

Movilidad de pesticidas en aguas superficiales empleados en agricultura y riesgos para la salud humana en la zona centro del Departamento de Boyacá - Colombia*

Juan Pablo González G.**

Brigid Pacheco G.***

Fernanda Viasus S.****

Karen Ayala*****

Recibido: 26 de abril de 2012 Aprobado: 13 de junio de 2012

L'esprit Ingénieux Tunja - Colombia V 3 pp. 155 - 165 enero - diciembre 2012

RESUMEN

Boyacá es el Departamento de Colombia con el mayor número de casos de cáncer gástrico; recientes investigaciones sugieren un rol importante de los residuos de pesticidas en comida y una contaminación prolongada de fuentes de agua superficial para consumo humano; esto podría generar un factor de riesgo hacia esta enfermedad; el presente estudio tiene como objetivo identificar los principales pesticidas empleados en la zona centro del Departamento de Boyacá y determinar el grado de exposición de los agricultores a estos pesticidas; evaluando el tipo de protección utilizada y el tiempo de fumigación empleado por los agricultores en sus labores diarias; además se estableció la dispersión de los pesticidas en una fuente de agua superficial evaluando la concentración alcanzada en una determinada distancia y en función del tiempo de residencia en la fuente.

Palabras clave— Agricultores; Exposición; Cáncer Gástrico; Dispersión; Pesticida; Toxicidad

ABSTRACT

The Boyacá Department of Colombia is the higher number of cases of gastric cancer; recent research suggesting a large roll the waste pesticides in food and prolongation concentrations surface water sources of drinking water; this would generating a risk factor to this disease; this study aims recognize the main pesticides employed in the center zone of the Boyacá Department and establish rank of exposure the farm workers these pesticides; assessment the type employed protection and the fumigation employed time by farm workers in their daily work; in addition we establishment the dispersion of the pesticides in surface water source assessment the concentration achieved in a given distance and time function residence time at the source.

Keywords— Farm workers, Exposition, Gastric Cancer, Dispersion, Pesticide, Toxicity

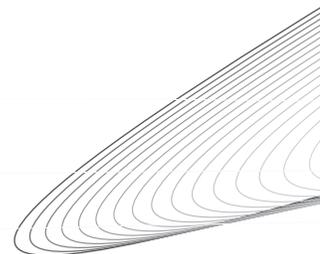
* Artículo de investigación, como producto final del proyecto de investigación del mismo nombre en la línea de Hidráulica e Hidrología, del grupo de investigación ACI, perteneciente al programa de Ingeniería Civil, de la Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja.

** M. Sc. en Ingeniería Civil, Especialista en Ingeniería Ambiental.
jgonzalezg@ustatunja.edu.co

*** Estudiante Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja.
brigidpachecog@gmail.com

**** Estudiante Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja

***** Estudiante Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja



I. INTRODUCCIÓN

El Departamento de Boyacá está entre los primeros productores de papa, hortalizas y frutas; dado a este rol que juega el Departamento en el suministro de alimentos a todo el país, las áreas rurales destinadas a estos cultivos ocupa una importante extensión de terreno a nivel regional; con los cultivos de papa y otros, también vienen asociados los problemas de plagas y malezas que hoy día son cada vez más frecuentes; pero tras esta problemática surge una de importancia ambiental a nivel de contaminación de aguas y suelos y una de importancia para la salud humana a nivel de enfermedades como el cáncer; en la actualidad y según estadísticas del instituto nacional de salud INS el Departamento de Boyacá ocupa el primer lugar en casos de cáncer gástrico a nivel del país. La superposición de la ocurrencia excesiva de cáncer entre agricultores, muestra un reciente incremento de cánceres en la población general y la ocurrencia de cáncer entre individuos; cuales sugieren inmunodeficiencias en los individuos; recientes investigaciones de poblaciones de agricultores identifican nuevos factores involucrados en la etiología del cáncer, que ayudan a explicar las crecientes tasas de algunos tumores y a proveer como lleva sobre mecanismos de carcinógenos ambientales; algunos agricultores pueden estar en contacto con un número de sustancias potencialmente peligrosas; muchas otras investigaciones han sido dirigidas primariamente sobre pesticidas, y algunas otras exposiciones en agricultura a compuestos como combustibles, aceites, gases de exostos de maquinaria, solventes orgánicos, polvos y microbios, necesitan ser estudiados. (Blair A. et al; 1995).

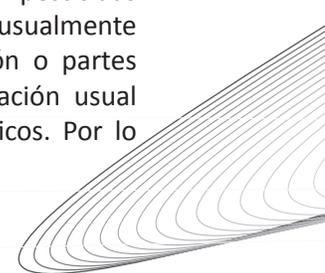
II. AGRICULTORES Y RIESGO DE CÁNCER

Investigaciones epidemiológicas focalizadas sobre el uso de pesticidas, han obtenido como resultado una alta asociación entre un tipo de linfoma y el herbicida ácido phenoxyacetico (Hardell et al; 1981; Wigle DT et al; 1990), la leucemia también ha sido vinculada con algunos insecticidas (Brown et al; 1990), sarcoma de tejidos blandos con el herbicida ácido phenoxyacetico y cáncer de ovario con el herbicida triazina (Hardell et al; 1979). La experimentación y la evidencia epidemiológica sugieren ese potencial carcinogénico de los pesticidas, esto no es probable si se limita a una clase particular de químico (Blair et al; 1992). Comprensiblemente los pesticidas han sido sospechosos de causar cáncer en poblaciones de agricultores porque un número de estos

químicos son carcinogénicos en bioensayos de laboratorio. El mecanismo de acción de los pesticidas sin embargo, no es bien entendido. Aunque algunos pesticidas tienen efectos genotóxicos (Garrett 1986). Las investigaciones epidemiológicas de fechas recientes se han focalizado en pesticidas pero en este tiempo se debe poner atención también a los fertilizantes y virus zoonóticos; esfuerzos para mejorar la caracterización a la exposición de agua de bebida también son necesarios, la contaminación del agua de bebida por fertilizantes de la agricultura y pesticidas presentes, incrementan el problema en muchas áreas de países, particularmente en áreas de agricultura. (Power et al; 1987). Posibles peligros de cáncer con residuos de pesticidas en alimentos han tenido muchas discusiones y debates acalorados en la literatura científica, la prensa popular, la arena política y los tribunales. Las encuestas de consumidores

de opinión indican que la mayoría del público de los EE.UU. considera que los residuos de plaguicidas en los alimentos son un grave peligro de cáncer (Opinión Research Corporation, 1990). En contraste estudios epidemiológicos indican que los principales factores de riesgos prevenibles de cáncer son fumar, dietas no balanceadas, hormonas endógenas, e inflamaciones (e.g; por infecciones crónicas), otros factores importantes incluyen intensa exposición al sol, falta de actividad física y exceso en el consumo de alcohol (Ames et al., 1995), los tipos de cáncer y muertes que han disminuido desde 1950 son primariamente estómago, cervical, uterino y colorectal, las tasas generales de mortalidad por cáncer en los Estados Unidos (excluyendo el cáncer de pulmón), han declinado en 19% desde 1950 (Ries et al., 2000). Aunque estudios epidemiológicos no han soportado la idea de que residuos de pesticidas sintéticos son importantes para el cáncer en humanos; todo indica que algunos estudios epidemiológicos encontraron una asociación entre cáncer y bajos niveles de contaminantes industriales; los estudios a menudo tienen debilidades o resultados inconsistentes. Fuera del lugar de trabajo, los niveles de exposición a los contaminantes o residuos de pesticidas sintéticos son bajas y rara vez parece plausible, desde el punto de vista toxicológico como un factor causal en comparación a la gran variedad de productos químicos naturales a que todas las personas están expuestas. (Ames et al., 1987, Gold et al., 1992). Esto es sin embargo, una paradoja en lo concerniente al público, acerca de la posibilidad de cáncer de residuos peligrosos de pesticidas en alimentos y el bajo entendimiento del público de la substancial evidencia indicando un alto consumo de alimentos que contienen residuos de pesticidas; tomando en cuenta que las frutas y vegetales tienen un efecto protector contra muchos tipos de cáncer. (Block et al., 1992; Hill et al., 1994; Steinmetz and Potter, 1991). Recientemente las políticas regulatorias para reducir el riesgo de cáncer es basado sobre la idea que los químicos que han inducido tumores en bioensayos de cáncer

en roedores son potencial carcinógenos en humanos. Los químicos seleccionados para las pruebas en roedores, sin embargo, son primariamente sintéticos (Gold et al., 1997). El enorme aumento de la exposición de humanos a los químicos naturales no han sido sistemáticamente examinados. Esto llevó a un desbalance entre ambos, datos y percepción acerca de los posibles peligros carcinogénicos en humanos por exposiciones químicas. Los procesos regulatorios no tienen en cuenta los productos químicos naturales por las siguientes razones: 1) porque constituyen la mayor parte de los productos químicos a los que están expuestos los seres humanos. 2) esta toxicología de toxinas sintéticas y naturales no son fundamentalmente diferentes, 3) que aproximadamente la mitad de los productos químicos probados son cancerígenos cuando se probó el uso de protocolos experimentales, 4) que las pruebas de carcinogenicidad en dosis casi tóxicas en los roedores no proporciona información suficiente para predecir el exceso de cánceres humanos que podrían ocurrir en las exposiciones a dosis bajas, y 5) que las pruebas en la máxima dosis de tolerancia (MTD), con frecuencia puede causar matanza crónica de células y el consecuente remplazo de células (un factor de riesgo para el cáncer que puede limitarse a dosis altas) y que haciendo caso omiso; el efecto a la evaluación de los riesgos podría exagerarse enormemente en los riesgos. (Adamson R. H., Shozo et al; 1994). Se ha estimado que el 99% de la ingestión de químicos en humanos ocurre de manera natural. (Ames et al., 1990a, b; Gold et al., 1997^a). De todos los pesticidas dietéticos empleados en la comida Americana, 99,99% son naturales. Son las sustancias químicas producidas por las plantas para defenderse contra los hongos, insectos y otros depredadores de los animales. Cada planta produce una gama de diferentes productos químicos (Ames et al., 1990). Concentraciones de pesticidas naturales en plantas son usualmente encontrados en partes por billón o partes por millón, cual es la concentración usual de residuos de pesticidas sintéticos. Por lo



tanto, los seres humanos están expuestos a tantos más naturales que a los productos químicos de síntesis (en peso y en número). (Ames et al., 1990b). Aproximadamente 1900 pesticidas son listados en el reporte Rainbow, pero solamente 193 han publicado los resultados de la experimentación para carcinogénicos que cumplen con los criterios de inclusión de la The Carcinogenic Potency Project CPDB. (Gold and Zeiger, 1997).

III. MODELACIÓN MATEMÁTICA

Para evaluar una sustancia potencialmente tóxica al usuario del abastecimiento de agua o al ecosistema acuático, es necesario estimar o predecir la concentración de la sustancia química en varios lugares dentro del cuerpo de agua a través del tiempo. Uno de los mecanismos para calcular estas concentraciones es a través del uso de modelos del destino de sustancias químicas en un sistema de agua superficial.

Los modelos del destino de sustancias químicas son similares a otros modelos más clásicos de calidad de agua que se han usado tradicionalmente para contaminantes convencionales tales como cloruros, demanda bioquímica de oxígeno y efectos sobre oxígeno disuelto. Los principios de los modelos tradicionales de calidad de agua se basan principalmente en los mecanismos adicionales que deben ser reconocidos en los modelos de sustancias tóxicas; estos mecanismos adicionales incluyen; 1) Sorción y desorción de la sustancia química a y desde las partículas (sólidos inorgánicos y orgánicos). 2) Sedimentación, resuspensión, disposición e incorporación en los sedimentos de fondo del cuerpo de agua. 3) Difusión del tóxico al o del agua almacenada en los poros del sedimento. 4) Intercambio atmosférico entre la sustancia química en la atmósfera y la sustancia química en el agua. 5) Pérdida de la sustancia química debido a: Biodegradación, Fotólisis, Hidrólisis. 6) Bioconcentración por los organismos acuáticos. 7) Transferencia de la sustancia química en la cadena alimenticia

hacia alimentos acuáticos de nivel trófico superior (e.g. peces). Una de las primeras determinaciones importantes que deben hacerse al estructurar los modelos de destino de sustancias tóxicas es la decisión de cuáles de estos mecanismos se deberán incluir en el modelo.

3.1 Formas de las sustancias tóxicas

Como se mencionó anteriormente, las sustancias tóxicas pueden encontrarse en la columna de agua, en el sedimento y en la atmósfera en contacto con el cuerpo de agua, en la fase gaseosa. También puede encontrarse en los organismos biológicos tanto en los niveles microscópicos como macroscópicos. Por lo tanto, pueden estar presentes cuatro formas primarias de sustancias tóxicas. a) concentración disuelta (e.g. definida como la cantidad de sustancia química que pasa el filtro de $0,45 \mu\text{m}$). b) concentración en las partículas, esto es, la sustancia química sorbida a las partículas sólidas, masa de la sustancia química por masa de sólidos. c) concentración en la fase gaseosa, masa de la sustancia química por volumen de atmósfera. d) Concentración en el organismo, esto es, masa de tóxico por unidad de peso húmedo del organismo. (Thomann R. V., J. P Connolly, et al. 1992).

3.2 Partición de las sustancias tóxicas en los sistemas fisicoquímicos y biológicos

Uno de los esquemas distintivos del modelado del destino de sustancias químicas es la sorción - desorción de la sustancia química en las partículas orgánicas e inorgánicas de la columna de agua y del sedimento y la asimilación y eliminación de la sustancia química por el organismo biológico, tanto en la columna de agua como en el sedimento. El coeficiente de partición en los sistemas fisicoquímicos ha sido un tema de investigación por muchos años, especialmente en las ciencias del suelo. Muchos modelos detallados han sido propuestos para la interacción cinética de la sustancia química y la naturaleza

de la partícula, incluyendo su estructura, composición orgánica y capacidad de enlace. Di toro (1985). Ha desarrollado un modelo de componentes “resistente” y “reversible”, para analizar una amplia base de datos de laboratorio sobre sorción y desorción de sustancias químicas orgánicas. En el análisis de estos datos se ha encontrado que existe una fracción de la sustancia química sorbida que es resistente a la desorción, por lo menos durante el período de duración de experimentos normales. La formulación propuesta por Di Toro (1985) para el coeficiente de partición intercambiable se da posteriormente. Sin embargo aún no es claro hasta qué grado tales componentes resistentes, continúan existiendo en el campo durante tiempos prolongados de retención en los sedimentos. Finalmente se ha observado (primero por O’ Connor y Connolly, 1980) que el coeficiente de partición frecuentemente muestra una relación con la concentración de sólidos suspendidos. Este es un resultado muy sorprendente. Esto es, ¿Cómo hace una partícula sólida para saber que existe una partícula vecina que influye sobre la sorción de la sustancia química? Di Toro (1985) propone un modelo de interacción de partículas que provee un marco para este hecho empírico. El coeficiente de participación también se ha considerado dentro del factor de bioconcentración en el sistema biológico ya que como se mencionó anteriormente una sustancia tóxica también puede ser asimilada directamente por los organismos acuáticos, tanto del agua como del consumo de organismos contaminados. Algunas sustancias químicas (e.g. PCBs) son concentradas por los organismos acuáticos hasta un grado significativo de órdenes de magnitud mayor que la concentración en el agua. Otras sustancias químicas (e.g. malatión) se concentran muy poco. (Thomann R. V., J. P Connolly, et al. 1992).

IV MATERIALES Y MÉTODOS

1.1 *Recolección de datos de campo:*

Se realizaron encuestas a agricultores de los municipios de Ramiriquí, Turmequé, Genesano, Tibaná, Ventaquemada, Tuta y Cóbbita; en el cual se recolectaron datos como tipo de cultivo presente en cada municipio, tipo de pesticida empleado para el control de plagas y malezas; frecuencia a aplicación de los pesticidas, tiempos de exposición y protección empleada en estas labores, entre otros.

1.2 *Análisis de la Información:*

Se analizó la información obtenida de los resultados de campo utilizando el SPSS 15 (SPSS Inc.) y Excel (Microsoft Inc.), como resultado de este análisis se obtuvieron los pesticidas más empleados en la zona de estudio; cultivos común mente encontrados en estas regiones de Colombia, protección utilizada (tapabocas, overol, guantes), frecuencia de aplicación y tiempos de exposición; expresando estos datos de forma porcentual.

1.3 *Modelación Matemática*

Para la modelación matemática de los dos pesticidas más empleados en la zona de estudio, se tomó una fuente de agua superficial para el municipio de Ventaquemada – Boyacá; en este caso fue la quebrada el bosque, la cual transporta un caudal promedio de 15,23 m³/s; para la implementación del modelo, se tomaron parámetros físicos, químicos y atmosféricos del entorno, como entradas al modelo, algunos de estos fueron; velocidad del viento, temperatura del agua, profundidad de la columna de agua y velocidad de flujo



entre otros; otros datos que acompañan la modelación de estas sustancias fueron: peso molecular de los pesticidas, coeficiente octanol/ agua y la constante de Henry en otros; una vez verificada la información se procedió a correr el modelo a través de un macro creado en Excel (Microsoft Inc.).

las personas que toman aguas de fuentes con algún grado de contaminación; es por esto que se hace necesario la identificación de los principales cultivos, pesticidas, protección y tiempos de exposición que en conjunto pueden definir la movilidad del pesticida en el agua y su incidencia en la salud humana a través de diversas rutas de exposición como la ingestión, dérmica e inhalación.

V RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a lo establecido en las fichas de seguridad para el transporte, manejo y uso de pesticidas, se prevé algún grado de contaminación en las matrices suelo y agua; esta última es la de interés para el propósito del presente estudio, ya que dentro de las medidas de protección para el medio ambiente se recomienda lo siguiente “no dejar caer en estanques, lagos, ríos y demás fuentes de agua”; con lo cual se asume que en esta matriz los pesticidas pueden alcanzar un grado de persistencia elevado; por lo cual se requiere de una modelación matemática que muestre una movilidad aproximada de estos y su posible incidencia a la salud humana de

5.1 Cultivos encontrados en la zona de estudio

Los principales cultivos encontrados en los siete municipios objeto del presente estudio fueron de mayor a menor como sigue; papa con 59,38%; frijol 17,83%, maíz 9,46%, habas 5,27%, arracacha 3,72%, ciruelas 2,48%, rubas y peras con el 1,09%; con esto se ratifica que uno de los mayores productores de papa en el país es el departamento de Boyacá y en menor proporción se siembran y comercializan otros alimentos como frijol y maíz en la figura No. 1 se muestra la incidencia porcentual de cada cultivo.

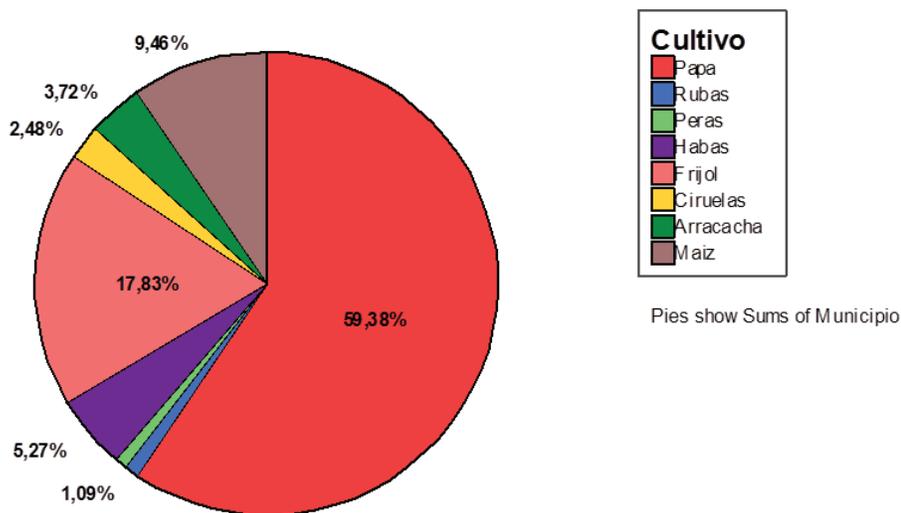


Figura No 1.

DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE CULTIVOS ENCONTRADOS EN LA ZONA DE ESTUDIO.

5.2 Pesticidas más empleados en la zona de estudio.

Los pesticidas comúnmente empleados para el control de enfermedades, plagas y malezas en los diferentes cultivos encontrados como son los de papa, fríjol, maíz y habas entre otros son los siguientes; Dithane 38,41%, Monzate 23,34%, Lorsban 13,45%, Antracol 11,83%, Fitoras 8,43, Propineb 3,08% y Malation 1,46%; el principal compuesto activo de los dos pesticidas más utilizados en la zona de estudio es el mancozeb este ingrediente activo también se conoce como Ethylenebithiocarbamate; cuya fórmula química es $C_4H_8N_2S_4$; en cultivos de papa se emplea para el control de enfermedades como Gota (Phytophthora infestans) y Gota temprana (Alternaria Solari); y para el caso de el fríjol es empleado para el control de las enfermedades denominadas Mildeo veloso (Phytophthora phaseoli) y Antracnosis (Colletotrichum lindemuthianum); la clasificación toxicológica para el Dithane y Monzate es Clase III moderadamente tóxicos; en la figura No. 2 se muestra el porcentaje de pesticidas comúnmente empleados en la zona de estudio.

5.3 Protección manejada durante la operación de fumigación.

Para la presente investigación se midió el grado de protección que los agricultores utilizan en sus labores de fumigación; pero se pregunto si usan o no protección a lo cual el 54,7 por ciento de la población entrevistada respondió que sí y un 45,3 por ciento respondió que no; analizando los principales elementos protectores recomendados por la Organización Mundial de la Salud y los fabricantes de pesticidas se estableció que el 72,8% de los agricultores emplea tapabocas, el 11,22% utiliza overol y un 15,99% emplea

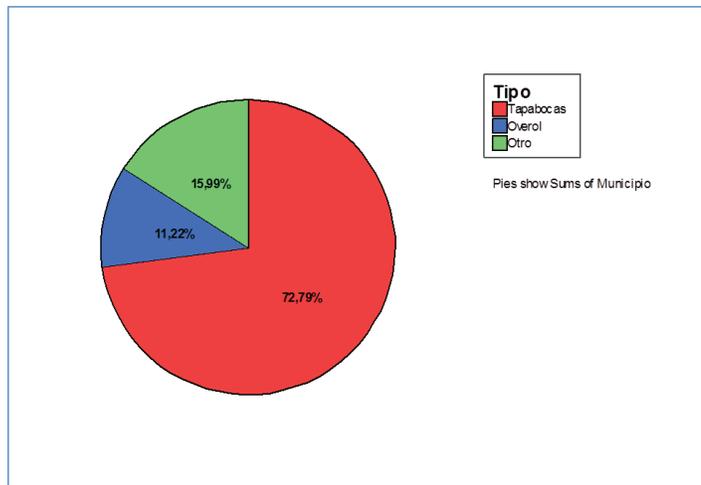


Figura No 3.
TIPO DE PROTECCIÓN UTILIZADA EN LAS LABORES DE FUMIGACIÓN.

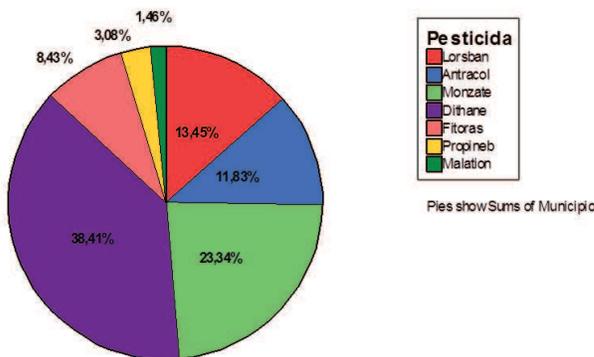


Figura No. 2.
DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE PESTICIDAS EMPLEADOS EN LA ZONA DE ESTUDIO

otro tipo de protección que no pudo ser determinada para esta actividad; con lo cual se puede afirmar que una de las principales vías de exposición de los agricultores a estas sustancias es la dérmica ya que el uso de guantes es muy limitado para esta actividad, con lo cual las corrientes de viento llevan hacia las manos y otras partes del cuerpo pequeñas cantidades de estas sustancias que en la mayoría de los casos son imperceptibles por el agricultor; la ruta de exposición que presenta una menor proporción es la de inhalación por cuanto un alto porcentaje de la población objeto de estudio usa el tapabocas; la vía de exposición por ingestión no pudo ser valorada en el presente estudio; en la figura No. 3 se muestra esta proporción.

5.4 Frecuencia y tiempos de exposición.

Evaluando la frecuencia con la que se aplican los pesticidas a los diferentes cultivos se puede apreciar que mayoritariamente la actividad de fumigación se hace una vez a la semana con el 82,1%, seguido por las frecuencias de dos y tres veces por semana con porcentajes de 10,6 y 7,3 respectivamente; los tiempos de exposición para las actividades de fumigación fueron en su orden de mayor a menor una, dos y tres horas por semana con 41,4%, 29,9% y 28,7% respectivamente lo cual indica que la exposición a pesticidas durante esta actividad es baja por lo cual los factores de riesgo asociados a contacto prolongado con estas sustancias se reduce considerablemente; las distribuciones porcentuales de tiempos de exposición se muestran en la figura No. 4.

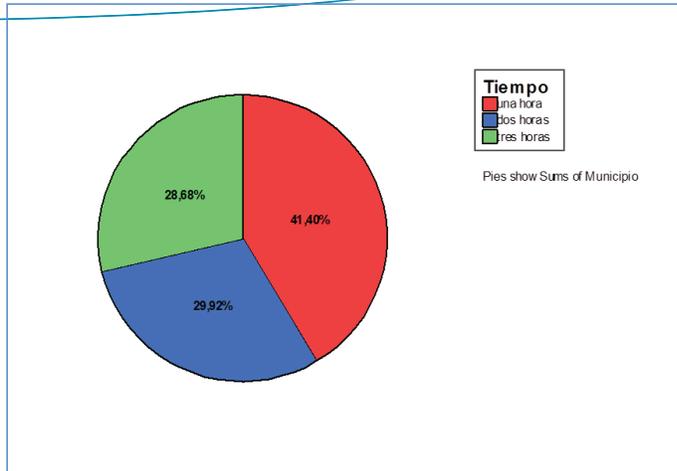


Figura No. 4

TIEMPO DE EXPOSICIÓN EN LAS LABORES DE FUMIGACIÓN.

5.5 Dispersión de los pesticidas en el agua.

Una vez creado el macro para la implementación del modelo, se procedió a evaluar su veracidad a través de una modelación previa de una sustancia conocida y evaluada en otros estudios; el proceso de modelación se desarrollo en función de su componente activo (mancozeb), con cálculos secuenciales para el pesticida Dithane, a través de los cuales se encontraron componentes de la modelación matemática; como sigue; a) Coeficiente de partición (T), b) Fracción disuelta (F_d), c) Tasa de Volatilización (K_a) y d) Pérdida neta de la sustancia (V_T). Finalmente se cálculo la Concentración en la columna de agua { }, a través de la siguiente expresión:

$$C_T = \left(\frac{W}{Q}\right) \times e^{-\left[\left(\frac{V_T}{H}\right) \times \left(\frac{X}{V}\right)\right]} \quad (1)$$

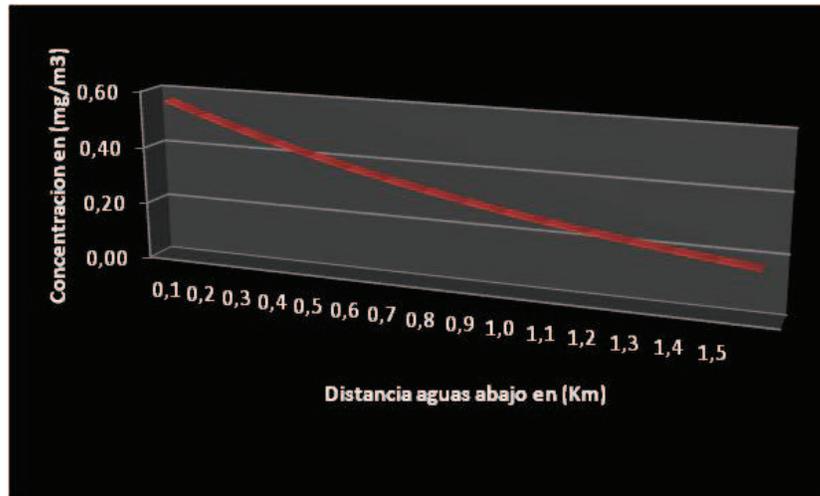
Donde:

- C_T = Concentración en la columna de agua (Kg/m^3)
- W = Velocidad del viento (m/s)
- Q = Caudal de la quebrada (m^3/s)
- V_T = Pérdida neta de la sustancia (m/d)
- H = Profundidad de la Columna de Agua (m)
- V = Velocidad de flujo en (m/s)
- X = Distancia aguas abajo (m)

Una vez desarrollada la modelación matemática para el pesticida Dithane, se obtuvo que al punto de descarga por escorrentía sobre la quebrada el bosque llegara una concentración aproximada de $0,56 \text{ (mg}/\text{m}^3)$, la concentración del pesticida empieza a disminuir a intervalos que van desde los $0,04$ a $0,01 \text{ (mg}/\text{m}^3)$, aguas abajo por la dilución que le da la quebrada a esta sustancia; a una distancia de $1,0 \text{ km}$ la concentración se reduce a la mitad con valor de $0,25 \text{ (mg}/\text{m}^3)$; y al cabo de recorrer $1,5 \text{ Km}$ la concentración de la sustancia cae a $0,17 \text{ (mg}/\text{m}^3)$; tomando estos valores de concentración como referencia y al compararlos con las dosis letales DL_{50} para intoxicación por vía oral, la cual es del orden de $2000 \text{ (mg}/\text{Kg})$ y para un adulto con peso promedio de 70 Kg se obtendría una toxicidad al ingerir $140,000 \text{ mg}$ de la sustancia diluida en el agua que representaría un volumen de $250,000 \text{ m}^3$ de agua y asumiendo que un adulto promedio consume $0,002 \text{ m}^3$ de

agua al día no se correría el riesgo de llegar a alcanzar una Dosis Letal tóxica en toda su vida; la degradación que presenta el pesticida en su recorrido en la quebrada el bosque se muestra en la figura No. 5.

Figura No. 5
DISPERSIÓN DEL PESTICIDA DITHANE EN LA QUEBRADA EL BOSQUE



Analizando la dispersión del pesticida Dithane en la quebrada el bosque en función del tiempo podemos establecer el comportamiento de éste al cabo de unos días aguas abajo; para esto partimos de una distancia de X (Km) y la colocamos en función del tiempo con lo cual obtenemos la siguiente expresión:

$$X (Km) = 0,6 \frac{m}{s} \times t(d) \times 10^{-3} \frac{Km}{m} \times 86400 \frac{s}{d} = 51,8 t(d) \quad (2)$$

Se pudo determinar que la degradación natural del pesticida Dithane en función del tiempo es tardía ya que en sus primeros 10

días la tasa de degradación llega a los 0,02 (mg/m³); a partir del día veinticinco, la tasa de degradación alcanza un valor constante de 0,04 (mg/m³) con concentraciones de 0,46 (mg/m³) y a partir del día 60 la concentración cae hasta los 0,18 (mg/m³); en la figura No. 6 se muestra la dispersión del pesticida Dithane en función del tiempo en días.

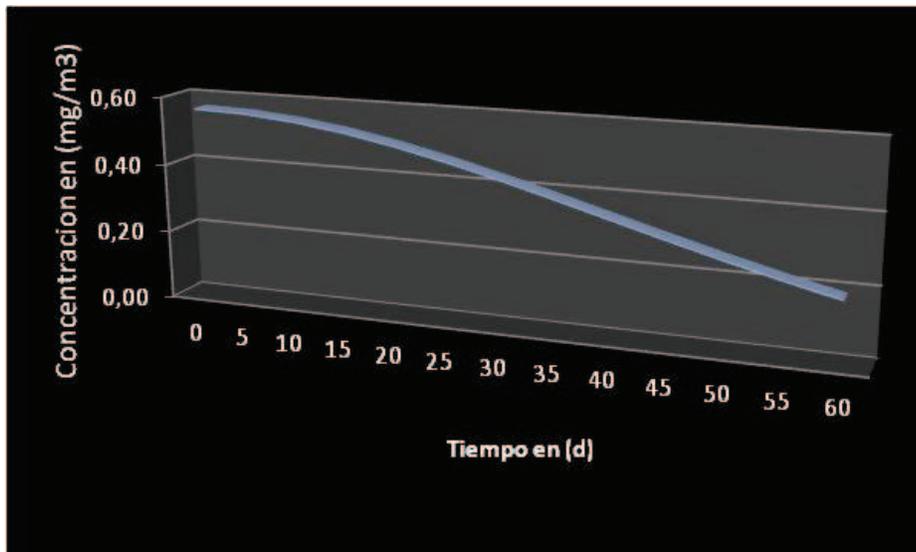
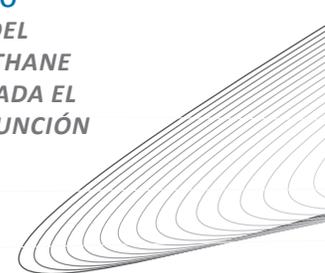


Figura No. 6
DISPERSIÓN DEL PESTICIDA DITHANE EN LA QUEBRADA EL BOSQUE EN FUNCIÓN DEL TIEMPO.



VI CONCLUSIONES

- A pesar de encontrar los pesticidas Dithane (38,41%) y Monzate (23,34%) como los más empleados en la zona de estudio, el componente activo de los pesticidas analizados es similar ya que el tipo de cultivos y enfermedades a tratar son similares para todos, por tanto con la modelación matemática realizada para Dithane se puede tener una idea del comportamiento de dispersión de los demás.
- A pesar de que los tiempos de exposición son mínimos para los agricultores, las medidas de protección no son adecuadas, ya que en la mayor parte de las municipalidades estudiadas, estas medidas de protección son parciales; y se deben implementar campañas educativas para mejorar estas prácticas.
- La vía dérmica es la que se evidencia, como la de mayor exposición a los

pesticidas entre los agricultores de la región, ya que para este estudio el uso de guantes protectores no se pudo evidenciar, así también como el de caretas y otros.

- La movilidad y dispersión de los pesticidas en fuentes superficiales dependerá de factores como la concentración, caudal de la fuente, profundidad y velocidad de flujo entre otros, por lo cual y para determinar la concentración en cada zona de estudio se tendrá que hacer una modelación para cada una, bajo las condiciones hidráulicas y físico químicas de cada una de las fuentes.
- Las concentraciones de pesticidas en fuentes de aguas superficiales pueden variar en función del tipo de cultivo, que se siembre en sus laderas y que puedan a través de escorrentía descargar sus remanentes, y de las dosis de aplicación de pesticida que los agricultores empleen en cada uno de estos.



REFERENCIAS

Adamson H. Richard, Shozo Takayama, Susan M. Sieber, Dan W. Dalgard, Unnur P. Thorgeirsson. (1994). Effects of long-term oral administration of DDT on nonhuman primates. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* Volume 125, Numbers 3-4

Ames Bruce N, and Gold Lois Swirsky. (1990). The Causes and Prevention of Cancer: The Role of Environment. *Biotherapy* Volume 11, Numbers 2-3.

3. Ames Bruce N. and Lois Swirsky Gold. (1995). Environmental pollution, pesticides, and the prevention of cancer: misconceptions. *FASEB, Journal*.

Blair A. JH Lubin, JA Hoppin, DP Sandler. (1992). A Quantitative Approach for Estimating Exposure to Pesticides in the Agricultural Health Study. Temple University, Institute for Survey Research, Philadelphia, PA, USA.

Blair Aaron, G. Marie Swanson, Patricia A. Stewart. (1995). Occupational exposure to pesticides and pancreatic cancer. *American Journal of Industrial Medicine*. Volume 39, Issue 1, pages 92–99.

Block L. Michelle and Jau-Shyong. (1992). Microglia and inflammation-mediated neurodegeneration: Multiple triggers with a common mechanism. *Neuropharmacology* Section, MD F1-01, National Institute of Environmental Health Sciences, P.O. Box 12233, Research Triangle Park, NC 27709, USA.

Brown Morris, Aaron Blair, Robert Gibson, George D. Everett, Kenneth P. Cantor, Leonard M. Schuman, Leon F. Burmeister, Stephanie F. Van Lier, and Fred Dick. (1990). Pesticide Exposures and Other Agricultural Risk Factors for Leukemia among Men in Iowa and Minnesota. *Cancer research*, 1990 – AACR.

Garrett Neil E., H.Frank Stack and Michael D. (1986). Waters Evaluation of the genetic activity profiles of 65 pesticides. *Environmental Health Research and Testing, Inc.*, P.O. Box 12199, Research Triangle Park, NC 27709 U.S.A.

Gold-Bouchot, T. Silva-Herrera and O. Zapata-Pérez. (1992). Organochlorine pesticide residue concentrations in biota and sediments from Río Palizada, Mexico. *Bulletin of environmental Springer*.

Gold LS and Ames BN. (1997). Pollution, pesticides and cancer misconception. *Science, Politics & Public Health*.

Hardell and Eriksson. (1990). Cancer incidence among glyphosate-exposed pesticide applicators in the Agricultural Health Study. *Environ Health Perspect*.

Hardell L. M. Eriksson, P. Lenner, and E. Lundgren Malignant. (1981). lymphoma and exposure to chemicals, especially organic solvents, chlorophenols and phenoxy acids: a case-control study. From the Department of Oncology and the *Department of Pathology, University Hospital, S-901 85 Umea, Sweden.

Hill R. H., Head S. L., Baker S., Gregg M., Shealy D. B., Bailey S. L., Williams C. C., Sampson E. J. and Needham L. L. (1994). Pesticide Residues in Urine of Adults Living in the United States: Reference Range Concentrations. *Ctr Dis Control & Prevent, Natl Ctr Environment Health, Div Environment Health Lab Sci, 4770 Buford Highway, Atlanta, GA 30341, USA*.

Power Fred, James B. Knaak, Curt C. Dary, Carol B. Thompson and Jerry N. Blacato. (1987). Physicochemical and Biological Data for the Development of Predictive Organophosphorus Pesticide QSARs and PBPK/PD Models for Human Risk Assessment. *U.S. EPA, Human Exposure and Atmospheric Sciences Division, Las Vegas, Nevada*.

Ries LAG, Smith MA, Gurney JG, Linet M, Tamra T, Young JL, (2000). *Cancer Incidence and Survival among Children and Adolescents: United States SEER Program 1975–1995*. Bethesda, MD:National Cancer Institute, SEER Program

Steinmetz Kristi A, Potter D. (1991). *John. Vegetables, Fruit, and Cancer Prevention: A Review*. K. A. Steinmetz is a scientific officer for the World Cancer Research Fund, London, England, and a consulting nutrition epidemiologist in Forchheim, Germany.

Thomann R. V., J. P Connolly, et al. (1992). An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. *Environmental Toxicology & Chemistry*. Manhattan College Department Environmental Engineering & Science.