

**Comportamiento de las concentraciones de
ortofosfatos en efluentes agrícolas en el
condado de Douglas, Illinois**

Ana Paula Sánchez Bustamante Bailón

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras
Noviembre, 2017

ZAMORANO
CARRERA DE AMBIENTE Y DESARROLLO

Comportamiento de las concentraciones de ortofosfatos en efluentes agrícolas en el condado de Douglas, Illinois

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar
al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el
Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

Ana Paula Sánchez Bustamante Bailón

Zamorano, Honduras

Noviembre, 2017

Comportamiento de las concentraciones de ortofosfatos en efluentes agrícolas en el condado de Douglas, Illinois.

Ana Paula Sánchez Bustamante Bailón

Resumen. En los campos agrícolas del centro de Illinois se encuentran instalados drenajes subsuperficiales, los cuales incrementan la productividad en cultivos como maíz y soya. Sin embargo, la alteración de la mecánica hidrológica del suelo aumenta la lixiviación de nutrientes. El ortofosfato es la fracción soluble del fósforo, cuyas exportaciones a cuerpos de agua se han relacionado con eventos de precipitación. Para crear regulaciones respecto a las concentraciones de ortofosfatos descargadas y diseñar alternativas de manejo, es importante comprender la dinámica de dicho nutriente bajo diversos escenarios. En el presente estudio se describe el comportamiento del ortofosfato en drenajes durante eventos de precipitación y su relación con factores topográficos y pedológicos. Se evaluaron las concentraciones de ortofosfato en cuatro eventos de precipitación representativos de la estación de primavera. Las concentraciones y cargas entre sitios fueron comparadas a través del test estadístico Mann-Whitney ($\alpha=0.05$). Además, se utilizó la correlación Rho de Spearman para determinar interdependencia entre el caudal y las concentraciones de ortofosfato. Las diferentes elevaciones topográficas evaluadas no produjeron ningún efecto significativo en las exportaciones de ortofosfato. Sin embargo, los niveles de fósforo almacenado en el suelo mostraron tener un impacto significativo. No se encontró correlación significativa entre el caudal y los niveles de ortofosfatos en los sitios donde se estudió el índice de depresión. No obstante, en los sitios donde se evaluó la variable fósforo en el suelo se encontraron fuertes correlaciones. Se estima que la precipitación tiene un mayor efecto cuando existe una tercera variable de influencia.

Palabras clave: Carga de ortofosfato, depresión topográfica, drenajes subsuperficiales, fósforo, precipitación.

Abstract. Tile drainage in central Illinois has shown benefits in corn and soybean yields, however changes in soil hydrology due to this technology increase nutrient export. Orthophosphate, which is the soluble fraction of phosphorus, has shown greater leaching during rainfall events. To create regulations related to nutrient discharge concentrations and design management alternatives, it is important to comprehend the orthophosphate dynamics under different scenarios. In this study orthophosphate behavior was described in tile drainages during rainfall events and its relation to topographic and pedological factors. Orthophosphate concentrations were evaluated in four rainfall events typical of spring season. Concentrations and discharge from different sites were compared with the Mann-Whitney statistical test ($\alpha=0.05$). In addition, Spearman Rho correlation was used to analyze interdependency between orthophosphate and flow. The depression index did not show a clear effect in orthophosphate export. On the other hand, soil phosphorus showed an evident impact in orthophosphate concentrations. No correlation was found between concentrations and flow for the sites where depression index was evaluated, however strong correlations were evidenced in sites where soil phosphorus was compared. It can be inferred that rainfall has a greater impact when there is a third influencing variable.

Key words: Depression index, orthophosphate load, rainfall, soil phosphorus, tile drainage.

CONTENIDO

Portadilla.....	i
Página de firmas.....	ii
Resumen.....	iii
Contenido.....	iv
Índice de Cuadros, Figuras y Anexos.....	v
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	8
4. CONCLUSIONES.....	14
5. RECOMENDACIONES.....	15
6. LITERATURA CITADA	16
7. ANEXOS	20

ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Precipitación medida en la estación meteorológica de la granja Discovery, condado de Douglas, Illinois, Estados Unidos.	8
2. Concentraciones de ortofosfatos para todos los eventos de precipitación.	9
3. Carga estimada de ortofosfatos para los cuatro eventos de precipitación en cada sitio.	10
Figuras	Página
1. Descripción del contexto de drenajes subsuperficiales.	4
2. Mapa de la granja Discovery, estado de Illinois, Estados Unidos.	5
3. Concentraciones de ortofosfatos en los eventos de precipitación para el sitio 4.	11
4. Relación entre caudal y concentraciones de ortofosfatos para el sitio 4 (a), sitio 7 (b), sitio 44 (c) y sitio 48 (d).	12
5. Concentraciones de ortofosfatos en los eventos de precipitación para el sitio 44 (a) y el sitio 48 (b).	13
Anexos	Página
1. Ecuación para calcular índice de depresión.	20
2. Análisis de fósforo metodología Bray P1 para 5 muestras de suelo por sitio.	20
3. Comparación de medias Mann-Whitney para concentraciones de ortofosfatos entre sitios.	21
4. Correlación Rho de Spearman para concentración de ortofosfatos y caudal por sitio.	21
5. Comparación de medias Kruskal-Wallis entre cuatro eventos de precipitación por sitio.	21
6. Estructura AgriDrain para medición de caudal.	21
7. Análisis por inyección de flujo, Lachat QuikChem® 8000.	22
8. Muestras recolectadas de los sitios de estudio.	22

1. INTRODUCCIÓN

La producción agrícola se ha intensificado desde la década de 1950s, lo que ha aumentado la utilización de insumos como fertilizantes y plaguicidas. Desde entonces la práctica de agricultura convencional ha potenciado la erosión y escorrentía de nutrientes contenidos en los fertilizantes hacia cuerpos de agua superficiales y subterráneos (Haygarth y Jarvis, 2002). La contaminación por nutrientes promueve la excesiva proliferación de algas, llamada eutrofización. La eutrofización en fases avanzadas genera disminución de oxígeno disuelto en el agua (hipoxia), la cual puede causar pérdidas significativas de biodiversidad en los ecosistemas acuáticos. Efluentes agrícolas han aumentado significativamente la contaminación en dichos ecosistemas (Howarth et al., 2011).

En el verano, altos niveles de eutrofización han generado hipoxia en el norte del Golfo de México, ubicado en la costa sureste de Estados Unidos (McIsaac, David, y Gertner, 2016). Los cuerpos de agua situados en la costa se encuentran estratificados debido a diferentes niveles de salinidad y temperatura. La hipoxia tiene más probabilidad de ocurrencia si existen temperaturas altas en la superficie marina, por lo que los cambios en los patrones climáticos son un potencial riesgo (Howarth et al., 2011). La estratificación es un fenómeno físico que previene la recirculación vertical de oxígeno en el agua. Esto, aunado a cambios biogeoquímicos causados por el aporte de nutrientes, propicia la prevalencia de zonas hipóxicas, comúnmente llamadas “zonas muertas” (Conley, Carstensen, Vaquer-Sunyer, y Duarte, 2009). En el 2015 la hipoxia en el Golfo de México cubrió un área de 16,760 km², una de las más extensas del mundo (Ribaudó, Marshall, Aillery, y Malcom, 2016).

Elevadas concentraciones de nutrientes afectan los ecosistemas acuáticos de diversas maneras. Debido a la disminución de oxígeno en la zona béntica los organismos que allí residen sufren estrés, lo cual fomenta declives poblacionales. La exposición estacional a condiciones hipóxicas reduce la diversidad alterando las cadenas tróficas de esta zona. Otro impacto en el ecosistema es el incremento de dinoflagelados, los cuales son algas tóxicas para peces, crustáceos, pájaros y mamíferos acuáticos (Ribaudó et al., 2016).

Mediante el modelo MARB SPARROW se determinaron las principales fuentes de nitrógeno y fósforo en la cuenca del río Mississippi. Se identificó la deposición atmosférica, el estiércol de animales en confinamiento, las áreas urbanas, las plantas de tratamiento, el fertilizante de granjas y la fijación de nitrógeno en producción agrícola como fuentes de contaminación. En el caso del fósforo entre las fuentes de contaminación también se encuentran las plantas de tratamiento, estiércol de animal, áreas urbanas y pérdidas naturales. Sin embargo, la agricultura contribuye un 60% del aporte total de nutrientes, dentro del cual los fertilizantes representan un 41% (Dale y David, 2013).

En los suelos agrícolas de Illinois existe una rotación intensiva de maíz y soya, debido a la topografía de esta región y para facilitar el drenaje de la lluvia, en el horizonte subsuperficial de sus suelos se encuentran instalados drenajes artificiales (King, Williams, y Fausey, 2016). Los drenajes artificiales han sido una práctica agrícola desde hace más de 100 años en la zona central de Estados Unidos, en donde antes existían praderas y humedales. Los drenajes han logrado disminuir alrededor de dos metros de agua dejando expuestos horizontes muy productivos que contienen alta carga de material orgánico (Franz et al., 2014). Entre los beneficios del drenaje subsuperficial están una mejor aireación e infiltración y un incremento en germinación y profundidad de la raíz (King et al., 2015). Los suelos del oeste medio de Estados Unidos al tener un drenaje pobre y extensas planicies, requieren de este sistema para mantener una alta producción agrícola. Sin embargo, su uso intensivo afecta la dinámica hidrológica de los suelos lo cual genera una vía más rápida para la lixiviación de nutrientes (King et al., 2015).

Como respuesta a la seria problemática de eutrofización localizada en el Golfo de México, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha establecido como meta la reducción de nutrientes. Para el 2025 se proyecta reducir un 20% la descarga de nitrógeno y fósforo en el río Mississippi, y un 45% para el 2035 (McIsaac et al., 2016). El estado de Illinois se encuentra ubicado en el cinturón maicero de Estados Unidos, el cual está localizado en la cuenca del río Mississippi. En este estado la producción agrícola abarca el 60% del uso de la tierra (David, McIsaac, Schnitkey, Czapar, y Mitchell, 2014). Tomando en cuenta la importancia de la producción agrícola se buscan estrategias para mitigar la contribución de nutrientes a las fuentes de agua sin comprometer el rendimiento de los cultivos (McLellan et al., 2013).

La agricultura es una de las actividades antropogénicas que más contribuyen a la agregación de fósforo al suelo. La matriz del suelo posee la capacidad de amortiguar niveles altos de fósforo en el suelo, sin embargo, el flujo preferencial promueve su lixiviación (Shipitalo y Gibbs, 2000). El flujo preferencial es el transporte rápido de agua y solutos a través de macroporos en el suelo. Los drenajes subsuperficiales exacerban la descarga de ortofosfatos, una forma soluble de fósforo, potenciando la capacidad de transporte del flujo preferencial (Kleinman, Smith, Bolster, y Easton, 2015). Según un estudio realizado en Wisconsin, los drenajes contribuyen entre un 17 a un 41% a las descargas de fósforo total, y un 16 al 58% de estas descargas eran ortofosfatos (Ruark et al., 2012). Los sistemas de producción con drenajes subsuperficiales instalados magnifican la lixiviación de ortofosfatos, sin embargo, existen otros factores que, aunados a este, contribuyen a su descarga en cuerpos de agua.

Las propiedades del suelo son factores que juegan un papel importante en las descargas de nutrientes. Anteriormente se consideraba a la escorrentía superficial y la erosión como los fenómenos que más aportaban fósforo a los cuerpos de agua. Sin embargo, la lixiviación intensificada por la capacidad de absorción de fósforo y los niveles del mismo en el subsuelo se ha determinado como significativa (Andersson et al., 2015). Desde la década de los 90 las aplicaciones de fertilizantes con fósforo han disminuido en Illinois gracias a la agricultura de precisión, por lo que se estima que no hay entradas netas del elemento al sistema. Aun así debido a intensas aplicaciones en el pasado, existen regiones con altos

niveles de fósforo en el suelo (David y Gentry, 2000). Estudios a largo plazo han determinado una correlación positiva entre los niveles de fósforo en el suelo y su concentración en los efluentes agrícolas (Bergström et al., 2015).

En las extendidas praderas del oeste medio de Estados Unidos es común la existencia de desniveles en el suelo causados por la saturación de agua. Debido a la retención de humedad estos suelos son ricos en materia orgánica y excelentes reservorios de nutrientes debido a que bajo escorrentía superficial estas áreas arrastran sedimentos. Se han encontrado correlaciones positivas entre sitios propensos a inundación y concentraciones de nutrientes de drenajes provenientes de dichas áreas. (Smith et al., 2008; Smith y Livingston, 2013)

Los eventos de precipitación tienden a modificar significativamente la dinámica en campos agrícolas con drenajes subsuperficiales. Las descargas de ortofosfatos están íntimamente relacionadas a la precipitación y el volumen de los caudales (Jacobson, David, y Drinkwater, 2011). En un estudio realizado en cuencas hidrográficas representativas del cinturón maicero de Estados Unidos se encontró que el flujo preferencial contribuía entre un 11 y un 51% de la escorrentía subsuperficial durante tormentas. Además, entre un 40 y 81% de las contribuciones pico de lluvia coincidían con los aumentos del flujo en los drenajes del terreno evaluado (Stone y Wilson, 2006). Propiedades como la intensidad de la lluvia y el nivel de humedad en el suelo determinan la respuesta de las cuencas hidrográficas a eventos de lluvia (Poor y McDonnell, 2007).

Los efluentes agrícolas regidos por drenajes artificiales presentan factores aún más diversificados y complejos que influyen la dinámica de exportación de nutrientes. En el suelo, el fósforo existe de diferentes formas, pero el ortofosfato, también llamado fósforo reactivo disuelto, es la única forma en la que dicho nutriente se encuentra biodisponible para las algas en cuerpos de agua. Para cumplir con las metas de reducción de ortofosfato, es importante comprender el comportamiento de dicho nutriente en eventos de precipitación bajo diversos escenarios pedológicos y topográficos. En este estudio se evaluaron los efectos que tiene la presencia de fósforo en el suelo y la influencia de las depresiones topográficas en las exportaciones de ortofosfato en efluentes agrícolas.

Los objetivos del presente estudio:

- Comparar el efecto de condiciones edafológicas y topográficas en las concentraciones de ortofosfatos en los drenajes agrícolas durante eventos de precipitación-escorrentía.
- Determinar la relación entre el caudal de los drenajes agrícolas y la concentración de ortofosfatos durante eventos de precipitación-escorrentía.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio.

El estudio se realizó en la granja Discovery en el condado de Douglas, en el estado de Illinois, Estados Unidos. La granja tiene un área de 120 ha, la cual posee 48 sitios, en cada uno de los cuales se encuentra instalado un drenaje subsuperficial (Figura 1). Los drenajes están ubicados a 0.9 m de profundidad y 30.5 m de distancia entre sí.

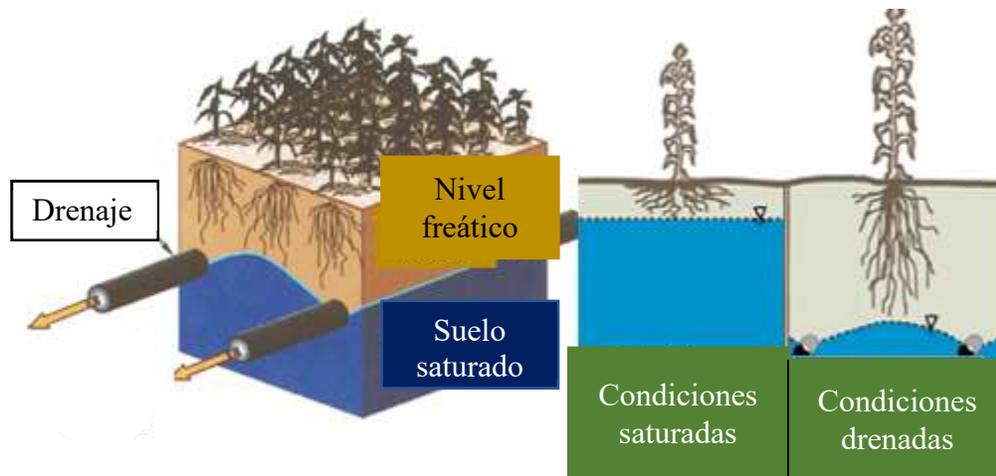


Figura 1. Descripción del contexto de drenajes subsuperficiales. a) Estructura típica de un drenaje subsuperficial. b) Desarrollo radicular en suelos con drenaje deficiente. Adaptado de Busman y Sands, (sf).

En la granja existe una rotación anual de cultivos de maíz y soya (Figura 2). Para el maíz se aplica labranza mínima, en la cual solo se mecanizan las hileras del suelo en donde es sembrado el cultivo. Para el cultivo de soya se practica la labranza cero, en la cual no existe ningún tipo de mecanización. La granja tiene fines comerciales, sin embargo, diversos experimentos se realizan en el lugar. A pesar de ello para este estudio se realizó un esfuerzo por mantener las condiciones similares a una granja productiva normal.

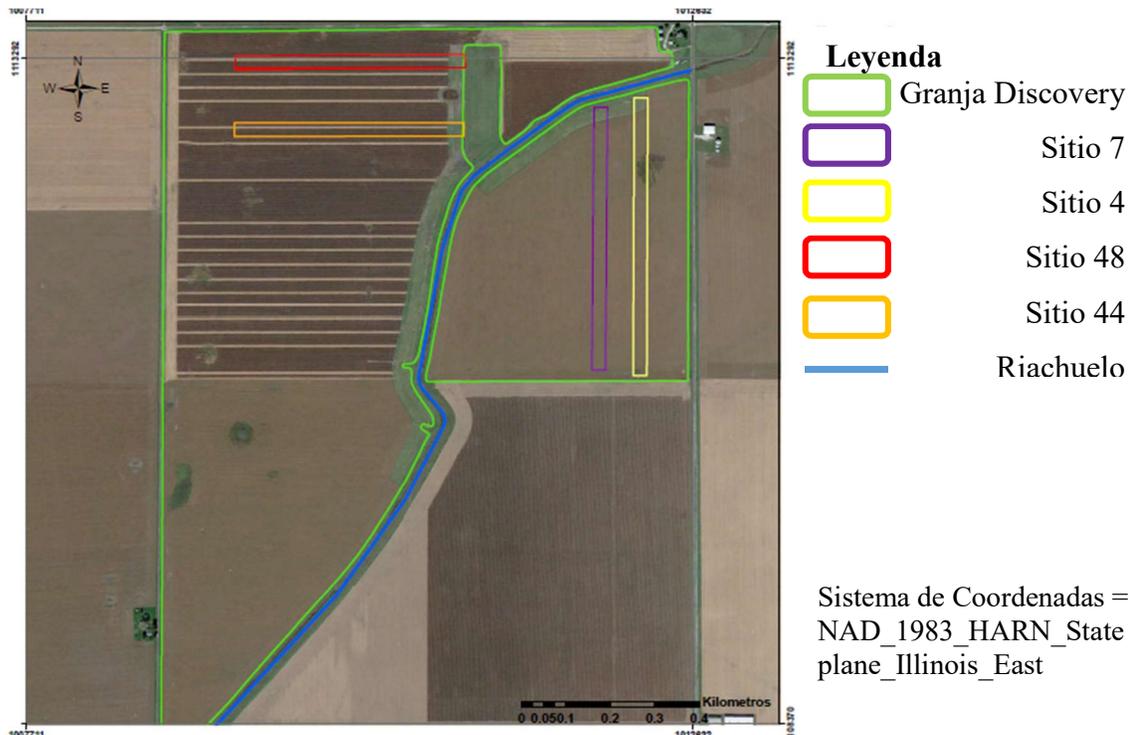


Figura 2. Mapa de la granja Discovery, estado de Illinois, Estados Unidos.
Fuente: elaboración propia.

Variables a analizar.

Se midieron las concentraciones de ortofosfatos en drenajes de 4 sitios de los 48 existentes en la granja. El criterio de selección estuvo basado en dos variables: los niveles de fósforo en el suelo y el índice de depresión topográfica.

Índice de depresión topográfica. Esta variable fue estimada a través de un modelo de elevación digital mediante el programa ArcGis 10.4.1[®]. Para crear esta variable se sumaron las depresiones encontradas en cada sitio divididas entre el área total drenada. El sitio 4 fue seleccionado debido a que representa el mayor nivel de depresión en toda la granja, en contraste con el sitio 7 con el menor nivel. Cada uno drena 1.91 ha y 1.80 ha, respectivamente (Andino, 2017).

Fósforo en el suelo. Los sitios 44 y 48 representan niveles medios y altos de fósforo en el suelo, respectivamente. Para poder estimar dicha variable se realizaron cinco muestreos de suelo en cada sitio, posteriormente se promediaron los resultados. El sitio 44 tiene un promedio de 68.29 kg/ha, y el sitio 48 uno de 122.65 kg/ha de fósforo. Se utilizó el método de Bray P1, el cual mide los niveles de fósforo extraíble por las plantas en el suelo (Soil and Plant Analysis Council, 1998). Ambos sitios drenan un área de 1.58 ha (Andino, 2017).

Para reducir el efecto del tipo de suelo entre los pares comparados, la cercanía entre sí fue un factor determinante en la selección. En los sitios 4 y 7, el tipo de suelo predominante fue Drummer-Milford arcillo-limoso, este tipo de suelo posee un drenaje pobre y contiene

de 4.5 a 7% de materia orgánica. El tipo de suelo predominante fue Harpster arcillo-limoso para los sitios 44 y 48, los cuales también poseen un drenaje pobre y contenido de materia orgánica de 3.5 a 6 %. Ambos tipos de suelos están clasificados como de primera clase en cuanto a potencial agrícola, pero deben de ser drenados artificialmente para ser productivos. También poseen un régimen hídrico, lo que significa que se desarrollaron bajo condiciones de saturación (National Cooperative Soil Survey, 2004).

Los eventos de precipitación juegan un papel determinante en la escorrentía superficial, subsuperficial y en los caudales máximos. En sistemas de drenaje artificial esta variable se vuelve más determinante debido a la existencia de una mayor permeabilidad en la zona (Franz et al., 2014). La precipitación fue el tercer factor a evaluar, el cual afecta de manera uniforme al área en donde se encuentra ubicados los drenajes subsuperficiales. Los datos de precipitación se obtuvieron de una estación meteorológica ubicada en el sitio experimental.

Temporadas, recolección y número de muestreos.

Se tomaron las muestras desde el 7 de marzo hasta el 22 de mayo (últimas semanas de invierno e inicio de primavera), con el fin de abarcar la época de precipitaciones. Las mediciones se realizaron con cuatro muestreadores de agua automatizados modelo 2900 marca ISCO[®], los cuales están ubicados cerca de estructuras para el control del nivel del agua marca AgriDrain Corp[®]. Dichas estructuras se encuentran al final de cada drenaje y permiten la extracción de las muestras. Los eventos de precipitación se monitorearon a través de la página web AccuWeather. Dependiendo de los pronósticos obtenidos se activaron los muestreadores automáticos. Los muestreos se establecieron con una frecuencia de cuatro horas, sin embargo, para determinar el flujo base se realizaron muestreos previos de hasta 24 horas.

Análisis de muestras.

Las concentraciones de ortofosfatos se cuantificaron utilizando el protocolo de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[®]. Las muestras se recolectaron en botellas de polietileno de alta densidad de 60 ml y se filtraron en membranas acetato-celulosa y nitrato-celulosa con un tamaño de poro de 0.45 μ m marca Fisherbrand[®]. Se utilizaron membranas con poros de mayor tamaño para prefiltrar muestras muy turbias. Posteriormente las muestras se refrigeraron a 4 °C (American Public Health Association. [APHA], 1998). Se utilizó el sistema de Análisis de inyección de flujo marca Lachat QuikChem[®] 8000 para procesar las muestras, cuyo límite de detección para ortofosfato es de 0.005 mg/L.

El enfoque del segundo objetivo fue determinar la relación entre la concentración de nutrientes con el caudal del efluente. En cada estructura AgriDrain[®] se encuentra ubicado un vertedero triangular de 45° que permite medir el nivel del agua. Se utilizó la ecuación 1 correspondiente a la geometría triangular del vertedero para determinar el caudal.

$$Q=1.4833 \times H^{2.025} \quad [1]$$

Donde,

Q = caudal (L/s)

H = altura del flujo arriba del vértice (cm)

La columna de agua se midió a través de dos sensores automatizados de presión marca Solinst Levellogger® instalados en la estructura AgriDrain®. El primer sensor se encuentra ubicado dentro del efluente y el segundo afuera del efluente, para medir la presión atmosférica cada 15 minutos. Debido a que el sensor debajo del efluente mide la presión de la columna de agua junto con la presión atmosférica, se sustrajo la lectura del segundo sensor al sensor sumergido en el efluente (Organización Meteorológica Mundial, 2011).

Las concentraciones de nutrientes obtenidas resultan relevantes al realizar comparaciones con estándares de calidad de agua. Sin embargo, el determinar las cargas de nutrientes aportadas por un efluente provee un panorama mejor ajustado respecto a la descarga de contaminantes (Quilbé et al., 2006). Para calcular volúmenes y cargas se utilizaron los datos obtenidos de caudal y estimaciones representativas de los intervalos de concentraciones de ortofosfatos muestreados. Se utilizó la ecuación 2 en el programa Excel versión 2016® para realizar dichos cálculos.

$$\text{Carga} = Q \times T \times C \quad [2]$$

Donde,

Q = caudal (L/s)

T = tiempo(s)

C = concentración (mg/L)

Análisis estadístico.

A todos los sets de datos obtenidos se aplicó el test de Shapiro-Wilk para determinar la normalidad de los datos y el estadístico de Levene para conocer la homogeneidad de la varianza. Debido a que la mayoría de los datos no mostraron una distribución normal y varianzas no homogéneas ($p < 0.05$), se realizaron transformaciones logarítmicas a cada set (King et al., 2015). No todos los sets de datos mostraron normalidad después de las transformaciones, por lo que se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas. Para comparar cargas y concentraciones de nutrientes entre sitios se utilizó la prueba Mann-Whitney con un nivel de significancia de 0.05. Se realizaron correlaciones Rho de Spearman con un nivel de significancia de 0.05 para determinar interdependencia entre las variables caudal y concentración para cada sitio. El test de Kruskal-Wallis se aplicó para determinar diferencias entre las concentraciones de los cuatro eventos para cada sitio con un nivel de significancia de 0.05. Se utilizó el programa IBM SPSS Versión 19® para el procesamiento de los datos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los eventos de lluvia incluidos en el estudio se consideraron representativos de la temporada actual de primavera (Cuadro 1). En los eventos 2 y 4 se obtuvieron las precipitaciones más altas. Se obtuvo en promedio 24 muestras de concentraciones de ortofosfatos por sitio y un promedio de 6 muestras por evento.

Cuadro 1. Precipitación medida en la estación meteorológica de la granja Discovery, condado de Douglas durante el periodo de estudio.

Evento	Fecha	Precipitación (mm)
1	7/3/2017	13.2
2	5/4/2017	22.9
3	26/4/2017	20.8
4	20/5/2017	26.4

El fósforo juega un papel importante en los ecosistemas acuáticos debido a que se considera un nutriente limitante para la producción de biomasa (Zhang, Fischer, y Ortner, 2004). La concentración máxima se obtuvo en el sitio 44 con 0.219 mg/L. Las concentraciones más bajas (< 0.005 mg/L) se registraron para los sitios 7 y 44 (Cuadro 2). Concentraciones menores a 0.03 mg/L de ortofosfato limitan el crecimiento de *Cladophora*, un alga filamentosa común en ríos del centro de Illinois (Morgan, Royer, David, y Gentry, 2006).

Existe otro estudio que indica que es necesario mantener los niveles de ortofosfato menores a 0.04 mg/L para prevenir la proliferación de fitoplancton (Zeng, Qin, Bao, Li, y Li, 2016). Bajo este parámetro en los sitios 4, 44 y 48 se obtuvieron concentraciones que promueven el crecimiento de fitoplancton. Sin embargo, el crecimiento de algas está influenciado por la interacción de diversos factores entre ellos la dinámica del flujo de agua, la temperatura y la luz solar (Morgan et al., 2006). El único criterio estandarizado para ortofosfato está definido por la Asociación de Protección Ambiental de Estados Unidos, el cual está basado en niveles problemáticos para el tratamiento de aguas residuales, el límite máximo es de 0.1 mg/L para ríos y 0.025 mg/L para lagos o reservorios (National Strategy for the Development of Regional Nutrient Criteria, 1998).

Cuadro 2. Concentraciones de ortofosfatos para los cuatro eventos de precipitación por sitio evaluado.

Sitio	PO ₄ - P (mg/L)				
	Media	Mediana	Máxima	Mínima	Desviación Estándar
4	0.022	0.016 ^a	0.055	0.007	0.014
7	0.014	0.014 ^a	0.023	< 0.005	0.005
44	0.019	0.013 ^a	0.063	< 0.005	0.015
48	0.104	0.080 ^b	0.219	0.033	0.065

Letras distintas (a - b) indican una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre elementos de la misma columna.

Al comparar las concentraciones de los sitios 4 y 7, no se encontró diferencia estadísticamente significativa bajo los eventos de lluvia muestreados (Cuadro 2). Aunque ambos representan valores extremos en cuanto al índice de depresión de la granja, en todo el terreno la profundidad de las depresiones no supera los 10 cm. Lozier, Macrae, Brunke, y Van Eerd (2017) reportaron no haber encontrado diferencias marcadas en cuanto a las concentraciones de fósforo entre sitios predispuestos a anegamiento y secciones más elevadas que no experimentan inundación.

Los sitios 4 y 7 poseen promedios de fósforo en el suelo similares. Sin embargo, en el caso del sitio 7, el nivel máximo es de 87.6 kg P/ha. El caso del sitio 4 es diferente, debido a que se encontró un nivel máximo de 107.83 kg P/ha justo en la región en donde reside el índice de depresión más alto. A pesar de ello, el no encontrar diferencias significativas en la exportación de ortofosfatos para ambos sitios puede ser un indicador de que el efecto de depresión topográfica es neutralizado por el resto de área.

Factores como rastrojos y cultivos de cobertura pueden contribuir a los reservorios de fósforo en el suelo. Los cultivos de cobertura contribuyen a la reducción de escorrentía superficial, sin embargo, esta práctica puede tener impactos en las descargas de fósforo soluble (Lozier et al., 2017). Estudios a largo plazo respecto a la implementación de mejores técnicas de manejo en sistemas de drenajes artificiales, incluyendo cultivos de cobertura, no han encontrado un patrón definido respecto a su impacto (Bergström et al., 2015). Actualmente en la granja Discovery se está llevando a cabo otro estudio con fertilizaciones de nitrógeno y cultivos de cobertura, por lo que se infiere que variables ajenas al presente estudio pudieron haber intervenido en los resultados.

Al realizar la comparación de las cargas entre los sitios 4 y 7 se encontraron diferencias significativas entre ambas (Cuadro 3). En el drenaje del sitio 4 se puede observar una menor cantidad de volumen total de agua en comparación al sitio 7. Dichas variaciones de caudal pueden haber influenciado en la variación de datos para dicha muestra. Una posible explicación es que, debido a la baja magnitud de las precipitaciones la depresión existente, aunque leve, si influencia en la cantidad de flujo exportado.

Cuadro 3. Carga estimada de ortofosfatos para los cuatro eventos de precipitación por cada sitio evaluado

Sitio	Volumen total de agua (L)	Carga total de ortofosfato (g)
4	188,569	3.87 ^a
7	231,350	3.58 ^b
44	454,212	10.86 ^a
48	467,304	57.56 ^b

Letras distintas (a - b) indican una diferencia significativa ($P < 0.05$).

En el sitio 4 al realizar la correlación Rho de Spearman para caudal y concentraciones no se observó relación entre ambos ($r = 0.047$; $P = 0.826$) (Figura 4). Sin embargo, en los eventos con mayor precipitación (2 y 4), se pudieron observar las concentraciones pico más altas de manera descriptiva, 0.035 mg/L y 0.055 mg/L respectivamente (Figura 3). Posteriormente se aplicó el test estadístico de Kruskal-Wallis entre las concentraciones para cada evento que reveló diferencias significativas ($P = 0.002$). Las descargas de ortofosfato son variables en eventos de precipitación, sin embargo máximas descargas a menudo coinciden con caudales pico (Lozier et al., 2017; Smith y Livingston, 2013).

En otros estudios se ha identificado mediante correlaciones que la cantidad de lluvia está directamente relacionada a la respuesta del flujo de agua en drenajes en eventos de precipitación. El comportamiento del caudal observado durante precipitaciones escasas y durante tormentas puede ser diferente y en la mayoría de los casos la respuesta no es lineal (Vidon y Cuadra, 2010). Debido a estas observaciones, se puede inferir que el no haber encontrado interdependencia entre caudal y concentraciones puede estar relacionado a la escasa precipitación obtenida en este año.

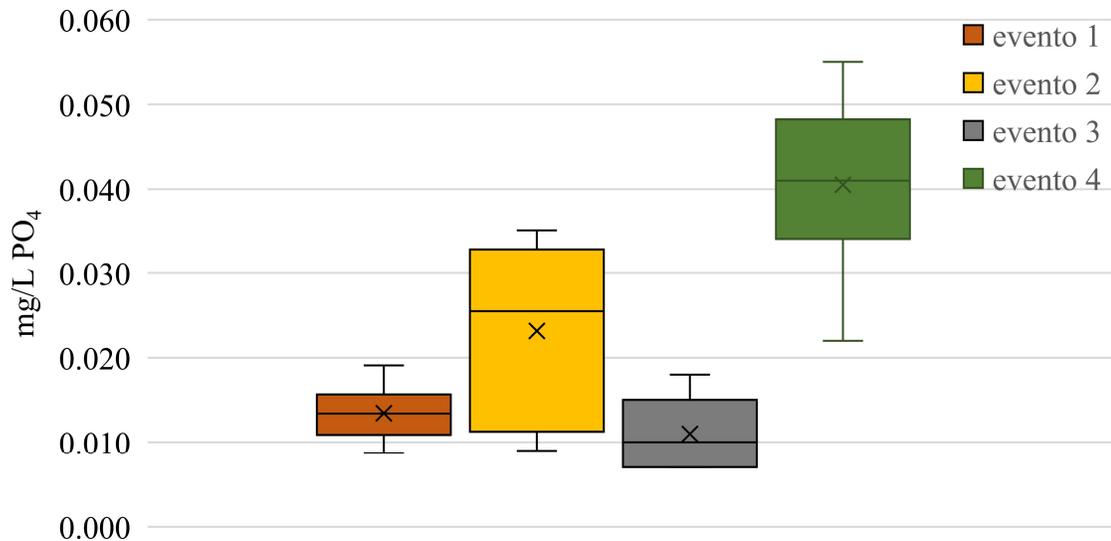


Figura 3. Concentraciones de ortofosfatos en los eventos de precipitación para el sitio 4.

En el sitio 7 no se encontró una correlación entre caudal y concentraciones de ortofosfatos ($r = -0.082$; $P = 0.697$) (figura 4). Las concentraciones de ortofosfato en este sitio fueron menos variables (cuadro 2) y en todos los eventos ninguna de ellas fue mayor de 0.023 mg/L. En el test estadístico Kruskal-Wallis no mostró diferencia significativa entre concentraciones ($P = 0.051$). Se infiere que el factor lluvia adquiere más peso en presencia de otras variables influyentes. Esto sucede en el caso el sitio 4 en cual los eventos de mayor precipitación coincidieron con las concentraciones más elevadas de ortofosfatos. A pesar de ello al realizar las comparaciones entre sitios, las concentraciones obtenidas del sitio 4 en conjunto no fueron lo suficientemente diferentes como para demostrar significancia estadística entre ambos sitios.

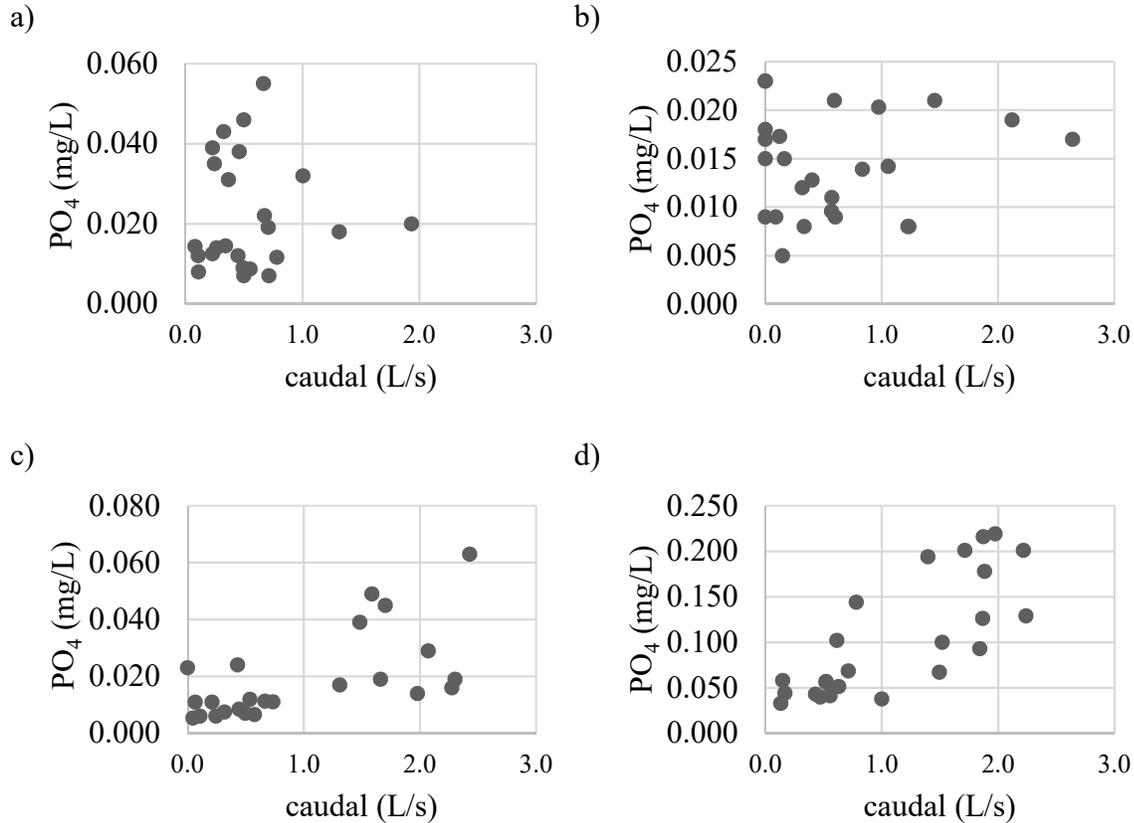


Figura 4. Relación entre caudal y concentraciones de ortofosfatos para el sitio 4 (a), sito 7 (b), sito 44 (c) y sitio 48 (d).

Las concentraciones de los sitios 44 y 48 se compararon para evaluar el efecto del fósforo retenido a largo plazo en el suelo. En el sitio 48 se obtuvo una mediana de 0.080 mg/L significativamente más elevada a la del sitio 44 en donde se obtuvo una mediana de 0.013 mg/L. Además, la variabilidad también aumentó para el sitio 48 (Cuadro 2). En el análisis de fósforo Bray P1 niveles mayores a 68 kg P/ha se clasifican como altos (Soil and Plant Analysis Council, 1998). El sitio 44 posee un promedio de 68.29 kg P/ ha, no obstante, el sitio 48 sobrepasa por mucho dicho rango (122.65 kg P/ha), y en los muestreos incluso se obtuvieron valores de 325.73 kg P/ha. En cuanto a las cargas calculadas (Cuadro 3) el sitio 48 mostró un marcado aumento en la exportación de ortofosfato. Ambos sitios poseen similar volumen, por lo que se puede inferir que la carga no fue afectada por el mismo. Se ha determinado que en sitios con niveles elevados de fósforo en el suelo y que presentan altos contenidos de materia orgánica la exportación de fósforo por escorrentía subsuperficial es alta (King et al., 2015).

La materia orgánica aún en condiciones moderadas de fósforo juega un papel importante en la descarga de dicho nutriente (McDowell y Monaghan, 2015). De igual manera suelos de textura fina poseen mayor cantidad de macroporos, factor determinante en la exportación de fósforo (Djordjic, Börling, y Bergström, 2004). Sin embargo, altos niveles de fósforo en el suelo fueron de mayor influencia en la descarga al drenaje subsuperficial. Se ha

encontrado relación entre cargas de ortofosfatos en efluentes agrícolas y aplicaciones de gallinaza por más de 30 años. A largo plazo esta actividad incrementó la capacidad de sorción de fósforo en el suelo (Jarvie et al., 2013; Kleinman et al., 2007; Kleinman et al., 2015). También se ha encontrado que en suelos donde ha habido ganado existe una acumulación de fósforo y sedimentos. A largo plazo las reservas de fósforo pueden convertirse en fuentes contaminantes para cuerpos de agua, fenómeno acelerado con drenajes subsuperficiales (Bergström et al., 2015). En el sitio 48 se encontraron indicios de confinamiento animal de hace más de 70 años, por lo que los niveles altos de fósforo encontrados pueden relacionarse con esta actividad.

Tanto como para el sitio 44 como para el sitio 48 se encontraron correlaciones positivas entre caudal y concentraciones de ortofosfatos ($r = 0.637$, $P = 0.001$; $r = 0.790$, $P = 0.000$). Se infiere que estos resultados se deben a la existencia del factor de fósforo en el suelo. Para el sitio 48 se encontró una correlación alta, dicho sitio posee el nivel más alto de fósforo en el suelo en toda la granja. Este sitio mostró las concentraciones más altas de ortofosfato, siendo 0.033 mg/L la concentración mínima encontrada para los cuatro eventos analizados.

En el sitio 44 se encontró una correlación media entre caudal y ortofosfatos. La media de fósforo en el suelo fue de 68.29 kg P/ha, aun así, en un punto de muestreo se encontraron valores de 104.46 kg P /ha. Este hecho puede explicar el haber encontrado correlación para este sitio, sin embargo, dicho valor máximo sigue siendo comparativamente menor al nivel máximo encontrado en el sitio 48, en donde se cree que existen reservas de fósforo. En ambos sitios las concentraciones pico aumentaron descriptivamente en los eventos de lluvia 2 y 4 (Figura 5). También para ambos se obtuvo diferencias estadísticas entre las concentraciones de ortofosfatos para cada evento de precipitación (sitio 44 $P = 0.009$; sitio 49 $P = 0.042$).

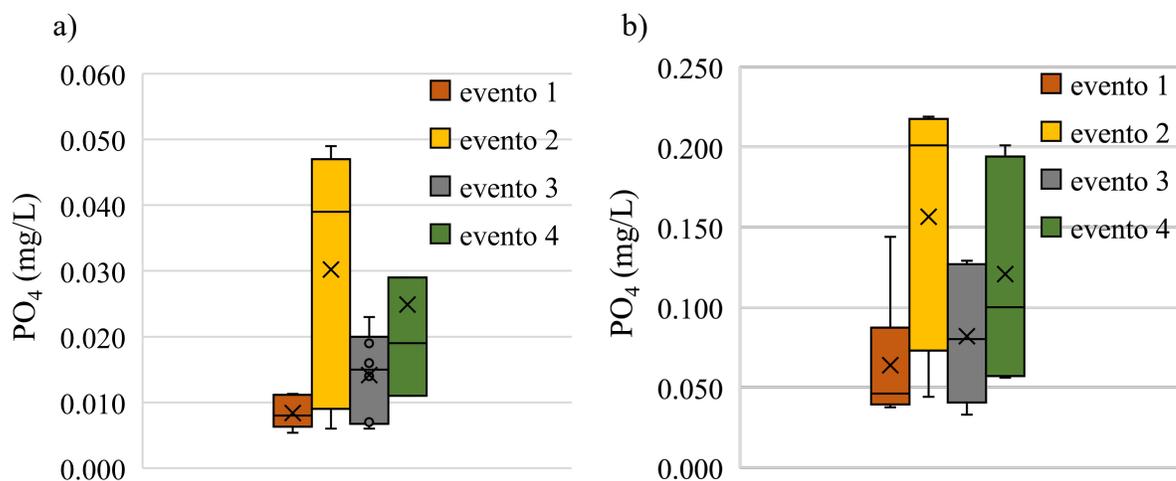


Figura 5. Concentraciones de ortofosfatos para los cuatro eventos de precipitación para el sitio 44 (a) y el sitio 48 (b).

4. CONCLUSIONES

- No se encontró relación entre la exportación de ortofosfatos en drenajes agrícolas y depresiones topográficas propensas a encharcamiento. A pesar de que se seleccionaron los sitios que representaban los valores extremos del índice de depresión, la diferencia entre el nivel de depresión entre ellos no fue mayor a 10 cm, por lo tanto, el terreno relativamente plano de la granja Discovery no permitió encontrar algún efecto relacionado a sitios predispuestos a anegamiento.
- Actividades históricas de ganadería han tenido un impacto a largo plazo en la lixiviación de ortofosfatos vía flujo preferencial en efluentes provenientes de drenajes subsuperficiales. Este fenómeno corresponde a que el fósforo retenido en el suelo es liberado al entrar en fase soluble durante eventos de precipitación.
- El grado de interdependencia entre caudal y concentraciones de ortofosfatos encontrados en los efluentes agrícolas parece estar regido por la ocurrencia de otros factores. Se encontraron correlaciones entre caudal y ortofosfatos solamente en los sitios donde había presencia de niveles altos y medios de fósforo en el suelo.

5. RECOMENDACIONES

- Utilizar triplicados o al menos duplicados en experimentos a escala al investigar la dinámica de nutrientes bajo sistemas agrícolas con drenajes subsuperficiales. De esta manera se aumentará la potencia de las pruebas estadísticas.
- Los estudios relacionados a la influencia de las depresiones topográficas en la exportación de ortofosfatos son aún incipientes. Es necesario realizar estudios a largo plazo para cubrir eventos de precipitación de mayor duración.
- Para obtener el flujo base se realiza un muestreo con aproximadamente 24 horas de antelación al evento de lluvia. Por lo tanto, recolectar muestras con una frecuencia de cuatro horas desde la muestra del flujo base puede generar una descripción más detallada del comportamiento de los niveles de ortofosfatos con el fin de obtener mejores correlaciones entre caudal y nutrientes incluso en eventos de baja precipitación.
- El amonio y el nitrato son nutrientes que también contribuyen a los procesos de eutrofización en cuerpos de agua. El presente estudio se puede ampliar evaluando ambos nutrientes en los drenajes en los sitios en donde se compara el efecto del índice de depresión, y así determinar si esta variable tiene un impacto más evidente en las exportaciones de dichos nutrientes.

6. LITERATURA CITADA

- Andersson, H., Bergström, L., Barbro, U., Faruk, D., Kirchmann, H. (2015). The role of subsoil as a source or sink for phosphorus leaching. *Environmental Quality*, 44 , pp. 535–544.
- Bergström, L., Kirchmann, H., Faruk, D., Kyllmar, K., Ulén, B., Liu, J., . . . Villa, A. (2015). Turnover and losses of phosphorus in swedish agricultural soils: Long-term changes, leaching trends, and mitigation measures. *Journal of environmental quality*, 44, pp. 512–523.
- Conley, D. J., Carstensen, J., Vaquer-Sunyer, R., y Duarte, C. M. (2009). Ecosystem thresholds with hypoxia. *Hydrobiologia*, 629(1), pp.21–29.
- Dale, R., y David, S. (2013). SPARROW models used to understand nutrient sources in the Mississippi/Atchafalaya river basin. *Journal of environmental quality*, 42(5), pp. 1422–1440.
- David, M., y Gentry, L. (2000). Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *Environmental Quality*, 29(2). pp. 494-508.
- David, M. B., McIsaac, G. F., Schnitkey, G. D., Czapar, G. F., y Mitchell, C. A. (2014). *Science assessment to support an Illinois nutrient loss reduction Strategy*. University of Illinois. Illinois. Estados Unidos.
- Djodjic, F., Börling, K., y Bergström, L. (2004). Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environment Quality*, 33(2), pp. 678.
- Franz, K., Basu, N., Simpkins, W., Helmers, M., Acar, O., Scheler, B., . . . Cruse, R. (2014). *Hidrologic impacts of tile drainage system*. The University of Iowa, Iowa, Estados Unidos.
- Haygarth, P. M., y Jarvis, S. C. (2002). *Agriculture, hydrology and water quality*. Wallingford: CABI Publishing. Obtenido de <http://www.cabi.org/CABeBooks/default.aspx?site=107ypage=45yLoadModule=PDFHieryBookID=139>
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D. J., Garnier, J., Doney, S. C., Marino, R., y Billen, G. (2011). Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), pp. 18–26.

- Jacobson, L. M., David, M. B., y Drinkwater, L. E. (2011). A Spatial analysis of phosphorus in the Mississippi river basin, *Journal of environmental quality*, 40, pp. 931–941.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Spears, B., Buda, A. R., May, L., y Kleinman, P. J. A. (2013). Water quality remediation faces unprecedented challenges from “legacy phosphorus”. *Environmental Science and technology*, pp. 8997-8998.
- Jones, J. B. (1999). *Soil Analysis Handbook of Reference Methods*: Taylor y Francis. Obtenido de https://books.google.com.gt/books?id=Ptb_eVnjmwkC
- King, K., Williams, M. R., Macrae, M. L., Fausey, N. R., Frankenberger, J., Smith, D. R., . . . Brown, L. C. (2015). Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: a review. *Journal of environmental quality*, 44(2), pp. 467–485.
- King, K. W., Williams, M. R., y Fausey, N. R. (2015). Contributions of systematic tile drainage to watershed-scale phosphorus transport. *Journal of environmental quality*, 44(2), pp. 486–494.
- King, K. W., Williams, M. R., y Fausey, N. R. (2016). Effect of crop type and season on nutrient leaching to tile drainage under a corn-soyben rotation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(1), pp. 56–68.
- Kleinman, P., Allen, A., Needelman, B., Sharpley, A., Vadas, P., Saporito, L., . . . Bryant, R. (2007). Dynamics of phosphorus transfer from heavily manured coastal plain soils to drainage ditches, *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(4), pp. 225–235.
- Kleinman, P. J. A., Smith, D. R., Bolster, C. H., y Easton, Z. M. (2015). Phosphorus fate, management, and modeling in artificially drained systems. *Journal of environmental quality*, 44(2), pp. 460–466.
- Lozier, T. M., Macrae, M. L., Brunke, R., y van Eerd, L. L. (2017). Release of phosphorus from crop residue and cover crops over the non-growing season in a cool temperate region. *Agricultural Water Management*, 189, pp. 39–51.
- McDowell, R. W., y Monaghan, R. M. (2015). Extreme phosphorus losses in drainage from grazed dairy pastures on marginal land. *Journal of environmental quality*, 44(2), pp. 545–551.
- McIsaac, G. F., David, M. B., y Gertner, G. Z. (2016). Illinois river nitrate-nitrogen concentrations and loads: Long-term variation and association with watershed nitrogen inputs. *Journal of environmental quality*, 45(4), pp. 1268–1275.
- McLellan, E., Robertson, D., Schilling, K., Tomer, M., Kostel, J., Smith, D., y King, K. (2013). Reducing nitrogen export from the corn belt to the gulf of mexico: Agricultural strategies for remediating hypoxia. *Journal of the American water resources association*, 51(1), pp. 263–289.

- Morgan, A. M., Royer, T. V., David, M. B., y Gentry, L. E. (2006). Relationships among nutrients, chlorophyll-a, and dissolved oxygen in agricultural streams in Illinois. *Journal of environmental quality*, 35(4), pp. 1110–1117.
- National Cooperative Soil Survey. (2004). *Soil Survey of Douglas County, Illinois, Estados Unidos*.
- Organización Meteorológica Mundial. (2011). *Guía de prácticas hidrológicas*. Ginebra, Suiza.
- Poor, C. J., y McDonnell, J. J. (2007). The effects of land use on stream nitrate dynamics. *Journal of Hydrology*, 332(1-2), pp. 54–68.
- Protección Ambiental de los Estados Unidos (1998). National Strategy for the Development of Regional Nutrient Criteria. Estados Unidos.
- Quilbé, R., Rousseau, A. N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., y Villeneuve, J.-P. (2006). Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326(1-4), pp. 295–310.
- Ribaudó, M., Marshall, E., Aillery, M., y Malcom, S. (2016). *Reducing the Dead Zone in the Gulf of Mexico: Assessing the costs to agriculture*. Agricultural and Applied Economics Association, Boston.
- Ruark, M., Madison, A., Madison, F., Cooley, E., Frame, D., Stuntebeck, T., y Komiskey, M. (2012). *Phosphorus loss from tile drains: Should we be concerned?*. University of Wisconsin-Madison. Winsconsin.
- Shipitalo, M. J., y Gibbs, F. (2000). Potential of earthworm burrows to transmit injected animal wastes to tile drains. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), pp. 2103-2109.
- Smith, D. R., y Livingston, S. J. (2013). Managing farmed closed depressional areas using blind inlets to minimize phosphorus and nitrogen losses. *Soil Use and Management*, 29, pp. 94–102.
- Smith, D. R., Livingston, S. J., Zuercher, B. W., Larose, M., Heathman, G. C., y Huang, C. (2008). Nutrient losses from row crop agriculture in Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6), pp. 396–409.
- Stone, W. W., y Wilson, J. T. (2006). Preferential flow estimates to an agricultural tile drain with implications for glyphosate transport. *Journal of environmental quality*, 35(5), pp.1825–1835.

Vidon, P., y Cuadra, P. E. (2010). Impact of precipitation characteristics on soil hydrology in tile-drained landscapes. *Hydrological Processes*, 24(13), pp. 1821–1833.

Zhang, J.-Z., Fischer, C. J., y Ortner, P. B. (2004). Potential availability of sedimentary phosphorus to sediment resuspension in Florida Bay. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4), pp. 1-14.

7. ANEXOS

Anexo 1. Ecuación para calcular índice de depresión.

$$\text{Índice de depresión} = \sum \left(\frac{\text{profundidad de depresión de cada celda}}{\text{área drenada}} \right)$$

Anexo 2. Análisis de fósforo metodología Bray P1 para 5 muestras de suelo por sitio.

Sitio	Fósforo 2016 (kg/ha)
4	87.61
	53.91
	55.04
	24.71
	107.83
	65.15
Promedio	65.71
7	37.07
	62.90
	87.61
	74.13
	53.91
Promedio	63.12
44	93.23
	30.33
	47.17
	104.46
	66.27
Promedio	68.29
48	87.61
	325.73
	95.47
	49.42
	55.04
Promedio	122.65

Anexo 3. Comparación de medianas Mann-Whitney para concentraciones de ortofosfatos entre sitios.

Sitio	Concentración		Carga	
	(mg/L)	Significancia	(g)	Significancia
4	0.022	0.152	3.87	0.000
7	0.014		3.58	
44	0.019	0.000	10.86	0.000
48	0.104		57.56	

Anexo 4. Correlación Rho de Spearman para concentración de ortofosfatos y caudal por sitio.

Sitio	Coefficiente de correlación	Significancia
4	0.05	0.826
7	0.08	0.697
44	0.08	0.001
48	0.08	0.000

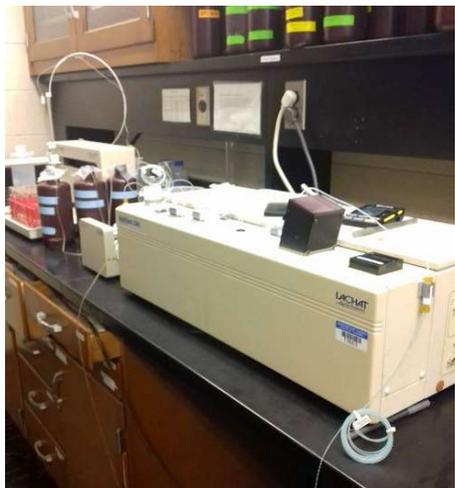
Anexo 5. Comparación de medianas Kruskal-Wallis entre cuatro eventos de precipitación por sitio.

Sitios	Chi-cuadrado	gl.	Significancia
4	15	3	0.002
7	7	3	0.051
44	11	3	0.009
48	8	3	0.042

Anexo 6. Estructura AgriDrain para medición de caudal.



Anexo 7. Análisis por inyección de flujo, Lachat QuikChem® 8000.



Anexo 8. Muestras recolectadas de los sitios de estudio.

