

**CUANTIFICACIÓN DE LA HUELLA HÍDRICA GRIS EN EL CULTIVO DE MAÍZ EN LA
LOCALIDAD DEL ESPINAL - TOLIMA**

TATIANA STEET CARABALÍ CARABALÍ



UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERIA

ESCUELA DE LOS RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

SANTIAGO DE CALI

2015

**CUANTIFICACIÓN DE LA HUELLA HÍDRICA GRIS EN EL CULTIVO DE MAÍZ EN LA
LOCALIDAD DEL ESPINAL - TOLIMA**

Tatiana Steet Carabalí Carabalí

**Trabajo de grado presentado
como requisito para optar por
el título de Ingeniera Agrícola**

Director:

I.A. M.Sc. MIGUEL ROMERO

Codirector:

I.Agr. M.Sc. ALDEMAR REYES

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERIA

ESCUELA DE LOS RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

SANTIAGO DE CALI

2015

Nota de Aceptación:

Ing. Norberto Urrutia Cobo

Ing. Martha Constanza Daza

AGRADECIMIENTOS

Por encima de todo quiero agradecer a Dios por darme la sabiduría y el entendimiento necesarios para culminar esta etapa de mi formación profesional. Así mismo darle gracias a mis padres José Laureano Carabalí y Flor María Carabalí y a mis hermanos por su amor, ayuda y comprensión incondicional, a Carlos Andrés Riascos por su confianza y constante apoyo, a mis amigos y futuros colegas con quienes compartí y aprendí durante este proceso y a mis orientadores M.Sc. Miguel Romero y M.Sc. Aldemar Reyes por todas enseñanzas.

El presente trabajo de grado se desarrolló en el marco del convenio MADR-CIAT 20120382 “Clima y sector agropecuario colombiano: adaptación para la sostenibilidad productiva”.

RESUMEN

El creciente riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la agricultura producto de la lixiviación de fertilizantes y agroquímicos ha conllevado a la cuantificación de los impactos sobre las fuentes hídricas. La huella hídrica gris es un indicador de dichos impactos y se entiende como la cantidad de agua necesaria para asimilar la carga de contaminantes provenientes de una determinada actividad, teniendo en cuenta las normas de calidad de agua potable.

Siguiendo los lineamientos propuestos por la Water Footprint Network, se cuantificó la huella hídrica gris de un ciclo productivo de maíz (2014-A) con riego por gravedad en el municipio de Espinal-Tolima. Se evaluaron los materiales FNC-3056 y DK-7088.

La fase experimental consistió en el montaje en campo de dos lisímetros, de los cuales se recogieron muestras de agua percolada para cada evento de precipitación o riego; de igual manera se tomaron muestras de agua de riego a la entrada y a la salida del lote y muestras de agua lluvia. En el laboratorio se analizaron las concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_3^- y PO_4^{3-} de cada una de las muestras. Adicionalmente se midieron las láminas de riego aplicadas al cultivo y las provenientes por precipitación. Con la información anterior se cuantificó la cantidad de agua necesaria para diluir estos contaminantes y dejarlos a concentraciones permitidas por las normas de calidad de agua potable.

Se encontró que la huella hídrica gris por fertilizantes para el material de maíz FNC-3056 fue de $1.163 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$, para el material DK-7088 fue de $1.034 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ los resultados difieren de los promedios estimados por Menkonnen y Hoekstra, (2010). La huella hídrica gris por el uso de pesticidas estuvo asociada a la atrazina para ambos materiales, en el caso del material FNC-3056 la huella fue de $780 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$, mientras que para el material DK-7088 fue de $593 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$.

Los porcentajes de pérdida de N-NO_3^- por lixiviación fueron equivalentes al 24,6% y 18,8% para los materiales DK-7088 y FNC-3056 respectivamente; porcentajes que difieren del valor comúnmente utilizado en la estimación de huella hídrica gris, en donde se asume que el porcentaje de pérdida de nitrógeno por lixiviación es del 10%. Para el caso del P-PO_4^{3-} las pérdidas fueron inferiores al 1%. Mientras que las pérdidas por escorrentía de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} fueron mínimas (0,12% y 0,06% respectivamente).

Palabras claves: ***huella hídrica gris, lixiviación, lisímetros, percolación, pesticidas, escorrentía***

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. CULTIVO DE MAÍZ	3
2.1.1. Generalidades	3
2.1.2. Requerimientos del cultivo	3
2.1.3. Crecimiento y desarrollo	4
2.2. HUELLA HÍDRICA GRIS	6
2.2.1. El Nitrógeno	7
2.2.2. El Fósforo	8
2.2.3. Pesticidas	9
2.3. ANTECEDENTES DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS EN HH EN LA AGRICULTURA	9
2.4. JUSTIFICACIÓN	15
2.5. OBJETIVOS	16
2.5.1. Objetivo general	16
2.5.2. Objetivos específicos	16
3. METODOLOGÍA	17
3.1. Zona de estudio	17
3.2. Caracterización de parámetros climáticos	18
3.3. Caracterización de suelos	19
3.4. Manejo agronómico del cultivo	20
3.4.1. Fertilización	20
3.4.2. Manejo de arvenses	21
3.4.3. Riego	22
3.5. Determinación de la huella hídrica gris	22
3.5.1. Determinación de la huella hídrica gris para fertilizantes	22
3.5.2. Cálculo de la huella hídrica gris por fertilizantes	26
3.5.3. Determinación de la huella hídrica gris por pesticidas	27
3.5.4. Cálculo de la huella hídrica gris por pesticidas	29
3.6. Determinación de los porcentajes de lixiviación	30

3.7.	Determinación de los porcentajes de escorrentía.....	30
3.8.	Análisis estadístico.	30
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
4.1.	Análisis estadístico.	31
4.2.	Lixiviación de N-NH_4^+	33
4.3.	Lixiviación de N-NO_3^-	34
4.4.	Lixiviación de PO_4^{3-}	36
4.5.	Porcentajes de lixiviación de Nitrógeno y Fósforo	37
4.5.1.	Determinación del porcentaje de lixiviación de nitrógeno.....	37
3.8.1.	Determinación del porcentaje de lixiviación de fósforo.....	39
4.6.	Concentraciones de nutrientes en el agua de escorrentía.....	41
4.7.	Huella hídrica gris para el cultivo de maíz	42
5.	CONCLUSIONES.....	50
6.	RECOMENDACIONES	51
	BIBLIOGRAFÍA.....	52

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1.	Requerimientos nutricionales del maíz.	4
Tabla 2.	Distribución de la huella hídrica del sector agrícola colombiano, año de estudio 2008.	11
Tabla 3.	Huella hídrica del cultivo de maíz en Colombia.	14
Tabla 4.	Caracterización de suelos.....	20
Tabla 5.	Fertilizantes aplicados, grado y cantidad disponible.	21
Tabla 6.	Manejo de arvenses.....	21
Tabla 7.	Láminas de riego aplicadas durante cada ciclo	22
Tabla 8.	Normas de calidad de agua potable seguidos en este estudio.	25
Tabla 9.	Puntajes y pesos para los factores incidentes en el potencial de lixiviación –escorrentía.	28
Tabla 10.	Concentraciones máximas permisibles de pesticidas para agua potable.	29
Tabla 11.	Análisis exploratorio de los datos.....	31
Tabla 12.	Cálculo de la huella hídrica gris para el material DK-7088.....	43
Tabla 13.	Estudios de HH comparados con la base de datos de la UNESCO en $\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$	44
Tabla 14.	Resultados alternativos de HH_{Gris}	45

Tabla 15. Resultados HH_{Gris} para pesticidas	47
--	----

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Curva acumulada de absorción de N en el maíz y etapas fenológicas.....	6
Figura 2. Contribución de diferentes cultivos a la huella hídrica total de la producción de agrícola entre 1996-2005.	10
Figura 3. Distribución porcentual de la huella hídrica gris del sector agrícola de Colombia por producto.....	12
Figura 4. Localización de la zona de estudio.	17
Figura 5. Histograma de precipitación efectiva	18
Figura 6. Comportamiento de la temperatura y la humedad relativa	19
Figura 7. Ubicación de los aforadores de caudal a la entrada del riego	23
Figura 8. Estructura real e interna de un lisímetro.	24
Figura 9. Boxplot de cada una de las variables medidas para los materiales DK- 7088 y FNC-3056.....	32
Figura 10. Concentración de $N-NH_4^+$ en agua de percolación para los materiales.	33
Figura 11. Concentración de $N-NO_3^-$ para los materiales FNC-3056 y DK-7088....	34
Figura 12. Concentración de PO_4^{3-} para los materiales FNC-3056 y DK-7088.....	36
Figura 13. Contenidos de N aplicado, disponible en el suelo y en el agua de percolación para los materiales FNC-3056 y DK-7088.	37
Figura 14. Porcentaje de Lixiviación de $N-NO_3^-$	38
Figura 15. Porcentaje de Lixiviación de $N-NH_4^+$	39
Figura 16. Contenidos de fósforo.....	40
Figura 17. Porcentaje de Lixiviación de Fósforo.	40
Figura 18. Concentraciones de lixiviados en el agua de escorrentía.	41
Figura 19. Porcentaje de nutrientes perdidos por escorrentía.	42
Figura 20. Comparación de HH_{Gris} en maíz por fertilizantes.	46
Figura 21. Resultados de HH_{Gris} en maíz para el caso de pesticidas.....	48

NOMENCLATURA

DDS: Días después de siembra.

N: Nitrógeno

P: Fósforo

HH_{Azul}: Huella hídrica azul ($\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$).

HH_{Verde}: Huella hídrica verde ($\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$).

HH_{Gris}: Huella hídrica gris ($\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$).

E_{effl}: Volumen de descarga del efluente ($\text{volumen} \cdot \text{tiempo}^{-1}$).

C_{effl}: Concentración del contaminante en el efluente ($\text{masa} \cdot \text{volumen}^{-1}$).

Abstr: Volumen de agua de abstracción ($\text{volumen} \cdot \text{tiempo}^{-1}$).

C_{act}: Concentración del contaminante en el agua de entrada ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

C_{max}: Concentración máxima aceptable del contaminante ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

C_{nat}: Concentración natural para el contaminante ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

Y: Rendimiento del cultivo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$).

L: Carga del contaminante ($\text{masa} \cdot \text{tiempo}^{-1}$).

α : Fracción de lixiviación-escorrentía.

α_{min} : Fracción de lixiviación-escorrentía mínimo

α_{max} : Fracción de lixiviación-escorrentía máximo

S_i: Puntuación para el factor influenciante de lixiviación-escorrentía

W_i: Peso para el factor influenciante de lixiviación-escorrentía

Appl: Tasa de aplicación del pesticida ($\text{masa} \cdot \text{tiempo}^{-1}$).

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, las grandes demandas de alimentos y la falta de normas que regulen el uso de fertilizantes han contribuido al incremento en la producción y el consumo de los mismos a nivel mundial, esta situación genera un alto nivel de deterioro ambiental, especialmente por los excesos de nitrógeno (en las formas de amonio y nitrato) y fosfatos que pueden lixiviar a las aguas subterráneas o ser transportados por escurrimiento a los cuerpos de agua. Cerca del 48% de las entradas de nitrógeno y el 38% de las entradas de fósforo a los cuerpos de agua provienen de la agricultura (Wang *et al.*, 2014) aumentando el riesgo de eutrofización de acuíferos subterráneos y superficiales (Romero *et al.*, 2006), lo cual pone en riesgo la calidad del agua potable y el funcionamiento de los ecosistemas (Schröder *et al.*, 2004).

La eutrofización es generada por sobrecargas de fertilizantes (nitrogenados y fosforados) en los cuerpos de agua que dan lugar a la aparición de algas que impiden el desarrollo de otras plantas y animales acuáticos, ocasionando pérdida de la biodiversidad y alterando el funcionamiento de los ecosistemas (WHO, 2002). Adicionalmente tanto en niños como en adultos, los nitratos pueden ser reducidos a nitritos provocando que la hemoglobina sea transformada en metahemoglobina que impide captar y ceder el oxígeno en forma funcional (Khan *et al.*, 2013); mientras que demasiado fósforo puede causar problemas como daño de riñones y osteoporosis (WHO, 2002).

Las aguas superficiales y subterráneas son afectadas por fuentes de contaminación puntuales y no puntuales, las fuentes puntuales son aquellas que descargan en un punto específico los contaminantes, como por ejemplo las plantas de tratamiento industrial, fábricas, minas de oro entre otros. Las fuentes de contaminación no puntuales, son aquellas que provienen de una fuente difusa de contaminación, es decir, sin un único punto de salida de contaminación de agua. La agricultura constituye una fuente de contaminación no puntual del agua ya que los agroquímicos y fertilizantes que son utilizados no tienen un único punto de salida sino que son transportados en procesos como el drenaje y la escorrentía. (Leterme *et al.*, 2006; Cárdenas y Cárdenas, 2009 y Hoeskstra *et al.*, 2011).

El gramoxone es un pesticida que tiene como ingrediente activo el paraquat, clasificado como tipo II (AERU, 2013). Este herbicida es ampliamente utilizado en el mundo, aunque su uso está prohibido en Europa. Es uno de los pocos herbicidas que han demostrado ser capaces de controlar el crecimiento de las malas hierbas que se volvieron resistentes al exceso de glifosato. A pesar de las concentraciones máximas admisibles permitidas para este herbicida, en Tailandia, se reportan concentraciones de 1,5 hasta 18,9 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ y de 9,3 a 87 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Se ha

encontrado que hasta con tasas de aplicaciones bajas, este herbicida puede pasar y llegar a los sistemas de distribución de agua, lo cual representa una amenaza para la salud humana. La atrazina es un herbicida tipo III (AERU, 2013), altamente soluble en agua y ligeramente tóxica, razón por la cual representa un riesgo a ser perdido por lixiviación-escorrentía y por ende para la salud humana (Giannouli y Antonopoulos, 2015). En aguas subterráneas de sistemas productivos de maíz en Grecia se han detectado concentraciones de $1.51 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, de igual manera se han encontrado niveles altos de $1166 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a profundidades de 35 cm (Giannouli y Antonopoulos, 2015).

La agricultura presenta un fuerte impacto sobre la disponibilidad hídrica, ya que adicional a la descarga de contaminantes, hace uso del 70% del agua dulce del planeta, estudios indican que la huella hídrica global para producción de cultivos a nivel mundial en el período de 1996-2005 fue de $7,404 \text{ Gm}^3\cdot\text{año}^{-1}$, siendo el trigo el cultivo con una mayor HH con $1,087 \text{ Gm}^3\cdot\text{año}^{-1}$, seguido del arroz con $992 \text{ Gm}^3\cdot\text{año}^{-1}$ y el maíz con $770 \text{ Gm}^3\cdot\text{año}^{-1}$ (Menkonnen y Hoekstra, 2010^b).

El maíz (*Zea mays*) es uno de los cultivos más extensivos a nivel mundial, las producciones de este cereal han incrementado en los últimos años, de tal modo que entre 1997-1998 la producción llegó a 605 millones de toneladas, y en el período comprendido entre 2007-2008 fue de 751 millones de toneladas (Oyarzum, 2010). A su vez, tiene una alta demanda de nitrógeno (Castro y Gómez, 2013), lo que aumenta el riesgo de contaminación de las aguas freáticas y superficiales (Domingo *et al.*, 2005).

La huella hídrica (HH) se define como un indicador del consumo de agua necesaria para producir bienes y servicios para un individuo, comunidad o empresa, teniendo en cuenta el uso directo e indirecto del agua (Hoekstra *et al.*, 2011). Consta de tres componentes: la huella hídrica azul (HH_{Azul}) que es el agua dulce de superficie o subterránea usada en el riego y consumida por el cultivo; la huella hídrica verde (HH_{Verde}) es la componente del agua proveniente de la precipitación que se mantiene en el suelo, su superficie y que es consumida por el cultivo; y la huella hídrica gris (HH_{Gris}) es un indicador del nivel de contaminación del agua, que cuantifica el volumen de agua dulce necesaria para diluir o asimilar una carga de contaminantes presentes en un cuerpo de agua, para que éste quede por debajo de los valores máximos permisibles por la norma ambiental que un determinado país estipula (Hoekstra *et al.*, 2011; Vázquez y Buenfil, 2012; Franke *et al.*, 2013; Parrado y Naranjo, 2014).

En el presente trabajo se cuantificó el aporte a la HH_{Gris} por el uso de fertilizantes durante un ciclo productivo para los materiales de maíz FNC-3056 y DK-7088 en un sistema con riego por gravedad a través de la cuantificación de las concentraciones de nitrato, amonio y fosfato presentes en aguas de percolación y de escorrentía. Como complemento, se realizó una aproximación a la HH_{Gris} por el uso de pesticidas.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. CULTIVO DE MAÍZ

2.1.1. Generalidades

El maíz pertenece a la familia de las gramíneas, tribu maideas, se cree originario Mesoamérica. Es un cultivo de crecimiento rápido que dura entre 3 y 5 meses (Fuentes, 2002).

La producción de maíz a nivel mundial en el 2012 fue de 815 millones de toneladas, siendo el principal productor Estados Unidos (343 millones de toneladas) seguido de China, Brasil, Argentina y México (172, 55, 26 y 24 millones de toneladas respectivamente). El mayor rendimiento en el 2010 lo obtuvo Estados Unidos con $9.9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ seguido de Italia con $9.4 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Colombia cuenta con una área sembrada de 264,879 hectáreas (Fenalce, 2013), una producción anual de 300.000 toneladas y un rendimiento promedio de $5.2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Vanegas, 2014).

El cultivo de maíz se encuentra a lo largo y ancho de la geografía colombiana, debido a su capacidad de adaptación a diversas condiciones climáticas (Fenalce, 2010). Los departamentos de Valle del Cauca, Tolima, Córdoba y Meta lideran la producción de maíz tecnificado mediante la utilización de semillas certificadas (Vanegas, 2014).

2.1.2. Requerimientos del cultivo

Para la producción de maíz, los suelos más apropiados son los francos o franco arcillosos que tengan buen drenaje, comúnmente encontrados en los valles y cerca a los márgenes de los ríos (Oyarzum, 2010). El cultivo requiere temperaturas que oscilen entre 25 y 30°C,. A temperaturas que sobrepasen los 30°C pueden aparecer problemas de baja absorción de nutrientes y baja polinización (Fenace, 2015). En cuanto a las necesidades hídricas, en promedio el maíz necesita cinco milímetros de agua por día, por lo cual durante un ciclo vegetativo de una variedad tropical de maíz se requieren en total entre 500 a 800 mm de agua que pueden ser suministradas mediante riego o por medio de la precipitación (Fuentes, 2002; Phiri *et al.*, 2003; Zamora *et al.*, 2011). Las necesidades hídricas varían de acuerdo a las diferentes fases del cultivo, siendo antes y después de la floración en donde se requiere una mayor cantidad de agua (Fuentes, 2002), ya que el suelo debe mantener a capacidad de campo (Oyarzum,

2010), por ser el período más crítico del cultivo, en donde ocurre el llenado de los granos lo que determina la producción final.

A continuación se muestran los requerimientos nutricionales del maíz en Colombia (Tabla 1):

Tabla 1. Requerimientos nutricionales del maíz.

Rendimiento (Ton·ha ¹)	Absorción total para un ciclo productivo de maíz (kg·ha ¹)					
	N	P	K	Ca	Mg	S
5	170	30	60	23	25	20

Fuente: (Bonilla, 2008)

La tabla de requerimientos nutricionales del maíz (Tabla 1) refleja que los elementos de mayor demanda del cultivo son nitrógeno y el potasio. El N es un elemento muy importante en el desarrollo del cultivo porque aumenta el rendimiento, reduce la susceptibilidad a plagas y enfermedades, optimiza la calidad del cultivo entre otros beneficios (Schröder *et al.*, 2000). El potasio es indispensable durante los primeros treinta días del cultivo para la síntesis celular, de enzimas, proteínas, almidón, celulosa, vitaminas y para el transporte y la absorción de nutrientes (Qiu *et al.*, 2014). El fósforo es también indispensable durante las primeras etapas de crecimiento de la planta, por ser parte de muchos procesos fisiológicos y enzimáticos de la planta, como la división celular y la síntesis de carbohidratos (Onasanya *et al.*, 2009).

El cultivo de maíz está expuesto a diferentes ataques de plagas y enfermedades desde el momento de la siembra; las condiciones de clima, labores preparatorias del terreno, rotación de cultivos y el control de las malezas son los principales factores que inciden en la aparición de estos. Los primeros treinta días de desarrollo del cultivo son críticos, por lo cual se debe asegurar que crezca libre de plagas y enfermedades y de competencia de malezas, ya que se considera que estas son causantes de la reducción del rendimiento entre el 10 al 84%. La aplicación de pesticidas en la etapa pre y post emergente asegura un buen desarrollo del cultivo (Deras, 2014).

2.1.3. Crecimiento y desarrollo

El ciclo de maíz tiene cinco períodos fundamentales, la germinación, fase vegetativa, floración, fructificación y maduración-secado, de igual manera el Sistema Iowa clasifica el ciclo del cultivo en etapas vegetativas (V, que son designadas numéricamente como V1, V6, Vn) y en etapas reproductivas (R, como por ejemplo R1, R3, Rn) (Oyarzum, 2010).

El período de germinación, conocido también como VE, es el período comprendido entre la siembra y la aparición del coleóptilo, la semilla germina a los dos o tres días y aparece la radícula, a los cuatro o seis días, aparece la plúmula, apareciendo las primeras hojas a los 8-10 días después de la siembra. El período VE determina el potencial de producción de la planta, ya que se desarrollan 6-7 raíces seminales que le brindan las sustancias minerales necesarias y sostenimiento hasta que empiezan a formarse las raíces principales a partir de la corona (Plessis, 2003).

En la fase vegetativa aparece una hoja cada tres días, este período incluye las fases comprendidas entre V1 y V13, es decir hasta que se tengan bien formadas 13 hojas de la planta. Las tasas de absorción de N son muy bajas hasta V5-V6 en donde se incrementa de manera significativa. Cuando el sistema radicular es aun pequeño, la aplicación alta de fertilizantes estimula el crecimiento vegetal, a pesar de que los requerimientos nutricionales por parte de la planta son bajos en ese momento, es importante también la aplicación de tratamientos fitosanitarios para el control de malezas (Fuentes, 2002).

Las etapas V6, V8 y V10 están comprendida entre los 25-32 a 37-44 DDS, en estas etapas la absorción de nutrientes es mucho mayor por lo cual las deficiencias nutricionales en este momento pueden afectar severamente el crecimiento y desarrollo de la planta y de las mazorcas en V10; la no disponibilidad de N entre la segunda y sexta semana después de siembra puede disminuir el rendimiento (Alley *et al.*, 2009). En la etapa V12 (cerca de los 43-50 DDS) se determina el número de óvulos en cada mazorca (Coral y Molina, 2010).

La fase de floración está comprendida entre V14 y R1, en donde se da la liberación de polen y alargamiento de los estilos, esta fase va comprendida entre los 49-56 a 69-76 DDS. La fase de fructificación ocurre en las etapas R2, R3, R4 y R5 y comprende los 82-89 a 113-120 DDS. En R2 comienza la fecundación del ovulo por el polen, apareciendo sobre la mazorca los granos en formación, en R3 los granos se llenan de azúcares y cuentan con un 80% de humedad, en R4 los granos tienen un 50% de peso seco y un 70% de humedad, en R5 el embrión de la semilla se encuentra maduro. En R6 el grano se encuentra en estado de madurez fisiológica, transforma en almidón y proteína sus sustancias de reserva, la humedad del grano se encuentra en un 30-35%. La cosecha del maíz se da cuando el grano tiene 25% de humedad, lo cual ocurre en los 128-135 DDS (Mejía, 2003; Fassio *et al.*, 2009; Oyarzum, 2010).

La absorción de nutrientes ocurre con ayuda de la energía metabólica, por ende, depende del estado fenológico del cultivo y del nutriente. Las demandas de nutrientes están relacionadas con la función fisiológica del elemento y la etapa del cultivo. A Continuación se muestra la curva acumulada de absorción de N en el cultivo de maíz y sus etapas fenológicas (Figura 1).

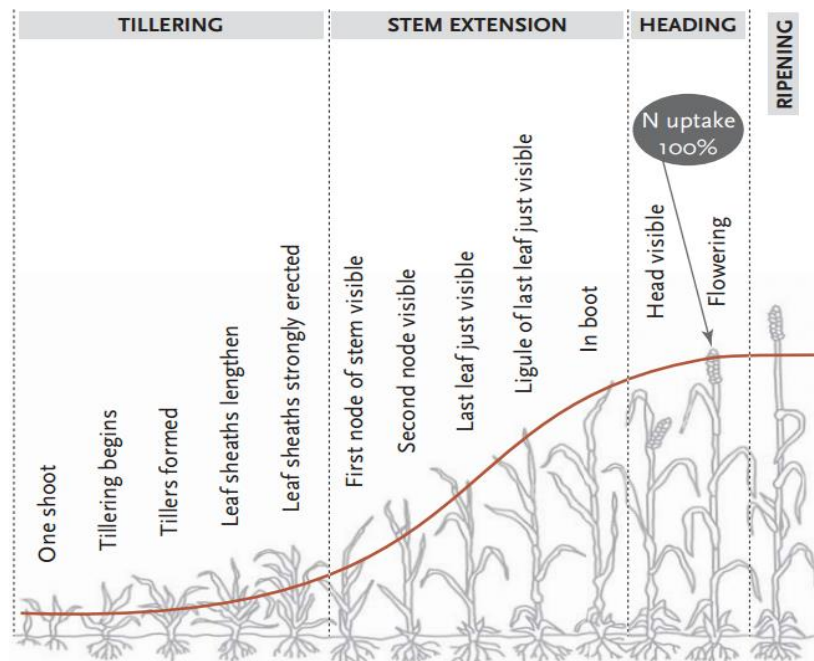


Figura 1. Curva acumulada de absorción de N en el maíz y etapas fenológicas.

Fuente: (Alley y Vanlawe, 2009; Castro y Gómez, 2013)

2.2. HUELLA HÍDRICA GRIS

El término HH_{Gris} aparece por primera vez en el 2008 (Hoeskstra *et al.*, 2011), definido como un indicador del volumen de agua que se necesita para asimilar una carga de contaminantes que llega a un cuerpo de agua. Se define como la cantidad de agua dulce que se requiere para diluir o asimilar una carga de contaminantes teniendo como base la concentración natural del contaminante en el cuerpo de agua y los valores estándar de las normas de calidad de agua (Hoeskstra *et al.*, 2011; Vázquez y Buenfil, 2012; Franke *et al.*, 2013; Parrado y Naranjo, 2014).

En la agricultura, la lixiviación de una sustancia química se encuentra relacionada a los diferentes factores ambientales y prácticas agrícolas que se realicen, los contaminantes comúnmente utilizados para el cálculo de HH_{Gris} son los fertilizantes (generalmente nitrogenados y fosforados), los pesticidas y los metales (Franke *et al.*, 2013).

2.2.1. El Nitrógeno

El nitrógeno (N) es un elemento deficiente por naturaleza en la mayoría de los sistemas productivos del mundo dada la elevada tasa de extracción. Este promueve un rápido crecimiento, aumenta el tamaño y la calidad de las hojas, acelera la maduración del cultivo y promueve el desarrollo del fruto y la semilla; por ser un constituyente de aminoácidos necesarios para la síntesis de proteínas y demás compuestos de los procesos metabólicos de las plantas, además, es parte de la fabricación de la clorofila mediante la fotosíntesis. Por tal motivo el N es uno de los insumos agrícolas fundamentales para la producción y aumento de rendimiento en los cultivos (Ribaud *et al.*, 2011).

El N es añadido al suelo en forma de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) con los fertilizantes artificiales, así como en forma de N orgánico y amoniaco con la utilización de abonos. En la mayoría de los suelos, el amonio y el N orgánico rápidamente se transforman en nitrato (Munévar, 2013).

El N aparece en el suelo en forma de nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y nitrito (NO_2^-) así como en forma de N orgánico y amoniaco. Las principales adiciones de N al suelo se dan mediante la fijación y la deposición (Munévar, 2013).

La fijación de N ocurre de varias formas, la mineralización sucede cuando el N orgánico se transforma a compuestos inorgánicos (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-); la inmovilización aparece cuando hay una alta concentración de la relación C/N y los microorganismos hacen uso de todo el N mineral presente en el suelo; la nitrificación es el proceso en el cual por acción de las *Nitrosomonas*, *Nitrosospira* y *Nitrosococcus* el NH_4^+ se convierte en NO_2^- , que a su vez es transformado en NO_3^- por la participación de las *nitrobacter*; la desnitrificación es la utilización de los oxígenos de los grupos NO_3^- para la respiración de los organismos, que conlleva a la reducción de los nitratos a N libre en formas gaseosas (NO , N_2O y N_2) que regresan a la atmósfera (Johnson *et al.*, 2005; Munévar, 2013).

Cuando el N se encuentra en forma de ion nitrato NO_3^- se caracteriza por tener una alta solubilidad en el agua, por lo que se le facilita moverse libremente por la zona no saturada, lo que lo hace más susceptible a perderse por lixiviación, mientras que cuando el N se encuentra en forma de amonio (NH_4^+), debido a su carga positiva es menos susceptible de perderse por lixiviación, dado que la mayoría de los suelos poseen una mayor capacidad de retener cationes que aniones, este puede ser absorbido o fijado a los minerales de arcilla o a la materia orgánica, reduciendo su movilidad (Matta, 2007; Munévar, 2013).

La deposición se refiere al N que es emitido por la industria, el tráfico, y la agricultura; que retorna al suelo en forma de deposición húmeda o deposición seca. La deposición húmeda hace referencia a aquellas partículas de N que

vienen de la precipitación y la nieve; mientras que la deposición seca hace referencia al N que viene en los gases y en partículas de polvo que son transportadas por el viento (Hicks *et al.*, 2011; Franke *et al.*, 2013).

El N es el elemento con mayor riesgo a ser perdido por lixiviación (Oyarzum, 2010; Perego *et al.*, 2012), por lo cual representa un mayor riesgo de contaminación de aguas subterráneas, las cuales son una fuente indispensable de agua potable. El NO_3^- es uno de los mayores contaminantes de las aguas subterráneas. En infantes, altas concentraciones de nitrato en el tracto digestivo es uno de los principales cofactores que conducen a la metahemoglobinemia, la presencia de metahemoglobina en la sangre. Mientras que el nivel habitual de contaminación de ion NH_4^+ (otro de los mayores componentes del N inorgánico disuelto), a pesar que no representa un riesgo directo para la salud humana; representa peligro de toxicidad para los peces y otras formas de vida acuática (Siljeg *et al.*, 2010). Incrementos del NH_4^+ sugieren la presencia de más graves contaminantes residenciales o agrícolas, tales como los agentes patógenos. Adicionalmente, aumentos de NH_4^+ tienen el potencial de incrementar el NO_3^- vía nitrificación (Umezawa *et al.*, 2008).

2.2.2. El Fósforo

El fósforo (P) es indispensable en las plantas por ser un componente importante de los ácidos nucleicos, fosfolípidos, ADN, NADP y el ATP. Este elemento, activa coenzimas para la producción de aminoácidos mediante la síntesis de proteínas, descompone los carbohidratos producidos en la fotosíntesis; está involucrado en otros procesos metabólicos para el crecimiento normal de la planta, como la fotosíntesis, glucólisis y la respiración. También mejora la germinación de las semillas, el rápido crecimiento, estimula la floración y aumenta la producción de yemas (Johnston y Steen, 2000).

El P es añadido a los cultivos por residuos de cosechas, fertilizantes, y por medio de los compuestos minerales, la mayoría del P que entra a interactuar en el sistema suelo-planta es removido durante la cosecha, aquella parte restante que no es tomada por el cultivo es inmovilizada en el suelo y se incorpora luego con la materia orgánica, o llega a las aguas superficiales o subterráneas (Ruttenberg, 2003).

El P puede encontrarse en el suelo en varias formas, el P soluble se refiere a las formas de aprovechamiento inmediato por parte de las plantas, esto sucede cuando se encuentra en forma de fosfatos en la solución del suelo PO_4^{3-} , ortofosfatos HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- . El P insoluble es el que se encuentra formando parte de los minerales primarios y secundarios como los fosfatos cálcicos, de hierro y aluminio (Ruttenberg, 2003).

Las sobrecargas de P producen la eutrofización de las aguas, lo cual representa una amenaza para los ecosistemas y por ende sobre los servicios ecosistémicos brindados a una población. La eutrofización trae impactos negativos sobre la calidad del agua y la biodiversidad. La reducción de oxígeno en el agua también conocido como hipoxia, aparece a causa de la eutrofización y constituye una amenaza para la vida animal que allí habita (Liu *et al.*, 2012). Otra consecuencia es la proliferación de algas nocivas que impiden el crecimiento de la flora y por ende de la fauna (WHO, 2002).

2.2.3. Pesticidas

El término pesticidas se usa para hacer referencia a los productos químicos diseñados para tratar plagas como arvenses, aves, insectos y virus (Labite *et al.*, 2013). Estos pueden ser insecticidas, herbicidas y fungicidas, que incluyen más de un ingrediente activo con diferentes propiedades y comportamientos (Franke *et al.*, 2013).

Los pesticidas fácilmente escurren o lixivian, debido a propiedades químicas como la vida media o persistencia y el K_{OC} , que es la tendencia del plaguicida para asociarse con la materia orgánica en el suelo y las plantas. Factores ambientales como las propiedades del suelo, parámetros climáticos como la precipitación y la intensidad de la lluvia; además de las prácticas agrícolas que se realicen, también influyen en el potencial de lixiviación-escorrentía (Franke *et al.*, 2013).

La agricultura es una de las principales fuentes de contaminación del agua subterránea debido al uso extendido de pesticidas (Marín *et al.*, 2014). El uso de pesticidas además de los efectos causados en el medio ambiente, principalmente por los causados en el agua y en el suelo así como sus consecuencias ecológicas; también trae resultados adversos para la salud humana. Se han encontrado enfermedades como el cáncer, enfermedades neurodegenerativas, problemas reproductivos y diferentes niveles de envenenamiento (Wan, 2015).

2.3. ANTECEDENTES DE LOS ESTUDIOS REALIZADOS EN HH EN LA AGRICULTURA

Menkonnen y Hoekstra (2010) cuantificaron la HH global de 126 cultivos y más de 200 productos derivados, mediante el uso de herramientas como CROPWAT y modelos de balance hídrico. Encontraron que el volumen de consumo de agua en el período comprendido entre los años 1996-2005 fue $7,404 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ de los cuales la mayor huella corresponde al cultivo de trigo ($1,087 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$), seguido del arroz ($992 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$) y el maíz ($770 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$). También encontraron que el 78% de la huella global corresponde a HH_{verde} , el 12% a HH_{Azul} y el 10% a HH_{Gris} .

La HH_{Gris} de este estudio fue de $733 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ y se encuentra asociada al uso de fertilizantes nitrogenados; los cultivos que representan un 56% de la HH_{Gris} total son el trigo, el maíz y el arroz con una HH_{Gris} de $123 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, $122 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ y $111 \text{ Gm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ (Figura 2).

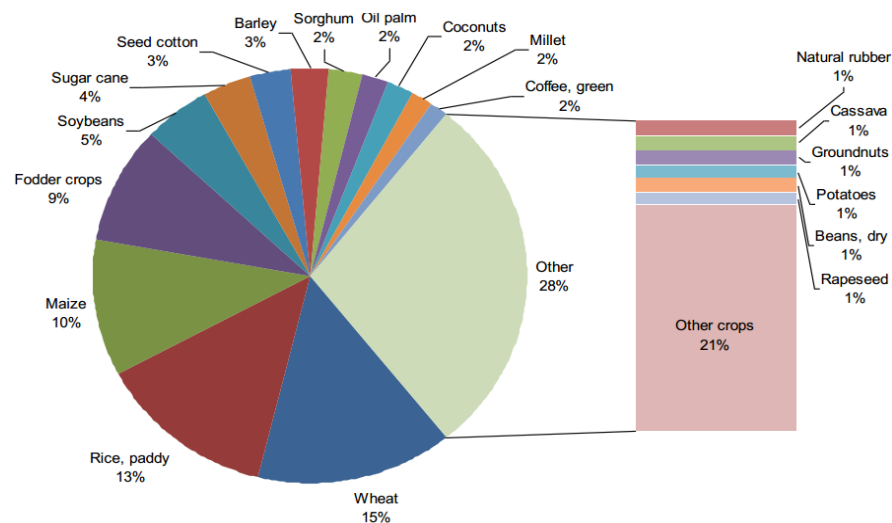


Figura 2. Contribución de diferentes cultivos a la huella hídrica total de la producción de agrícola entre 1996-2005.

Fuente: (Menkonnen y Hoekstra, 2010^b).

Chapagain y Hoekstra (2010) reportan que el promedio global de la huella hídrica del cultivo de arroz es de $1.325 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de los cuales $636 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ corresponden a HH_{Verde} , $583 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Azul} y $106 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Gris} .

Vázquez y Buenfil (2012) estudiaron la HH de América Latina en el período de 1996-2005, encontrando que la HH del consumo interno fue de $715,588 \text{ Mm}^3$ los cuales corresponden al 10,5% de la HH global con el 8,2% de la población mundial. Los países que más contribuyen a esta HH son Brasil y México con un 6,5%.

Donoso y Franco (2012) encontraron que la HH total de la agricultura en Chile es de 9,508 millones de $\text{m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ de los cuales el 73,6% corresponde a la HH de las praderas (alfalfa y forrajeras), trigo, maíz, uva vinífera y manzano. La HH_{Gris} fue de 748,6 millones de $\text{m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, representando el 7,9% de la HH, asociada principalmente a los cultivos de maíz, trigo y avena.

En Perú, Fonseca *et al.* (2012) estimaron que la HH nacional del cultivo de arroz es de $8.298 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ de los cuales se encontró que $776,27 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ corresponde a HH_{Verde} , $6.980 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a HH_{Azul} y $541,60 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a HH_{Gris} .

Pérez (2006) encontró que la HH de la agricultura Colombiana en el período de 1961-2004, pasó de $23,31 \text{ Gm}^3$ a 32 Gm^3 , con un incremento de $8,9 \text{ Gm}^3$. Lo anterior se atribuye al crecimiento económico reflejado en el área sembrada, que pasó de 3,1 a 3,9 millones de hectáreas, a la producción agrícola que pasó de

19,6 a 60,1 millones de toneladas y a los cambios asociados al tipo de cultivos de exportación como la caña de azúcar, café, palma de aceite, plátano y banano, los cuales pasaron de ocupar el 66% del área sembrada en 1961 a 75% en el 2004.

Vázquez y Buenfil (2012) encontraron que Colombia contribuye con el 0,7% a la HH mundial. En lo que concierne a la HH interna, encontraron que en Colombia la HH_{Verde} es de 35.863 Mm^3 , la HH_{Azul} es de 1.923 Mm^3 , y la HH_{Gris} es 6.366 Mm^3 , para un total de 44.151 Mm^3 de HH interna.

Shrestha, *et al.* (2013) estimaron HH_{Azul} , HH_{Verde} y HH_{Gris} para nueve sistemas de producción de cultivos primarios en el período 2007-2008 en Nepal, siguiendo el marco establecido por la Water Footprint Network y mediante datos locales meteorológicos y agronómicos se calcularon HH_{Azul} y HH_{Verde} por medio de balance hídrico, mientras que HH_{Gris} se estimó como el volumen de agua dulce necesaria para diluir nitrato. Para el cultivo de papa y trigo la HH es similar al promedio mundial, mientras que para la cebada, el arroz y las legumbres fue mucho mayor, se encontró que HH_{Azul} , HH_{Verde} y HH_{Gris} de producción de cultivos en Nepal son 14.482, 9.934 y 3.408 millones de $m^3 \cdot año^{-1}$ respectivamente.

Arévalo *et al.* (2011), estimaron los componentes de HH_{Verde} , HH_{Azul} y HH_{Gris} de la HH del sector agrícola en Colombia para el año 2008 por medio de datos de producción, información geográfica e información agroclimática (Arévalo *et al.*, 2011).

Tabla 2. Distribución de la huella hídrica del sector agrícola colombiano, año de estudio 2008.

HUELLA HÍDRICA DEL SECTOR AGRÍCOLA COLOMBIANO			
Huella hídrica verde ($Mm^3 \cdot año^{-1}$)	Huella hídrica azul ($Mm^3 \cdot año^{-1}$)	Huella hídrica gris ($Mm^3 \cdot año^{-1}$)	Huella hídrica Total ($Mm^3 \cdot año^{-1}$)
34.242	2.804	2.098	39.144

Fuente: (Arévalo *et al.*, 2011)

Arévalo *et al.*, (2012) estimó la huella hídrica de los productos agrícolas más representativos de la agricultura colombiana. El maíz es el tercer producto de la con la mayor HH_{Gris} (236,92 $Mm^3 \cdot año^{-1}$) (Figura 3).

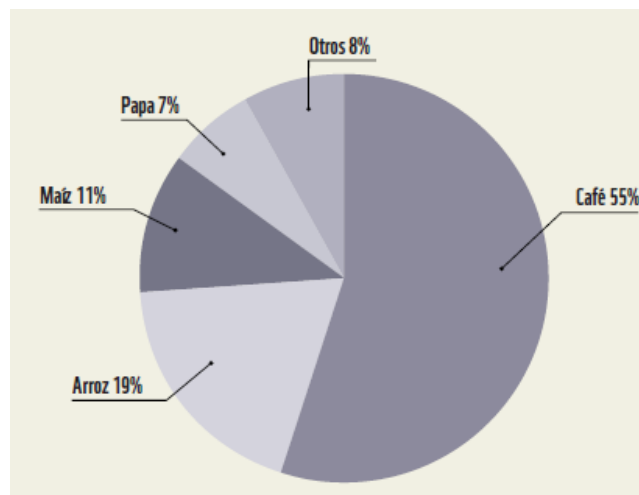


Figura 3. Distribución porcentual de la huella hídrica gris del sector agrícola de Colombia por producto

Fuente: (Arévalo *et al.*, 2012).

Fonseca *et al.* (2012), determinaron que para la producción de arroz en Perú son necesarios $6.496 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de agua, de los cuales $1.339 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ corresponden a HH_{Azul} , $4.985 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Verde} y $171,48 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Gris} . En Turkmenistán la HH del arroz es de $7.014 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$, de los cuales $6.804 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ corresponde a HH_{Azul} y $210 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Verde} , y en Uzbekistán la HH del mismo cultivo es de $4.240 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de los cuales, $4.015 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ corresponde a HH_{Azul} y $225 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Verde} (Aldaya *et al.*, 2010).

Para la producción de algodón en Turkmenistan el promedio de HH_{Azul} y HH_{Verde} son $6.875 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ y $191 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ respectivamente, mientras que el promedio de HH_{Azul} en Kazajistán, Kirguistán, Uzbekistan y Tajikistan fueron 1.461 , 2.384 , $4.171 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ y $5.845 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$; y el promedio de HH_{Verde} fue 962 , 655 , 265 y $388 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ respectivamente (Aldaya *et al.*, 2010).

En el norte de Tailandia se estimó que el promedio de la HH para la caña de azúcar y la yuca es de $202 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ y $509 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ respectivamente (Kongboon y Sampattagul, 2012).

En Kirguistán se encontró que el promedio nacional de huella hídrica para la producción de trigo es de $1.779 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de los cuales $1.014 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ corresponden a HH_{Verde} y $765 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ a HH_{Azul} . (Aldaya *et al.*, 2010).

En Chile, Ovalle (2012), realizó la estimación de la HH_{Gris} para tres fertilizantes (nitrógeno, potasio y azufre) en los cultivos de aguacate, olivo, ricino y jojoba, Asumiendo un porcentaje de lixiviación del 10% para cada uno de los fertilizantes. Se encontró que la huella hídrica gris para aguacate es de $546,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$,

para el olivo fue de $305,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, el ricino de $2,060 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y jojoba de $3,028 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$.

Con respecto a la HH_{Gris} del cultivo de Maíz, en Chile se estimaron $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ (Donoso y Franco 2012). En Nepal, Shrestha, *et al.* (2013) estimaron $270 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$. Mientras que en Beijing se han encontrado HH_{Gris} de $168,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ y $263 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ (Huang *et al.*, 2013; Sun *et al.*, 2013).

En el estudio global de HH realizado por Mekonnen y Hoekstra (2010), se encuentran los estimados para el cultivo de maíz en los diferentes departamentos y el promedio nacional de Colombia (Tabla 3).

Tabla 3. Huella hídrica del cultivo de maíz en Colombia.

HH Maíz ($\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$)			
Departamentos	HH_{Verde}	HH_{Azul}	HH_{Gris}
Amazonas	2113	-	177
Antioquia	2464	0	178
Arauca	2059	0	177
Atlántico	2587	19	199
Caquetá	2063	0	182
Cauca	2345	8	212
Cesar	2512	2	186
Choco	2485	0	180
Córdoba	2406	1	178
Guaviare	1881	0	177
Guainía	1957	-	177
Huila	2314	15	212
La Guajira	2688	4	222
Meta	2116	0	177
Nariño	2342	0	200
Norte de Santander	2270	3	189
Putumayo	2193	0	186
Quindío	2379	2	184
Risaralda	2382	0	178
Santander	2277	1	187
Tolima	2365	33	199
Valle del Cauca	2447	54	204
Vaupés	-	-	-
Vichada	1858	-	177
Casanare	2241	0	179
Cundinamarca	2468	5	196
Distrito Capital	2434	3	191
Bolívar	2486	1	181
Boyacá	2270	2	194
Caldas	2401	0	181
Magdalena	2570	2	189
Promedio Nacional	2377	12	189

Fuente: (Mekonnen y Hoekstra, 2010^b)

El cultivo de maíz es uno de los más extensivos a nivel mundial, pero, también es uno de los cultivos que más consume N; mediante el mejoramiento genético se ha logrado conseguir variedades de maíz más productivas, esto implica que las

extracciones de N por parte de la planta aumenten también, implicando así unas aplicaciones más excesivas de este elemento por parte de los agricultores para asegurar la cosecha, dejando de un lado las buenas prácticas agrícolas y aumentando el riesgo de contaminación de las aguas freáticas y superficiales (Domingo *et al.*, 2005).

Recientes estudios, abordan los impactos de la pérdida de nutrientes de los suelos agrícolas en la calidad del agua, llegando a la conclusión que se pueden generar posibles impactos al medio ambiente y a la sociedad a largo plazo debido a la contaminación de los cuerpos de agua dulce, y de los ecosistemas; como por ejemplo la hipoxia (Tomer y Liebman, 2014). Para la mitigación de dichos impactos se hace necesario disminuir la pérdida de nutrientes, lo que supone un buen manejo de estos en el campo (Liu *et al.*, 2012). Lo anterior implica que es necesario conocer primero los impactos que trae un determinado sistema sobre los cuerpos de agua. Sun *et al.* (2013) reconocieron en su estudio de HH_{Gris} en maíz, que se hace necesario realizar un análisis en campo para conocer los impactos específicos de un contaminante sobre un sistema productivo.

2.4. JUSTIFICACIÓN

Los estudios de HH realizados a la fecha, son referidos a estimaciones basadas en estadísticas mundiales de datos de clima, riego, rendimiento, fertilización, también factores como los porcentajes de pérdida de agroquímicos de la superficie cultivada mediante la escorrentía y la lixiviación (Hoekstra *et al.*, 2011). Hoekstra y Chapagain (2007), determinaron la HH de la producción de diferentes cultivos a nivel mundial, Mekonnen y Hoekstra (2010) estimaron HH_{verde} , HH_{Azul} y HH_{Gris} para el trigo, Shrestha *et al.* (2013) estimaron HH_{verde} , HH_{Azul} y HH_{Gris} de producción de cultivos primarios en Nepal.

En Colombia se han adelantado pocos estudios de HH, los avances existentes consisten únicamente en estimaciones de HH_{verde} , HH_{Azul} y HH_{Gris} para el sector agrícola (Arévalo *et al.*, 2012); a pesar que existen estudios que evalúan lixiviados y destino de pesticidas en suelos y cuerpos de agua provenientes de sistemas de producción agropecuaria, los cuales dan acercamiento a la situación actual de contaminación hídrica; actualmente se cuenta con poca información sobre estudios dirigidos a evaluar el indicador de HH_{Gris} (Parrado y Naranjo, 2014), lo cual es mediante la implementación de instrumentos de medición en sistemas agrícolas.

Para el caso de la medición de la HH_{Gris} se hace necesario cuantificar el fertilizante aplicado, aforar el volumen de agua que entra y sale del sistema y las concentraciones de contaminantes en entrada de agua y salida en escorrentía superficial o percolación profunda.

2.5. OBJETIVOS

2.5.1. Objetivo general

- Determinar los aportes a la HH_{Gris} por el uso de agroquímicos de un sistema productivo de maíz

2.5.2. Objetivos específicos

- Determinar las tasas de lixiviación y escorrentía de nitratos, amonio y fosfato
- Cuantificar la huella hídrica gris por el uso de fertilizantes en el cultivo de maíz
- Estimar la huella hídrica gris por el uso de plaguicidas en el cultivo de maíz

3. METODOLOGÍA

3.1. ZONA DE ESTUDIO

El proyecto se desarrolló en la estación experimental de Corpoica C.I. Nataima, ubicado en la vereda San Francisco en el municipio de Espinal – Tolima (4°7'12" N-74°51'36" W) a una altura de 427 msnm, con una temperatura media de 27°C y una precipitación anual de 1400 mm (Figura 4). El área experimental de este estudio fue de 0,31 ha, con una densidad de siembra de 62500 pl·ha⁻¹.

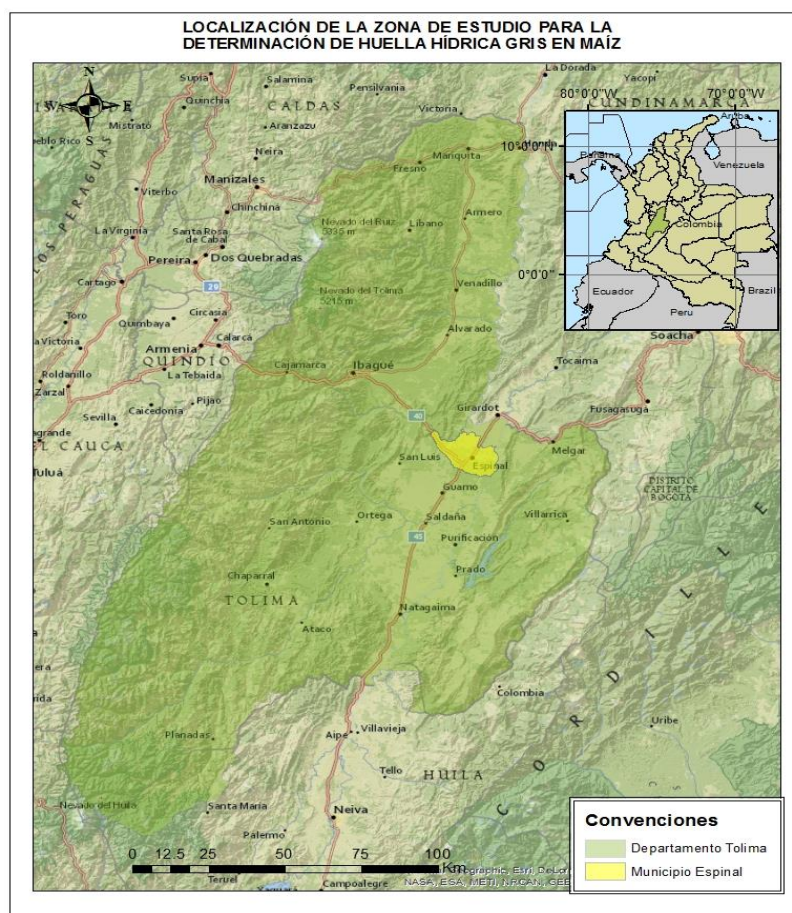


Figura 4. Localización de la zona de estudio.

La siembra se realizó el 9 de abril y la cosecha el 12 de agosto de 2014 con una duración del ciclo productivo de 126 días.

Se sembraron dos materiales de maíz tecnificado. El material FNC-3056 es un híbrido de grano blanco, floración temprana, buena adaptación, porte medio-bajo,

buen aspecto de planta y mazorca alta tolerancia a enfermedades, buena calidad del grano y un alto rendimiento (Fenalce, 2007). El material DK-7088 es híbrido de grano amarillo con alto rendimiento, tolerante a enfermedades tropicales y excelente calidad de grano (Monsanto, 2008). La siembra se realizó mediante el método de siembra directa, se pusieron dos semillas por sitio a 5 centímetros de profundidad.

3.2. CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS CLIMÁTICOS

Se caracterizaron los parámetros climáticos diarios de precipitación, humedad relativa, temperatura máxima y mínima; mediante la estación meteorológica Nataima, la cual se encuentra ubicada en el centro de investigación Corpoica del municipio del Espinal en el departamento del Tolima, tiene una altitud de 415 msnm, registra una precipitación anual promedio de 1400 mm, evaporación anual de 1990 mm, la temperatura media reportada en la estación es de 28°C, el brillo solar es de 6 h·día⁻¹ y la humedad relativa es de 72% (Dorado, 2011).

Durante el ciclo productivo hubo precipitación efectiva de 522 mm. Se observa que durante este período de tiempo, las lluvias se concentraron entre mediados del mes de abril, durante todo el mes de mayo y principios de junio en donde se presentó el evento más intenso. Los eventos más importantes fueron los presentados a los 10, 15, 22 y 54 DDS (Figura 5).

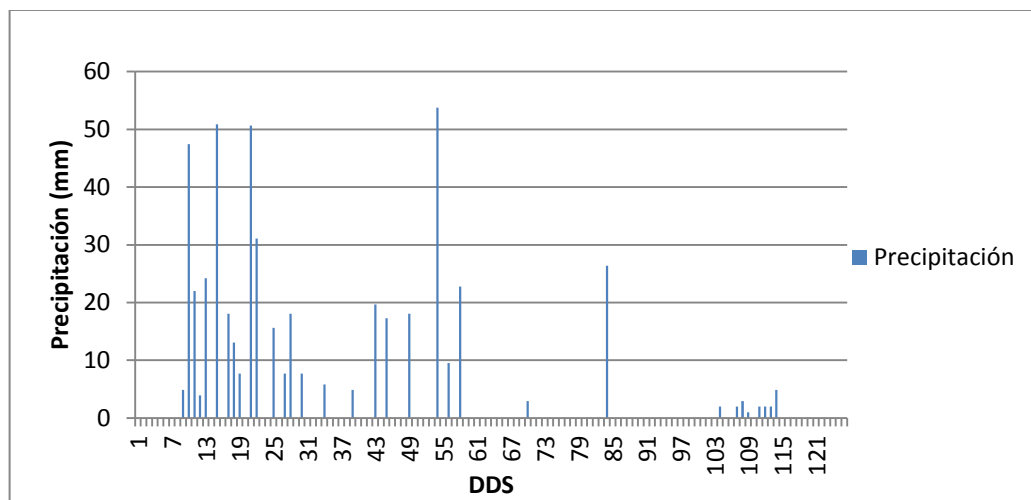


Figura 5. Histograma de precipitación efectiva

Durante el ciclo productivo se presentó una temperatura media de 28 °C, siendo el valor máximo registrado 32°C y el mínimo de 25°C. La humedad relativa promedio fue 68%, siendo el valor máximo registrado 89% y el mínimo 40%. Se observa que los menores porcentajes de humedad relativa se presentan a altas temperaturas y

viceversa, lo cual obedece a que a mayores temperaturas en el ambiente, el vapor de agua en el aire es más susceptible a ascender por evaporación (Figura 6).

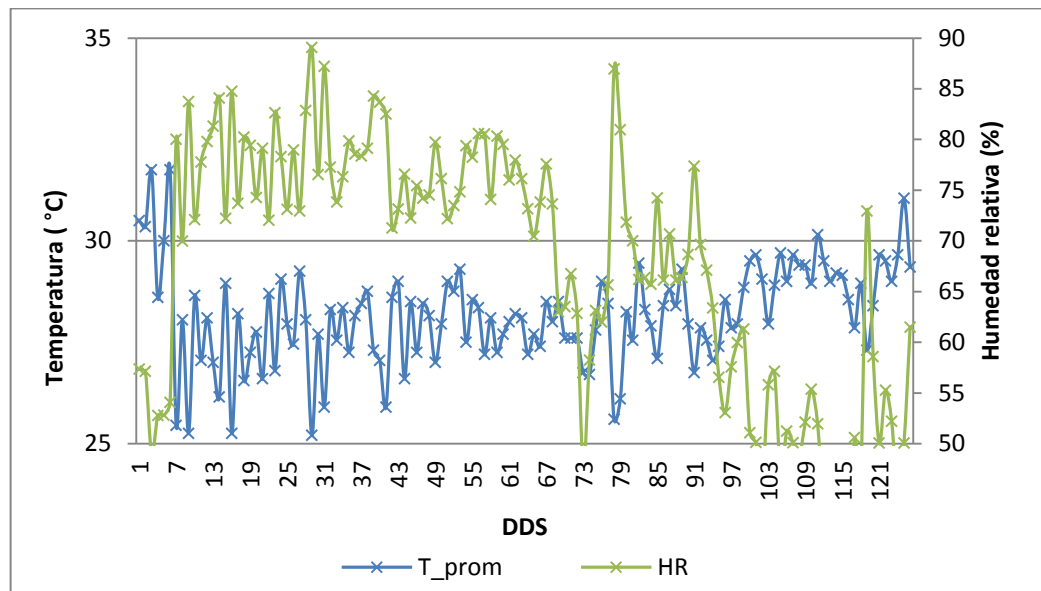


Figura 6. Comportamiento de la temperatura y la humedad relativa

3.3. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS

Se realizó la caracterización física y química del perfil del suelo en dos horizontes de profundidad, 0-30 cm y 30-100 cm.

El primer horizonte es de textura franco arenosa, densidad aparente alta ($1,66 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), contenido muy bajo de materia orgánica (0,91%), de porosidad total (36,78%), de N-NH_4^+ ($1,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de N-NO_3^- ($7,19 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), pobre en nitrógeno total ($553,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Baja capacidad de intercambio catiónico ($6,89 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de contenido de potasio ($0,26 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$). Presenta contenido medio de fósforo disponible (21,16 ppm), de calcio ($4,27 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$), de sodio ($0,15 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de azufre (13,92 ppm); pH neutro (6,67), una conductividad hidráulica moderadamente alta ($0,52 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$).

El segundo horizonte es de textura franco arenosa, densidad aparente alta ($1,72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), con un contenido muy bajo de materia orgánica (0,26%), de porosidad total (35,49%), de N-NH_4^+ ($0,88 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de N-NO_3^- ($6,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), pobre en nitrógeno total ($379,71 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), baja capacidad de intercambio catiónico ($4,87 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de contenido de potasio ($0,28 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$). Contenido medio de calcio ($4,66 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) y de sodio ($0,14 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$). Presenta un pH neutro (6,98), una conductividad hidráulica moderadamente alta ($0,62 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$), y contenido alto de fósforo disponible (70,30 ppm).

Tabla 4. Caracterización de suelos.

	Característica		
	profundidad(cm)	0-30	30-100
Propiedades químicas	pH	6,67	6,98
	MO (%)	0,91	0,26
	P-BrayII (mg· kg ⁻¹)	21,16	70,3
	Ca (cmol· kg ⁻¹)	4,27	4,66
	K (cmol· kg ⁻¹)	0,26	0,28
	Na (cmol· kg ⁻¹)	0,15	0,14
	CIC (cmol· kg ⁻¹)	6,89	4,87
	S (mg/kg)	13,92	6,91
	N-NH4 (mg· kg ⁻¹)	1,41	0,88
	N-NO3 (mg· kg ⁻¹)	7,19	6,32
	N-Total (mg· kg ⁻¹)	553,77	379,71
propiedades físicas	Textura	Franco arenoso	
	Densidad aparente (g·cm ⁻³)	1,66	1,72
	Densidad real(g·cm ⁻³)	2,63	2,66
	Porosidad total (%)	36,78	35,49
	Conductividad Hidráulica saturada(cm·h ⁻¹)	0,52	0,62

3.4. MANEJO AGRONÓMICO DEL CULTIVO

3.4.1. Fertilización

Se caracterizaron los fertilizantes utilizados, llevando un registro del grado de cada compuesto, dosis aplicada y cantidades totales disponibles para producción (Tabla 5).

La tabla de datos de fertilizantes aplicados, composición química y cantidades totales, refleja que la base de la fertilización en la finca Nataima para el cultivo de maíz es en base a compuestos nitrogenados.

Tabla 5. Fertilizantes aplicados, grado y cantidad disponible.

Evento	DDS	Fertilizante	Dosis Kg·ha ⁻¹	Concentración de nutrientes en el fertilizante (Kg·ha ⁻¹)				
				N	P	K	Mg	S
1ra Fertilización	13	Nitromag	180,5	37,9	0	0	13,5	0
		Microesentials	180,5	21,7	31,5	0	0	18,1
		Korn Kalli	270,8	0	0	89,9	16,2	0
2da Fertilización	37	Nitromag	361,1	75,8	0	0	27,1	0
	37	Amidas	90,2	36,1	0	0	0	5,4
3ra Fertilización	52	Urea	90,2	41,5	0	0	0	0
Fertilización total				213	31,5	89,9	56,9	23,5
Disponible suelo*				27,7	23,1	341		
Disponible producción				241	54,6	431	56,9	23,5

* Las cantidades de nutrientes disponibles en el suelo están relacionados con el análisis químico de suelos. Para el caso del N, por medio del N total y la densidad aparente, se determinó el N del suelo, el nitrógeno aprovechable se determinó asumiendo un porcentaje de mineralización del 1%. Para el caso del P el resultado del análisis químico es dado en P disponible, para lo cual basta únicamente con hacer el respectivo cálculo con la densidad aparente de igual manera que para el potasio.

3.4.2. Manejo de arvenses

A continuación se muestran los pesticidas aplicados al cultivo a lo largo del ciclo productivo:

Tabla 6. Manejo de arvenses.

Evento	DDS	Unidad	Material FNC-3056		Material DK-7088	
			Pesticida	Cantidad (cm ³ ·ha ⁻¹)	Pesticida	Cantidad (cm ³ ·ha ⁻¹)
1ra Aplicación	2	cm3	Glifosato	100	Glifosato	100
		cm3	Pendimetalina	100	Pendimetalina	100
		cm3	Harness	1,6	Harness	1,6
		g	Atrazina	67	Atrazina	67
		cm3	Cipermetrina	17	Cipermetrina	17
2da Aplicación	31	cm3	Gramoxone	300	Glifosato	300
3ra Aplicación	50	cm3	Gramoxone	300	Glifosato	300

3.4.3. Riego

Se caracterizaron los eventos de aplicación de riego (Tabla 7).

Tabla 7. Láminas de riego aplicadas durante cada ciclo

DDS	Lámina de Riego (mm)
71	56,78
92	30,28
Total	87,06

3.5. DETERMINACIÓN DE LA HUELLA HÍDRICA GRIS

3.5.1. Determinación de la huella hídrica gris para fertilizantes

Para realizar el cálculo de la huella hídrica gris primero se deben de tener en cuenta cada uno de los términos empleados, su significado y su método de medición.

3.5.1.1. Cuantificación del volumen de agua que ingresa al sistema ($Abstr_{pp}$)

La cantidad de agua que ingresa al sistema durante el ciclo productivo es llamada abstracción ($Abstr$). La abstracción de agua lluvia ($Abstr_{pp}$) es la lámina total de precipitación que cae en el lote durante el ciclo productivo. Estos datos fueron obtenidos de la estación meteorológica presente en la finca.

3.5.1.2. La abstracción de agua de riego ($Abstr_{riego}$)

Es el volumen de agua de riego por gravedad que ingresa al sistema. Para determinar este volumen se caracterizaron los diferentes eventos de riego en donde se contabilizó en caudal de entrada al lote mediante el uso de aforadores de caudal.



Figura 7. Ubicación de los aforadores de caudal a la entrada del riego

3.5.1.3. Determinación del volumen del efluente (E_{ffi})

Con el fin de cuantificar los efluentes del sistema fue necesario medir el agua que sale por escorrentía superficial después de un evento de riego por gravedad y la cantidad de agua que sale por percolación profunda posterior a un evento de precipitación o riego.

Para medir el agua de escorrentía se direccionó toda el agua a un único punto de salida donde se construyó un canal de salida de agua y se instaló un aforador de caudal, el cual contó con un sensor en la parte superior que registraba la altura de la lámina que pasaba a través del aforo.

Con el fin de cuantificar la cantidad de agua de percolación profunda producto de la precipitación o del riego se utilizaron dos lisímetros de pesada, uno en cada material evaluado.

Los lisímetros de drenaje además de servir para la medición de la evapotranspiración real, están adaptados para coleccionar el agua que ha drenado por el suelo después de un evento de riego o precipitación. Los lisímetros cuentan con una profundidad efectiva de suelo de 45 cm y un área de superficie expuesta de 0.26 m².

En la parte inferior de los lisímetros se cuenta con un sistema de drenaje en espina de pescado el cual está conectado a un tarro coleccionador del agua precolada, este tarro se encuentra enfaseado dentro de una cubierta de PVC que permite que el agua no quede expuesta a la superficie evitando la alteración de los resultados de calidad de agua. El tarro coleccionador puede ser retirado con facilidad para medir la lámina de agua percolada inmediatamente después de un evento de precipitación o riego mediante el uso de una probeta. Los lisímetros ya han sido

utilizados en varios estudios con el objetivo de estudiar la lixiviación generalmente de N (Ceccon *et al.*, 1995; Ohte *et al.*, 1997; Zhao *et al.*, 2010; Gu *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2015).

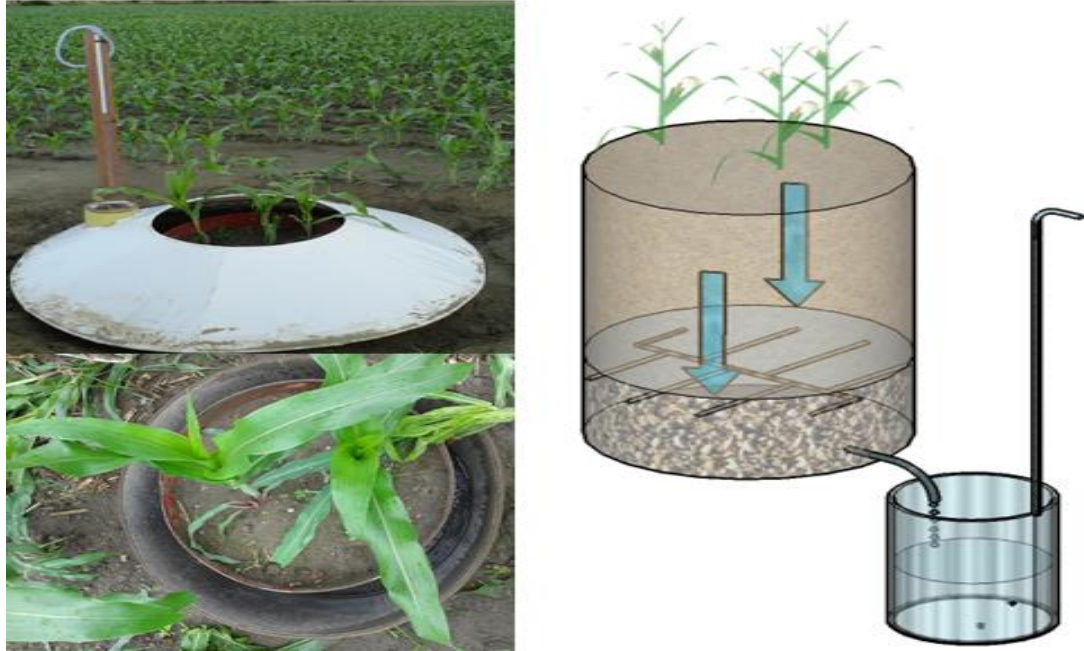


Figura 8. Estructura real e interna de un lisímetro.

3.5.1.4. Determinación de la concentración del contaminante en el efluente (C_{effl})

Las concentraciones de contaminantes en el efluente son entendidas como la carga de contaminantes presentes en el agua de salida del sistema es decir, en el agua de escorrentía o de percolación.

En cada evento de riego se recolectó una muestra de agua de salida del sistema por escorrentía. Después de cada evento de precipitación o riego se cuantificó el volumen de agua percolada en una probeta y se tomó una submuestra en tarros plásticos de 250cc. Las muestras obtenidas fueron refrigeradas inmediatamente después del muestreo, posteriormente se enviaron al laboratorio de servicios analíticos del CIAT en donde se analizaron las concentraciones de nitrógeno de amonio ($N-NH_4^+$), nitrógeno de nitrato ($N-NO_3^-$) y fosfato (PO_4^{3-}) mediante los métodos de espectrofotometría molecular para el caso de N y de fosfomolibdato en espectrofotometría molecular para el P.

3.5.1.5. Determinación de la concentración actual del contaminante (C_{act}):

La concentración actual del contaminante se refiere a la concentración de contaminantes que tenía el agua antes de ingresar al sistema, para lo cual se hizo lo siguiente:

- Para el caso de los eventos en donde la entrada de agua al lote fue producto de la precipitación, se realizaron muestreos de calidad de agua de lluvia. Se tomaron muestras en tarros colectores que se distribuyeron dentro de la parcela.
- Para el caso de los eventos en donde la entrada de agua al lote fue producto del riego, se tomaron muestreos de calidad de agua de riego a la entrada del lote.

En los dos casos las muestras obtenidas se enviaron al laboratorio para el análisis de la concentración de nitrógeno de amonio (N-NH_4^+), nitrógeno de nitrato (N-NO_3^-) y fosfato (PO_4^{3-}).

3.5.1.6. Determinación de la concentración natural del contaminante (C_{nat}):

La concentración natural del contaminante es la concentración que debería tener un cuerpo de agua si no hubiera alteraciones antrópicas, las concentraciones naturales de contaminantes en el agua no se conocen con exactitud pero se estima que son muy bajas por lo cual se asume que $C_{nat} = 0$ (Franke *et al.*, 2013).

3.5.1.7. Determinación de la concentración máxima permitida del contaminante (C_{max}):

La medición de las descargas de nutrientes y contaminantes sobre los cuerpos de agua permite conocer si sus concentraciones se encuentran o no dentro de los límites máximos permisibles de calidad de agua potable, para con ello conocer si ocasionan o no problemas de contaminación ambiental. Para el análisis e interpretación de la huella hídrica gris es indispensable conocer los valores máximos permitidos en la cuenca de influencia del cultivo.

Tabla 8. Normas de calidad de agua potable seguidos en este estudio.

Contaminante	Niveles máximos permisibles ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Entidad certificadora	Fuente
NITRATO (N-NO_3^-)	10	Ministerio de la protección social y ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial de Colombia	Resolución 2115 del 22 de Julio de 2007
FOSFATO (PO_4^{3-})	0,5		
AMONIO (N-NH_4^+)	35	Organización Mundial de la Salud	OMS, 2006

3.5.1.8. Determinación del rendimiento del cultivo (Y):

Al final del ciclo productivo se cosecharon las mazorcas del lote a los 126 DDS cuando las mazorcas disminuyeron su contenido de humedad al 14%.

3.5.2. Cálculo de la huella hídrica gris por fertilizantes

La HH_{Gris} en general es el resultado de la división de la carga de un contaminante (L), sobre la diferencia entre el estándar de calidad de agua propuesto para dicho contaminante (C_{Max}) y la concentración del mismo en un cuerpo de agua en el caso de no presentarse una alteración antrópica (C_{Nat}) (Hoeskstra *et al.*, 2011; Franke *et al.*, 2013).

$$HH_{Gris} = \left(\frac{L}{C_{max} - C_{nat}} \right) \times \frac{1}{Y} \left(\frac{Volumen}{tiempo} \right)$$

Ecuación 1. Ecuación general para el cálculo de la huella hídrica gris.

El cálculo de la HH_{Gris} se realizó en base a la ecuación general, en donde para determinar la carga (L) es necesario tener las cantidades de fertilizante aplicados en total y la fracción de lixiviación- escorrentía que es asumida como 10%. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la agricultura es una fuente difusa de contaminación del agua pero, para objetivos de este estudio el agua se condujo a puntos determinados de salida con la caracterización de su cantidad y calidad, por lo cual se habla de una medición puntual de contaminación. Para este caso la carga (L) se calcula de la siguiente manera (Hoeskstra *et al.*, 2011).

$$L = (E_{ffl} \times c_{effl} - Abstr \times c_{act}) \left(\frac{masa}{tiempo} \right)$$

Ecuación 2. Carga del contaminante para una fuente puntual de contaminación.

Insertando la ecuación (2) en la ecuación (1) se obtiene:

$$HH_{gris} = \frac{(E_{ffl} \times c_{effl} - Abstr \times c_{act})}{(C_{max} - C_{nat})} \times \frac{1}{Y} \left(\frac{Volumen}{tiempo} \right)$$

Ecuación 3. Ecuación para el cálculo de la huella hídrica por una fuente puntual de contaminación.

Teniendo en cuenta las entradas al sistema de agua de riego y de precipitación la ecuación 3 queda de la siguiente manera:

$$HH_{gris} = \frac{(E_{ffl} \times c_{effl} - (Abstr_{pp} \times c_{act_{pp}} + Abstr_{riego} \times c_{act_{riego}}))}{(C_{max} - C_{nat}) \times Y} \left(\frac{Volumen}{masa} \right)$$

Ecuación 4. Ecuación para el cálculo de la huella hídrica gris por focos puntuales de contaminación en la agricultura.

Para el caso del presente estudio, el cálculo de la HH_{Gris} del cultivo estuvo determinado por los principales contaminantes, es decir, residuos de fertilización (N y P) y pesticidas aplicados para el manejo de arvenses. La HH_{Gris} se puede hallar para cada contaminante, pero basta únicamente con representar el más crítico ya que éste tendrá el mayor valor asociado a HH_{Gris} (Hoeskstra *et al.*, 2011).

3.5.3. Determinación de la huella hídrica gris por pesticidas

Para la estimación de la huella HH_{Gris} para pesticidas se siguió la metodología estipulada por Franke, *et al.* (2013), sin embargo, es necesario conocer primero cada uno de los términos empleados y su método de determinación. Los cuales se muestran a continuación:

3.5.3.1. Determinación de la fracción de lixiviación-escorrentía (α)

Para estimar la fracción de lixiviación-escorrentía se tuvo en cuenta los puntajes y pesos para los factores incidentes en el potencial de lixiviación-escorrentía siguiendo los lineamientos propuestos por Franke, *et al.* (2013):

Tabla 9. Puntajes y pesos para los factores incidentes en el potencial de lixiviación –escorrentía.

Categoría	Factor		Potencial de lixiviación-escorrentía	Puntaje(s)	Nota
			Peso(w)		
Propiedades químicas	Koc (L/kg)		20	0 - 0,67	0: Glifosato, pendimetalina, cipermethrina and Gramoxone 0,67: Atrazine y Harness
	Persistencia (vida-media en días)(relevante por lixiviación)		15	0,33 - 0,67 - 1	0: Glifosato, Atrazina y Harness. 0,67: Pendimetalina , Cipermetrina. 1: Gramoxone.
	Persistencia (vida-media en días)(relevante para escorrentía)		10		
Factores ambientales	Suelo	Textura(relevante para lixiviación)	15	0,67	Franco
		Textura(relevante para escorrentía)	10	0,33	
		Materia orgánica (kg/m2)	10	1	
	Clima	Intensidad de lluvia (relevante para escorrentía)	5	0,33	Moderado
		Precipitación (mm)	5	0,33	600-1200
Practicás agronómicas	Prácticas de manejo (relevante para escorrentía)		10	0,33	Buena

Fuente: Franke *et al.*(2013)

En cuanto a las propiedades químicas que se requieren para poder calcular la fracción de lixiviación-escorrentía (Tabla 9), se hizo uso de la base de datos de

propiedades de los pesticidas-PPDB de la universidad de Hertfordshire (AERU,2013).

3.5.3.2. Determinación de la concentración máxima admisible (C_{max})

Para la determinación de las concentraciones máximas admisibles para cada uno de los pesticidas se consultaron normas internacionales vigentes (Tabla 10):

Tabla 10. Concentraciones máximas permisibles de pesticidas para agua potable.

Pesticida	C_{max} (µg/l)	Fuente
Glifosato	800	Franke, <i>et al.</i> (2013)
Pendimetalina	20	(OMS, 2006)
Harness	7	(WI DNR, 2011)
Atrazina	2	(OMS, 2006)
Cipermetrina	15	(Enviroment Agency, 2002)
Gramoxone	10	(Ontario, 2002)

La determinación de la concentración natural de los pesticidas en el agua y el rendimiento del cultivo, fueron iguales que para el caso de HH_{Gris} para fertilizantes.

3.5.4. Cálculo de la huella hídrica gris por pesticidas

Para la HH_{Gris} por pesticidas se utilizó la metodología propuesta por Franke *et al.*(2013) en donde el cálculo se realiza teniendo en cuenta la ecuación general de HH_{Gris} . La carga (L) para este caso está definida como:

$$L = \alpha \times Appl \left(\frac{masa}{tiempo} \right)$$

Ecuación 5. Carga del contaminante para una fuente no puntual.

En este caso se halló la HH_{Gris} de cada uno de los pesticidas aplicados para los dos materiales de maíz. La mayor HH_{Gris} asociada al pesticida que tuviera la mayor carga de contaminante sería el resultado final. En el caso de fuentes puntuales de contaminación se asume que la HH_{Gris} de este pesticida automáticamente diluye la de los demás contaminantes a lo largo del ciclo productivo.

3.6. DETERMINACIÓN DE LOS PORCENTAJES DE LIXIVIACIÓN

Los porcentajes de lixiviación se calcularon haciendo la relación entre la cantidad total obtenida en las muestras de agua percolada y de escorrentía a lo largo del ciclo productivo del N y P en sus formas de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y PO_4^{3-} respectivamente; y la cantidad neta de fertilizante aplicado. El cálculo se realizó de la siguiente manera:

$$\%_{\text{Lixiviación(N)}} = \frac{\sum \text{NNO}_3(\text{kg/ha})}{\text{N}_{\text{disp producción}}(\text{kg/ha})} \times 100$$

Ecuación 6. Determinación del porcentaje de lixiviación de nitrógeno en forma de N-NO_3^- .

$$\%_{\text{Lixiviación(N)}} = \frac{\sum \text{NNH}_4(\text{kg/ha})}{\text{N}_{\text{disp producción}}(\text{kg/ha})} \times 100$$

Ecuación 7. Determinación del porcentaje de lixiviación de nitrógeno en forma de N-NH_4^+ .

$$\%_{\text{Lixiviación(P)}} = \frac{\sum \text{PPO}_4(\text{kg/ha})}{\text{P}_{\text{disp producción}}(\text{kg/ha})} \times 100$$

Ecuación 8. Determinación del porcentaje de lixiviación de fósforo.

3.7. DETERMINACIÓN DE LOS PORCENTAJES DE ESCORRENTÍA

Para la determinación de los porcentajes de escorrentía producto de la irrigación del cultivo se realizó lo siguiente:

$$\% \text{ escorrentia (N, P)} = \frac{[\text{N} - \text{P}] \text{ Riego salida (kg)}}{[\text{N} - \text{P}] \text{ Riego entrada(kg)} + [\text{N} - \text{P}]_{\text{disp producción}}(\text{kg})}$$

Ecuación 9. Determinación de porcentaje de nutrientes perdidos por escorrentía superficial

3.8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Los resultados se analizaron mediante el uso de estadística descriptiva para las concentraciones de amonio, nitrato y fosfato en el agua de percolación mediante el uso del paquete estadístico R studio y de Excel. Este estudio no tuvo en cuenta repeticiones debido a que solo se trataba de la caracterización de sistemas productivos de maíz.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Para las concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_3^- y PO_4^{3-} , se hizo un análisis exploratorio de datos (Tabla 11), en donde se observa que tanto sumatorias, como medias, valores mínimos y máximos son muy similares entre materiales de maíz. La variable que presentó menos cambios drásticos fue el PO_4^{3-} que a pesar de que tuvo constantes cambios en las concentraciones de agua percolada a lo largo del ciclo, estas fluctuaron en un rango muy corto para ambos materiales, a diferencia de ion N-NH_4^+ que presentó concentraciones casi nulas en las muestras y unos pocos picos que alcanzaron concentraciones hasta $7,64 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en el material DK-7088 y $5,44 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en el FNC-3056. El comportamiento del N-NO_3^- también tuvo un rango de variación amplio que estuvo influenciado por la fase de desarrollo del cultivo y de las fertilizaciones encontrándose concentraciones desde $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ hasta $79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para el material DK-7088 y desde $1,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $63 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para el material FNC-3056.

Tabla 11. Análisis exploratorio de los datos.

n=12 para cada material evaluado

Material	Parámetros estadísticos	N-NH4	N-NO3	PO4
DK-7088	Suma ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,81	370,15	5,49
	Media ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0,71	33,65	0,50
	Máximo ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,64	79,15	1,99
	Mínimo ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0,00	2,06	0,03
	Desv. Estándar	2,30	27,84	0,53
	Coef de variación	3,24	0,83	1,06
FNC-3056	Suma ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	10,93	330,97	7,72
	Media ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0,99	30,09	0,70
	Máximo ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	5,44	63,70	1,63
	Mínimo ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	0,00	1,88	0,09
	Desv. Estándar	1,72	17,35	0,50
	Coef de variación	1,73	0,58	0,71

También se realizaron los boxplot de cada una de las variables medidas en ambos materiales (Figura 9); en el caso del N-NH_4^+ a pesar que la mediana de ambos materiales fue similar, con los picos máximos alcanzados se demuestra una vez más las alteraciones presentes en las concentraciones del agua percolada. El comportamiento del N-NO_3^- muestra que hubo una dispersión alta de los datos

debido a la variabilidad de las concentraciones en el agua dependiendo de los eventos de fertilización y desarrollo de la planta, se observa también que la mediana en ambos materiales es muy similar. Para el caso del PO_4^{3-} se observa que la dispersión no fue alta, sin embargo hubo un pico alto en donde se obtuvieron concentraciones en el agua percolada cercanas a $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

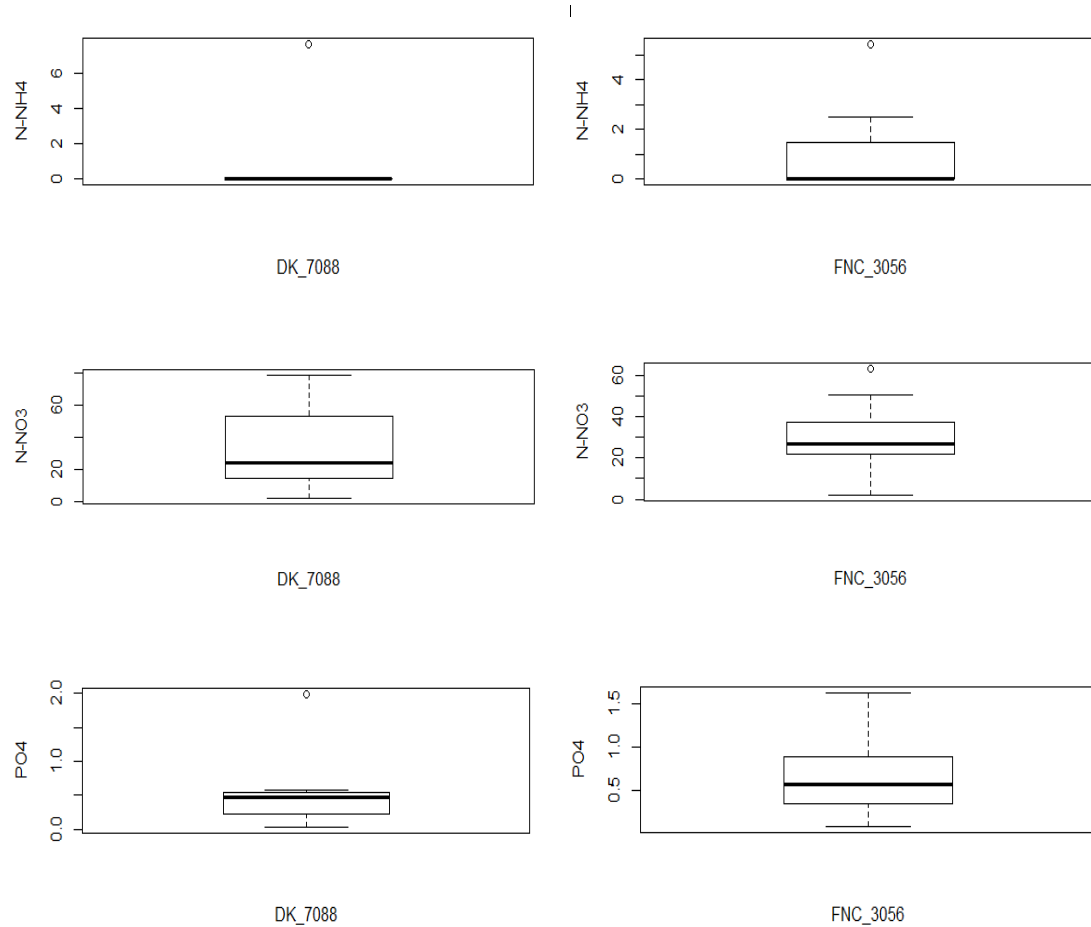


Figura 9. Boxplot de cada una de las variables medidas para los materiales DK-7088 y FNC-3056

4.2. LIXIVIACIÓN DE N-NH_4^+

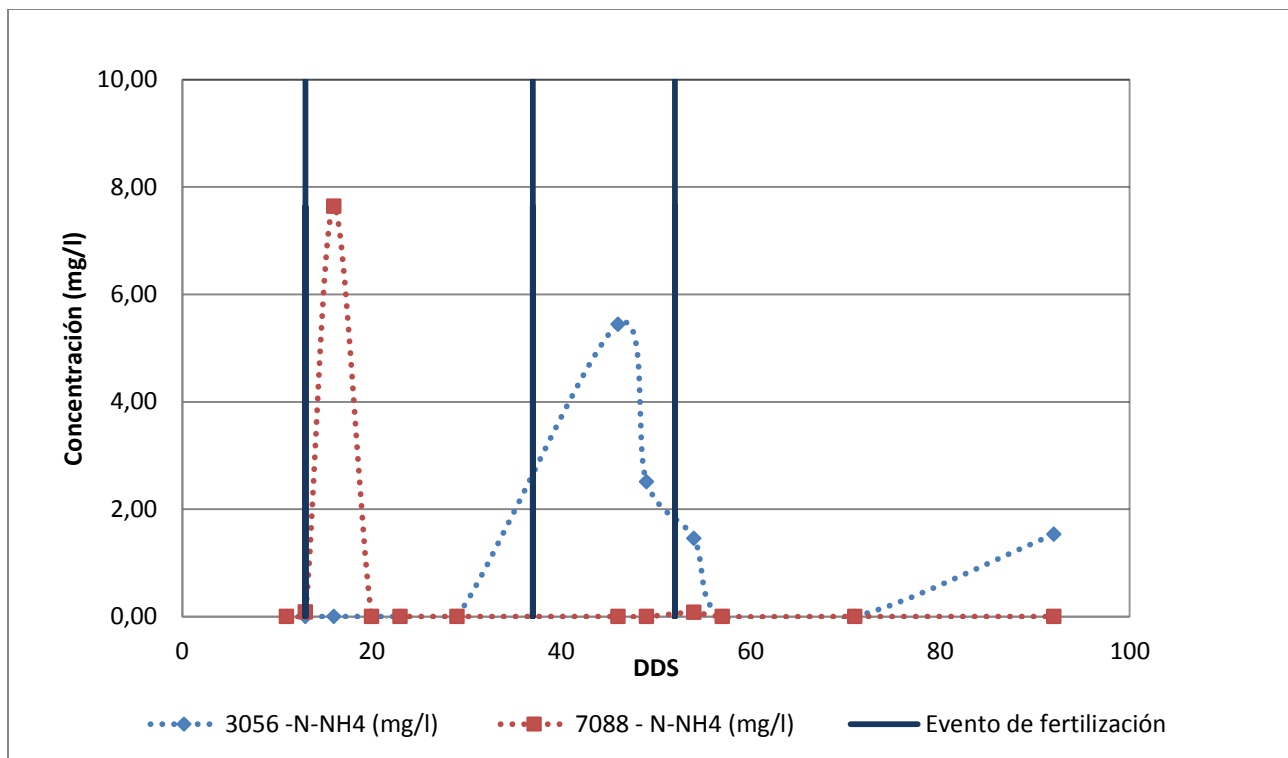


Figura 10. Concentración de N-NH_4^+ en agua de percolación para los materiales.

Las pérdidas de N-NH_4^+ por lixiviación variaron de $0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a $7,64 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ y $0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a $5,44 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ para los materiales DK-7088 y FNC-3056 respectivamente. Estos valores están cercanos a los encontrados por Wang *et al.* (2014) en el estudio donde evaluaron las pérdidas de N y P por lixiviación en arrozales de manejo intensivo con retención de paja en donde encontraron que el promedio de las concentraciones estuvieron entre $0.25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ y $5.07 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

La concentración de N-NH_4^+ presente en el agua de percolación para el material de maíz DK-7088 registró su mayor aumento en los 16 DDS, tres días después de la primera dosis de fertilización, la cual tuvo una concentración de N de $59,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Para el material FNC-3056 se encontró el mayor aumento nueve días después de la segunda fertilización a los 46 DDS, con una concentración de N de $112 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ posterior las concentraciones disminuyeron, finalmente se observa que después de la tercera fertilización a los 92 DDS ocurre nuevamente un aumento en las concentraciones de N-NH_4^+ en el agua de percolación. La aplicación de pesticidas es uno de los factores que tiene efectos secundarios en la mineralización y la transformación del N. El incremento de las concentraciones de N-NH_4^+ puede ser debido al aumento en la amonificación de la población bacteriana y/o un efecto adverso sobre las bacterias nitrificantes (nitrosomonas y nitrobacter) (Bansal, 2006).

4.3. LIXIVIACIÓN DE N-NO_3^-

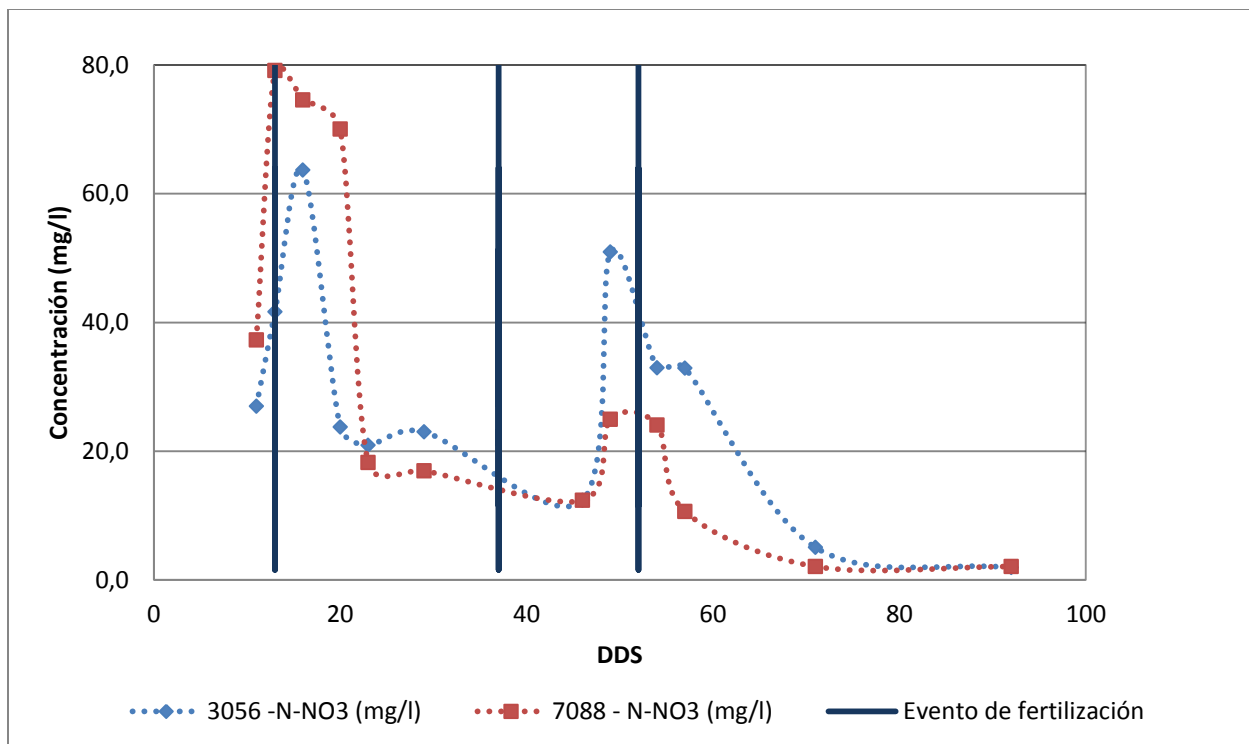


Figura 11. Concentración de N-NO_3^- para los materiales FNC-3056 y DK-7088.

La concentración de N-NO_3^- presente en el agua de percolación muestra que para el material de maíz DK-7088 osciló entre $2,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ y $80 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, mientras que para el material FNC-3056 esta variación fue entre $1,88 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ y $63,7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Las mayores concentraciones de N-NO_3^- se presentaron después de la primera y segunda fertilización. Después de la tercera fertilización las concentraciones empezaron a descender hasta alcanzar valores por debajo de los $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, este rango de concentraciones fue similar a los trabajos realizados por Perego *et al.* (2012) quienes evaluaron la lixiviación de nitrato en 6 sistemas de maíz en el valle de Po-Italia y encontraron variaciones de $0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a $110 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$; las concentraciones más altas se presentaron después de las aplicaciones de N. En un estudio de lixiviación de N-NO_3^- en un cultivo de maíz, Esteller *et al.* (2009) encontraron concentraciones máximas de $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, al igual que Carneiro *et al.* (2012) en el cultivo doble propósito de maíz con avena en Portugal.

Adicional a la lixiviación producida por cada uno de los eventos de fertilización, durante los primeros 20 DDS se concentró el 37% de la entrada de agua al ciclo productivo motivo de la precipitación. La precipitación es uno de los factores incidentes en la lixiviación de los nutrientes. Liang *et al.* (2011) encontraron que en el trigo hay un mayor potencial de lixiviación cuando la intensidad de la lluvia es de $5,9 \text{ mm} \cdot \text{día}^{-1}$ y cuando hay una tasa de aplicación de N que sobrepasa los 180

$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Por otro lado, la curva de absorción acumulada de N en el maíz (Figura 1) muestra que en la etapa de crecimiento vegetativo del cultivo es donde la absorción de nutrientes por parte de la planta es más baja. Los períodos de mínima absorción por parte del cultivo corresponden a los períodos de máxima lixiviación (Matta, 2007), lo cual se corrobora con el gráfico de concentración de N-NO_3 en el agua de percolación para los materiales FNC-3056 y DK-7088, en donde se obtuvieron las mayores concentraciones entre emergencia y V6 (hasta los 20 DDS).

La curva de absorción de N experimenta un notorio crecimiento en el período de alargamiento de tallos (Figura 1), que se ve reflejado entre las etapas V-6 y V-11 en los 21 y 46 DDS, la absorción de nutrientes empieza a aumentar, lo cual se refleja después de la segunda fertilización, en donde la lixiviación de N presentó valores más bajos en comparación a los de primera fertilización, esta última tuvo una concentración de N en el fertilizante de $59,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ mientras que en la segunda fertilización dicha concentración fue $112 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; es decir, hubo lixiviación pero esta fue más baja a pesar de que se aplicó una dosis de fertilizante que representa casi el doble de la primera fertilización, lo anterior refleja que hubo una mayor absorción de N por parte de la planta.

Al final de la etapa vegetativa, (entre V-12 y V-14, 48 a 54 DDS), se encontraron concentraciones relativamente altas en el agua de percolación (comparados con las concentraciones obtenidas después de la primera fertilización) que se debe a la acumulación de N en el suelo producto de la segunda fertilización y al lavado del mismo por los eventos de precipitación ocurridos. La precipitación más intensa del ciclo productivo (121 mm) se presentó a los 54 DDS, inmediatamente después de la tercera fertilización, en donde las concentraciones en el agua percolada fueron bajas en comparación con las obtenidas después de la primera fertilización. Lo anterior es debido a la dosis aplicada de N en la tercera fertilización ($41,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) y la demanda de N por parte de la planta en esta etapa (prefloración).

4.4. LIXIVIACIÓN DE PO_4^{3-}

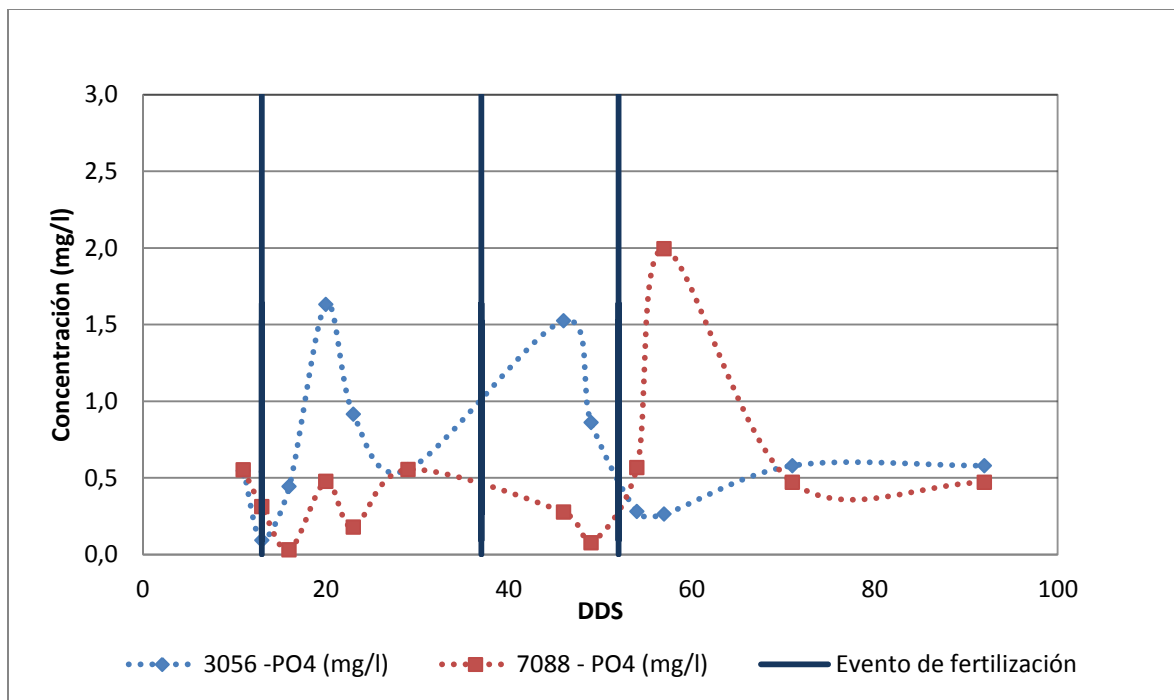


Figura 12. Concentración de PO_4^{3-} para los materiales FNC-3056 y DK-7088.

Las pérdidas de PO_4^{3-} por lixiviación variaron de $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $2,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $1,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para los materiales de maíz DK-7088 y FNC-3056 respectivamente. Esteller *et al.* (2009) encontraron que la lixiviación de PO_4^{3-} en un cultivo con maíz con suministro de fertilizante inorgánico, se alcanzó una concentración máxima de $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Wang *et al.* (2014) en su estudio de pérdidas por lixiviación de N y P en manejo intensivo de arrozales encontraron que dichas concentraciones oscilaron entre $0,04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $0,59 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Se observa que hubo una variación de las concentraciones de PO_4^{3-} durante el ciclo productivo, a pesar que únicamente se aplicó una concentración de P de $31,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en la primera fertilización. Para el material FNC-3056 se encuentran las mayores concentraciones de P, transcurrido un tiempo después de cada una de las fertilizaciones y de eventos significativos de precipitación, esto es debido a la degradación lenta del P en el suelo, caso contrario al material DK-7088 el cual mantuvo a concentraciones bajas durante todas las fertilizaciones y eventos de precipitación, sin embargo, después de la tercera fertilización registra su mayor concentración en el agua percolada. Ambos materiales tuvieron concentraciones bajas después de los dos eventos de riego, lo cual refleja hubo un lavado del nutriente a lo largo del ciclo de manera tal que al final de este las concentraciones fueron bajas. Debido a que el estudio de suelos mostró contenidos altos y medios de P, se deben atribuir estas variaciones de concentraciones a los diferentes

procesos ocurridos en la interacción suelo-planta tales como la mineralización, inmovilización y la solubilización (Munévar, 2013).

4.5. PORCENTAJES DE LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO

4.5.1. Determinación del porcentaje de lixiviación de nitrógeno

Las cantidades de N aplicado al cultivo mediante la fertilización y las cantidades disponibles en el suelo, relacionado con la cantidad de N en forma de N-NH_4^+ y N-NO_3^- presentes en el agua percolada se muestran a continuación:

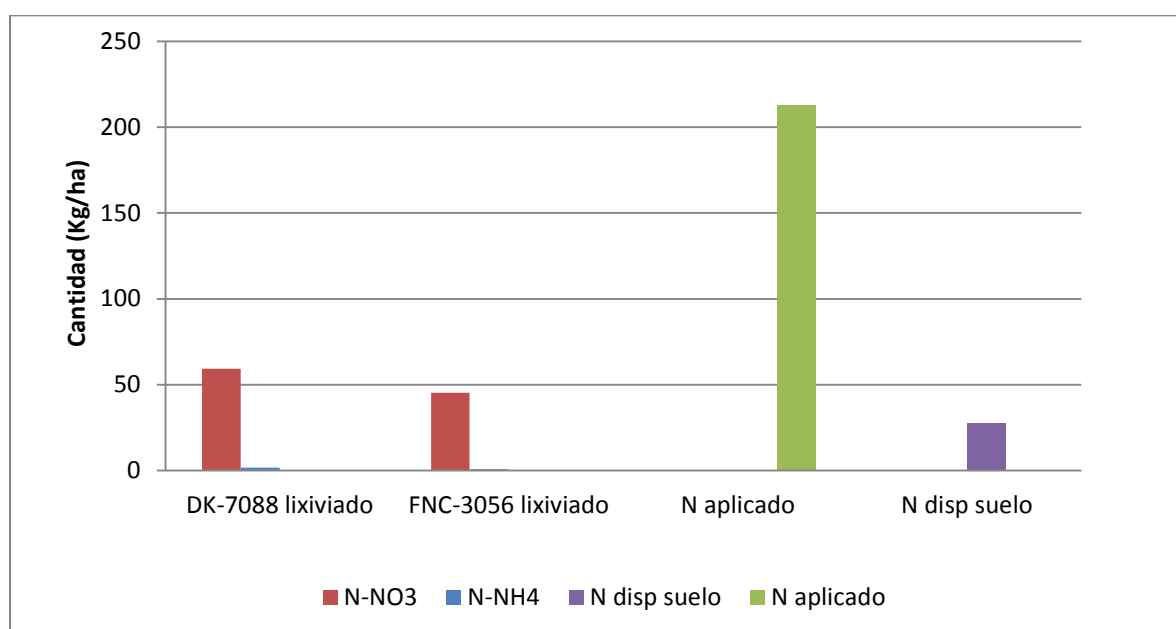


Figura 13. Contenidos de N aplicado, disponible en el suelo y en el agua de percolación para los materiales FNC-3056 y DK-7088.

La lixiviación depende de muchos factores, tales como el clima, tipo de práctica agrícola, frecuencia e intensidad de las precipitaciones, temperatura, tipo de cultivo, período de crecimiento de las plantas y la cantidad de materia orgánica, tipo de cultivo, fijación de N de cada cultivo, la composición del suelo, topografía y relieve, entre otros (Matta, 2007; Laspidou, 2014).

Diferentes autores indicaron que asumir 10% como porcentaje de lixiviación de N para un sistema de producción agrícola es insuficiente, debido a todos los factores que se excluyen (Mekonnen y Hoekstra, 2010^a; Herath *et al.*, 2012; Ovalle, 2012; Kongboon y Sampattagul, 2012; Sherestha *et al.*, 2013; Laspidou, 2014). Para el

maíz se han encontrado porcentajes de lixiviación entre 24 y 37% (Esteller *et al.*, 2009).

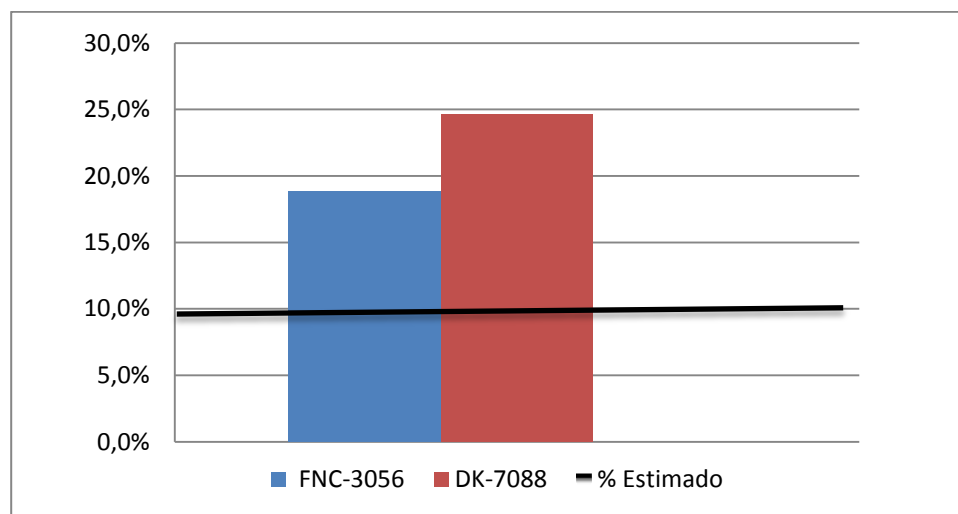


Figura 14. Porcentaje de Lixiviación de N-NO₃⁻.

Para el material FNC-3056 el porcentaje de lixiviación de N fue 18,8% mientras que para el material DK-7088 este porcentaje fue 24,6%. Las mayores pérdidas de N ocurren con la aplicación de fertilizantes inorgánicos (Esteller *et al.*, 2009). Por su alta solubilidad en el agua, las pérdidas de N en forma de N-NO₃⁻ fueron más altas, se encontraron cantidades de 59,32Kg N·ha⁻¹ y 45,37Kg N·ha⁻¹ para los materiales DK-7088 y FNC-3056; con una fertilización de 213 Kg N·ha⁻¹. Carneiro *et al.* (2012), encontraron pérdidas de 30 Kg N·ha⁻¹, en un sistema productivo doble propósito de maíz con avena, con una fertilización de N total de 250 Kg·ha⁻¹, representado un 12% del N aplicado. Zhao *et al.* (2010) encontraron que con aplicaciones de urea de 370, 1.110, y 1.440 Kg N·ha⁻¹ en vegetales plantados en lisímetros, las pérdidas de N representaron el 8,2%, 17,5% y 21,7%. Herath *et al.* (2012) tras haber encontrado un porcentaje de lixiviación de N-NO₃⁻ de 87% en papa concluyó que para obtener una medición con más precisión es indispensable reevaluar el porcentaje asumido de 10%.

Se encuentra una relación presente entre el porcentaje de lixiviación obtenido para cada material en relación con su rendimiento. Debido a que a ambos materiales se les aplicó la misma cantidad de fertilizantes se observa que el material DK-7088 tuvo un mayor rendimiento (5.2 ton·ha⁻¹) y su porcentaje de lixiviación fue mayor, en comparación con el material FNC-3056 que tuvo un rendimiento de 3,4 ton·ha⁻¹ y registró un menor porcentaje de lixiviación. Estudios han encontrado que a mayores tasas de aplicación de fertilizantes, se incrementan los rendimientos y de igual manera las pérdidas por lixiviación (Jia *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2015). Delin y Stenberg, (2014) encontraron que para el cultivo de avena por cada kilo adicional de fertilizante nitrogenado, se incrementó el rendimiento 10 kg y que la lixiviación fue más elevada en los tratamientos con mayores tasas de fertilización, también

encontraron que es posible relacionar la minimización de la lixiviación de N-NO_3^- con la reducción del rendimiento (no más del 10%), la eficiencia de reducción de lixiviación depende en gran medida de los cultivos, la mineralización de N en el suelo como de la absorción de N en el maíz.

El tipo de suelo se encuentra directamente relacionado con las pérdidas de N por lixiviación, los suelos con texturas franco arenosos tienen mayores pérdidas por lixiviación. Parrado *et al.* (2013) encontraron pérdidas de N-NO_3^- en un inceptisol de textura arcillosa de 9% del N total aplicado, mientras que en un inceptisol de textura franco arenosa la pérdida fue del 42% y del 33% para un andisol con textura franco arenosa.

En cuanto a las pérdidas de N en forma de N-NH_4^+ se encontraron concentraciones muy bajas en las muestras de agua percolada, lo cual obedece a que las pérdidas en esta forma iónica no son altamante detectables debido a la baja solubilidad en el agua de este compuesto. En esta forma iónica el N es comunmente perdido por volatilización. Las pérdidas a lo largo del ciclo productivo de N-NH_4^+ fueron de $1,71\text{Kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $0,74\text{Kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ para los materiales DK-7088 y FNC-3056.

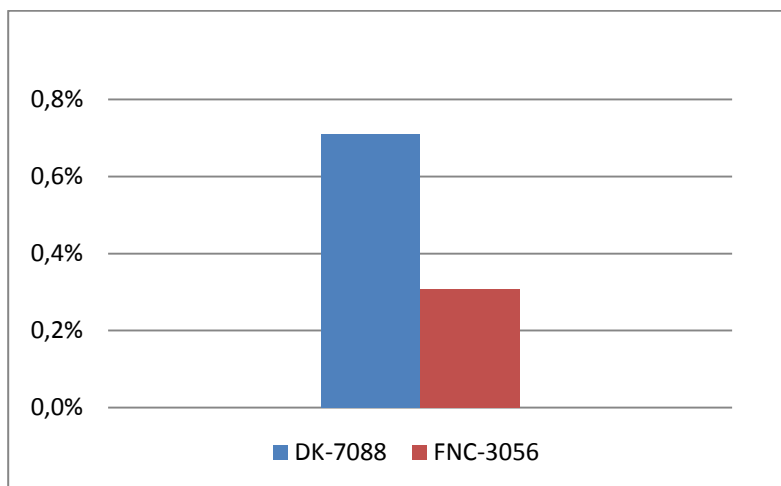


Figura 15. Porcentaje de Lixiviación de N-NH_4^+ .

3.8.1. Determinación del porcentaje de lixiviación de fósforo

La relación entre las cantidades de P aplicadas y a las presentes en el suelo con la cantidad de P-PO_4^{3-} perdido mediante lixiviación en el agua percolada para cada uno de los materiales se muestra a continuación:

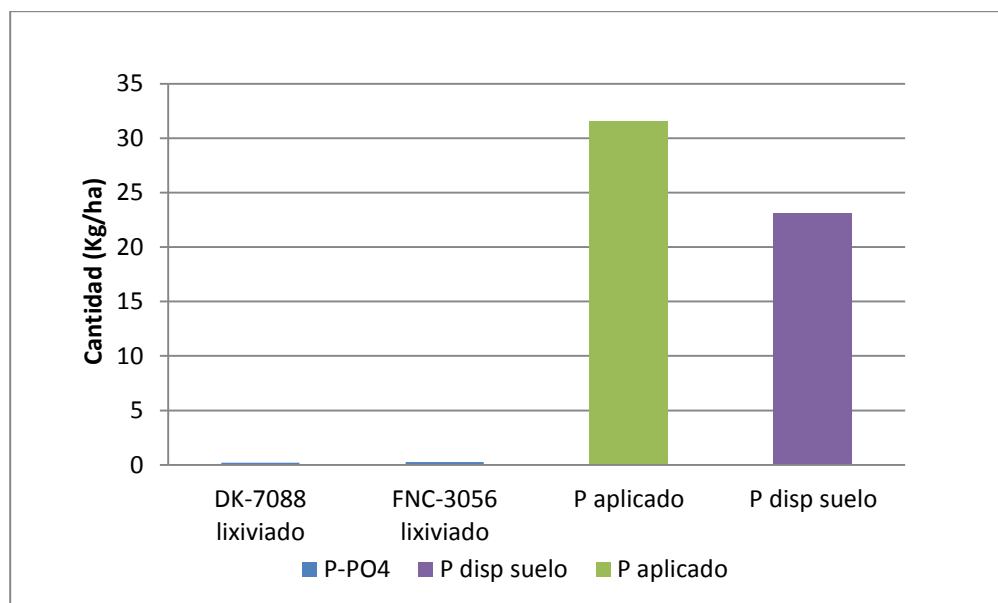


Figura 16. Contenidos de fósforo.

Para el material FNC-3056 el porcentaje de lixiviación de fósforo en forma de ion PO_4^{3-} presente en el agua de percolación fue 0,47%, mientras que para el material DK-7088 el porcentaje obtenido 0,36%. Los resultados fueron similares a los encontrados por Esteller *et al.* (2009) en un estudio de lixiviación realizado para el cultivo de maíz, en donde el porcentaje de lixiviación fue inferior al 1%.

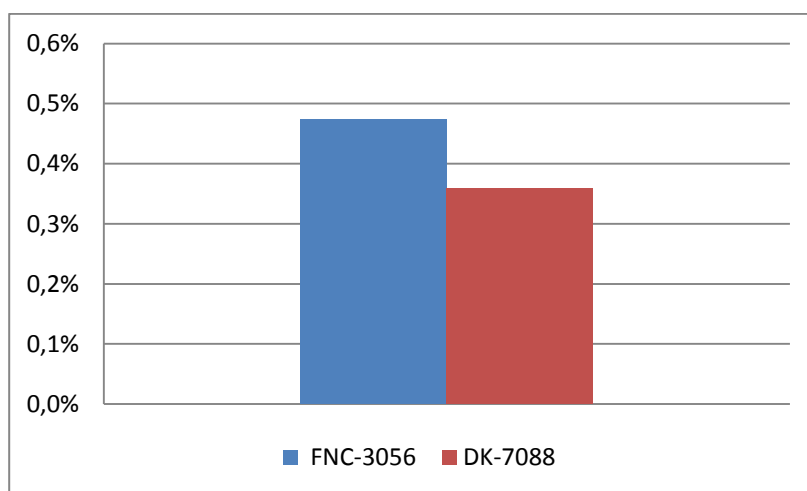


Figura 17. Porcentaje de Lixiviación de Fósforo.

Los porcentajes de lixiviación de P son bajos en comparación a los encontrados para el N, sin embargo, teniendo en cuenta que el P es altamente tóxico para la salud humana, se debe encontrar en concentraciones mínimas en el agua (WHO, 2002). En los estudios de HH_{Gris} , no se tiene contemplado un valor a ser asumido como porcentaje de lixiviación de P ya que basta unicamente con conocer el

elemento que representa un riesgo de contaminación más alto para el agua, el cual es el N (Chapagain *et al.*, 2006; Herath *et al.*, 2012; Laspidou, 2014).

4.6. CONCENTRACIONES DE NUTRIENTES EN EL AGUA DE ESCORRENTÍA.

Las concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_3^- y PO_4^{3-} para los dos eventos de riego que se registraron durante todo el ciclo productivo se muestran a continuación (Figura 18).

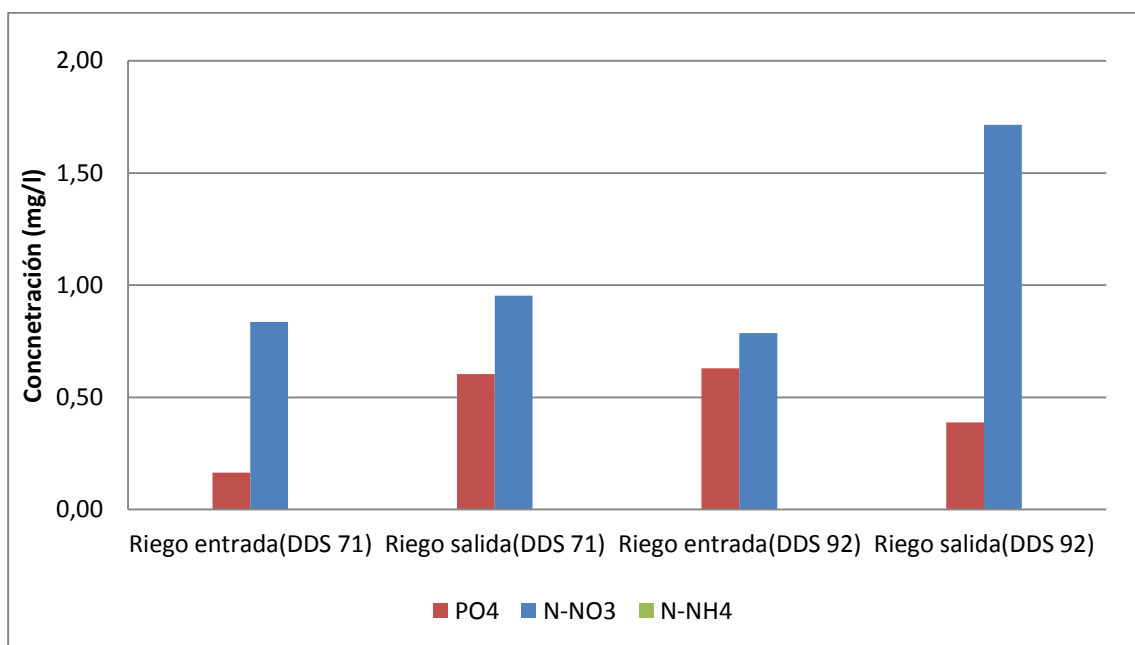


Figura 18. Concentraciones de lixiviados en el agua de escorrentía.

Las pérdidas de N y de P por escorrentía fueron bajas con respecto a las muestras de agua percolada. Las concentraciones para el N en forma N-NH_4^+ fueron nulas, mientras que en las mayores pérdidas se presentaron en forma de ion N-NO_3^- debido a la alta solubilidad de este compuesto, las concentraciones oscilaron entre 0,95 y 1,72 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Han *et al.* (2010) reportan rangos de 1 a 3,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, mientras que Wu *et al.* (2011) reportan rangos de 1,78 a 4,44 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Mientras que para el ion PO_4^{3-} las concentraciones oscilaron entre 0,39 y 0,60 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; Smith *et al.* (2015) encontraron un rango de 0,31 a 0,94 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para escorrentía superficial. Las pérdidas por escorrentía de N y P representaron el 0,12% y 0,06% respectivamente.

Se observa que en los eventos de riego, en la mayoría de los casos la concentraciones de entrada de agua al lote fueron menores que las concentraciones de salida, esto es producto del lavado de nutrientes por

escorrentía, sin embargo en el último riego para el caso del ion fosfato la concentraciones en el agua de riego de entrada fueron más altas que las de salida, es decir que no hubo lavado.

Las pendientes bajas no favorecen el arrastre de las partículas del suelo y sus minerales (Jaramillo, 2002); adicional a ello, es de anotar que los eventos de riego fueron 19 y 40 días después de la tercera fertilización. Se justifican las bajas concentraciones de nutrientes en el agua de escorrentía. Debido a que las mayores pérdidas de nutrientes ocurren inmediatamente después de las fertilizaciones (Perego *et al.*, 2012).

Un factor incidente en la escorrentía es la textura de suelo. En suelos arenosos, la escorrentía superficial y las pérdidas de nutrientes son muy bajas; en éstos predominan las pérdidas por lixiviación (Torres *et al.*, 2005) (Figura 19).

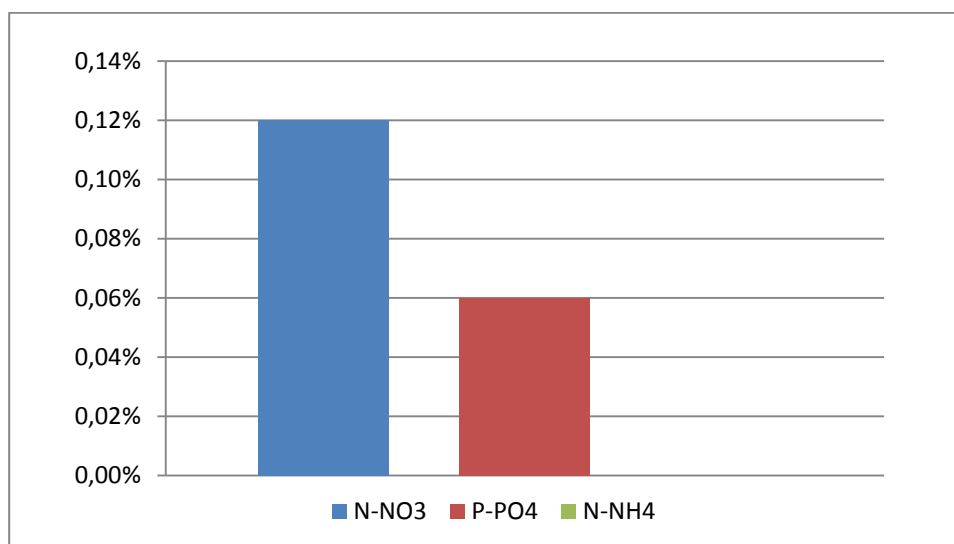


Figura 19. Porcentaje de nutrientes perdidos por escorrentía.

Las pérdidas por escorrentía de N en forma de N-NH₄ fueron nulas, mientras que en forma de N-NO₃⁻ fueron 0,31 kg/ha. Las pérdidas de P en forma de ion P-PO₄³⁻ fueron de 0,1 kg·ha⁻¹. King *et al.* (2001) registraron pérdidas de N-NH₄ y N-NO₃⁻ de 2,3 kg·ha⁻¹ y 0,33 kg·ha⁻¹ de PO₄³⁻ para un campo de golf en Austin-Texas.

4.7. HUELLA HÍDRICA GRIS PARA EL CULTIVO DE MAÍZ

Con el método de medición directa en campo se tuvo como resultado una HH_{Gris} por fertilizantes de 1034 y 1163 m³·ton⁻¹ para los materiales FNC-3056 y DK-7088. El cálculo de la HH_{Gris} por fertilizantes se realizó para cada evento de riego y/o precipitación donde hubo percolación de agua en los lisímetros. Se tuvieron en cuenta las láminas de agua de entrada y salida de los lisímetros así como las

concentraciones de contaminantes antes y después de pasar por estos. Se cuatificó HH_{Gris} para cada uno de los contaminantes ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ y PO_4^{3-}). Se escogió el contaminante que tuviera asociada la mayor HH_{Gris} por evento, asumiendo que éste automáticamente diluiría la carga de los dos contaminantes restantes de dicho evento de percolación.

La tabla 12 muestra el cálculo realizado para el material DK-7088. Tomando como ejemplo el DDS 16 se observa que hubo HH_{Gris} por amonio y por nitrato pero la mayor de estas es la generada por el nitrato, en cuanto al fosfato se registra un valor negativo, el cual indica que el sistema hizo una dilución o asimilación de dicha carga contaminante, por lo tanto no se genera HH_{Gris} para ese contaminante.

La HH_{Gris} para el material DK-7088 es el resultado de la sumatoria de cada una de las mayores huellas por evento dividido sobre el rendimiento del cultivo. Siguiendo el mismo procedimiento se cuatificó la HH_{Gris} para el material FNC-3056.

Tabla 12. Cálculo de la huella hídrica gris para el material DK-7088.

DDS	N-NH4 (m3/ha)	N-NO3 (m3/ha)	PO4 (m3/ha)	L Mayor (m3/ha)	
11	-28.80	-31.43	-697.83	0.00	
13	-8.61	1,072.51	-135.88	1,072.51	
16	16.77	1,538.55	-766.77	1,538.55	
20	-31.31	1,135.82	-611.01	1,135.82	
23	-10.62	724.53	-116.76	724.53	
29	-12.58	137.53	-195.67	137.53	
46	-16.78	-33.22	-407.47	0.00	
49	-5.59	226.58	-124.11	226.58	
54	-33.29	468.76	-567.78	468.76	
57	-10.07	54.55	81.39	81.39	
92	-14.82	-116.59	-1,044.14	0.00	m3/ton
	16.77	5,358.82	81.39	5,385.66	1,034.37

Los resultados encontrados difieren de los promedios estimados a nivel nacional y departamental para el maíz ($189 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ y $199 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ respectivamente) (Menkonnen y Hoekstra, 2010^b), y de los demás estudios consultados de HH_{Gris} para maíz. A continuación se muestran los diferentes estudios que evaluaron HH_{Gris} para maíz y su estimado encontrado en la base de datos de Menkonnen y Hoekstra (2010).

Tabla 13. Estudios de HH comparados con la base de datos de la UNESCO en $\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$.

Autor	País/Región	HH _{Azul}	HH _{Verde}	HH _{Gris}	HH
Shrestha <i>et al.</i> (2013)	Nepal	1217	2318	270	3805
Mekonnen y Hoekstra (2010)		2	2901	39	2942
Huang <i>et al.</i> (2013)	Beijing	10,4	-	168,7	179,1
Sun <i>et al.</i> (2013)		368	489	263	1120
Mekonnen y Hoekstra (2010)		166	762	296	1224
Donoso y Franco (2012)	Chile	550	100	200	850
Mekonnen y Hoekstra (2010)		478	146	261	885

Nota: (-) indica que no se tiene información o no se realizó el estudio acerca del parámetro.
Las unidades se encuentran en $\text{m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$.

Shrestha, *et al.* (2013) en la estimación de huella hídrica para nueve sistemas de producción de cultivos primarios en los años 2007-2008 encontraron que sus resultados no coincidieron con los estimados lo cual atribuyeron a la variación del rendimiento de los cultivos utilizados en cada estudio, también atribuyeron esta inconsistencia a la selección de cultivos, ya que su estudio estuvo orientado a nueve cultivos primarios, mientras que Menkonnen y Hoekstra (2010) realizaron su estudio para mas de 126 cultivos; sumado a la resolución de los datos ya que en su estudio se utiliza una resolucion mas alta por tratarse de datos a nivel de distritos. Ovalle, (2012) realizó en la estimación de HH_{Gris} del agucate, olivo, ricino y jojoba, tambien encontró que sus resultados no coincidieron con los estimados por Menkonnen y Hoekstra (2010) para lo cual argumentaron que pudo ser por haber utilizado datos de distintas fuentes producto de estimaciones globales y no a información local, tambien lo atribuyeron a diferencias entre rendimientos y al tiempo de duracion de los cultivos; otro argumento fue el hecho de haber asumido que no habían restricciones de humedad en el suelo.

Adicional, los resultados de HH_{Gris} pudieron variar según el método de cuantificación, ya que en los anteriores estudios de HH_{Gris} para maíz, el cálculo se realizó teniendo en cuenta la ecuación general para el cálculo de HH_{Gris} (Ecuación 1) mientras que el método de medición directa en campo permitió hacer el cálculo teniendo en cuenta las concentraciones de contaminantes producto de la fertilización en el agua percolada, ello, sumado con los análisis de calidad de agua de riego y de precipitación hicieron posible conocer las concentraciones de los flujos de agua de entrada y salida del sistema, con lo cual se pudo lograr hacer una cuantificación detallada.

Tabla 14. Resultados alternativos de HH_{Gris} .

Descripción	Unidad	Material DK-7088	Material FNC-3056
HH_{Gris} medida en campo.	$m^3 \cdot ton^{-1}$	1.034,37	1.163,88
HH_{Gris} estimado con los % de lixiviación encontrados.		426,1	496,7
HH_{Gris} estimado asumiendo 10% de lixiviación.		173,22	264,66

Los porcentajes de lixiviación tuvieron gran incidencia en los resultados de HH_{Gris} , a pesar que con la metodología de medición en campo dicho porcentaje no se requiere para los cálculos, con los análisis de calidad de agua comprobó que las pérdidas de N en forma de $N-NO_3^-$ son mucho más altas que el porcentaje recomendado por Chapagain *et al.* (2006), el cual ha sido utilizado en la mayoría de estudios de HH_{Gris} . Herath *et al.*, (2012) en un estudio realizado con flujómetros de tensión para calcular la HH_{Gris} del cultivo de papa, encontraron que 87% de la fertilización nitrogenada fue perdida en forma de $N-NO_3$ en la lixiviación. Laspidou (2014) recalculó la huella hídrica de 14 cultivos primarios evaluados por Mekonnen y Hoekstra (2010) para el período de 1996- 2005, variando la fracción de lixiviación-escorrentía a 20% encontró que la HH_{Gris} cambia en relación proporcional según dicha fracción; si la fracción de lixiviación se duplica o se triplica, la HH_{Gris} también se duplicará o triplicará. La modificación de dicha fracción se hizo debido a que se ha encontrado que ésta es altamente variable, tiene estrecha relación con los diferentes cultivos y sus ubicaciones, así, en Asia se pueden encontrar rangos del 20% mientras que en Europa dicho porcentaje puede llegar al 70%.

Los resultados de huella hídrica gris para cada uno de los materiales evaluados en este estudio y su relación con el estimado nacional y departamental se muestran a continuación:

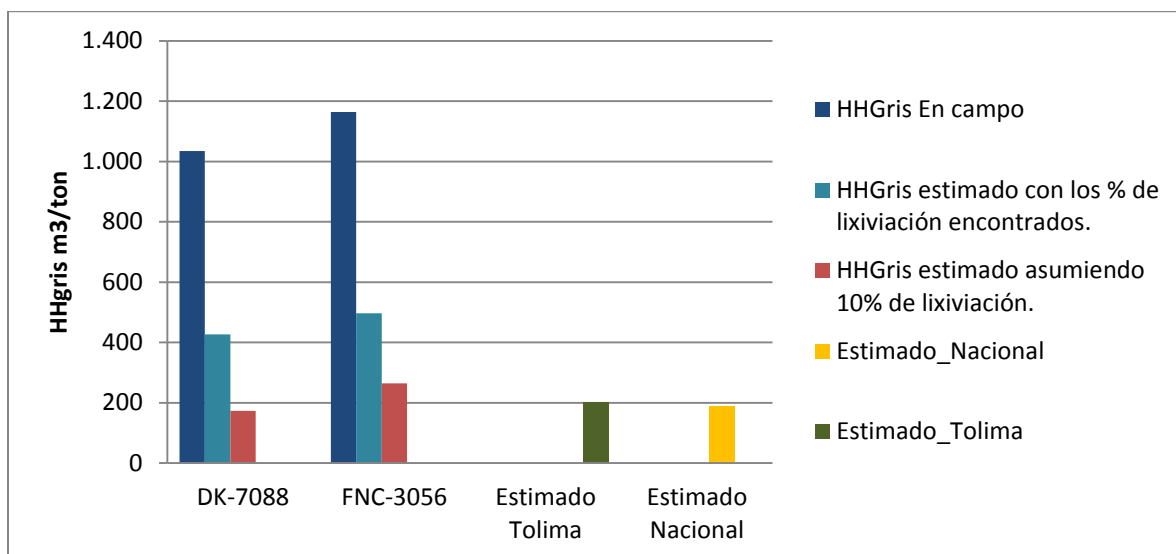


Figura 20. Comparación de HH_{Gris} en maíz por fertilizantes.

Los resultados obtenidos de HH_{Gris} estuvieron relacionados con los rendimientos de los cultivos; se encontró que el material DK-7088 tuvo un mayor rendimiento ($5,21 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$) y por ende su HH_{Gris} fue más baja en comparación con el material FNC-3056 que tuvo un rendimiento menor ($3,41 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$) y tuvo la mayor HH_{Gris} . Ovalle (2012) En un estudio de HH para el aguacate, olivo, ricino y jojoba encontró que olivo es el cultivo que menor HH_{Gris} tuvo, ya que su rendimiento fue muy alto, sin embargo a pesar de que el ricino requiere pocas cantidades de fertilizantes fue el que obtuvo la mayor huella hídrica gris debido al bajo rendimiento de la especie.

La concentración natural de los contaminantes en el agua es un factor que también incide en la HH_{Gris} . Estudios han encontrado que esta concentración no es cero; ya que todos los ríos transportan nutrientes de una manera natural. Teniendo en cuenta el aumento de la población, la escasez y presión ejercida sobre de los recursos hídricos, además de la contaminación de los mismos durante los últimos siglos, es muy difícil conocer la concentración que se produciría si no hubieran alteraciones antrópicas; en algunos casos esta concentración puede llegar a ser irrelevante (Liu *et al.*, 2012). Laspidou (2014) encontró que incrementando la concentración natural de N de 0 a $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ la HH_{Gris} tuvo un incremento del 25%. Lo anterior hace pensar que la HH_{Gris} cuantificada puede llegar a ser mayor.

Se encontró que el N en forma de N-NO_3^- fue el contaminante crítico, lo cual está de acuerdo con lo mencionado por Hoeskstra *et al.* (2011) y Franke *et al.* (2013). Los valores más altos de HH_{Gris} estuvieron asociados a este compuesto, demostrando que la fertilización nitrogenada es la base del cultivo de maíz, lo cual se puede observar en la tabla de requerimientos nutricionales del maíz (Tabla 1) y en la tabla de datos de fertilizantes aplicados, composición química y cantidades totales aplicados al cultivo (Tabla 5). Herath *et al.* (2012) evaluaron la HH_{Gris} de un sistema productivo de papa en Nueva Zelanda mediante el uso de flujómetros de

tensión, observaron que 87% del N aplicado fue perdido en forma de N-NO_3^- . Zhao *et al.* (2010) en un experimento llevado a cabo en un lisímetro, estudiaron la lixiviación de nitrato en vegetales, encontrando que más del 98% del N mineral lixiviado predominó en forma de NO_3^- .

La aproximación de HH_{Gris} para pesticidas, se hizo teniendo en cuenta el método general (Ecuación 1) en donde el cálculo de la huella no se realiza como las sumatorias de las huellas de un proceso sino que se obtiene un valor puntual producto de la carga de contaminantes mayor, para este caso, se encontró que el mayor contaminante fue la atrazina para ambos materiales de maíz, demostrando así que efectivamente la atrazina tiene un alto riesgo de contaminación de los recursos hídricos (Giannouli y Antonopoulos, 2015)

La estimación de HH_{Gris} para pesticidas tuvo en cuenta el pesticida que tuviera asociada la mayor carga de contaminante, para lo cual que se asume que éste automáticamente diluiría las cargas contaminantes de los demás pesticidas. A continuación se muestran las cargas obtenidas para cada uno de los pesticidas aplicados:

Tabla 15. Resultados HH_{Gris} para pesticidas

Material	DDS	Pesticida	α	L (ton/ha)	HH_{Gris} (m3/t)
Material FNC-3056	2	Glifosato	0,04	6,82E-06	3,75
		Pendimetalina	0,048	5,66E-06	124,4
		Harness	0,053	9,54E-08	12,5
		Atrazina	0,053	5,33E-06	780,9
		Cipermetrina	0,048	1,07E-06	30,7
	31	Gramoxone	0,057	1,84E-05	746,9
	50	Gramoxone	0,057	1,84E-05	746,9
Material DK-7088	2	Glifosato	0,04	6,82E-06	1,6
		Pendimetalina	0,048	5,66E-06	54,3
		Harness	0,053	9,54E-08	2,62
		Atrazina	0,053	5,33E-06	511,1
		Cipermetrina	0,048	1,07E-06	13,7
	31	Glifosato	0,04	2,05E-05	4,9
	50	Glifosato	0,04	2,05E-05	4,9

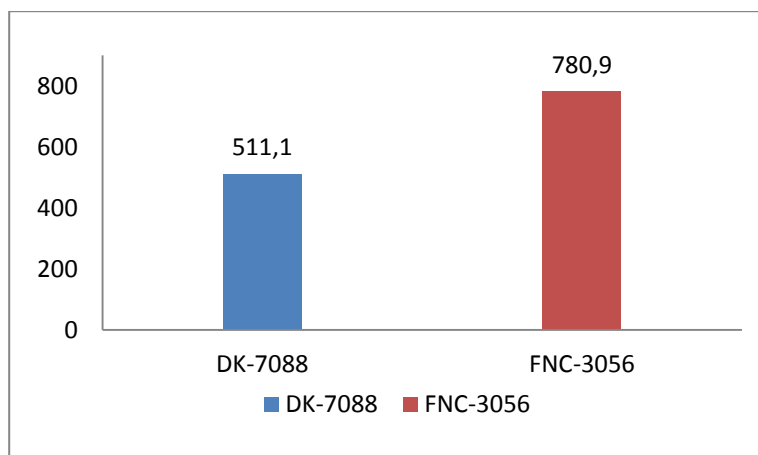


Figura 21. Resultados de HH_{Gris} en maíz para el caso de pesticidas.

El material FNC-3056 tuvo una HH_{Gris} por pesticidas de 780 m³·ton⁻¹, para el material DK-7088 la HH_{Gris} fue 511 m³·ton⁻¹. En ambos casos la huella estuvo asociada únicamente a la atrazina. El gramoxone a pesar de ser uno de los pesticidas más usados, tiene asociado un mayor riesgo de contaminación debido a su alta solubilidad en agua (620 g·l⁻¹), por lo cual es un gran reto el poder reducir dichas concentraciones (Ait *et al.*, 2013). Se ha encontrado que el gramoxone tiene una gran citotoxicidad y está asociado a altas tasas de mortalidad (Liang *et al.*, 2013). Por su parte, el uso excesivo de atrazina ya ha superado los umbrales de concentraciones en el agua subterránea y en el agua potable; la atrazina es un fertilizante de larga duración en el medio ambiente, se ha encontrado que a pesar de su prohibición en ciertos países siguen apareciendo trazas del pesticida después de los diez años. En un experimento de campo realizado con un lisímetro a largo plazo mostró que 22 años después de la última aplicación de atrazina se encontraron concentraciones de 1 mg·kg⁻¹ (Vonberg *et al.*, 2014).

Se encontró que la HH_{Gris} del material FNC-3056 a pesar que fue por atrazina, no está muy alejada del gramoxone, las aplicaciones de dicho pesticida a los 31 y 50 DDS reflejaron una carga de contaminantes alta a diferencia del material DK-7088 al cual se le aplicó el mismo volumen en los mismos DDS pero de glifosato. El glifosato está catalogado como un herbicida tipo III (AERU, 2013), lo cual indica ser menos perjudicial para la salud. Las normas que regulan las concentraciones admisibles para calidad de agua potable, son más estrictos en la regulación del gramoxone (paraquat) que del glifosato.

A pesar que con la determinación del potencial de lixiviación escorrentía (α) se tienen en cuenta las propiedades químicas de cada pesticida y factores de suelo, clima y prácticas agronómicas, a cada una de estas variables se le asigna un puntaje; sin embargo, es necesario conocer en detalle el comportamiento de cada una de estas variables. Se ha encontrado que la lixiviación de pesticidas varía de acuerdo a la textura de los suelos, para pesticidas como el isoproturón y clorotolurón la lixiviación incrementa con la irrigación en cada una de las diferentes

texturas de suelo, mientras que para el caso del bromuro la lixiviación disminuye en suelos con menores contenidos de arcilla, esto se explica cómo resultado del desarrollo estructural y el contenido de carbono orgánico, también se ha encontrado que la lixiviación de los pesticidas en los suelos depende de factores físico- químicos como la capacidad de sorción de los compuestos a los diferentes suelos, la degradación de los compuestos en el suelo, variación en la cinética de sorción entre los compuestos asociado con la difusión de los pesticidas en los agregados del suelo entre otras (Renaud *et al.*, 2004).

Se hace necesario realizar estudios de HH_{Gris} a nivel de fuente de contaminación puntual. Estudios han encontrado que los riesgos de lixiviación de plaguicidas en Grecia son altos, debido a la gran variedad de pesticidas que usan para controlar plagas y enfermedades en cultivos como el maíz, el arroz y el algodón. Adicional a ello se ha encontrado presencia de pesticidas en el agua de riego que proviene de las fuentes superficiales de agua. También se ha detectado presencia de pesticidas como el carbofurano, la atrazina, alaclor y prometina en el agua freática a concentraciones superiores a $1 \mu g \cdot l^{-1}$ (Papadopoulou *et al.*, 2004).

Al igual que para HH_{Gris} en fertilizantes, el rendimiento del cultivo tiene una incidencia inversamente proporcional sobre los resultados, a mayores rendimientos, menores HH_{Gris} (Ovalle, 2012).

La HH_{Gris} para pesticidas fue superior a los valores encontrados para el caso de los fertilizantes en el caso del material FNC-3056, resultado similar al encontrado por Dabrowski *et al.* (2009) quienes investigaron los impactos en la calidad del agua asociada a la producción de cultivos en Sudáfrica, realizando el cálculo del agua necesaria para diluir dos fertilizantes (N y P) y tres ingredientes activos de insecticidas (azinfos-metilo, clorpirifos y endosulfan) en los cultivos de maíz, trigo, caña de azúcar, cítricos y algodón; los resultados mostraron que los pesticidas requieren una mayor cantidad de agua para poder ser diluidos.

Se encuentra que hay poca información acerca de estudios realizados para pesticidas. En Colombia, existen estudios donde se han evaluado lixiviados y destino de pesticidas en suelos y agua de sistemas de producción agropecuaria (Dominguez *et al.*, 2009; Verona *et al.*, 2011). Desafortunadamente no hay estudios dedicados a evaluar la HH_{Gris} , sin embargo estos sirven para dar una aproximación o un acercamiento de las condiciones actuales de la contaminación de los cuerpos de agua, sin embargo se necesitan estudios más detallados.

En Italia, Lamastra *et al.* (2014) encontraron para la producción de vino una HH_{Gris} entre 99,9 a 132,2 litros por litro de vino producido; el fungicida mancozeb fue el principal contaminante del agua para el vino que tuvo mayor aporte a la HH_{Gris} . El resultado de la HH_{Gris} puede explicarse debido a la diferencia de pesticidas aplicados, sus propiedades químicas además de las concentraciones máximas permisibles y de las cantidades aplicadas.

5. CONCLUSIONES

- Los principales contaminantes que determinan la huella hídrica gris en este estudio son el nitrato y la atrazina.
- Los aportes a la HH_{Gris} por el uso de fertilizantes mediante el método de medición de fuente de contaminación puntual fueron 1.163 y 1.034 m³·ton⁻¹ para los materiales FNC-3056 y DK-7088 respectivamente. Los resultados no coincidieron con los estimados, lo cual se atribuye a la metodología de cuantificación. La metodología de cuantificación de fuentes puntuales de contaminación permitió hacer un análisis más detallado del sistema en este estudio.
- La aproximación a la HH_{Gris} por el uso de pesticidas fue 780 m³·ton⁻¹ y 593 m³·ton⁻¹ para los materiales FNC-3056 y DK-7088 respectivamente. Valores considerablemente altos para tratarse de una estimación.
- Se determinaron las tasas de nitratos, amonio y fosfato perdidos por escorrentía en donde se encontró que fueron despreciables debido a que la textura del suelo y la conductividad hidráulica del mismo no favorecen las pérdidas por escorrentía sino por lixiviación, Adicional a ello la pendiente de la zona de estudio es de 3% otro factor que tampoco favorece pérdidas de nutrientes por escorrentía.
- Se encontró que al igual que en otros estudios, las pérdidas de N-NO₃⁻ sobrepasaron por lixiviación el 10% para lo cual se concluye que es necesario que este porcentaje sea reevaluado teniendo en cuenta propiedades del suelo, factores ambientales, manejo agronómico, prácticas agrícolas, topografía del terreno y tipo de cultivo.

Se encontró que las pérdidas de amonio por lixiviación fueron muy bajas debido a la forma iónica de este compuesto. En cuanto al fosfato, las pérdidas fueron inferiores al 1% lo cual coincide con otros estudios realizados.

- La HH_{Gris} es un indicador que para un mismo cultivo puede variar de acuerdo a las diferentes tasas de fertilización y de manejo arvenses, además de las condiciones de prácticas de manejo de cultivo, factores climáticos, tipo de suelo, sistema de riego entre otros factores.

6. RECOMENDACIONES

Se recomienda tener en cuenta las especificaciones de las normas ambientales de calidad de agua para cada región de evaluación.

Teniendo en cuenta que los estudios de huella hídrica gris para cultivos se han enfocado siempre en fertilizantes y que hay poca información acerca de estudios orientados a estimar o cuantificar la misma por el efecto de los pesticidas, se recomienda realizar análisis de residualidad de pesticidas en el agua para futuros estudios para con ello hacer una medición directa en campo de la huella hídrica gris por pesticidas.

Debido a que las mayores lixiviaciones ocurrieron después de la primera fertilización que estuvo distribuida como 20-40-40, para disminuir las pérdidas de nutrientes y por ende la huella hídrica gris se recomienda que reajustar el plan de fertilización, lo cual podría disminuir la HH_{Gris} para futuros estudios.

BIBLIOGRAFÍA

AERU. 2013. Pesticide Properties DataBase: PPDB. University of Hertfordshire. En la PPDB. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/atoz.htm>, consulta: Mayo 2015.

Ait, D., Socías, M., Ureña, M., Derdour, A., González, E. y Debbagh, N. 2013. Removal of paraquat from water by an Algerian bentonite. *Applied Clay Science*. 83-84, 441-448 p.

Aldaya, M., Muñoz, G. y Hoekstra, A. 2010. Water footprint of cotton, wheat and rice production in central Asia. Main report. No.41. UNESCO-IHE Institute for water education. Enschede. Netherlands. 14-21 p.

Alley, M., Martz, M., Davis, P. y Hammons, J. 2009. Nitrogen and Phosphorus Fertilization of Corn. Virginia Cooperative Extension, publication 424-027, 1-5 p.

Arévalo, D., Sabogal, J., Lozano, J. y Martínez, J. 2011. Una mirada a la agricultura de Colombia desde su huella hídrica. World Wildlife Fund.Cali, Colombia, 54 p.

Arévalo, D., Sabogal, J., Lozano, J. y Martínez, J. 2012. Una mirada a la agricultura de Colombia desde su huella hídrica. WWF-Colombia. 8, 15-17 p.

Bansal, O. 2006. Effect of Nitrogen, FYM and Carbamate Pesticide on Nitrogen Transformation. *Proc Indian Natl Sci Acad*. 72(2), 79-81 p.

Bonilla, N. 2008. Agricultura, urbanización y agua. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura-IIICA.12-15 p.

Cárdenas, G. y Cárdenas, J. 2009. Manual de recomendaciones técnicas cultivo de maíz. Instituto Nacional de innovación y transferencia en tecnología agropecuaria-INTA. San José, Costa Rica.18-21 p.

Carneiro, P., Coutinho, J. y Trindade, H. 2012. Nitrate leaching from a maize × oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.160, 29–39 p.

Castro, E. y Gómez, M. 2013. Capítulo 2: Fertilidad de suelos y fertilizantes.216-303 p.En: Burbano, H. y Silva, F. 2013. Ciencia del Suelo: Principios básicos. Edición. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Bogotá.

Ceccon, P., Dalla, L., Delle, V., Giovanardi, R., Peressotti, A., Bastianel, A. y Zamborlini, M. 1995. Nitrogen in drainage water as influenced by soil depth and nitrogen fertilization: a study in lysimeters. *Eur J. Agron*. 4(3), 289-298 p.

Chapagain, A., Hoekstra, A., Savenije, H. y Gautam, R. 2006. Water footprint of cotton consumption: an assessment of the impact of worldwide consumption of

cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological economics* 60, 186-203 p.

Chapagain, A. y Hoekstra, A. 2010. The green, blue and grey water footprint of rice from both a production and consumption perspective. Main report. No.40. UNESCO-IHE Institute for water education. Enschede. Netherlands.14-23 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE LA PROTECCIÓN SOCIAL Y MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Resolución 2115. 22, Junio, 2007. Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano: Bogotá D.C.Los Ministerios, 2007.5-6 p.

Coral, D. y Molina, C. 2010. Avances en la investigación de nutrición del maíz. En: *El cerealista*, Octubre-Diciembre 2010. http://www.fenalce.org/arch_public/AVANT95.pdf, 5-6 p; consulta: noviembre 2014.

Dabrowski, J., Murray, K., Ashton, P. y J.J, Leaner. 2009. Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions. *Ecological Economics* 68, 1074-1082.

Delin, S., Stenberg, M., 2014. Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. *Europ. J. Agronomy*. 52, 291-296 p.

Deras, H. 2014. Guía técnica el cultivo de maíz. Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal “Enrique Álvarez Córdova” –CENTA. 18 p.

Domingo, F., Serra, J., Roselló, A. y Teixidor, N. 2005. Lavado de nitratos en un cultivo de maíz con diferentes tipos de riego. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*. 7, 115-118 p.

Domínguez, M.C., Peñuela, G. y Flórez, M.T. 2009. Método analítico para la determinación de etilentiourea (ETU) subproducto del Mancozeb en un Andisol del Oriente Antioqueño. *Revista Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia*. 49, 42-49 p.

Donoso, G. y Franco, G. 2012. La huella hídrica agrícola de Chile. *Agronomía y Forestal*. 47, 10-15 p.

Dorado, D. 2011. Influencia del riego y la fertilización en el rendimiento y calidad de lima ácida Tahití (*Citrus latifolia*Tanaka). En: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias agropecuarias. Coordinación general de posgrados. <http://www.bdigital.unal.edu.co/7121/1/7015002.2011.pdf>, 41p. Consulta: Enero 2015.

Esteller, M., Martínez, H., Garrido, S. y Uribe, Q., 2009. Nitrate and phosphate leaching in a Phaeozem soil treated with biosolids, composted biosolids and inorganic fertilizers. *Waste Management*. 29, 1936-1944 p.

ENVIROMENT AGENCY. 2002. Proposed environmental quality standards for cypermethrin and flumethrin in water. R&D Technical Report P2-115/TR4. Bristol. 1 p.

Fassio, A., Fernández, E., Restaino, E., La Manna, A. y Cozzolino, D. 2009. Predicting the nutritive value of high moisture grain corn by near infrared reflectance spectroscopy. *Computers and Electronics in Agriculture*. 67, 59–63 p.

FENALCE. 2007. El ICA aprueba el uso del híbrido de maíz FNC 3056 para la zona del Valle del Magdalena. En: *El cerealista*, Octubre 2007. http://www.fenalce.org/arch_public/cultiv2.pdf, 34-36 p.; consulta: noviembre 2014

FENALCE. 2010. El cultivo del maíz, historia e importancia. En: *El cerealista*, mayo-junio 2010. http://www.observatorioredsicta.info/sites/default/files/docpublicaciones/el_cultivo_del_maiz_historia_e_importancia.pdf, 11-12 p.; consulta: noviembre 2014.

FENALCE. 2013. Indicadores cerealistas 2013A. Departamento económico. https://www.finagro.com.co/sites/default/files/node/basic-page/files/indice_cerealista_2013a.pdf , 22 p.; consulta: Abril 2015.

FENALCE. 2015. Maíz. En: Federación Nacional De Cultivadores De Cereales Y Leguminosas-FENALCE. <http://www.fenalce.org/nueva/pg.php?pa=72> ; consulta: Agosto 2015.

Fonseca, S., Verano, C. y Mariluz, J. 2012. Huella hídrica del cultivo del arroz. En: *calameo*. <http://es.calameo.com/read/00127194528366d6be7a9>, 2 p.; consulta: octubre 2014.

Franke, N., Boyacioglu, H. y Hoekstra, A. 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines. UNESCO-IHE. Institute for water education. Enschede. Netherlands. 8-26 p.

Fuentes, M. 2002. El cultivo de maíz en Guatemala: Una guía para su manejo agronómico. Guatemala: Instituto de ciencia y tecnologías agrícolas-ICTA.12-17 p.

Gu, L., Liu, T., Zhao, J., Dong, S., Liu, P., Zhang, J. y Zhao, B. 2015. Nitrate leaching of winter wheat grown in lysimeters as affected by fertilizers and irrigation on the North China Plain. *Journal of Integrative Agriculture*. 12(2), 374-388 p.

Giannouli, D. y Antonopoulos, V. 2015. Evaluation of two pesticide leaching models in an irrigated field cropped with corn. *Journal of Environmental Management*.150, 508-515 p.

Han, J.G., Li, Z.B., Li, P. y Tian, J.L. 2010. Nitrogen and phosphorus concentration in runoff from a purple soil in an agricultural watershed. *Agricultural Water Management* 97, 757–762 p.

Herath, I., Clothier, B., Green, S., Horne, D., Singh, R., Marsh, A. 2012. Measuring the grey water footprint of potatoe production En: Massey University. http://www.massey.ac.nz/~flrc/workshops/12/Manuscripts/Herath_2012.pdf, 1-5 p.; consulta: septiembre 2014.

Hicks, W., Whitfield, C., Bealey, W. y Sutton, M. 2011. Nitrogen deposition and natura 2000: Science and practice in determining enviromental impacts. COST. United Kingdom.1 p.

Hoekstra, A. y Chapagain, A. 2007. Water footprints of nations: Water use by people as function of their consumption pattern. *Water Resour Manage.* 21, 35-48 p.

Hoeskstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M. y Mekonnen, M. 2011. The Water Footprint Assessment Manual. Setting the global Standard. Earthscan. Washington, DC. 1-11, 29-46 p.

Huang, J., Ridoutt, B., Zhang, H., Xu, C. y Chen, F. 2013. Water footprint of cereals and vegetables for the Beijing Market: Comparison between local imported supplies. *Journal of Industrial Ecology.* 18, 40-48 p.

Jaramillo, D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad nacional de Colombia. Facultad de ciencias. Medellín 290 p.

Jia, X., Shao, L., Liu, P., Zhao, B., Gu, L., Dong, S., Hwat, S., Zhang, J. y Zhao, B. 2014. Effect of different nitrogen and irrigation treatments on yield and nitrate leaching of summer maize (*Zea mays L.*) Under lysimeter conditions. *Agricultural Water Management.* 137, 92-103 p.

Johnston, A. y Steen, I. 2000. Understanding phosphorus and its use in agriculture. European Fertilizer Manufacturers Association-EFMA. Bélgica. 5-6, 11 p.

Johnson, C., Albrecht, G., Ketterings, Q., Beckman, J. y Stockin, K. 2005. Nitrogen Basics, the Nitrogen Cycle. Ithaca, New York: Cornell University- Cooperative extension.1-2 p.

Khan, S., Shahnaz, M., Jehan, N., Rehman, S., y Shah, T. y Din, I. 2013. Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan. *Journal of Cleaner Production.* 60, 93-101 p.

King, K., Harmel, R., Torbert, H. y Balogh, J. 2001. Impact of a turfgrass system on nutrient loading to surface water. *Journal of The American Water Resources Association.*37 (3), 629–40 p.

Kongboon, R. y Sampattagul, S. 2012. The water footprint of sugarcane and cassava in northern Thailand. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*. 40, 451–460 p.

Lamastra, L., Suciu, N.A., Novelli, E. y Trevisan, M. 2014. A new approach to assessing the water footprint of wine: An Italian case study. *Science of the Total Environment* 490, 748–756 p.

Laspidou, C. 2014. Grey water footprint of crops and crop- derived products: Analysis of calculation method. *Fresenius Environmental Bulletin*.23, 2899-2903 p.

Leterme, B., Vanclooster, M., Rounsevell, M. y Bogaert, P. 2006. Discriminating between point and non-point sources of atrazine contamination of a sandy aquifer. *Science of the Total Environment*. 362, 124-142 p.

Liang, X., Xu, L., Li, H., He, M., Quian, Y., Liu, J., Nie, Z., Ye, Y. y Chen, Y. 2011. Influence of N fertilization rates, rainfall, and temperature on nitrate leaching from a rainfed winter wheat field in Taihu watershed. *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 395–400 p.

Liang, G., Ming, J., Ju, G., Whang, L., Liang, G., Wu, B., Fang, M., Meng, Q. y Qiu, Z. 2013. The reversal of paraquat- induced mitochondria- mediated apoptosis by cycloartenyl ferulate, the important role of Nrf2 pathway. *Experimental cell research*. 319, 2845-2855 p.

Liu, C., Kroeze, C., Hoekstra, A. y Gerbens, W. 2012. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators*. 18, 42-49 p.

Marín, J., Pot, V., Alletto, L., Mamy, L., Bedos, C., Barriuso, E. y Benoit, P. 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of the Total Environment*.499, 533-545 p.

Matta, M. 2007. Evaluación de la lixiviación de nitrato en huertos frutales bajo condiciones de riego presurizado. En: Universidad de Concepcion.Facultad de ingeniería agrícola. Departamento de recursos hídricos. http://www.bibliodigital.udec.cl/sdx/UDEC4/tesis/2007/matta_m/doc/matta_m.pdf , 9-13, 25-43 p.; consulta: mayo 2014.

Mejía, D. 2003. Maize: Post-harvest operation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO. Roma. 55 p.

Mekonnen, M. y Hoekstra, A. 2010. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. . Main report. No 47. UNESCO-IHE Institute for water education. Delf. Netherlands.

Monsanto. 2008. Maíz DEKALB 7088. En: <http://www.monsantoandino.com/productos/semillas/colombia/maiz.asp>, 1 p.; consulta: noviembre 2014.

Munévar, F. 2013. Capítulo 7. Segunda parte: Organismos del suelo. 440-457 p. En: Burbano, H. y Silva, F. 2013. Ciencia del Suelo: Principios básicos. Bogotá: Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Bogotá.

Ohte, N., Tokuchi, N. y Suzuki, M. 1997. An in situ lysimeter experiment on soil moisture influence on inorganic nitrogen discharge from forest soil. Journal of Hydrology. 195, 78-98 p.

Onasanya, R., Aiyelari, O., Onasanya, A., Oikeh, S., Nwilene, F. y Oyelakin, O. 2009. Growth and yield response of maize (*Zea mays* L.) to different rates of nitrogen and phosphorus fertilizers in Southern Nigeria. World Journal of Agricultural Sciences. 5 (4), 400-407 p.

ONTARIO. 2002. REGULATION 169/03. Ontario drinking water quality standards. Save drinking water Act, 2002. S.O. En: Ontario government <http://www.ontario.ca/laws/regulation/030169>, 32 p.; consulta: Mayo 2015.

Organización Mundial de la Salud. 2006. Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1. 3ra edición. La Organización. Ginebra, Suiza. 185 p.

Ovalle, M. 2012. Estimación de la huella hídrica de cultivos con potencial bioenergético en la provincia de Limarí, región de Coquimbo, Chile. En: Universidad de Chile. <http://www.tesis.uchile.cl/bitstream/handle/2250/114948/cybertesis.pdf?sequence=1>, 38 p.; consulta: Diciembre 2014.

Oyarzum, M. 2010. Respuesta productiva de un cultivo de maíz, ("*zea mays*" l. var. Dracma) a distintas dosis de nitrógeno con dos tipos de riego, aspersión e inundación y efecto sobre la lixiviación de nitratos. En: Universidad pública de Navarra. <http://academicae.unavarra.es/bitstream/handle/2454/4443/577650.pdf?sequence=1>, 11, 18-36 p.; consulta: Septiembre 2014.

Labite, H., Holden, N., Richards, K., Kramers, G., Premrov, A., Coxon, C. y Cummins, E. 2013. Comparison of pesticide leaching potential to groundwater under EU FOCUS and site specific conditions. Science of the Total Environment 463-464, 432-441 p.

Papadopoulou, E., Karpouzas, D., Patsias, J., Kotopoulou, A., Milothridou, A., Kintzikoglou, K. y Vlachou, P. 2004. The potencial of pesticides to contaminate the groundwater resources of the Axios river basin in Macedonia, Northern Greece. Part I. Monitoring study in the north part of the basin. Science of the Total Environment. 321, 127-146 p.

Parrado, C.A., Pulido, S. y Gutiérrez, J.S. 2013. Emisiones de óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) y lixiviación de nitrato (NO₃) en agroecosistemas de rosas de corte. 7 innovaciones en floricultura. ISBN: 978-958-98993-4-2. Bogotá D.C. Colombia.

Parrado, C. y Naranjo, C. 2014. Apoyo científico en la cuantificación de la huella hídrica gris en los sistemas productivos de maíz, arroz y papa, y de la huella de carbono en la producción de aceite de palma. GAIA. Informe 093. Medellín. 6-14 p.

Perego, A., Basile, A., Bonfante, A., De Mascellis, R., Terribile, F., Brenna, S. y Acutis, M. 2012. Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*.147, 57– 65 p.

Pérez, M. 2006. Comercio exterior y flujos hídricos en la agricultura colombiana: análisis para el período 1961-2004. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. 4, 3-16 p.

Phiri, E., Verplancke, H., Kwesiga, F. y Mafongoya, P. 2003. Water balance and maize yield following improved sesbania fallow in eastern Zambia. *Agroforestry Systems*. 59, 197-205 p.

Plessis, J. 2003. Maize production. Department of Agriculture. South Africa.31 p.

Qiu, S., Xie, J., Zhao, S., Xu, X., Hou, Y., Wang, X., Zhou, W., He, P., Johnston, A. y Christie, P. 2014. Long-term effects of potassium fertilization on yield, efficiency, and soil fertility status in a rain-fed maize system in northeast China.

Renaud, F., Brown, C., Fryer, C. y Walker, A. 2004. A lysimeter experiment to investigate temporal changes in the availability of pesticide residues for leaching. *Environmental Pollution*. 131, 81-91 p.

Ribaudo, M., Delgado, J., Hansen, L., Livingston, M., Mosheim, R. y Williamson, J. 2011. Nitrogen in Agricultural Systems: Implications For Conservation Policy. Economic research report/USDA. 127, 3-6 p.

Romero, E., Ordoñez, E., Reyes, I., Esteller, M. y Rojas, A. 2006. Contamination of corn growing areas due to intensive fertilization in the high plane of México. *Water, Air, and Soil Pollution*.175, 77-98 p.

Ruttenberg, K. 2003. The global phosphorus cycle. University of Hawaii at Manoa. Hawái, Estados Unidos. 585-587 p.

Schröder, J., Scholefield, D., Neeteson, J., Oenema, O. y Struik, P. 2000. Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art the position of science in developing indicators for regulation. *Field Crops Research*.66, 151–164 p.

- Schröder, J., Scholefield, D., Cabral, F. y Hofman, G. 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science y Policy*. 7, 15–23 p.
- Shrestha, S., Pandey, V. P., Chanamai, C. y Ghosh, D. K. 2013. Green, Blue and Grey water footprints of primary crops production in Nepal. *Water Resour Manage*. 27, 5223–5243 p.
- Siljeg, M., Foglar, L. y Kukucka, M. 2010. The ground water ammonium sorption onto Croatian and Serbian clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials*. 178, 572-577 p.
- Sun, S., Wu, P., Wang, B. y Zhao, X. 2013. Temporal variability of water footprint for maize production: The case of Beijing from 1978 to 2008. *Water Resour Manage*. 27, 2447-2463 p.
- Smith, D., Francesconi, W., Livingston, S. y Huang, C. 2015. Phosphorus losses from monitored fields with conservation practices in the Lake Erie Basin, USA. *AMBIO*. 44(Suppl.2), S319-S331 p.
- Tomer, M. y Liebman, M. 2014. Nutrients in soil water under three rotational cropping systems, Iowa, USA. *Ecosystems and Environment* 186, 105–114.
- Torres, D., Florentino, A. y López, M. 2005. Pérdidas de suelo y nitrógeno por escorrentía en un ultisol degradado bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal en chaguaramas-guárico. *Agronomía Tropical*. 55(4), 475-496 p.
- Umezawa, Y., Hosono, T., Onodera, S., Siringan, F., Buapeng, S., Delinom, R., Yoshimizu, C., Tayasu, I., Nagata, T. y Taniguchi, M. 2008. Science of the Total Environment. 404, 361-376 p.
- Vanegas, H. 2014. Plan estratégico para los cereales en Colombia 2014. Cundinamarca: Federación Nacional de Cultivadores Cereales y Leguminosas-FENALCE. 2 p.
- Vázquez, R. y Buenfil, M. O. 2012. Huella hídrica de América Latina: Retos y Oportunidades. *Aqua-LAC*. 4(1), 41-48 p.
- Verona, M., Castro, R., Páez, M.I., Carvajal, N., Barbosa, E., León, L.M. y Díaz, S.M. 2011. Impacto en la salud y el medio ambiente por exposición a plaguicidas e implementación de buenas prácticas agrícolas en el cultivo de tomate. *Revista Chilena de Salud Pública*. 16 (2), 96 -106 p.
- Vonberg, D., Vanderborght, J., Cremer, N., Putz, T., Herbst, M. y Vereecken, H. 2014. 20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany. *Water Research*. 50, 294-306 p.

Wan, N. 2015. Pesticides exposure modeling based on GIS and remote sensing land use data. *Applied Geography*. 56, 99-106 p.

Wang, J., Wang, D., Zhang, G., Wang Y., Wang, C., Teng, Y. y Christie, P. 2014. Nitrogen and phosphorus leaching losses from intensively managed paddy fields with straw retention.

Wisconsin Department of Natural Resources (WI DNR). 2011. Drinking Water & Groundwater Quality Standards/Advisory Levels. En: <http://dnr.wi.gov/topic/drinkingwater/documents/halttable.pdf>, 1 p.; consulta: Mayo 2015.

WHO. 2002. Eutrophication and health. Luxemburgo: Office for official publications of the European communities. f3-f9 p.

Wu, X., Zhang, L., Fu, X., Wang, X. y Zhang, H. 2011. Nitrogen loss in surface runoff from Chinese cabbage fields. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36, 401-406 p.

Yang, X., Lu, Yongli., Tong, Y. y Yin, X. 2015. A 5-year lysimeter monitoring of nitrate leaching from wheat-maize rotation system: Comparison between optimum N fertilization and conventional farmer N fertilization. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 199, 34-42 p.

Zamora, S., Ruiz, F., Beltrán, F., Fenech, L., Murillo, B., Loya, J. 2011. Régimen hídrico del maíz en una zona árida, determinado en porcentajes de evaporación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 13, 181-186 p.

Zhang, Y., Wang, H., Liu, S., Lei, Q., Liu, J., He, J., Zhai, L., Ren, T. y Liu, H. 2015. Identifying critical nitrogen application rate for maize yield and nitrate leaching in a Haplic Luvisol soil using the DNDC model. *Science of the Total Environment*. 514, 388-398 p.

Zhao, C., Hu, C., Huang, W., Sun, X., Tan, Q. y Di, H. 2010. A lysimeter study of nitrate leaching and optimum nitrogen application rates for intensively irrigated vegetable production systems in Central China. *J Soils Sediments*. 10, 9-17 p.