuente es de aproximadamente 882000 g se determina una fracción de 0.24.
fracción de masa de lípidos en peces (g/g)	0.05	Una cifra típica es del 5% (Mackay,2001)
Tiempos de residencia (h)		
aire	100 horas	Se asume un tiempo de residencia típico de 100 horas Mackay,2001
agua	32 h	Se calcula mediante el caudal promedio y el volumen aproximado de la parte alta del rio Palacé
sedimentos	25000	Se asume un tiempo de residencia típico de 25000 horas Mackay,2001
Parámetros de velocidad de transporte (m/h)		
Coeficiente de transferencia de masa en aire entre aire y agua	5	Mackay,2001
Coeficiente de transferencia de masa en agua entre aire y agua	0.04	Mackay,2001
Precipitación media.	0.00013	De acuerdo a reportes de IDEAM para el año 2018 se registró una precipitación media anual de 1105 mm
deposición seca de aerosol	10.8	En la deposición seca, la partícula de aerosol cae bajo la influencia de la gravedad en la superficie de la tierra. Esta velocidad de deposición, es bastante lenta y depende de la turbulencia, la condición de la atmósfera, las propiedades de la partícula de aerosol y naturaleza de la superficie del suelo, pero una velocidad típica es de aproximadamente 10.8

m/h. (Mackay,2001)		
Coeficiente de transferencia de masa suelo-aire	0.02	Mackay, 2001
Coeficiente de transferencia de masa suelo-agua	0.00001	Mackay, 2001
Coeficiente de transferencia de masa de la capa limite suelo-aire	5	Mackay, 2001
Coeficiente de transferencia de masa sedimentos-agua	0.0001	Mackay, 2001
deposición de sedimentos	5E-7	Mackay, 2001
Resuspensión de sedimentos	2E-7	Mackay, 2001
tasa de escorrentía suelo-agua	1.2E-4	Se determinó mediante la fórmula de Turc
tasa de escorrentía suelo-solidos	7.31E-8	Mackay, 2001

6.4.2 Validación del modelo

La validación del modelo se realizó teniendo en cuenta las concentraciones reales en el compartimiento agua (determinadas en el laboratorio del instituto CINARA). En la tabla 13 se describe el rango de las concentraciones reales.

Tabla 16: rango de concentración determinados en laboratorio.

Plaguicida	Concentración (ng/L)
Clorpirifos	36.4 ~ 794.7
Lindano	30.1 ~ 594.7
Lamda cialotrina	5.3 ~ 10.3

6.4.3 Análisis de sensibilidad.

Se realizó un análisis de sensibilidad para identificar los parámetros de entrada clave y obtener una apreciación de como la variación en la cantidad de un parámetro de entrada se propaga en los cálculos y afecta los resultados de las concentraciones predichas de los plaguicidas en la parte alta del río Palacé.

Para esta evaluación se seleccionaron parámetros como el volumen del cuerpo de agua, el tiempo de residencia y la vida media de los plaguicidas en el agua, a fin de investigar si las propiedades químicas y ambientales relacionadas con la fase del agua pueden influir en la concentración de productos químicos en el río. Además, considerando que en Colombia se presentan estaciones secas y lluviosas y que esto afecta directamente la profundidad y el caudal del de río, el análisis de sensibilidad se centró principalmente en cambio de concentración influenciado por la profundidad del río. Los anteriores parámetros se variaron un 10% de su valor inicial y se determinó el efecto sobre la cantidad de salida deseada.

La mejor manera de cuantificar esta sensibilidad (S) es de la siguiente manera (Mackay, 2001):

$$S = (\Delta X/X)/(\Delta P/P)$$

Dónde:

ΔX : variación en la variable de salida (concentración final – concentración inicial)

X: variable inicial de salida

ΔP : variación en el parámetro de entrada

P: parámetro de entrada

Para los sistemas lineales del tipo tratado en el modelo, todos los valores de S deben ser inferiores a 1.0. Se enumera los parámetros de entrada y se deduce S para cada uno, luego se clasifica en orden decreciente de S. Por último, se identifican los parámetros más sensibles para los cuales son necesarios datos más precisos.

5.5 Implementación del modelo RAIDAR

La mayoría de los parámetros de entrada que requiere el modelo RAIDAR son similares a los empleados en el modelo Level III, sin embargo, a continuación, se describen los parámetros adicionales necesarios para implementar el modelo.

5.5.1 Parámetros Ambientales

En la Tabla 17 se describen los parámetros ambientales que se requieren para implementar el Modelo RAIDAR.

Tabla 16. Parámetros ambientales de la subcuenca Palacé para implementar el modelo RAIDAR.

Parámetro	Valor	Metodología
Temperatura del aire (°C)	10	Este dato se tomó del plan de ordenación y manejo de la parte alta de la subcuenca hidrográfica del río Palace (CRC,2010)
Temperatura del agua (°C)	8	Trabajo realizado en campo.
Ph del río	7.23	Trabajo realizado en campo.
Velocidad del viento (Km/h)	11	CRC
Oxígeno de saturación en el agua (%)	93.6	Análisis realizado en el laboratorio de la CRC corregido por temperatura y altitud.

5.5.2 Parámetros fisicoquímicos

Tabla 17. Parámetros fisicoquímicos de los plaguicidas para implementar el modelo

	Lindano	Lambda cialotrina	Clorpirifos
Puntos finales objetivo			
En aire (mg/m ³)	1 x 10 ⁻⁶	6.3 x 10 ⁻⁴	1.5 x 10 ⁻⁵
En agua (mg/L)	1.5 x 10 ⁻⁵	3.1 x 10 ⁻⁵	2 x 10 ⁻⁶
Suelo (μg)	0.01	15	12.7
Sedimentos (μg)	0.94	105	0.1
Puntos finales efecto			
En biota (mg/L)	0.005	0.66	0.06
Pka	-	-	4.55
Log BCF (L/kg)	2.399	3.03	2.94

Nota: los puntos finales objetivo están disponibles en documentos de la California Environmental Protection Agency (Cal EPA) y las Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME). Los puntos finales efecto son valores para agua potable impuestos por la organización mundial de la salud (OMS) y la unión europea (UE).⁵

⁵ Pesticide Properties Database University of Hertfordshire

6 RESULTADOS

6.1 Level III Model

El modelo se ejecutó para los tres plaguicidas seleccionados y las salidas para cada plaguicida se describen a continuación en el escenario de emisión a suelo, agua y aire.

6.1.1 Distribución de masa.

- **Clorpirifos.**

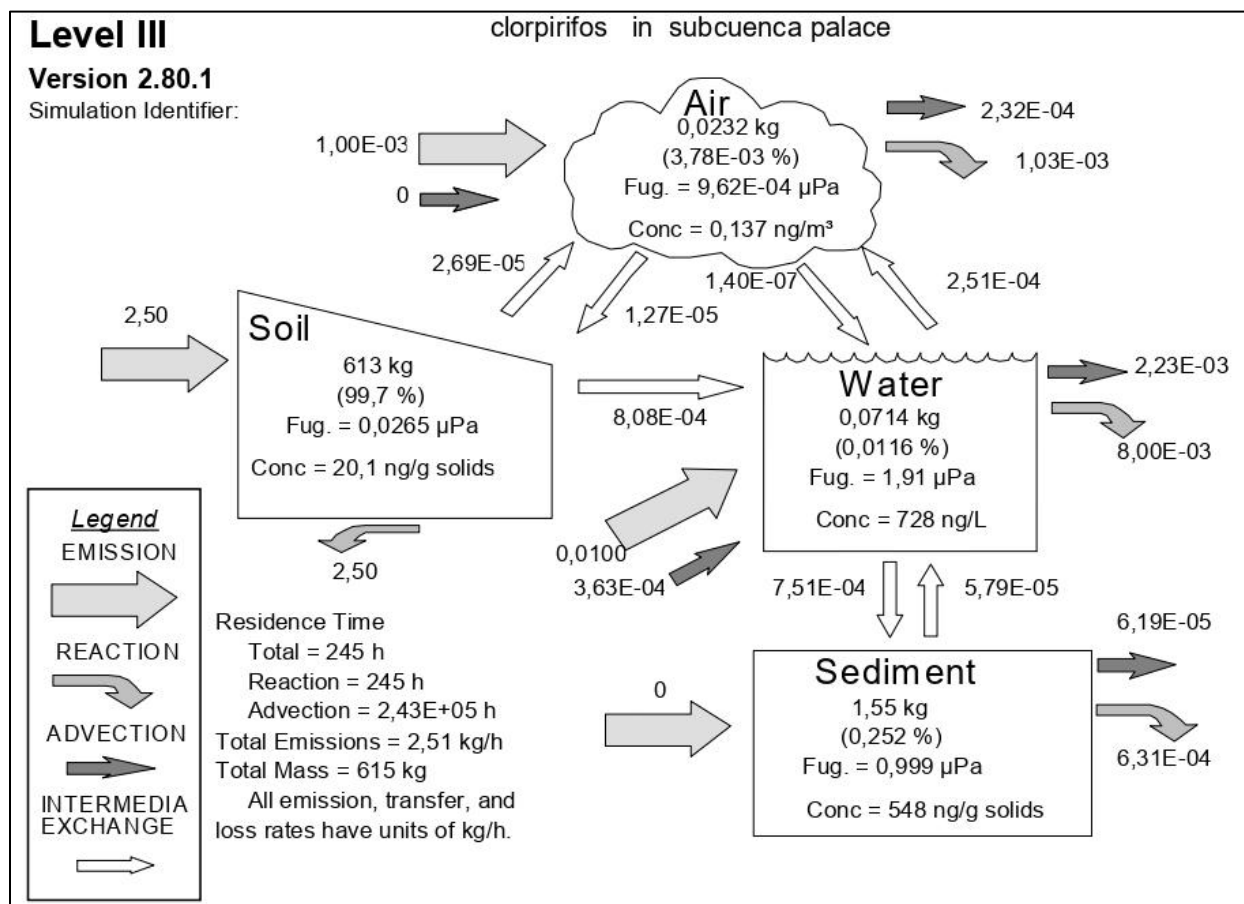
Para Clorpirifos se determinó emisiones al suelo de 2.5 kg/h teniendo en cuenta dosis aplicadas por hectárea en el cultivo de papa en la región, en cuanto a la dosis de emisión en aire y agua se estimó valores de 0.001 y 0.01 respectivamente teniendo en cuenta investigaciones realizadas en la subcuenca Palacé por Figueroa-Casas, A.,2015. Esto resulta en una distribución relativa que está acorde con las concentraciones de Clorpirifos determinadas en laboratorio. Para el destino de este plaguicida, los resultados indicaron que la mayoría de Clorpirifos permanece en el suelo, con un porcentaje del 99.7 %, el cual equivale a una cantidad aproximada de 613 kg, seguido por los sedimentos con un 0.252 % (1.55 kg), en agua un 0.016 % (0.0714 kg) y aire un 0.00378 % (0.0232 kg). El mecanismo de eliminación más importante para el Clorpirifos es la reacción química.

En el suelo aproximadamente el 99.9 % se elimina mediante reacción química y tan solo el 0.1% se elimina mediante intercambio entre el aire y agua, cabe resaltar que dicho intercambio hace referencia a los procesos de evaporación para el caso de aire y escorrentía y lixiviación para agua. En agua aproximadamente el 71.23 % de Clorpirifos se elimina mediante reacciones químicas a una tasa de 0.008 kg/h, el 19.85 % se elimina mediante advección a una tasa de 0.00223 kg/h, el 2.23 % mediante evaporación a una tasa de 0.000251 kg/h y el 6.68 % mediante sedimentación a una tasa de 0.000751 kg/h. En sedimentos, el 8.24 % es eliminado mediante advección, el 84 % mediante reacción química y el 7.75 % es eliminado por intercambio entre el agua mediante resuspensión. En aire, el 78.25 % es eliminado mediante reacción química, el 18.15 % mediante advección y el 3.6% mediante deposición hacia el agua y el suelo.

El compartimiento ambiental que registra concentración más alta es sedimento con una concentración de 548 ng/g de sólido, seguido por suelo con una concentración de 20.1 ng/g de sólidos, agua con 728 ng/L y por último aire con una concentración aproximada de 0.137 ng/m³.

A continuación, en la Figura 4 se describen los valores anteriormente descritos para cada compartimiento ambiental.

Figura 4. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Clorpirifos



Fuente: Level III Model (2019)

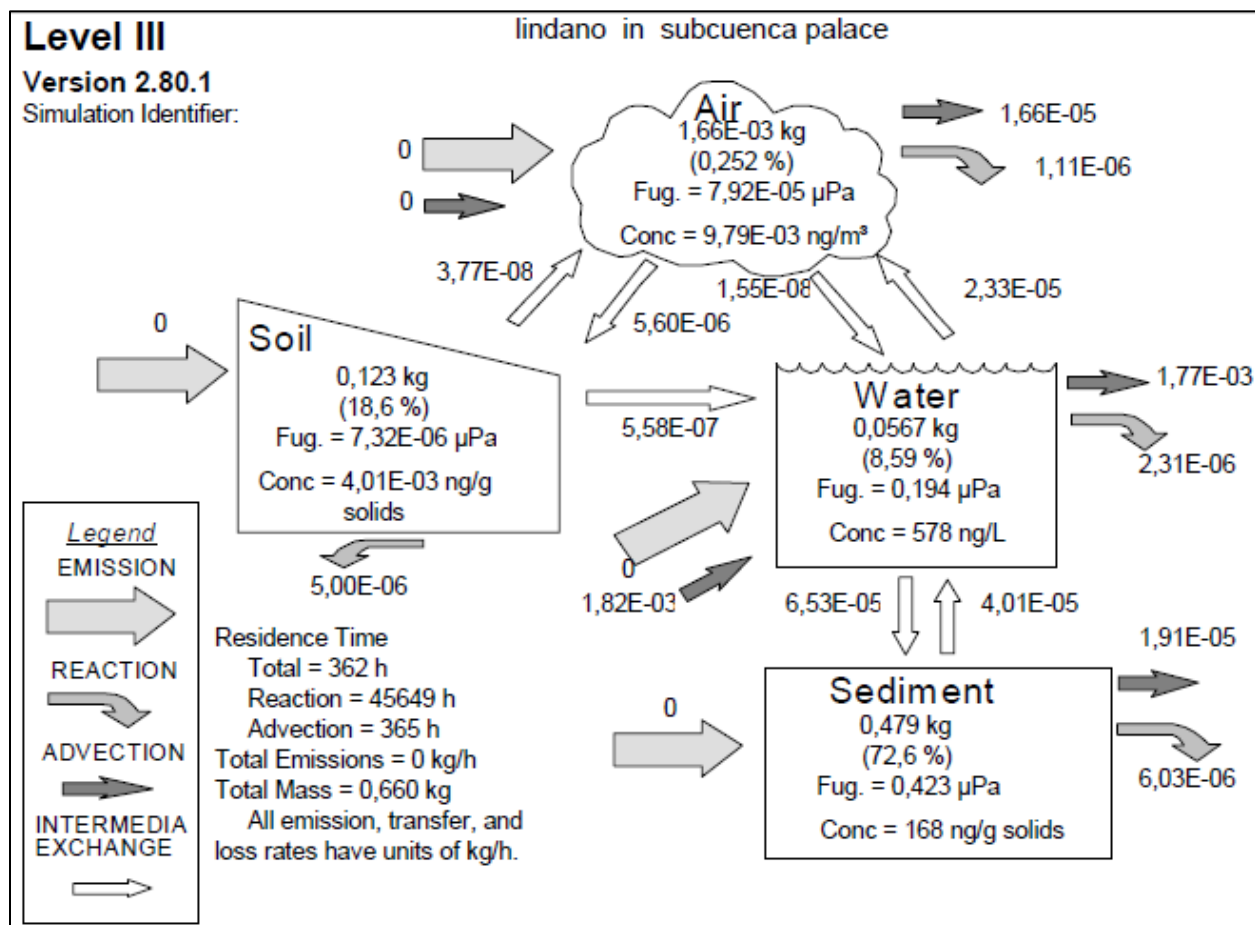
- **Lindano.**

El plaguicida Lindano es un caso interesante porque representa una situación en la que hubo una alta tasa de emisión en el pasado, pero ya no hay emisiones actuales debido a que su uso fue prohibido por el convenio de Estocolmo. Por lo tanto, el modelo se ejecuta para un escenario de emisión cuya concentración de salida en agua se aproxime a la concentración pico determinada mediante los dispositivos de muestreo.

De acuerdo a lo anterior se estimó que el 72.6 % de Lindano se encuentra en sedimentos, el 18.6 % se encuentra en suelo, el 8.59 % en agua y el 0.252 % en aire. La concentración más alta se presenta en sedimentos (168 ng/g de sólidos), seguido por agua (0.194 ng/L), aire (0.00979 ng/m³) y suelo (0.00401 ng/g de sólidos).

Los mecanismos de eliminación más significativos son: en sedimentos el intercambio entre agua mediante resuspensión con un 65.38 %, en agua es la advección con un 70.21 %, en aire advección con un 74 % y en suelo es la reacción química con un 87 %. Esta reacción química hace referencia a la degradación del Lindano a subproductos como los isómeros α -Lindano y β -Lindano.

Figura 5. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Lindano



Fuente: Level III Model (2019)

- **Lambda Cialotrina.**

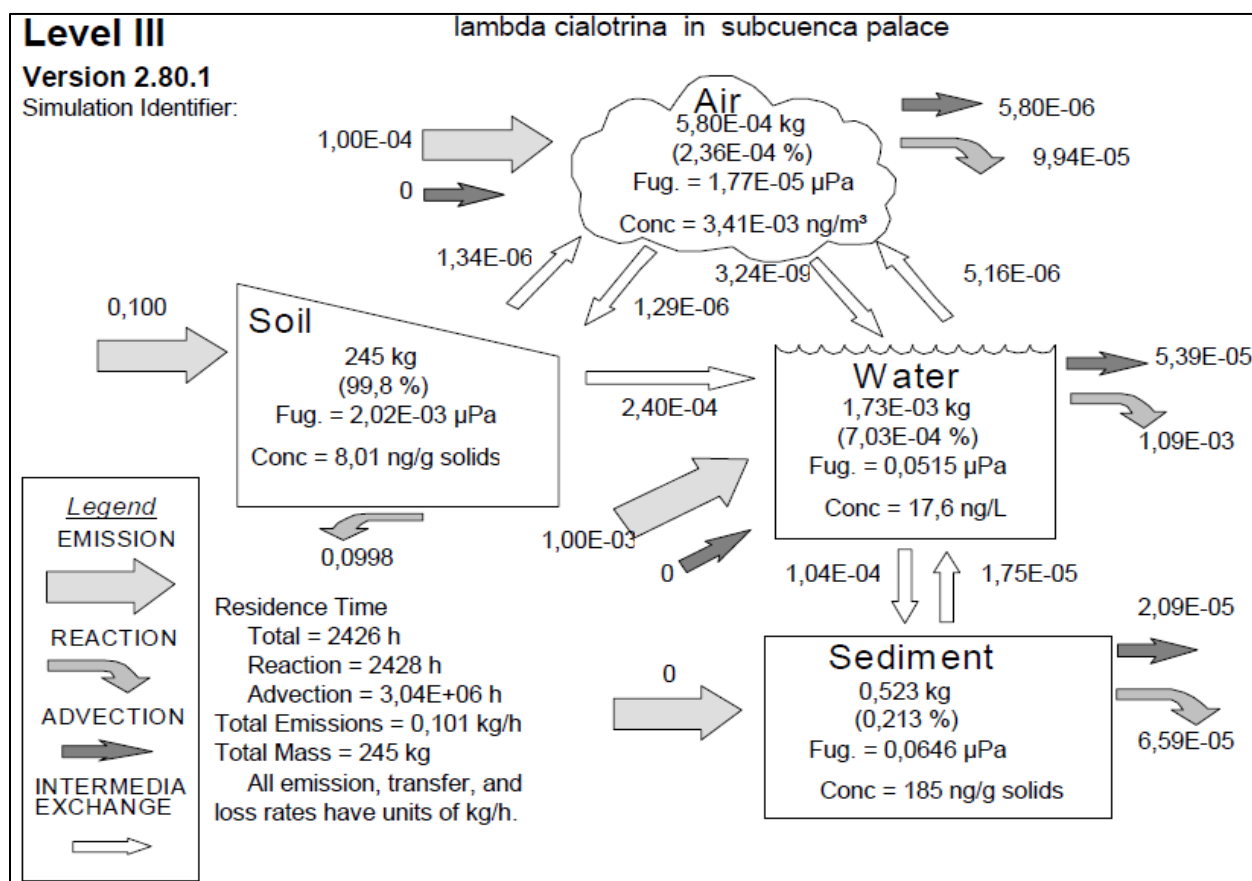
Para el destino del plaguicida lambda cialotrina, los resultados indicaron que la mayoría puede ser encontrado en el suelo, la cantidad estimada en suelo ocupa casi el 100% del total de la lambda cialotrina presente en la cuenca (245 kg). Además, la reacción en el suelo desempeña el

papel más importante en los mecanismos de eliminación, aproximadamente el 100% de lambda cialotrina es eliminado del medio ambiente en el proceso de reacción en el suelo.

La razón principal de la aparición de este fenómeno se debe a que este plaguicida es casi insoluble en agua. Se degrada rápidamente en el suelo a una tasa de 0.0998 kg/h. La degradación ocurre por oxidación e hidrólisis del ester, también se degrada por acción bacteriana. Se disipa y degrada rápidamente en el agua en sistemas acuáticos.

En la Figura 6 se describen los valores anteriormente descritos para cada compartimiento ambiental.

Figura 6. Representación esquemática de los resultados predichos del modelo para Lambda Cialotrina



Fuente: Level III Model (2019)

6.1.2 Persistencia y tiempo de residencia en al ambiente.

Se estimó que el tiempo de residencia más corto es de aproximadamente 10 días para el Lindano y el tiempo de residencia más largo es de aproximadamente 101 días para la lambda cialotrina. Los tiempos de reacción variaron de 10 días a 6 años, con 10 días para Clorpirifos ,101 días para lambda cialotrina y 6 años para lindano. Del mismo los tiempos de advección variaron de 24 días para lindano, 27 años para clorpirifos y 347 años para lambda cialotrina.

La capacidad de un compartimiento ambiental para acumular el producto químico está determinada por el producto del volumen V (m^3) y la capacidad de fugacidad del compartimiento Z ($mol/m^3 Pa$).

La Tabla 19 indica los valores de VZ para los tres plaguicidas objetivo en cada compartimiento ambiental.

Tabla 18. Valores VZ para los plaguicidas objetivo

	VZ (mol/Pa)		
	Lindano	Clorpirifos	Lambda cialotrina
Aire	7.27×10^5	1.07×10^5	3.77×10^6
Agua	3.89×10^6	7.25×10^5	1.02×10^9
Suelo	5.76×10^6	6.61×10^7	1.52×10^{11}
Sedimentos	1.01×10^7	4.42×10^6	9.27×10^9

Con los valores de VZ estimados por el modelo se determina que aproximadamente el 49.32 % de lindano se puede acumular en sedimentos, el 28.13 % se acumula en suelo, el 18.85 % se acumula en agua y el 3.7 % se acumula en aire. Para Clorpirifos el 92.63 % se acumula en el suelo, el 6.19 se acumula en sedimentos, el 1.01 % se acumula en aire y el 0.17 % se acumula en aire. Por último, para lambda cialotrina se estima que el 93.66 % se acumula en el suelo, el 5.71 % se acumula en sedimentos, el 0.628 % se acumula en agua y el 0.003 % se acumula en aire.

6.1.3 Validación del modelo.

La validación del modelo se realizó teniendo en cuenta las concentraciones estimadas en agua. Se tomó como concentración real las concentraciones de los plaguicidas objetivo determinadas en la parte alta del rio palacé mediante análisis en laboratorio utilizando técnicas acopladas de cromatografía de gases y espectrometría de masas con trampa iónica cuadrupolar en modo

tándem (Univalle, Unicauca –VRI). La comparación entre el rango de las concentraciones reales y la concentración estimadas de los plaguicidas objetivo se muestran en la tabla 20.

Tabla 20. Comparación entre la concentración estimada y la concentración real

	Concentración estimada (ng/l)	Concentración real (ng/l)
Lindano	578	30.1 ~ 594.7
Lamba cialotrina	17.6	5.3 ~ 10.3
Clorpirifos	728	36.4 ~ 794.7

De acuerdo a la tabla 20, la concentración estimada de lindano y clorpirifos están dentro del rango de concentración real. Sin embargo, la concentración estimada para Lambda cialotrina es aproximadamente 1.7 veces mayor que el valor máximo en el rango de concentración real; este rango de error puede ser aceptado teniendo en cuenta la complejidad de las condiciones climáticas y topográficas de la zona.

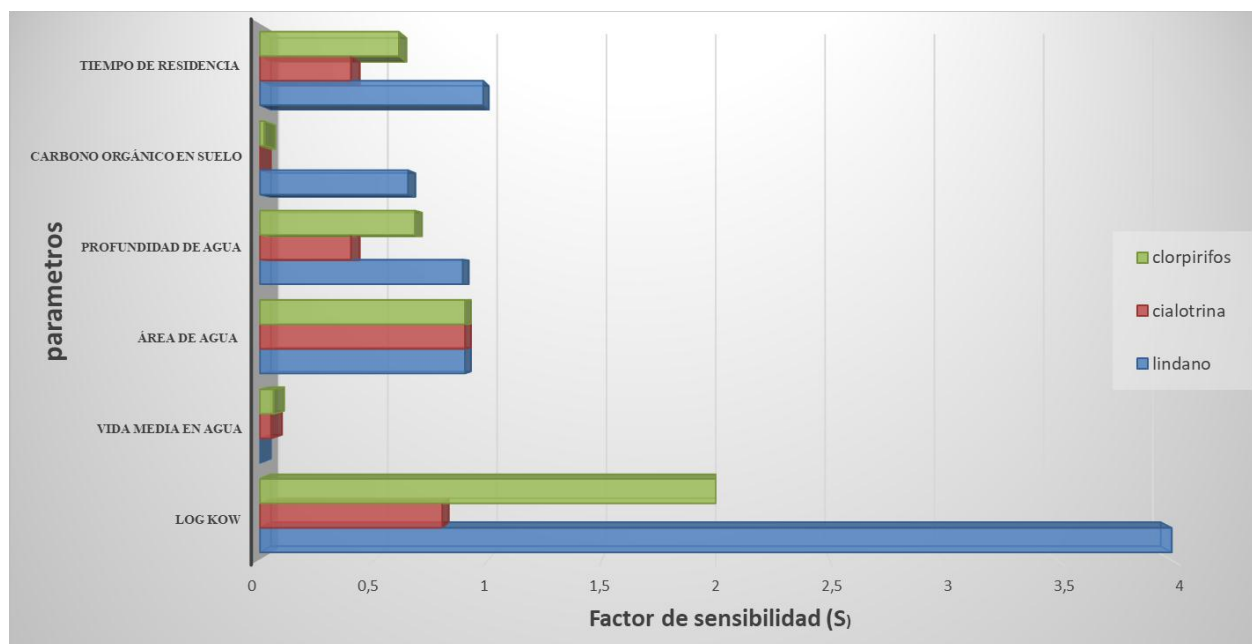
6.1.4 Análisis de sensibilidad.

El análisis de sensibilidad se realizó para identificar los factores que influyen en la concentración en el agua. La Tabla 21. Muestra los resultados de los factores de sensibilidad para los tres plaguicidas modelados. La figura 7 da una comparación esquemática entre los 6 seis factores de sensibilidad.

Tabla 19. Resultados análisis de sensibilidad para los tres plaguicidas

Factor de sensibilidad (S)	Plaguicida	Lindano	Lambda Cialotrina	Clorpirifos
S (Log Kow)		4	0.8	2
S (Vida media en agua)		0	0.05	0.06
S (Área de agua)		0.9	0.9	0.9
S (Profundidad de agua)		0.89	0.40	0.68
S (Fracción de carbono orgánico en suelo)		0.65	0	0.02
S (Tiempo de residencia)		0.98	0.4	0.61

Figura 7. Resultados del análisis de sensibilidad para los tres plaguicidas



Los factores de sensibilidad de los parámetros fisicoquímicos y ambientales difieren entre cada plaguicida a excepción del área del compartimiento agua cuyo factor de sensibilidad es igual para los tres plaguicidas. Un factor de sensibilidad alto significa que una mínima variación en este parámetro afecta drásticamente la concentración del plaguicida en el agua, por el contrario, un factor de sensibilidad bajo indica que cambios en el valor del parámetro no afecta o afecta levemente la concentración del plaguicida.

Para el lindano el parámetro más sensible es el log Kow y el menos sensible es la vida media, para lambda cialotrina, el parámetro más sensible es el área de agua y el menos sensible es el porcentaje de carbono orgánico en suelo, por último, para el clorpirifos, el parámetro más sensible es el log Kow y el más bajo es el porcentaje de carbono orgánico en suelo.

En general la concentración de lindano en agua es la que va a sufrir drásticos cambios a variaciones leves en los parámetros descritos en la gráfica 13 a excepción de la vida media, cuyo factor de sensibilidad es nulo. La concentración de clorpirifos es sensible a cambios leves en los parámetros, pero a niveles mucho más bajos en comparación con el lindano. Los factores de sensibilidad para lambda cialotrina son los más bajos en comparación con los otros dos plaguicidas.

6.2 Raidar Model.

El modelo se ejecutó para los tres plaguicidas seleccionados y las salidas para cada plaguicida se describen a continuación. Los escenarios de emisión incluyen suelo, aire y agua con un 99.9989 % emitido a suelo, 0.001 % emitido a agua y 0.0001 a aire y una tasa de emisión arbitraria de 1000 kg/h.

6.2.1 Resultados evaluación de riesgo para fases abióticas.

La Tabla 22 muestra un resumen de las concentraciones finales objetivo (C_E), concentraciones unitarias estimadas (C_U), tasas de emisión crítica (E_C), tasas de emisión real (E_A), valores del factor de evaluación de riesgo (RAF) para los tres plaguicidas y un ranking de riesgo relativo para cada uno de los plaguicidas. Después de calcular y clasificar el valor de RAF, el modelo estima qué producto químico tiene relativamente mayor peligro para el medio ambiente y para los plaguicidas dados, que medio abiótico tiene el mayor riesgo de contaminarse.

Para las emisiones de Lindano; un plaguicida con solubilidad baja, ligera movilidad en el suelo, volatilidad moderada y alta bioacumulación, la concentración en sedimentos es el punto final objetivo más sensible; la concentración en sedimentos es de 4149 g/m³ y el punto final objetivo es de 1.2×10^{-3} g/m³ resultando en un cociente de riesgo (RQ) de 3457500 (C_U/C_E). La tasa de emisión crítica es por lo tanto $1000 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1} / 3457500$ o 2.54×10^{-3} ton/año. Se asume una tasa de emisión para Lindano de 0.158 ton/año, por lo tanto, el RAF es $0.158 / 2.54 \times 10^{-3}$ o 62.19.

Para Clorpirifos, el agua es el punto final objetivo más sensible, con un alto factor de evaluación de riesgo de aproximadamente 12882 y una tasa de emisión crítica de 1.7×10^{-3} producto de una concentración estimada de aproximadamente 10.3 g/m³ y una tasa de emisión estimada a partir de la dosis de aplicación de aproximadamente 21.9 ton/año.

Por último, para el caso del Lambda Cialotrina, al igual que el Clorpirifos, el agua es el objetivo final más sensible, sin embargo, el factor de evaluación de riesgo es mucho menor dado la baja concentración estimada y una menor tasa de emisión, esta última también se estimó teniendo en cuenta las dosis de aplicación.

Tabla 20. Resumen de la evaluación de riesgo para los plaguicidas seleccionados utilizando puntos finales objetivo (fases abióticas)

Plaguicida	Medio de preocupación	C_E g/m ³	C_U g/m ³	E_C ton/año	E_A ton/año	RAF E_A/E_C	Ranking
Lindano	Sedimentos	1.2×10^{-3}	4149	2.54×10^{-3}	0.158	62.19	2
Clorpirifos	Agua	2×10^{-6}	10.3	1.7×10^{-3}	21.9	12882	1
Lambda cialotrina	Agua	3.1×10^{-5}	0.339	0.8	0.876	1.09	3

Fuente: Raidar (2019)

6.2.2 Resultados evaluación de riesgo para fases bióticas.

Valores superiores a los límites permisibles para agua potable se seleccionaron como un punto final de efecto evaluativo bien definido y consistente. La Tabla 19 muestra las concentraciones de punto final de efecto, concentraciones estimadas, tasas de emisión críticas, tasas de emisión real, RAF y ranking del riesgo relativo para los tres plaguicidas.

Se puede considerar que la especie más sensible al Lindano, clorpirifos y lambda cialotrina es el mamífero acuático. Comparando los tres plaguicidas, Lindano y Clorpirifos ocupan el primer y segundo lugar en el ranking de riesgo respectivamente.

Tabla 21. Resumen de la evaluación de riesgo para los plaguicidas seleccionados utilizando puntos finales efecto (fases bióticas)

Plaguicida	Medio de preocupación	C_E g/m ³	C_U g/m ³	E_C ton/año	E_A ton/año	RAF E_A/E_C	Ranking
Lindano	mamífero acuático	0.005	8962.3	4.89×10^{-3}	0.158	32.33	1
Clorpirifos	mamífero acuático	0.06	10.68	49.2	21.9	0.445	2
Lambda cialotrina	mamífero acuático	0.66	456.72	12.65	0.876	6.92×10^{-2}	3

Fuente: Raidar (2019)

6.2.3 Clasificación del factor de evaluación de riesgo (RAF).

Para un análisis menos complejo, en el caso de que el número de plaguicidas a evaluar sea mucho más grande, el modelo agrupa los factores de evaluación de riesgo (RAF) en 7 rangos con diferentes valores y asigna una letra a cada rango. Para los puntos finales objetivo, Lindano se encuentra dentro del rango más alto, es decir el rango A, mientras que clorpirifos y lambda cialotrina pertenecen al segundo rango (B). Para los puntos finales efecto, lindano está dentro del segundo rango (B) mientras que clorpirifos y lambda cialotrina están en el tercer rango (C). La tabla 21 muestra el grupo al que pertenece cada plaguicida según su factor de evaluación de riesgos (RAF).

Tabla 22. Plaguicidas agrupados según su factor de evaluación de riesgos (RAF)

Plaguicida	#CAS	Punto final objetivo	Punto final efecto
Lindano	58-89-9	A	B
Clorpirifos	2921-88-2	B	C
Lambda	91465-08-6	B	C
Cialotrina			

A: $RAF \geq 10^2$ B: $1 \leq RAF \leq 10^2$ C: $10^{-2} \leq RAF < 1$ D: $10^{-4} \leq RAF < 10^{-2}$ E: $10^{-6} \leq RAF < 10^{-4}$
 F: $10^{-8} \leq RAF < 10^{-6}$ G: $RAF < 10^{-8}$.

Fuente: Raidar (2019)

6.2.4 Análisis de sensibilidad.

De acuerdo a Mackay (2001), el modo de entrada es el factor más significativo para efectuar los resultados. Sin embargo, es este estudio, al tratarse de plaguicidas aplicados a cultivos de papa, el modo de entrada es del 99 % en suelo. Por lo tanto, parámetros ambientales como pH y profundidad de agua se han tenido en cuenta para realizar el análisis de sensibilidad.

Los resultados para cada plaguicida se describen a continuación.

- Lindano

Tabla 23. Análisis de sensibilidad para fases abióticas

Profundidad(m) PH	0.25	0.5	0.75	1	1.25	1.5
6	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)
6.5	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)
7	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)
7.5	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)
8	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)
8.5	Sedimento (A)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)	Sedimento (B)

- Clorpirifos

Tabla 25. Análisis de sensibilidad para fases abióticas

Profundidad(m) PH	0.25	0.5	0.75	1	1.25	1.5
6	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)	Agua(A)
6.5	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)	Agua(A)
7	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)	Agua(A)
7.5	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)	Agua(A)
8	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)
8.5	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua (A)	Agua(A)	Agua(A)

Tabla 26. Análisis de sensibilidad para fases bióticas

Profundidad(m)	0.25	0.5	0.75	1	1.25	1.5
PH						
6	Mamífero acuático (B)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)
6.5	Mamífero acuático (B)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)
7	Mamífero acuático (B)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático(C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)
7.5	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)
8	Mamífero acuático(C)	Mamífero acuático(C)	Mamífero acuático(C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)
8.5	Mamífero acuático(C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)	Mamífero acuático (C)

- **Lambda Cialotrina**

Tabla 27. Análisis de sensibilidad para fases abióticas

Profundidad(m)	0.25	0.5	0.75	1	1.25	1.5
PH						
6	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)
6.5	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)
7	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)
7.5	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)
8	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)
8.5	Agua (B)	Agua (B)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)	Agua (C)

7 DISCUSIÓN

7.1 LEVEL III MODEL

El modelo proporciona un método relativamente simple y rápido para establecer la importancia de los procesos de destino ambiental para productos químicos específicos utilizando datos mínimos. Se puede inferir que este modelo proporciona una caracterización adecuada de las fases dominantes de acumulación. Por ejemplo, lindano está 18.6% en el suelo y 72.6 % en sedimentos, mientras que clorpirifos es 99.7 % en suelo y 0.252 % en agua. Estos porcentajes son controlados por las fuentes de emisión y las propiedades químicas. Se cree que también se puede estimar una persistencia general o tiempo de residencia que varía de 10 días para clorpirifos a 6 años para lindano. Esta persistencia es una función de partición y velocidades de reacción y advección. La importancia relativa de las entradas advectivas y las emisiones locales como determinantes de las concentraciones prevalecientes pueden ser estimadas.

En General, el destino de una sustancia química en el medio ambiente depende en gran medida del modo de entrada, propiedades fisicoquímicas como el coeficiente de partición octanol-agua K_{ow} , solubilidad en agua y la vida media, así como las propiedades de la subcuenca como el volumen en cada compartimiento ambiental, fracciones de volumen y tiempos de residencia entre otros. Estas propiedades proporcionan ideas muy importantes sobre los caminos de migración preferida y el destino final de una sustancia química en el medio ambiente. La influencia del modo de entrada es bastante notable en los resultados mostrados en las Figuras 4 a 6 que indica diferentes destinos y propiedades de partición. Por ejemplo, en el caso de la lambda cialotrina se pudo comprobar que pequeñas descargas puntuales al agua pueden elevar considerablemente la concentración en la misma. Esto permite inferir que las descargas directas que se llevan a cabo por malas prácticas de agricultura al momento de lavar los insumos o el mal manejo de los recipientes podrían generar un gran impacto en la calidad del agua. Para clorpirifos y lindano no se observó este comportamiento.

Lindano tiene la mayor solubilidad en agua en comparación con los otros dos plaguicidas; debido a esto, en la Figura 5 se ilustra que más de la mitad del lindano es transferido a la fase de agua (esto incluye sedimentos). Por el contrario, tanto la lambda cialotrina como el clorpirifos se acumulan más fácilmente en el suelo producto de una solubilidad más baja y valores de VZ en el suelo más altos que en otros compartimentos. Sin embargo, las fases que tienen menor cantidad, pero alta concentración de plaguicidas debe prestarse más atención porque esas fases pueden

tener mayor riesgo en el medio ambiente. Por ejemplo, cuando el clorpirifos se aplica al suelo a una tasa de emisión de 2.5 kg/h, después de la transferencia de contaminantes entre compartimentos, solo 1.55 kg de clorpirifos se acumula en sedimento (aproximadamente 0,252% del total). Sin embargo, la concentración en el sedimento es relativamente alta (548 ng/g de sólidos). El sedimento es una de las fases más importantes del medio ambiente. Dado que esta fase tiene propiedades químicas y físicas similares al suelo, puede fácilmente acumular contaminantes, además, el sedimento tiene una estrecha relación con el agua y los organismos acuáticos. Las altas concentraciones de sedimento favorecen la transferencia de los contaminantes químicos a los organismos bentónicos, y luego fluyen hacia los organismos de nivel superior en la cadena alimenticia. Esto puede influir indirectamente en organismos acuáticos e incluso en la salud humana. Por lo tanto, es importante considerar la evaluación de riesgos en sedimentos.

El modelo se ha descrito en forma de estado estacionario, pero puede escribirse en forma de ecuación diferencial y resolverse numéricamente para dar la respuesta en la región a las emisiones que varían con el tiempo. Para el presente trabajo se utilizó la solución más práctica usando parámetros constantes, promediados anualmente con emisiones bien definidas. También se puede utilizar como herramienta interpretativa para explorar variaciones temporales y espaciales en las concentraciones. Por ejemplo, la diferencia en un factor de 10 entre las concentraciones reales y las estimadas por el modelo puede ser explicada considerando que este plaguicida pudo ser descargado en dos períodos de tiempo a tasas de emisión diferentes.

Dado que el modelo es lineal, las concentraciones estimadas están linealmente relacionadas con las emisiones puntuales y difusas. Para el caso del lindano, al tratarse de un plaguicida prohibido por el convenio de Estocolmo no existen emisiones reales, sin embargo, se puede definir un escenario de emisión puntual teniendo en cuenta una concentración real y así evaluar el transporte de este plaguicida mediante emisiones difusas producto de procesos como reacción, evaporación o sedimentación.

En cuanto a la utilidad de este modelo, en primer lugar, proporciona una orientación sobre las posibles concentraciones ambientales prevalecientes en los diversos medios resultados de emisiones presentes o posibles futuras. Esto es útil al diseñar programas de monitoreo e identificación de analitos. En segundo lugar, podría proporcionar una guía sobre la proximidad de las concentraciones a las que se considera que son de importancia toxicológica. Las

concentraciones estimadas para los tres plaguicidas estarán muy por debajo de las concentraciones letales, pero el cociente entre la concentración letal y la concentración estimada por el modelo proporciona una expresión numérica que Mackey denomina el "factor de seguridad". Los productos químicos con bajos cocientes son de mayor preocupación y, por lo tanto, requieren prioridad de tratamiento, es por ello que en esta investigación se realiza una combinación del modelo LEVEL III con toxicología y evaluación de riesgos (RAIDAR). La información de concentración proporciona así un método para establecer prioridades entre la gran cantidad de productos plaguicidas en uso actual y ayuda a asignar prioridad a nuevos plaguicidas. En tercer lugar, las concentraciones estimadas pueden proporcionar un punto de partida para la estimación de la exposición humana al aire y las tasas de ingesta de agua se pueden combinar con las concentraciones para estimar la exposición por estas rutas.

De acuerdo a los resultados del análisis de sensibilidad, log Kow tiene el factor de sensibilidad más alto para lindano y clorpirifos, aproximadamente 4 y 2 respectivamente. Sin embargo, dado que el log Kow es un tipo de propiedad química inherente que describe la distribución entre octanol y agua, el valor no puede cambiarse en un amplio rango. El área de agua y la profundidad son otros factores importantes que afecta la concentración en la fase acuosa y a diferencia de los Kow considerando las características climáticas de la zona, la profundidad y el área del agua cambiarán dramáticamente dependiendo de la lluvia.

Los factores de sensibilidad del área del agua son iguales para los tres plaguicidas, sin embargo, para el caso de la profundidad los resultados son diferentes y cada plaguicida tiene un factor de sensibilidad diferente. Es posible que esto se deba a que la profundidad está relacionada con otros parámetros como la densidad de los plaguicidas, la velocidad de sedimentación y la velocidad de resuspensión.

Factores de sensibilidad altos en parámetros fisicoquímicos permiten establecer los datos que se deben determinar con mayor precisión o tomar de fuentes sumamente confiables, mientras que los factores de sensibilidad de parámetros ambientales permiten hacer un análisis más detallado de como la variación de estos parámetros afecta la concentración en un compartimento dado. Para este caso, como era de esperarse, la profundidad y el área del compartimento agua son los parámetros que tiene mayor relación lineal con la concentración en la misma.

7.2 RAIDAR MODEL

RAIDAR está estructurado para relacionar información conjunta sobre partición química, reactividad, destino y transporte ambiental, bioacumulación, exposición, puntos finales y tasas de emisión en el marco de un balance de masas bien definido para producir una estimación general de riesgo a nivel de detección.

Esta evaluación demuestra que cuando se clasifican los productos químicos en función del riesgo o se agrupan en rangos de riesgo similares, es esencial considerar tanto la toxicidad intrínseca como la exposición según la cantidad liberada al medio ambiente, el destino y transporte posterior. Un plaguicida con toxicidad relativamente baja pero altamente persistente y bioacumulativo puede presentar un mayor riesgo en comparación con plaguicidas con toxicidad más potentes. Se espera que el enfoque de este modelo sea útil para identificar aquellos plaguicidas que están en el mercado y son de mayor preocupación por sus propiedades fisicoquímicas, para que puedan ser evaluados con mayor precisión utilizando datos de monitoreo en campo.

Las incertidumbres de la cantidad liberada y el modo de entrada son significativas para muchos plaguicidas y requieren una evaluación preliminar, una ventaja del modelo RAIDAR es que las tasas de emisión, las cuales pueden ser altamente inciertas, no se utilizan como entrada directa al modelo donde podrían reducir la credibilidad de los resultados. Solo se usan al final de la evaluación al evaluar la magnitud del factor de evaluación de riesgo (RAF), es decir, EA / EC. Cambios en la importación, producción o uso del plaguicida para fines significativamente diferentes puede ser evaluado de antemano mediante la inspección de la RAF. Los datos de tasas de emisión pueden estar sujetos a restricciones debido a confidencialidad comercial, pero a menudo una aproximación teniendo en cuenta las dosis de aplicación, las coberturas de cultivos en la zona y la duración de la etapa de cultivo pueden ser suficiente. En muchos casos, una clasificación de bajo riesgo demuestra que no hay necesidad de una magnitud de emisión precisa. Por lo tanto, el modelo puede ayudar a centrar los esfuerzos para establecer inventarios de emisiones, así como otros datos empíricos clave, por ejemplo, tasas de reacción.

Por otro lado, agrupar las sustancias en rangos de RAF proporciona una evaluación de riesgo útil para priorizar grandes cantidades de plaguicidas para evaluaciones posteriores. Si los objetivos ambientales reglamentarios están disponibles no hay necesidad de considerar los resultados de la red alimentaria, simplificando así la evaluación. Los puntos finales de efecto o toxicidad

requieren que haya consistencia para todos los plaguicidas, por ejemplo, la selección de una toxicidad crónica o concentración estimada sin efecto. Los RAF calculados y el ranking de los plaguicidas pueden variar según el punto final seleccionado. El papel del modelo es resaltar las concentraciones probables para una consideración detallada.

Como los tres plaguicidas son químicos no volátiles, las concentraciones en el aire son insignificantes. La Tabla 18 mostró que, para los tres pesticidas, considerando una relación directa con los sedimentos, el agua podría tener la mayor sensibilidad. Una de las razones principales podría ser la alta bioacumulación, la cantidad de plaguicida emitido también podría ser otro factor importante para causar un alto riesgo en el medio ambiente.

Los tres plaguicidas son muy tóxicos para organismos acuáticos y puede causar efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático a especies como mamíferos y peces. Lo anterior explica el hecho de que en los resultados del modelo Raidar para los tres plaguicidas (tabla 19), el mamífero acuático sea el más sensible a su exposición, aunque es importante resaltar que en este caso solo las emisiones de lindano superan las emisiones críticas.

El análisis de sensibilidad mostró que para lindano, el pH del río no influye en el riesgo hacia las fases bióticas y abióticas, sin embargo, se observó que cuando se aumenta el nivel del río, el riesgo en fases abióticas disminuye. Para el caso de clorpirifos, pH mayores a 7.5 y niveles altos en el río reducen el riesgo en fases bióticas. Para el caso de la lambda cialotrina el análisis de sensibilidad mostró que el aumento en el nivel del agua solo reduce el riesgo en fases abióticas mientras que el pH no influye en ningún caso.

Por último, es importante resaltar observaciones interesantes relacionadas con las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas. Primero, los tres plaguicidas tienen K_{ow} mayor a tres, lo que implica que la bioacumulación tiene un papel importante en la causa de un RAF alto. Esto está soportado al observar que el organismo de interés, es decir, el organismo en el que las emisiones dieron como resultado una concentración de carga corporal mayor a las concentraciones de los puntos finales efecto. Generalmente se asocia con organismos ubicados en la parte superior de la cadena alimentaria. En segundo lugar, la mayoría de los tres productos químicos tienden a tener efectos a largo plazo, por lo tanto, los criterios de valoración tóxico crónico se tuvieron en cuenta por delante de los criterios tóxico agudos, combinados con un potencial para bioacumulación, en relación con las cantidades que se descargan a el medio ambiente, son los parámetros clave que causan que estos plaguicidas tengan una clasificación de riesgo alto.

8 CONCLUSIONES

Se ha aplicado el modelo de fugacidad Level III con tres plaguicidas, y se encontró que el modelo da una imagen razonable de particionamiento ambiental, reacción, advección y características de transporte. Las concentraciones relativas estimadas en los medios son muy cercanas a los valores determinados en laboratorio, pero existen incertidumbres considerables en las tasas de emisión de las cuales dependen estas concentraciones. El modelo jugó un papel valioso para mejorar la comprensión general del comportamiento de los plaguicidas utilizados en la parte alta de la subcuenca del río Palacé debido a la gran cantidad de información generada con respecto a los principales procesos de transporte, eliminación y la posible exposición de los organismos acuáticos. Los modelos del tipo descrito en este documento pueden ser muy útiles para los administradores ambientales, agencias reguladoras y fabricantes de productos químicos por sus capacidades predictivas y de simulación. A medida que estén disponibles mejores datos de emisiones de los plaguicidas aplicados en los cultivos, este modelo proporcionará una importante herramienta con la que se puede diseñar, seleccionar y usar productos químicos alrededor de las cuencas hidrográficas sin temor a la presencia de consecuencias adversas.

Se muestra que en el ejercicio de evaluación de riesgos realizado en este trabajo mediante el modelo RAIDAR, el riesgo está fuertemente influenciado por los procesos de reacción, advección e intercambio entre compartimientos. Dada una estimación de las emisiones de los plaguicidas clorpirifos y lambda cialotrina en la subcuenca Palacé proveniente de actividades agrícolas y una suposición de la emisión de lindano, la clasificación relativa de los productos químicos con respecto a su factor de evaluación de riesgos ambientales es generalmente consistente entre los diversos escenarios investigados. Es notable que la mayoría de los RAF estimados para los tres plaguicidas son típicamente > 10 , lo que implica que es probable que los riesgos relativos asociados con los plaguicidas evaluados sean muy altos. En general, el modelo RAIDAR proporciona una estimación general del destino ambiental de los plaguicidas, lo que puede proporcionar un enfoque más holístico para priorizar los plaguicidas. Con algunas mejoras adicionales hacia el manejo de compuestos orgánicos ionizables, combinado con mejores estimaciones de las emisiones y mejor caracterización de las cuencas hidrográficas en Colombia, es posible que el modelo RAIDAR pueda ser eficaz para evaluar el riesgo y clasificar de acuerdo a la peligrosidad los ingredientes químicos utilizados en la agricultura en Colombia.

9 RECOMENDACIONES

Todos los productos químicos son tóxicos si se administran en cantidades suficientes, en consecuencia, en dosis suficientemente pequeñas, todos los productos químicos son seguros. De hecho, ciertos metales y vitaminas son esenciales para la supervivencia. El objetivo general de la regulación ambiental o de la "gestión" debe ser, por lo tanto, controlar que la cantidad de una sustancia específica que entra en el medio ambiente no sea excesiva. No necesita ser cero; de hecho, es imposible lograr cero. Además de limpiar los errores pasado, la acción reguladora más útil es reducir las emisiones a niveles aceptables y así asegurar que las concentraciones y exposiciones sean tolerables. Entidades internacionales como la EPA no han logrado reducir la toxicidad de contaminantes. Solo han logrado reducir las emisiones, lo cual implica saber cuáles son las emisiones y de dónde provienen. Este es el enfoque de programas como el Inventario de liberación de productos tóxicos (TRI, por sus siglas en ingles) en los EE. UU. O el Sistema Nacional de Inventario de Emisiones de Contaminantes (NPRI, por sus siglas en ingles) en Canadá. Hay programas similares en Europa, Australia y Japón. Lamentablemente, en países de Latinoamérica o en Colombia para ser más específicos no hay programas o sistemas que controlen las emisiones de plaguicidas y a menudo los datos que están disponibles son incompletos. La mayor contribución de este trabajo es dar al lector la capacidad de traducir las tasas de emisión en concentraciones ambientales para que el riesgo resultante de la exposición a estas concentraciones puede ser evaluado. Lo anterior proporciona un incentivo para realizar o mejorar los inventarios de emisión de plaguicidas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Guijarro, K. H., Perez, D., Portocarrero, R., y Amp; Vidal, C. (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA Ediciones, Argentina, 1-74.
- Arnot, J. A., MacKay, D., Webster, E. y Southwood, J. M. (2006). Screening level risk assessment model for chemical fate and effects in the environment. *Environmental science & technology*, 40(7), 2316-2323.
- Calamari, D., Vighi, M. y Bacci, E. (1986). The Use of Territorial Plant Biomass as a Parameter in the Fugacity Model. *Chemosphere*. 16, 2359-2364.
- CCME. Canadian Environmental Quality Guidelines; The Canadian Council of Ministers of the Environment: <http://www.ccme.ca/>.
- Ceccon, E. (2008). La revolución verde: tragedia en dos actos. *Ciencias*, 91(091).
- Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas y Sustancias Tóxicas CICOPLAFEST, C. O. (2004). Catálogo oficial de plaguicidas.
- Connell, D. W., Richardson, B. J., Leung, K., Lam, P. S. K. y Connell, P. A. (1998). Fate and risk evaluation of persistent organic contaminants and related compounds in Victoria Harbour, Hong Kong. *Chemosphere*, 36(9), 2019-2030.
- Contreras, W. A., Bautista-Carrascosa, I., Lidón, A. y Ginestar, D. (2011). Utilización de un modelo compartimental de transporte de pesticidas en las prácticas de Química Agrícola y Ambiental. *Modelling in Science Education and Learning*, 4, 147-157.
- Crane, M. y Giddings, JM (2004). "Concentraciones ecológicamente aceptables" cuando se evalúan los riesgos ambientales de los plaguicidas en virtud de la Directiva Europea 91/414 / CEE. *Evaluación de riesgos humanos y ecológicos*, 10 (4), 733-747.
- CRC (2010). Plan de ordenación y manejo de la parte alta de la subcuenca hidrográfica del río Palacé.
- Díaz, M. C. O., Realpe, I. B. y Casas, A. F. (2014). Flujo de Carbono Orgánico Total (COT) en una cuenca andina: caso subcuenca Río Las Piedras. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13(24), 29-42.
- Dierksmeier, G. (2001). Plaguicidas: residuos, efectos y presencia en el medio. Editorial Científico-Técnica.

- Dirección De Desarrollo Rural Sostenible. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Cámara de la Industria para la Protección de Cultivos – ANDI. Guías Ambientales para el Subsector de Plaguicidas. 1a ed., Diciembre de 2003. Bogotá Colombia
- Edwards, F. G., Egemen, E., Brennan, R. y Nirmalakhandan, N. (1999). Ranking of toxics release inventory chemicals using a level III fugacity model and toxicity. *Water science and technology*, 39(10), 83-90.
- EPA. (2000). Interim Reregistration Eligibility Decision for Lindano, US Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs, United States Environmental Protection Agency. (2006). Reregistration Eligibility Decision for Chlorpyrifos, US Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs, United States Environmental Protection Agency. (2010). Interim Reregistration Eligibility Decision for Cialothrin, US Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs, United States Environmental Protection Agency. (2017). Recommendations for Estimating Transport Between Environmental Compartment (Fugacity) for Existing chemicals, including HPV chemicals
- FAO 2000. Manual de referencia, Evaluación de la contaminación del suelo.
- FAO/WHO (2002). Manual on Development and Use of FAO/WHO Specifications for Pesticides. Rome.
- Frye C., Bo E., Calamandreis G., Calsa L., Dessi-Fulgheri F., Fernández M., Fusani L., Kahss O., Kajta M., Le Pagess Y., Patisaul H.B., Venerosi A., Wojtowicz A.K. y Panzica G.C. (2011). Endocrine disrupters: A review of some sources, effects, and mechanisms of actions on behaviour and neuroendocrine system. *J. Neuroendocrinol.* 24, 144–159.
- Gustafson, D. I. (1989). Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 8(4), 339-357.
- IDEAM (2015). Caracterización de los suelos y las tierras en el macizo colombiano
- II Asamblea Mundial de la Salud de los Pueblos Global Health Watch (2005). Informe alternativo sobre la salud en América Latina, Observatorio Latinoamericano de Salud, Quito - Ecuador: Centro de Estudios y Asesoría en Salud.
- Ize, I., Zuk, M. y Bracho Rojas, L. (2010). Introducción al análisis de riesgos ambientales. Tlapan, México DF: Universidad Nacional Autónoma de México.

- Kamita SG, Kang KD, Inceuglu B y Hammock BD (2017). Genetically Modified Baculoviruses for Pest Insect Control. En: Gilbert LI, Iatrou K, Gill SS. Comprehensive Molecular Insect Science. Elsevier. 6
- Kerle, EA, Jenkins, JJ y Vogue, PA (1994). Comprensión de la persistencia y movilidad de los pesticidas para la protección de aguas subterráneas y superficiales.
- Lifongo, L. y Nfon, E. (2009). Evaluating the fate of organic compounds in the Cameroon environment using a level III multimedia fugacity model. African Journal of Environmental Science and Technology, 3(11), 376-386.
- Mackay, D. (2001) "Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach – Second Edition"; Lewis Publishers, Boca Raton, pp.1-261. (LEVEL III MODEL)
- _____. (2004). Finding fugacity feasible, fruitful, and fun. Environmental Toxicology and Chemistry, 23(10), 2282-2289.
- Mackay, D. y Paterson, S. (1981). Calculating fugacity. Environmental Science & Technology, 15(9), 1006-1014.
- _____. (1982). Fugacity Revised. Environmental Science & Technology, 16, 654A-660A.
- _____. (1991). Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. Environmental Science & Technology, 25(3), 427-436.
- Mackay, D., Joy, M. y Paterson, S. (1983). A quantitative water, air, sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes. Chemosphere, 12(7), 981-997.
- Mackay, D., Paterson, S., Cheung, B. y Neely, W. B. (1981). Evaluating the environmental behavior of chemicals with a level III fugacity model. Chemosphere, 14(3), 335-374.
- _____. (1985). Evaluating the environmental behavior of chemicals with a level III fugacity model. Chemosphere, 14(3), 335-374.
- Mackay, D., Shiu, W. Y. y Lee, S. C. (2006). Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. CRC press.
- MacLeod, M. y Mackay, D. (1999). An assessment of the environmental fate and exposure of benzene and the chlorobenzenes in Canada. Chemosphere, 38(8), 1777-1796.
- Mambuscay, B. V., Amézquita, E. y Quesada, J. M. C. (2016). Indicadores de calidad física del suelo de la zona cerealera andina del departamento de Nariño, Colombia. Ciencia y Tecnología Agropecuaria, 17(3), 361-377

- Martínez, J. M., Páez, M. I., Palencia, M. S. y Peña, M. (2017). Dispositivos de muestreo de plaguicidas en aguas superficiales basados en adsorbentes de fibra de vidrio-poli (etileno-co-vinilacetato)(sampling devices of pesticides in surface waters based on glass fiber-poly (ethylene-co-vinyl acetate) adsorbents). *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 9-20
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M. Turrall, H. (Eds.). (2017). *more people, more food, worse water: a global review of water pollution from agriculture*. Rome, Italy: FAO Colombo, International.
- McKone, T. E. (1993). *Caltox, A multimedia total exposure model for hazardous-waste sites; UCRL-CR-111456PtI-IV; U.S. Department of Energy, Lawrence Livermore National Laboratory; U.S.Government Printing Office: Washington, DC.*
- Mnif W., Hadj Hassine A.I., Bouaziz A., Bartegi A., Thomas O. y Roig B. (2011). Effects of endocrine disruptor pesticides: A review. *Int. J. Environ. Res. Pub. Health* 8, 2265-2303.
- Ojeda, B., Orlando, E., Arias Uribe, R., y South American Technical Advisory Committee. (2000). *Informe nacional sobre la gestión del agua en Colombia*. In *Informe nacional sobre la gestión del agua en Colombia*. Global Water Partnership.
- OMAF, 1991. *Grower Pesticide Safety Course*. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario, Canada.
- Ongley, E. D. (1997). *Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos*. (Estudio FAO Riego y Drenaje-55). GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters, 21-37.
- Organización Mundial de la Salud (OMS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), División Salud y Ambiente. *Plaguicidas y salud en las Américas*, Washington:OMS/OPS, 1993.
- Paternina, J. y Cadavid, L. (2009) *Diagnóstico Financiero y Planteamiento de Alternativas de Manejo de Financiación en Empresas Comercializadoras de Productos Agroquímicos*. Trabajo de Grado. Bogotá: Universidad de la Sabana.
- Pencue-Fierro, L., y Figueroa-Casas, A. (2015, July). Land cover change dynamics and multi-factor analysis in high mountains basins of Colombian Andes. In *2015 8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (Multi-Temp)* (pp. 1-4). IEEE.

- Pratt, G. C., Gerbec, P. E., Livingston, S. K., Oliaei, F., Bollweg, G. L., Paterson, S. y Mackay, D. (1993). An indexing system for comparing toxic air pollutants based upon their potential environmental impacts. *Chemosphere*, 27(8), 1359-1379.
- Presidencia de la República de Colombia. Decreto 1843 de 1991 (julio 22). “Por el cual se reglamentan parcialmente los títulos iii, v,vi, vii y xi de la ley 09 de 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas”.
- RICCLISA. (2012) Generación de conocimiento e innovación para el aprovechamiento sostenible del agua en la cuenca alta del río cauca.
- _____. (2016) Prácticas agrícolas y uso de agroquímicos en la cuenca alta del río cauca. el caso del cultivo de papa en el municipio de Totoró -cauca.
- Romina P. Suárez, Julie C. Brodeur y Maria E. Zaccagnini. (2001). Los agroquímicos y el ambiente. Instituto de Recursos Biológicos, CNIA-INTA.
- Santiago, B., Patricia, C., & Gámez Rojas, V. E. (2008). Determinación de la concentración letal media (CL 50-96) del glifosato, por medio de bioensayos utilizando alevinos de trucha arco iris (*oncorhynchus mykiss*).
- Schottler, S. P. y Eisenreich, S. J. (1994). Herbicides in the great lakes. *Environmental science & technology*, 28(12), 2228-2232.
- Schreinemachers, P. y Tipraqsa, P. (2012). Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle- and low-income countries. *Food Policy*, 37(6), 616-626.
- Suzuki, N., Yasuda, M., Sakurai, T. y Nakanishi, J. (2000). Simulation of long-term environmental dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans using the dynamic multimedia environmental fate model and its implication to the time trend analysis of dioxins. *Chemosphere*, 40(9-11), 969-976.
- Szabó, G., Prosser, SL y Bulman, RA (2018). Predicción de la absorción de algunos aromáticos y pesticidas por el suelo. Destino y predicción de productos químicos ambientales en suelos, plantas y sistemas acuáticos, 23-30.
- Tabares W, Galeano A. y Bolívar J. (2001). Identificación de factores de riesgo por el uso y manejo de plaguicidas que abastecen los acueductos de las cabeceras municipales, Antioquia. p.13-28.
- Valenzuela, I. G. y Visconti, E. F. (2018). Influencia del clima, uso del suelo y profundidad sobre el contenido de carbono orgánico en dos pisos altitudinales andinos del departamento

- Norte de Santander, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 12(1), 233-243.
- Vasco, C. E. (2003). El pensamiento variacional y la modelación matemática. In *Anais eletrônicos do CIAEM—Conferência Interamericana de Educação Matemática*, Blumenau, 9, pp. 2009-2010).
- Vermeire, T. G.; Rikken, M.; Attias, L.; Boccardi, P.; Boeije, G.; Brooke, D.; de Bruijn, J.; Comber, M.; Dolan, B.; Fischer, S.; Heinemeyer, G.; Koch, V.; Lijzen, J.; Muller, B.; Murray-Smith, R.; Tadeo, J. European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES): the second version. *Chemosphere* 2005, 59, 473-485.
- Water Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE).
- Webster, E.; Mackay, D.; Di Guardo, A.; Kane, D.; Woodfine, D. (2004). Regional differences in chemical fate model outcome. *Chemosphere*, 55, 1361-1376.
- WHO Guidelines (2004). Based on rat LD50 & physical state of the pesticide.
- Yoshida, K., Shigeoka, T. y Yamauchi, F. (1987). Multi-phase non-steady state equilibrium model for evaluation of environmental fate of organic chemicals. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 15(3), 159-183.
- Zacharia, J. T. (2011). Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides. *Pesticides in the Modern World. Trends in Pesticides Analysis*. Tanzania. Ed. Dr. Margarita Stoytcheva. 514.
- Zhang, Q. Q., Ying, G. G., Chen, Z. F., Liu, Y. S., Liu, W. R. y Zhao, J. L. (2015). Multimedia fate modeling and risk assessment of a commonly used azole fungicide climbazole at the river basin scale in China. *Science of the Total Environment*, 520, 39-48.
- Zheng, Y. (2014) Modeling of the Fate and Risk Assessment of Agrochemicals to Surface Waters – Cauca In Cali, Colombia, Tesis de Maestría. Universidad de Newcastle.

ANEXOS

Anexo A. Concentración determinada en humedal(ng/L)

	caudal (m3/s)	α -BHC	Lindano (γ -BHC)	β -BCH	Heptacloro	Endozulfan 1	DDT	Clorpirifos	Metalaxil-M	Metoxicloro	4,4'-DDE	Lambda-cialotrina	4.4 DDD
humedal	0.35478	187.8	594.7		1.5			202.9		49.9			0.5
	0.35478	130.6	458.9		1.8			225.6		35.6			0.6
	0.66097	792.2	150.3		4.4			184.6		33.2			0.7
	0.66097	652.3	225.6		3.8			220.5		42.9			0.6
	0.44172	256.3			3.6			128.9					
	0.44172	421.8			2.1			198.5					
	0.30189	131.5	46.8	61.9	1.9	14.4	8.3	69		39.8	0.7	6.8	2.5
	0.30189	145.8	49.6	55.8	1.8	16.3	9.6	62.1		33.5	0.7	5.6	2.9
	0.68	107.1	55.4	49.2	1.7	34.6	23.2	59.9		29.9	0.9		2.9
	0.68	98.5	60.1	54.8	1.6	29.8	21.8	65.2		28.6	0.9		2.1
	0.206	111.6	98.6			15.8	31.5	36.4	931.5	12.5	0.8		3.1
	0.206	115.9	87.4			13.6	29	38.9	850.3	11.8	0.7		2.8
	0.329	121.6	34.9	51.8	1.3	100.8	9.5	62.7		63.6			1
	0.329	111.9	30.1	54.6	1.4	124.7	8.9	58.2		70.1			1.2
	1.67	61.5	39.6	61.8	1.9	142.1	11.3	62.8		43.5	1		1.1
1.67	56.4	36.5	59.4	1.7	139.7	11.3	61.2		55.7	1.2		1.3	

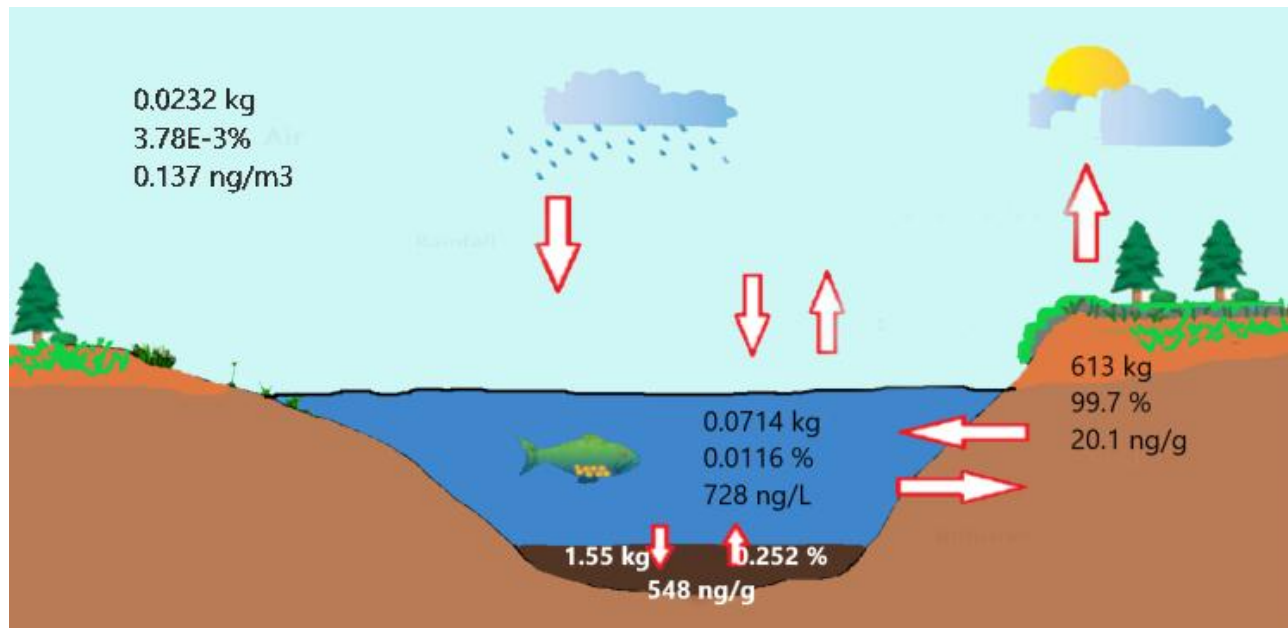
Fuente: Grupo de Estudios Ambientales (GEA, 2019)

Anexo B. Concentración determinada en Siberia (ng/L)

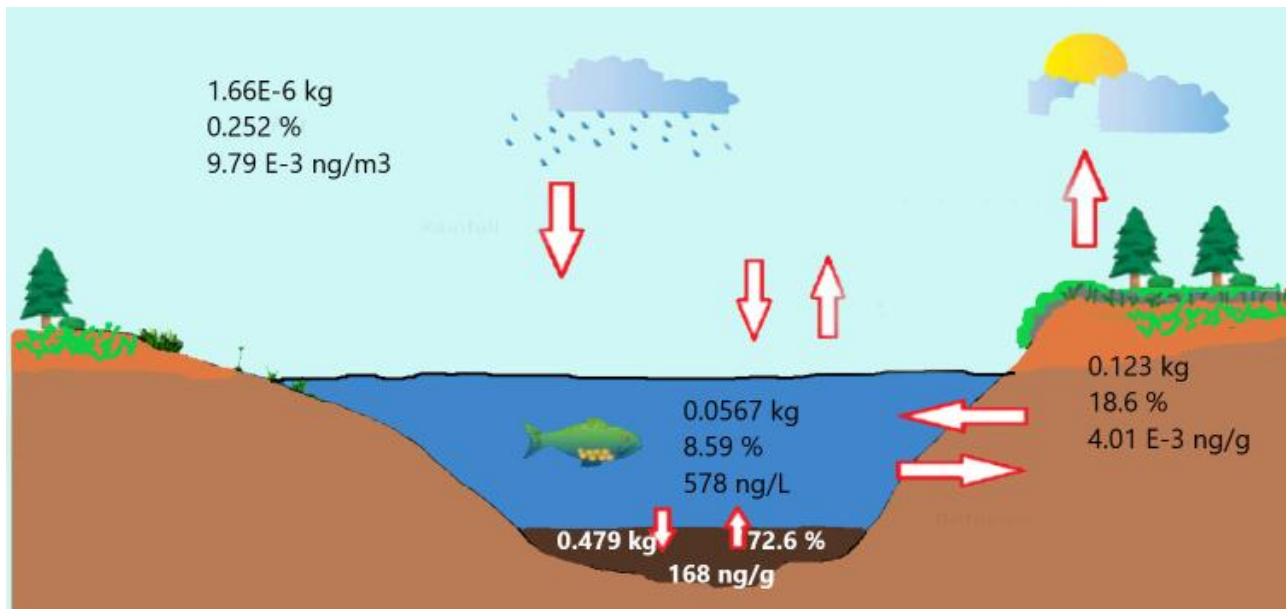
	Caudal (m3/s)	α -BHC	Lindano (γ -BHC)	β -BCH	Heptacloro	Endozulfan 1 DDT	Clorpirifos	Metalaxil-M	Metoxicloro	4.4'-DDE	Lambda-cialotrina	4.4 DDD
siberia	1,02	941,7	331,3		1,3		680,7		24,1			
	1,02	1170,2	336,9		1,9		590,3		33,2		6,2	
	1,38	81,7	170,3		1,2		50,5		128,3		10,3	
	1,38	113,9	180,9		1,5		38,9		145,6			
	1,06	451,9			1,8		125,9					
	1,06	325,9			1,4		100,6				5,3	
	0,90844	94,5	43,9	107,4	1,3	68,9	31	120,4		344,6	0,7	9,4
	0,90844	80,6	46,2	144,1	1,5	65,7	29,1	128,4		393,6	0,8	
	1,1	119,5	52,8	58,9	1,9	49,4	4,1	36,4		55,6	0,6	6,8
	1,1	125,8	60,1	57,9	2,3	44,2	5,2	35,8		52,6	0,8	5,6
	0,386	55,6	70,5	52,2				69,7		88,5		
	0,386	60,4	68,3	43,2				72,4		91,3		
	0,633		55,1				10,2	88,2		76,3		
	0,633		48,7				11,9	76,5		67,9		
	2,59	110,3	69,8	107,4		53,4	43,4	120,4		132,3	0,9	5,5
	2,59	125,9	79	128,9		60,1	44,9	130,4		123,5	0,9	7,3

Fuente: Grupo de Estudios Ambientales (GEA, 2019)

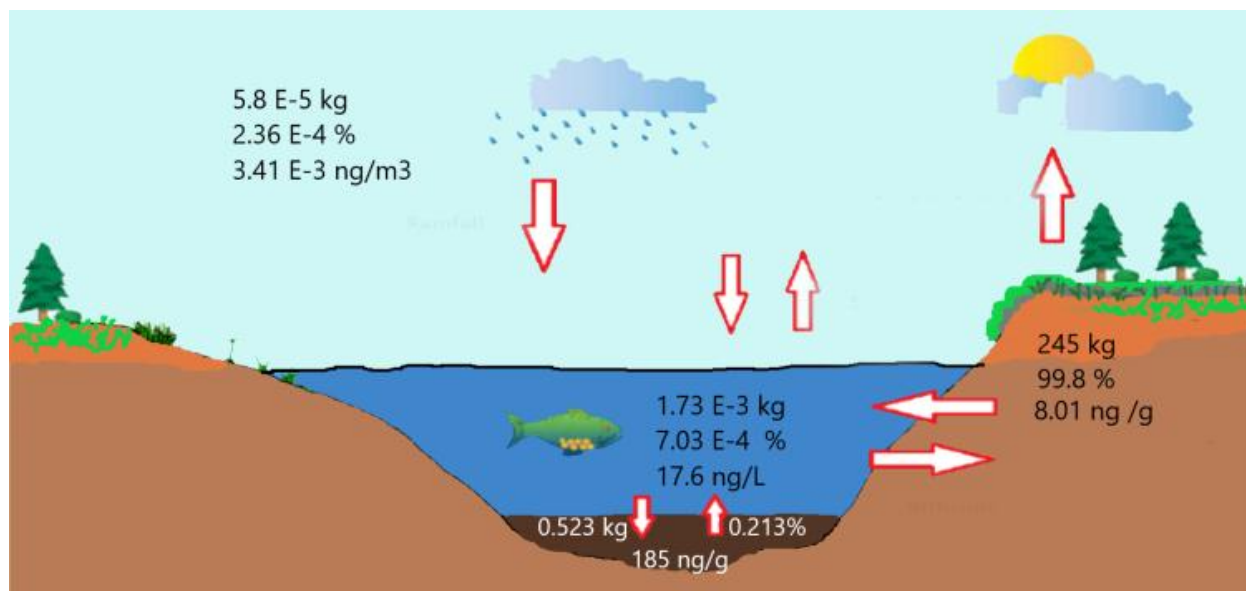
Anexo C. Representación esquemática del destino de clorpirifos en la parte alta de la subcuenca del río Palacé.



Anexo D. Representación esquemática del destino de lindano en la parte alta de la subcuenca del río Palacé.



Anexo E. Representación esquemática del destino de lambda cialotrina en la parte alta de la subcuenca del río Palacé



Clorpirifos.

Para Clorpirifos se determinó emisiones al suelo de 2.5 kg/h teniendo en cuenta dosis aplicadas por hectárea en el cultivo de papa en la región, en cuanto a la dosis de emisión en aire y agua se estimó valores de 0.001 y 0.01 respectivamente teniendo en cuenta investigaciones realizadas en la subcuenca Palacé por Figueroa-Casas, A., 2015. Esto resulta en una distribución relativa que está acorde con las concentraciones de Clorpirifos determinadas en laboratorio. Para el destino de este plaguicida, los resultados indicaron que la mayoría de Clorpirifos permanece en el suelo, con un porcentaje del 99.7 %, el cual equivale a una cantidad aproximada de 613 kg, seguido por los sedimentos con un 0.252 % (1.55 kg), en agua un 0.016 % (0.0714 kg) y aire un 0.00378 % (0.0232 kg). El mecanismo de eliminación más importante para el Clorpirifos es la reacción química. En el suelo aproximadamente el 99.9 % se elimina mediante reacción química y tan solo el 0.1% se elimina mediante intercambio entre el aire y agua, cabe resaltar que dicho intercambio hace referencia a los procesos de evaporación para el caso de aire y escorrentía y lixiviación para agua. En agua aproximadamente el 71.23 % de Clorpirifos se elimina mediante reacciones químicas a una tasa de 0.008 kg/h, el 19.85 % se elimina mediante advección a una tasa de 0.00223 kg/h, el 2.23 % mediante evaporación a una tasa de 0.000251 kg/h y el 6.68 % mediante sedimentación a una tasa de 0.000751 kg/h. En sedimentos, el 8.24 % es eliminado mediante advección, el 84 % mediante reacción química y el 7.75 % es eliminado por intercambio entre el agua mediante resuspensión. En aire, el 78.25 % es eliminado mediante reacción química, el 18.15 % mediante advección y el 3.6% mediante deposición hacia el agua y el suelo. El compartimiento ambiental que registra concentración más alta es sedimento con una concentración de 548 ng/g de sólido, seguido por suelo con una concentración de 20.1 ng/g de sólidos, agua con 728 ng/L y por último aire con una concentración aproximada de 0.137 ng/m³.

Lambda Cialotrina.

Para el destino del plaguicida lambda cialotrina, los resultados indicaron que la mayoría puede ser encontrado en el suelo, la cantidad estimada en suelo ocupa casi el 100% del total de la lambda cialotrina presente en la cuenca (245 kg). Además, la reacción en el suelo desempeña el papel más importante en los mecanismos de eliminación, aproximadamente el 100% de lambda cialotrina es eliminado del medio ambiente en el proceso de reacción en el suelo. La razón principal de la aparición de este fenómeno se debe a que este plaguicida es casi insoluble en agua. Se degrada rápidamente en el suelo a una tasa de 0.0998 kg/h. La degradación ocurre por oxidación e hidrólisis del ester, también se degrada por acción bacterial. Se disipa y degradada rápidamente en el agua en sistemas acuáticos.

Lindano.

El plaguicida Lindano es un caso interesante porque representa una situación en la que hubo una alta tasa de emisión en el pasado, pero ya no hay emisiones actuales debido a que su uso fue prohibido por el convenio de Estocolmo. Por lo tanto, el modelo se ejecuta para un escenario de emisión cuya concentración de salida en agua se aproxime a la concentración pico determinada mediante los dispositivos de muestreo. De acuerdo a lo anterior se estimó que el 72.6 % de Lindano se encuentra en sedimentos, el 18.6 % se encuentra en suelo, el 8.59 % en agua y el 0.252 % en aire. La concentración más alta se presenta en sedimentos (168 ng/g de sólidos), seguido por agua (0.194 ng/L), aire (0.00979 ng/m³) y suelo (0.00401 ng/g de sólidos). Los mecanismos de eliminación más significativos son: en sedimentos el intercambio entre agua mediante resuspensión con un 65.38 %, en agua es la advección con un 70.21 %, en aire advección con un 74 % y en suelo es la reacción química con un 87 %. Esta reacción química