

Estimación, Manejo y Control de la Contaminación No Puntual por Escorrentía Superficial Ganadera: Una Revisión de literatura

Pérez-Sane, Monica^{1*} ; Torres, Camilo¹ ; Lara-Borrero, Jaime¹ 

¹Pontificia Universidad Javeriana, Ingeniería, Bogotá, Colombia

Resumen: Los nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo generan, entre otros impactos, la eutrofización en los cuerpos de agua. Estos impactos son principalmente causados por actividades agrícolas como la ganadería, debido a la aplicación de fertilizantes y/o al estiércol de las vacas. Los nutrientes transportados por la escorrentía llegan a los cuerpos de agua y generan contaminación. Esta problemática ha sido abordada desde la década de los 60, no obstante, se ha logrado poco avance en este tema. Los avances están relacionados con la estimación del aporte de nutrientes de forma teórica y a través de simulaciones, debido a los altos costos que implica tomar datos en el campo. También se han realizado esfuerzos en la implementación de Buenas Prácticas de Gestión para el manejo de las fuentes no puntuales, pero existe poca evidencia de la eficiencia de cada una de estas prácticas. Por otro lado, pese a la falta de información científica necesaria para formular políticas, se ha demostrado que la vía normativa puede ser el mejor mecanismo para controlar la contaminación por fuentes no puntuales. En este artículo, se presenta una revisión de estos tres componentes luego del análisis bibliométrico, estableciendo lo que se conoce actualmente y las brechas de información. Primero, se abordan los avances en la estimación del aporte de las fuentes no puntuales, segundo se presentan las Buenas Prácticas de Gestión, y tercero, se exponen los avances en materia de políticas para el control de la contaminación no puntual.

Palabras clave: Nitrógeno, Fosforo, Fuentes No Puntuales, Ganadería, Buenas Prácticas de Gestión, Políticas Públicas

Estimation, Management, and Control of Non-Point Source Pollution from Livestock Runoff: A Literature Review

Abstract: Nutrients, like nitrogen and phosphorus generate, among other impacts, eutrophication in water bodies. These impacts are mainly caused by agricultural activities such as livestock farming, due to the application of fertilizers and/or cow manure. The nutrients transported by runoff reach water bodies and generate pollution. This issue has been addressed since the 1960s; however, little progress has been made in this area. The progress is related to estimating nutrient contributions theoretically and through simulations, due to the high costs of collecting field data. Efforts have also been made to implement Good Management Practices for the management of non-point sources, but significant efficiency for each of these practices has not been demonstrated. On the other hand, despite the lack of necessary scientific information to formulate policies, it has been shown that the regulatory route can be the best mechanism for controlling non-point source pollution. This article presents a review of these three components after a bibliometric analysis, establishing what is currently known and the information gaps. First, advances in estimating the contributions of non-point sources are addressed, second Good Management Practices are presented, and third advances in policies for controlling non-point source pollution are discussed.

Keywords: Nitrogen, Phosphorus, Nonpoint Sources, Livestock, Best Management Practices, Public Policies

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas superficiales puede ser causada tanto por fuentes puntuales: descargas directas en los ríos,

como por fuentes no puntuales también conocidas como Nonpoint Source - NPS.

Según la Ley de Agua Limpia de los Estados Unidos (Clean Water Act - CWA), se define como fuentes no puntuales aquellas que no se consideran "fuentes puntuales". Estas

* monica.perezs@javeriana.edu.co

Recibido: 14/08/2023

Aceptado: 01/12/2023

Publicado en línea: 09/02/2024

10.33333/tp.vol53n1.10

CC 4.0

fuentes no puntuales de contaminación se generan cuando ocurre la escorrentía de precipitaciones, ya sea por lluvia o por nieve, sobre la superficie de la tierra o a través de ella (EPA, 2013). Algunos ejemplos de las fuentes no puntuales incluyen: la escorrentía de la agricultura, la escorrentía de pastos y praderas, la escorrentía urbana de zonas sin alcantarillado, los lixiviados sépticos y la escorrentía de sistemas sépticos defectuosos, la escorrentía de minas abandonadas y la deposición atmosférica sobre la superficie del agua (Carpenter et al., 1998).

Los contaminantes asociados comúnmente con las fuentes no puntuales incluyen, nutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P), patógenos, sedimentos limpios, petróleo y grasa, sal y pesticidas (EPA, 2013). Concentraciones elevadas de nitrógeno (N) y fósforo (P) pueden tener consecuencias adversas en cuerpos de agua superficiales, afectando la vida acuática mediante la eutrofización, que resulta en la disminución de los niveles de oxígeno y la mortalidad de especies acuáticas. Según Geng & Sharpley (2019), la contaminación proveniente de fuentes no puntuales se ha convertido en la principal causa de eutrofización en la mayoría de los lagos y ríos. En un estudio realizado en China por Hou et al. (2022), se encontró que más del 60% de los lagos en ese país presenta problemas de eutrofización, y más del 50% del N y P presentes en estos cuerpos de agua se originan a partir de fuentes de contaminación no puntuales.

La ganadería es una de las principales actividades que aporta nutrientes al suelo, que se transportan a los cuerpos de agua por escorrentía. Varias investigaciones respaldan este punto. Sharara et al. (2017) sostienen que la concentración y consolidación de la producción ganadera se asocia con impactos adversos en la calidad del agua. Zhao et al. (2022) encontraron que los contaminantes por fuentes no puntuales provenientes de la agricultura y la ganadería son considerablemente mayores que los generados por los desechos industriales y las aguas residuales domésticas sin tratar.

Para abordar el problema de las fuentes no puntuales, es necesario comprender la fuente, el transporte y la concentración de los nutrientes que llegan a los cuerpos de agua. Factores como las características del suelo, las condiciones climáticas y las propiedades intrínsecas de los fertilizantes, el estiércol y los componentes del bosque (como material en descomposición) junto con el comportamiento y destino de los nutrientes transportados en el suelo, afectan significativamente los mecanismos de transporte en el suelo (Tanik et al., 2013). Además, las fuentes de contaminantes pueden ser esporádicas y difíciles de rastrear debido a las interacciones entre diversos procesos físicos y características del paisaje que cambian constantemente a lo largo del año (Ballantine & Davies-Colley, 2013). Desconocer esta dinámica es quizás lo que impide una comprensión más precisa de las fuentes no puntuales, así como su manejo y control.

En relación con los métodos para estimar la carga contaminante por fuentes no puntuales, algunos estudios se han enfocado en determinar esta carga de forma empírica y conceptual, mientras que otros han calculado la carga de estos nutrientes a través de datos bibliográficos, y pocos han determinado estos datos en campos.

Otros estudios han demostrado que el coeficiente de exportación propuesto por Jones (1996) es una herramienta

efectiva para la estimación de las cargas contaminantes de las fuentes no puntuales y es ampliamente utilizado (Yang et al., 2020). Sin embargo, es importante destacar que este modelo presenta algunas deficiencias, ya que no considera variaciones en la precipitación o la topografía (Chen et al., 2017) y transformaciones del contaminante (Tong et al., 2022).

Por otro lado, existen modelos mecanicistas que se acercan a la estimación de las cargas de las fuentes no puntuales y tienen en cuenta el transporte de estos nutrientes, así como la capacidad de simular escenarios de manejo de las fuentes no puntuales. No obstante, se enfrentan a dificultades en la calibración de los parámetros (Li et al., 2020), lo cual coincide con las observaciones de Zhao et al. (2022) sobre las limitaciones de los modelos debido a la precisión de los datos tomados en terreno. Además, Kanter et al. (2018) así como Zhang et al. (2022) señalan que muchos modelos existentes no generan una lista completa de resultados, carecen de alguna representación de procesos críticos, no calculan los resultados a través de las diferentes escalas y, con frecuencia, están diseñados para explorar escenarios de cambio de cobertura terrestre. Debido a estos vacíos en el conocimiento de cuanto es la carga contaminante de las fuentes no puntuales, se ha avanzado poco en su manejo y control. Dentro de las soluciones de manejo, las más destacadas son el establecimiento de políticas, las Mejores Prácticas de Gestión y los Sistemas de Tratamiento (Kanter et al., 2018; Zhang et al., 2022).

El objetivo del trabajo es revisar la literatura científica sobre la estimación, el manejo y el control de la contaminación no puntual por escorrentía superficial de actividades ganaderas, con el fin de identificar las principales fuentes, los métodos de medición y las estrategias de mitigación. Así, se pretende contribuir al conocimiento y la gestión ambiental de este tipo de contaminación, que afecta la calidad y la disponibilidad de los recursos hídricos.

2. METODOLOGÍA

Se realizó una revisión de la literatura científica de los últimos diez años en las bases de datos Web of Science y Scopus, y se utilizó la siguiente ecuación de búsqueda ("diffuse source*" OR "Nonpoint source") AND (phosphorus OR Nitrogen OR nutrient*) AND ("cattle raising" OR "Cattle Farming" OR cattle OR "Cattle waste" OR livestock) AND ("water contamination" OR "water quality") AND ("methodolog*"). Posteriormente, se llevó a cabo un análisis bibliométrico utilizando la herramienta Bibliometrix.

Los resultados muestran que existen registros de publicaciones sobre la contaminación de ríos por fuentes no puntuales desde 1976, pero el número de estudios ha sido limitado. El máximo número de artículos publicados fue de 27 en el año 2012 (ver Figura 1). Esto puede atribuirse a la dificultad de estimar estas fuentes y a que la calidad del agua suele asociarse principalmente a fuentes puntuales y no a fuentes no puntuales. Por otra parte, es importante resaltar que los países que han realizado mayores investigaciones en este tema son Estados Unidos, China, Reino Unido y Alemania (ver Figura 2). Las instituciones que han publicado la mayor cantidad de artículos son Beijing Normal University, North Carolina State University, Tarleton State University y University of Florida (ver Figura 3). Las revistas donde se ha publicado un mayor número de investigaciones al respecto son Science of the Total

Environment, Water Science and Technology, Journal of Environmental Management y Journal of Environmental Quality y Journal of the American Water Resources Association (ver Figura 4).

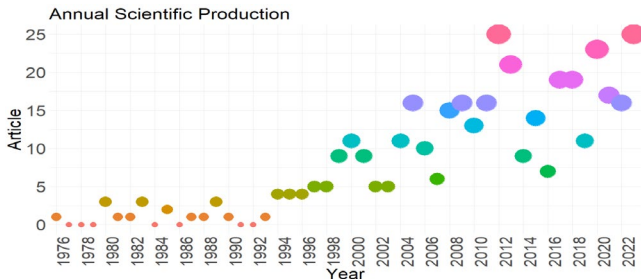


Figura 1. Producción Científica anual

Country Scientific Production

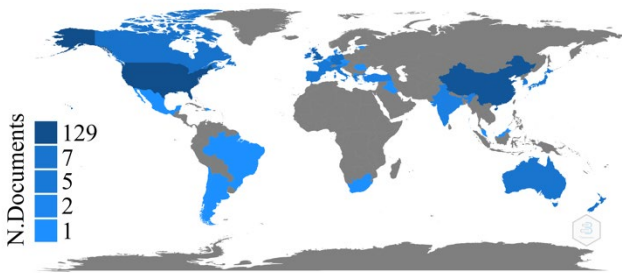


Figura 2. Producción científica por país

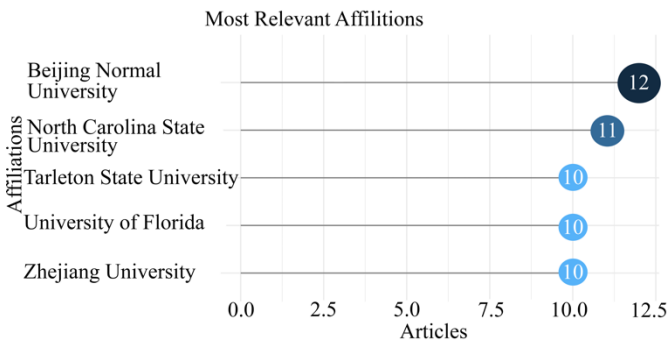


Figura 3. Instituciones con más producción científica

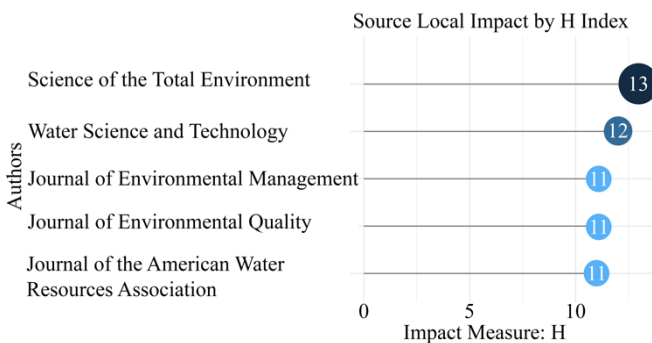


Figura 4. Revistas con mayor número de publicaciones

3. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

3.1 Estimación de la Contaminación de Agua por Fuentes No Puntuales

Estimar la carga contaminante proveniente de fuentes no puntuales de contaminación de agua es una de las principales deficiencias para establecer el manejo y control de la contaminación de aguas superficiales generada por estas fuentes. El método de monitoreo de campo podría proporcionar resultados precisos de cargas de las fuentes no puntuales. Sin embargo, consume tiempo, dinero y mano de obra, lo que generalmente da como resultado la escasez de datos monitoreados, por lo que pueden ser ineficaces y limitados a gran escala (Xue et al., 2022). Ante esta condición, la simulación se convierte en una herramienta importante para estudiar los procesos de formación de la contaminación por fuentes no puntuales (Wu et al., 2012). Aunque los modelos no pueden reemplazar las mediciones reales, sirven como herramientas poderosas para comprender los procesos de contaminación por fuentes no puntuales y pueden brindar suficiente apoyo para la toma de decisiones (Wang et al., 2022).

En la actualidad, se han desarrollado diferentes métodos para estimar las cargas de contaminación por fuentes no puntuales. Según los métodos utilizados para cuantificar los procesos hidrológicos, los modelos de fuentes no puntuales se pueden clasificar en modelos estadísticos y modelos mecanicistas (Wang et al., 2022).

3.1.2 Modelo Estadístico o Empírico

Los modelos empíricos utilizan el principio de la caja negra para evitar los procesos complejos asociados con el comportamiento de la contaminación por fuentes no puntuales (Chen et al., 2017). Los modelos empíricos se utilizan para describir la relación funcional entre distintas variables basándose en estadísticas. Para lograrlo, se requiere una cantidad considerable de datos para estas variables. Sin embargo, estos modelos son relativamente simples y directos, ya que suelen omitir las características específicas de la superficie subyacente del área de estudio. Esta simplicidad los hace altamente aplicables en áreas donde la disponibilidad de datos es limitada estadísticos (Wang et al., 2022)

El modelo de coeficiente de exportación, el modelo de pollution load - PLOAD y el modelo Spatially Referenced Regressions On Watersheds - SPARROW son comúnmente utilizados como modelos estadísticos (Wang et al., 2022). El método empírico más utilizado es el modelo de coeficiente de exportación - ECM (Yang et al., 2020).

3.1.3 Modelo de Coeficiente de Exportación - ECM

El modelo empírico representado por el modelo de coeficiente de exportación se remonta a la década de 1970, cuando se estableció una relación entre la eutrofización de los lagos, la carga de nutrientes y el uso de la tierra en las cuencas hidrográficas (Vollenweider, 1968; White et al., 2015). El ECM combina métodos estadísticos con el principio de la caja negra para evitar el complejo proceso de ocurrencia y migración de la contaminación por fuentes no puntuales. Este modelo requiere menos parámetros, es simple de operar y presenta una precisión razonable (Guo et al., 2022). La precisión del ECM es respaldada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos - USEPA (White et al., 2015). En este método, la carga de nutrientes exportada desde una cuenca es la suma de las pérdidas de fuentes individuales,

como el uso de la tierra, la ganadería y la vida rural. Luego, se utilizan una combinación de experimentos de campo y estadísticas para dilucidar la relación entre las características de las fuentes y las concentraciones de contaminantes en el agua superficial, lo que resulta en la generación de un coeficiente para cada fuente (Chen et al., 2013).

El ECM propuesto por Johnes (1996) es el más clásico y ampliamente utilizado, y ha logrado resultados satisfactorios en muchas áreas de investigación a pequeña y mediana escala (Guo et al., 2022). En un estudio reciente titulado "Non-point source pollution loads estimation in Three Gorges Reservoir Area based on improved observation experiment and export coefficient model", se calcularon los coeficientes de exportación para diferentes tipos de uso de la tierra utilizando un método que combina consultas de literatura y un experimento de observación mejorado utilizando el ECM (Tong et al., 2022). Además, en China, (Chen et al., 2013) integraron este método junto con el modelo Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes - SLURP. Este modelo también se ha integrado con otros modelos como Soil & Water Assessment Tool – SWAT (Guo et al., 2022) y la Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE (Chen et al., 2017).

A pesar de su amplio uso, el modelo de coeficiente de exportación tradicional no representa adecuadamente la influencia de los factores de lluvia en la contaminación de fuente difusa (Tong et al., 2022), no tiene en cuenta las contribuciones de carga baja, como la deposición atmosférica, en los cálculos reales (Guo et al., 2022), e ignora los procesos complejos involucrados en la contaminación por fuente difusa (Chen et al., 2013). Además, no incluye todos los procesos críticos desde el origen del contaminante hasta su ingreso al río, no cuantifica el proceso de retención de contaminantes una vez que ingresan al río y utiliza el mismo valor de coeficiente de entrada para convertir la carga acumulada, ignorando las diferencias espaciales de estas áreas (Guo et al., 2022), no se puede aplicar a regiones con distribuciones desiguales de precipitación o terrenos variados y complejos, y no considera los efectos de la distancia y el terreno (Chen et al., 2017). Tampoco considera el proceso y el mecanismo interno de migración y transformación de contaminantes, y establece directamente la relación entre el uso del suelo y la producción de contaminación en función del coeficiente de salida del contaminante (Tong et al., 2022).

Sobre esta base, investigadores posteriores han realizado pequeñas mejoras al modelo (Ding et al., 2010; Soranno et al., 1996). En el estudio titulado "Research on the Non-Point Source Pollution Characteristics of Important Drinking Water Sources" realizado por Hou et al. (2022), se estableció un modelo de coeficiente de exportación modificado basado en la lluvia y el terreno para investigar las fuentes de contaminación y las características del nitrógeno total - N y el fósforo total - P. En la investigación "Estimation of and Control Strategies for Pollution Loads from Non-point Sources in the Chenghai Watershed" realizada por Chen et al. (2018), se modificó el ECM considerando las precipitaciones, la pendiente, la distancia entre las fuentes de contaminación y las masas de agua, así como otros factores relevantes. En el estudio "Non-point source nitrogen and phosphorus assessment and management plan with an improved method in data-poor regions" realizado por Chen et al. (2017), se mejoró el ECM al introducir el factor de impacto de la precipitación y el factor de impacto del terreno, los cuales se definieron para

caracterizar las no uniformidades de la precipitación y del terreno, respectivamente. En este mismo estudio, se reporta que Ding et al. mejoraron el ECM para analizar la distribución espacial de las cargas de nutrientes en el tramo superior del río Yangtze. Además, en el estudio "Development and test of the Export Coefficient Model in the Upper Reach of the Yangtze River. Journal of Hydrology," realizado por Ding et al. (2010), se desarrolló un método para determinar los coeficientes de exportación de los distintos tipos de uso del suelo utilizando datos hidrológicos y de calidad del agua.

El ECM sigue siendo una herramienta eficaz para evaluar las cargas de contaminación por fuentes no puntuales debido a la falta de series temporales de observación a largo plazo para la calibración de modelos mecanicistas en muchas aplicaciones prácticas (Chen et al., 2017).

3.1.4 Modelos Mecanicistas

Los modelos mecanicistas, también conocidos como el modelo basado en la física, se fundamentan en procesos hidrológicos, químicos y principios biológicos, y tienen como objetivo describir los procesos de migración y transporte de contaminantes. Este modelo, denominado "caja blanca" (Wang et al., 2022), puede describir con precisión el mecanismo de migración, el proceso de conversión y el complejo proceso de transmisión espaciotemporal de los contaminantes (Tong et al., 2022). Estos modelos estudian los mecanismos involucrados en la producción y transporte de heces (Yang et al., 2020), y pueden simular de manera más precisa situaciones básicas de la cuenca, como la hidrología de la superficie terrestre y la producción agrícola (Wang & Jin 2016 (Li et al., 2020), así como los procesos de transformación hidrodinámica y de calidad del agua dentro de los ríos (Liu et al., 2015). Estos utilizan la simulación continua del transporte de contaminantes, la transformación y la liberación para determinar el tiempo y la fuente de ocurrencia de la contaminación (Zhao et al., 2022).

Los modelos mecanicistas consideran muchos procesos y ayudan en la toma de decisiones, pero presentan dificultades, ya que requieren muchos datos de entrada. La baja precisión de los datos de entrada aumenta la incertidumbre en la estimación de la contaminación por fuentes no puntuales (Zhao et al., 2022), tal como también señalaron Chen et al. (2013), quienes indicaron que se necesitan muchos datos de entrada, incluyendo información topográfica en forma de un mapa de elevación digital, un mapa de suelos, información correspondiente sobre parámetros hidrológicos relevantes, un mapa de uso de la tierra, información sobre prácticas de cultivo, datos sobre precipitación, temperatura, ubicaciones y características de descarga de fuentes puntuales, e información de gestión sobre cuerpos de agua controlados artificialmente. Además, Zhang et al. (2022), explicaron que muchos de los modelos mecanicistas existentes no generan una lista completa de resultados, no representan procesos críticos, falta una base de evidencia empírica para combinaciones específicas o para todas las precipitaciones y tipos de suelo, no calculan los resultados en diferentes escalas y se diseñaron para explorar escenarios de cambio de cobertura terrestre, asumiendo que las interacciones entre las intervenciones se multiplican. Asimismo, Liu et al. (2015) identificaron que también existen dificultades en la calibración de los parámetros, como el uso

de la tierra, el suelo, la población, la cría de ganado y el uso de pesticidas y fertilizantes.

Entre los modelos mecanicistas más utilizados en los últimos diez años se pueden mencionar: Soil and Water Assessment – SWAT (Chen et al., 2020; Chen et al., 2023; Guo et al., 2022; Li et al., 2020), Modelo de distribución de la carga, Modelo de Sistemas de Captación – CSM (Zhang et al., 2022), Modelo de Sistema Agrícola Integrado – IFSM (Geng & Sharpley, 2019), Modelo Hidrológico del Proceso de Escorrentía del Uso de la Tierra Semidistribuido – SLURP (Chen et al., 2013; Wu et al., 2012), Modelling Nutrient Emissions in River Systems – Moneris (De Lima Barros et al., 2013). Según Liu et al. (2015), los modelos mecanicistas más utilizados hasta ese año eran: QUAL2K, WASP6, MIKE11, SWAT y AnnAGNPS. Actualmente, los modelos de cuencas hidrográficas más utilizados son: SWAT, HSPF (Hydrological Simulation Program FORTRAN) y AnnAGNPS (Wang et al., 2022).

3.1.4.1 Soil and Water Assessment Tool - SWAT

El SWAT (Soil and Water Assessment Tool) fue desarrollado por el Dr. Jeff Arnold en colaboración con el Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos - USDA-ARS y Texas A&M AgriLife Research, parte del Sistema Universitario de Texas A&M. El modelo se desarrolló con el objetivo de ayudar a los administradores de recursos hídricos a evaluar el impacto de la gestión en los suministros de agua y la contaminación proveniente de fuentes difusas (Fuentes No Puntuales) en cuencas hidrográficas y grandes cuencas (Arnold et al., 1998). El SWAT es un modelo utilizado para predecir el impacto de las prácticas de manejo del uso de la tierra, las prácticas de gestión del suelo (Uribe, 2005). Esta herramienta es de gran importancia para entender y predecir el comportamiento de las cuencas hidrográficas, lo que brinda información valiosa para la toma de decisiones y la planificación adecuada de prácticas de manejo sostenible del agua y el suelo (Li et al., 2020).

De acuerdo con algunos estudios, SWAT se ha utilizado para simular el comportamiento de nutrientes provenientes de fuentes no puntuales, demostrando un buen desempeño en el análisis de fuentes de nutrientes y la interpretación de los procesos de transporte en áreas espacialmente heterogéneas de China y otros lugares donde predomina la agricultura. Además, SWAT puede estimar de manera exhaustiva los patrones de contribución de nutrientes de diversas fuentes de contaminación no puntual y simula las cargas de nutrientes y sedimentos en una cuenca hidrográfica bajo diferentes condiciones climáticas y de gestión agrícola (Amin et al., 2018). Estas aplicaciones de SWAT se han centrado principalmente en cuencas de zonas semiáridas o semihúmedas, regiones planas y áreas dominadas por tierras de cultivo (Chen et al., 2020).

Aunque el modelo mecanicista puede simular mejor la situación básica de la cuenca, presenta dificultades (Li et al., 2020). Se sabe poco sobre la capacidad de este modelo para proporcionar información sobre la escorrentía y los ciclos de nutrientes en las zonas montañosas monzónicas, caracterizadas por diversos tipos de uso de la tierra y la falta de información sistemática (Chen et al., 2020). Además, el modelo no considera la variabilidad de la cobertura vegetal

fraccional, ya que la considera homogénea o la ignora al estimar la contaminación por fuentes no puntuales en la escorrentía, lo que aumenta aún más la incertidumbre de los resultados (Zhao et al., 2022). Además, la calibración de los parámetros clave es un problema que limita el uso de SWAT debido a la escasez de datos confiables relacionados con el uso de la tierra, el suelo, la población, la cría de ganado, el uso de pesticidas y fertilizantes ((Amin et al., 2018; Arnold et al., 1998; Chen et al., 2020; Li et al., 2020; Liu et al., 2015; Zhao et al., 2022).

3.1.4.2 Hydrological Simulation Program - FORTRAN (HSPF)

Hydrological Simulation Program FORTRAN - HSPF es un programa desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental - EPA de los Estados Unidos (EE. UU). Es un paquete integral para la simulación de la hidrología de cuencas hidrográficas y la calidad del agua, abarcando contaminantes orgánicos tóxicos y convencionales. Es el único modelo integral de hidrología de cuencas hidrográficas y calidad del agua que permite la simulación integrada de procesos de escorrentía de contaminantes del suelo y la tierra con interacciones hidráulicas y sedimentos químicos en la corriente (US EPA, 2015). En general, HSPF se utiliza para desarrollar cargas diarias máximas totales en apoyo de los esfuerzos regulatorios de la USEPA en relación con el control de la contaminación de fuentes puntuales y no puntuales en cuerpos de agua con calidad de agua deteriorada, según lo exige la Ley de Agua Limpia (Mohamoud & Prieto, 2012). Sin embargo, tiene algunas limitaciones. Shen et al. (2012) señalan que una de las mayores restricciones en la utilización del modelo HSPF para simular la contaminación por fuentes no puntuales es la escasez de datos observados, lo que afecta la precisión de los resultados simulados. Wang et al. (2015) encontraron que la incertidumbre generada por la lluvia y la entrada del Modelo Digital de Elevación se transfiere y se amplía a una incertidumbre aún mayor en el modelado del flujo de corriente.

Por otro lado, se han hecho comparaciones entre el modelo HSPF y otros modelos en diversos estudios. En un trabajo realizado por Bai et al. (2020), se emplearon los modelos de autómatas celulares (CA) y HSPF para investigar el mecanismo de respuesta de las cargas de contaminación no puntual frente al cambio de uso del suelo y diferentes escenarios de precipitación. Entre los resultados obtenidos, se encontró que el modelo HSPF fue capaz de predecir de manera precisa la respuesta de la carga de contaminación por fuentes no puntuales ante distintos escenarios de precipitación y uso del suelo. Además, tanto el modelo HSPF como el modelo CA demostraron ser altamente aplicables en la cuenca del río Dongjiang en China.

3.1.4.3 Annualized Agricultural Non-Point Source - AnnAGNPS

El modelo Annualized Agricultural Non Point Source - AnnAGNPS (mejora de Agricultural Non-Point Source Pollution Model - AGNPS) es un modelo continuo y distribuido, desarrollado por el Departamento de Agricultura

de los Estados Unidos - USDA, que permite simular y evaluar las cantidades de rendimiento de escorrentía, sedimentos y nutrientes en una cuenca, según las especificaciones del usuario (JiaKe et al., 2009).

En un estudio realizado por T. Zhang et al. (2020), se adaptó y utilizó el modelo AnnAGNPS para evaluar la efectividad de las mejores prácticas de gestión en el control de la contaminación no puntual en el área del embalse de las Tres Gargantas, en China. La calibración de los parámetros del modelo y la validación de la simulación sugirieron que el modelo AnnAGNPS es adecuado tanto para la evaluación a largo plazo de los resultados de las fuentes no puntuales como para evaluar el efecto de reducción de las mejores prácticas de gestión. También, se compararon las simulaciones de los modelos AnnAGNPS y SWAT, y los resultados revelaron que ambos modelos son apropiados para simular la escorrentía, pero AnnAGNPS es más adecuado para simular el transporte de nutrientes en comparación con SWAT. Es importante destacar que el modelo AnnAGNPS requiere una gran cantidad de parámetros, lo que dificultó la recopilación de los datos necesarios en ese estudio y tuvo un impacto en la precisión de la simulación.

3.1.4.4 Comparación entre modelos

SWAT-HSPF

Según Xie & Lian (2013) el modelo HSPF puede ofrecer un rendimiento superior al modelo SWAT en determinadas condiciones, siempre y cuando se logre identificar un conjunto "élite" de parámetros de calibración. La precisión que puede alcanzar el modelo HSPF depende en mayor medida de la eficacia del proceso de calibración. Por otro lado, el modelo SWAT presenta ventajas cuando los datos hidrológicos disponibles para la calibración son limitados o inexistentes. En situaciones en las que ambos modelos se ejecutan en modo no calibrado, se observa un rendimiento comparable entre el modelo SWAT y el HSPF en promedio, en sesgo en las descargas diarias y mensuales, y en el total acumulado durante varios años. En general, las predicciones del modelo SWAT resultan más eficientes porque los ajustes del modelo resultante presentan menos variabilidad.

SWAT- AnnAGNPS

En cuanto a la aplicabilidad de los modelos SWAT y AnnAGNPS en la región del Mediterráneo, Abdelwahab et al. (2018) concluyeron que ambos modelos pueden ser utilizados para estimar la carga de sedimentos e identificar áreas críticas de fuentes de sedimentos. Sin embargo, el modelo SWAT requiere más tiempo para su configuración debido a la gran cantidad de datos necesarios, como las prácticas de gestión. Por otro lado, en comparación con AnnAGNPS, SWAT ofrece la flexibilidad de elegir entre varios métodos para el cálculo de la escorrentía superficial y la evapotranspiración potencial. Este aspecto es especialmente relevante en áreas donde no se dispone de datos climáticos detallados, como la velocidad del viento diaria, la humedad relativa y la radiación solar. Además, a diferencia de AnnAGNPS, SWAT cuenta con herramientas automáticas como SWAT-CUP que facilitan el análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo. Cabe

mencionar que AnnAGNPS no simula el caudal base y puede subestimar el caudal diario en periodos sin precipitaciones.

3.2. Manejo de las Fuentes No Puntuales de Contaminación

Las Mejores Prácticas de Gestión (Best Management Practice, BMP por sus siglas en inglés) se consideran un enfoque altamente efectivo para lograr un equilibrio en la gestión de la contaminación agrícola proveniente de las fuentes no puntuales (Geng & Sharpley, 2019).

3.2.1 Best Management Practice - BMP

Desde 1985, la Ley de Seguridad Agrícola en los Estados Unidos introdujo las BMP, diseñadas específicamente para abordar los contaminantes como el nitrato, el fósforo y los pesticidas en las aguas agrícolas (Logan, 1993). Las BMP son "métodos y prácticas diseñadas para reducir o prevenir la contaminación del suelo y el agua sin afectar la productividad agrícola" (Logan, 1993). Entre los ejemplos de BMP se encuentran: los sistemas sin labranza, el establecimiento y mejora de la cubierta vegetal, las estructuras de control de agua y erosión, las casas apiladas de desechos animales, las zanjas ecológicas, los humedales construidos, los setos (Wu et al., 2013), las franjas de filtro, los canales de pasto, las terrazas, la planificación de la gestión de nutrientes, el almacenamiento de estiércol, la aplicación cuidadosa de estiércol y fertilizantes, los análisis regulares del suelo y el estiércol, la reducción de la labranza para disminuir las pérdidas de nutrientes en el borde del campo (Sharara et al., 2017), las vías fluviales con pasto, las cuencas de detención, la conversión de tierras de cultivo en bosques, el manejo de nutrientes del suelo, la labranza de conservación, la agricultura de contorno y el cultivo en franjas (Qiu et al., 2019) entre otros (Drizo et al., 2022). En Estados Unidos, estas BMP pueden ser empleadas como parte de programas regulatorios o voluntarios (EPA, 2013), aunque también ya se están aplicando en todo el mundo (Zhang et al., 2020).

Qiu et al. (2019) llevaron a cabo una evaluación de la eficiencia de las BMP utilizando el modelo SWAT. Encontraron que las tasas de eliminación de estas BMP oscilaron entre el 1,03% y el 38,40% para las cargas de nitrógeno total, y entre el 1,36% y el 39,34% para las cargas de fósforo total. La eficiencia de las BMP dependía de los parámetros de diseño y de los factores locales, y variaba en las diferentes subcuencas. Este estudio reveló que ninguna BMP por sí sola podría lograr los objetivos de mejora de la calidad del agua, resaltando la importancia de configurar óptimamente las combinaciones de BMP a nivel de subcuenca. Además, se encontró que las BMP estructurales, como las franjas de filtro, los cursos de agua con césped y los humedales construidos, mostraban una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes en comparación con las BMP no estructurales, como la gestión de residuos, la labranza de conservación y la gestión de nutrientes. El estudio realizado por Gao et al. (2023) empleó también el modelo SWAT para evaluar diversas buenas prácticas que contribuyen a mejorar la calidad del agua. Entre estas prácticas se destacan la reducción de fertilizantes químicos, la implementación de una gestión en la cría de ganado y la reconversión de tierras de cultivo en bosques. Comprobando que la adopción de estas medidas es efectiva

para remediar los problemas relacionados con la presencia de nitrógeno y fósforo en los cuerpos de agua.

Existen numerosas BMP propuestas para el manejo de la contaminación del agua por fuentes no puntuales. En este contexto, nos centraremos en las prácticas relacionadas con la gestión de las cargas contaminantes provenientes de actividades pecuarias. A continuación, se presenta una descripción general y los estudios realizados según la revisión realizada por Drizo et al. (2022).

3.2.1 Cría de animales

3.2.1.1 Reducción dietética de la excreción de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) (rumiantes y monogástricos)

Reducir los aportes y las exportaciones de nutrientes en la ganadería puede disminuir los requisitos totales de nutrientes y los depósitos reciclados en general. Aunque los datos son bastante limitados, las directrices de la Comisión Europea citaron una investigación para las típicas instalaciones de producción porcina danesas. Mediante el uso de dos mezclas de alimentos con contenido de nitrógeno - N diferente y la adición de aminoácidos sintéticos, la excreción de N por cerdo podría reducirse de 5,3 kg N a 3,9 kg N. Este estudio también sugirió que las emisiones de amoníaco también podrían reducirse en un 22%. Para todos los sistemas de cría de cerdos, se espera que la alimentación optimizada reduzca la excreción total de N en el estiércol en un 32%. Las pautas también sugieren que la alimentación optimizada (reducir la proteína cruda del 17% al 14% de la materia seca) en los sistemas lecheros del Reino Unido podría reducir la excreción general de N del ganado en aproximadamente 48 kg por vaca por año (Drizo et al., 2022).

3.2.1.2 Manejo de alimentos - Filtros pasivos para retención de Fósforo en granjas

El sistema de filtro de retención de fósforo es un sistema de filtración pasivo alimentado por gravedad de "bucle cerrado" para la eliminación, recuperación y reutilización de fósforo - P como parte de una economía circular para un recurso tan limitado con costos crecientes y preocupaciones geopolíticas específicamente. En la última década de investigación en la Universidad de Vermont, Drizo desarrolló 6 filtros para mitigar la contaminación por nutrientes de los efluentes agrícolas concentrados, logrando eficiencias de eliminación de P de hasta el 90% de los efluentes (Drizo & Picard, 2012).

Bird y Drizo (2009) demostraron que es posible reciclar el P cosechado de los efluentes concentrados de las granjas lecheras mediante el uso de medios de filtración de P gastados, y utilizarlo como una enmienda del suelo de liberación lenta de P. Sin embargo, se requiere más investigación para explorar los métodos, costos y eficiencias de la recuperación de P, así como para cuantificar las cantidades de P que podrían ser recicladas y recuperadas (Drizo et al., 2022).

3.2.2 Gestión del estiércol

3.2.2.1 Tratamiento Físico de Estiércol (Separación de Sólidos)

Las eficiencias de eliminación de sólidos a través de separadores mecánicos de estiércol sólido-líquido varían, pero los avances recientes en equipos y el uso de floculantes están mejorando este proceso. Las prensas de tornillo y la separación centrífuga por decantación pueden contribuir a reducir la pérdida de fósforo en los cuerpos de agua al eliminarlo. Se ha observado una reducción de hasta el 34% con las prensas de tornillo y de entre el 30% y el 93% con la centrífuga (aunque esto depende de diversos factores como la tecnología utilizada, el tipo de material, los productos químicos empleados, el funcionamiento del proceso y la máquina misma, entre otros). Sin embargo, el número de tecnologías y métodos aplicados en fincas a gran escala es muy limitado (Drizo et al., 2022). Vanotti et al. (2010) patentaron un proceso para recuperar fosfato del estiércol líquido porcino utilizando polímeros. Las prensas de tornillo se están volviendo cada vez más comunes en grandes explotaciones ganaderas, especialmente cuando existen presiones de nutrientes que fomentan la exportación de nutrientes desde la granja.

3.2.2.2 Almacenamiento apropiado de estiércol sólido

Las unidades agrícolas de ganadería intensiva a menudo generan cantidades de estiércol que superan los requisitos de los cultivos locales y las áreas disponibles para su aplicación, lo que plantea desafíos significativos para el manejo adecuado de los nutrientes. En muchas áreas, el estiércol se almacena en pozos abiertos, lo que puede resultar en una contaminación significativa de fósforo debido a las lluvias (Drizo et al., 2022).

Las directrices de la Comisión Europea sugieren que la separación de los excrementos animales antes del almacenamiento es la mejor práctica para las granjas con sistemas de purines líquidos. Los propietarios de las granjas deben compostar o almacenar por lotes las fracciones sólidas resultantes de todos los sistemas de manejo del estiércol, especialmente el estiércol de corral y la cama de aves. Las instalaciones de almacenamiento de estiércol deben ubicarse en áreas bien drenadas y no deben permitir la entrada de agua superficial. Además, se debe establecer una franja de protección adecuada y efectiva entre la instalación de almacenamiento de estiércol y el curso de agua. Colocar las pilas de estiércol lejos de los desagües y cursos de agua reduce el riesgo de que el flujo preferencial de los efluentes a través del suelo transporte nitrógeno, fósforo y organismos indicadores de fecales a los cuerpos de agua cercanos (Drizo et al., 2022).

3.2.2.3 Enmiendas inmovilizadoras de fósforo al suelo

La investigación sobre el uso de subproductos industriales y materiales naturales como materiales de retención de fósforo se inició en Europa a principios de la década de 1990. En Estados Unidos, la cal y el yeso se han utilizado durante varias décadas. Bryant y sus colaboradores desarrollaron "cortinas" de yeso, que consisten en zanjas llenas de yeso, para adsorber el fósforo soluble presente en la escorrentía. Este trabajo sugirió que la escorrentía de fósforo podría reducirse en un 50% y mantenerse así durante un período de hasta 10 años (Drizo et al., 2022). Uusitalo et al. (2012) investigaron los efectos del yeso en la transferencia de fósforo y otros nutrientes a través de monolitos de suelo arcilloso en

Finlandia. Los resultados de este estudio mostraron que los suelos enmendados con yeso experimentaron reducciones significativas en la turbidez (45%), fósforo particulado (70%), fósforo reactivo disuelto (50%) y carbono orgánico disuelto (35%). Los autores concluyeron que las enmiendas de yeso podrían tener el potencial de retardar la pérdida de fósforo en áreas agrícolas. Sin embargo, se necesita más investigación para identificar los materiales más adecuados, las cantidades necesarias, la durabilidad y el potencial de recuperación/reutilización del fósforo como fertilizante sostenible.

3.2.3 Sistemas basados en la naturaleza para fuentes de contaminación difusa (no puntual)

3.2.3.1 Franjas de protección vegetativa (VBS)

Las franjas de protección vegetal (Vegetative Buffer Strips, VBS, por sus siglas en inglés), conocidas también como franjas de filtro, bloques de biofiltración, franjas de protección y zonas de protección, han sido ampliamente aceptadas como una práctica agrícola y una medida de mitigación común para prevenir la contaminación por nutrientes de fuentes de contaminación no puntuales en todo el mundo. En los países de la Unión Europea, se consideran obligatorias dentro del marco de la Política Agrícola Común. Sin embargo, se ha observado que la eficiencia de reducción de nutrientes varía considerablemente, desde valores negativos hasta casi el 100%, dependiendo de diversos factores, como: el ancho de la franja, la vegetación utilizada (especies de plantas), los nutrientes en cuestión, la carga de entrada, el clima, las condiciones hidrogeológicas locales y el tiempo transcurrido desde su instalación (madurez y establecimiento del cultivo). Es importante realizar inspecciones de las VBS después de fuertes lluvias o escurrimientos para detectar acumulación de escombros, basura y sedimentos. Igualmente, dependiendo del tipo de vegetación utilizada, también puede ser necesario realizar cosechas regulares para garantizar la extracción continua de fósforo por parte de los cultivos y evitar la acumulación excesiva de este nutriente en el suelo. (Drizo et al., 2022).

3.2.3.2 Humedales para tratamiento

El uso de humedales para tratamiento en lugar de plantas de tratamiento de aguas residuales puede ser más eficaz y económico en muchos casos. Al diseñar estos humedales, se deben considerar parámetros importantes como la profundidad del filtro, el medio utilizado, el tiempo de retención hidráulica y la tasa de carga hidráulica. Para lograr una eliminación efectiva de nitratos a largo plazo en los sistemas de tratamiento, se requiere una variedad de medios de carbono en el lecho. Por lo tanto, se han estudiado diferentes tipos de medios de carbono, como serrín, paja de trigo y astillas de madera (Drizo et al., 2022).

Según Niu et al. (2013), los humedales de astillas de madera han demostrado ser efectivos en la reducción de nitrógeno a través de la nitrificación seguida de la desnitrificación. A medida que se incrementan los tiempos de retención y recirculación, se promueve la eliminación del nitrógeno. Las astillas de madera son eficaces para eliminar fósforo en aguas

pluviales de la ganadería, especialmente cuando se usan tiempos de retención más prolongados. Sin embargo, esto puede generar otros problemas, ya que las astillas de madera liberan materia orgánica, lo que inicialmente puede aumentar la concentración de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el efluente. Sin embargo, esta liberación puede mejorar y reducirse con tiempos de retención más prolongados.

3.3 Políticas para el Control de la Contaminación de Aguas por Fuentes No Puntuales

Debido a las limitaciones en la determinación de la carga contaminante de fuentes no puntuales, se amplía la brecha en el manejo y control. Por ejemplo, según Roygard et al. (2012), en Nueva Zelanda hay escasa información sobre las contribuciones específicas de diferentes fuentes de nutrientes a ríos y lagos, lo cual representa un problema crítico de información para los formuladores de políticas que buscan abordar el enriquecimiento de nutrientes. Los estudios se han centrado principalmente en lagos y concentraciones totales de nutrientes, dejando de lado los nutrientes solubles, más relevantes en el manejo de los nutrientes en los ríos. Esto supone un desafío mayor para el manejo de los cuerpos de agua superficiales en movimiento. Asimismo, Li et al. (2020) enfatizan que las fuentes no puntuales de contaminación tienen características de aleatoriedad, extensividad y largo período de latencia, lo que dificulta considerablemente la gobernanza.

A nivel mundial, son escasos los enfoques normativos para prevenir la contaminación proveniente de fuentes no puntuales. En Estados Unidos, en 1972 se aprobó una legislación federal (Ley Pública 92-500) que sometió a la autoridad reguladora a diversas formas de contaminación no puntual relacionadas con la agricultura (Sweeten & Reddell, 1976), debido a los problemas ambientales presentes en el agua y el suelo ocasionados por estas actividades, los cuales persisten hasta hoy. Actualmente, en Estados Unidos, la Ley de Agua Limpia, en su sección 319, exige que los estados, territorios y tribus desarrollen programas de manejo de la contaminación proveniente de fuentes no puntuales para poder recibir los correspondientes fondos (EPA, 2013). De esta manera, los operadores de grandes explotaciones ganaderas, conocidas como operaciones concentradas de alimentación animal - CAFO, deben obtener permisos de eliminación de descargas de contaminantes después de desarrollar un plan de manejo de nutrientes que incluya capacidad de almacenamiento de estiércol, disponibilidad de tierras y rotación de cultivos. Sin embargo, en muchos estados, las explotaciones ganaderas de pequeña y mediana escala aún no están obligadas a presentar planes de manejo de nutrientes (Sharara et al., 2017).

Skidmore et al. (2023) llevaron a cabo un estudio para evaluar la efectividad de las políticas diferenciadas en el estado de Wisconsin. En este estudio exhaustivo, se analizaron todas las ordenanzas existentes en los condados de Wisconsin. Los resultados revelaron que las cuencas hidrográficas que requerían que un mayor número de granjas presentaran un plan de gestión de nutrientes mostraban concentraciones más bajas de amoníaco y fósforo. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas en la calidad del agua en cuencas hidrográficas donde se implementaron otras regulaciones que no abordaban específicamente el manejo de estiércol. Esto

resalta la importancia de implementar políticas adecuadas y específicas para abordar los problemas ambientales, como la contaminación del agua.

Según Zhang et al. (2022), la investigación futura debe seguir explorando escenarios de intervención basados en mecanismos y considerar las prioridades emergentes de la política agrícola. Esto permitirá cumplir con los objetivos de calidad del agua, teniendo en cuenta las contribuciones combinadas de fuentes puntuales y no puntuales, para garantizar que el amoníaco y el nitrato no sean tóxicos para la vida acuática (Roygard et al., 2012).

Al establecer una política, es crucial integrar la evidencia actual y la opinión de expertos sobre la aplicabilidad y eficacia de las intervenciones en las fincas (Cuttle et al., 2016). Esto debe incluir aspectos como el acceso a tierras asequibles, asistencia técnica e incentivos financieros para facilitar la adopción a gran escala de prácticas de conservación ganadera, como la inyección de estiércol, la producción anual de ensilaje de invierno y los cultivos de cobertura (Amin et al., 2018). Además, se necesita una política diferenciada que logre los resultados ambientales requeridos al menor costo (Doole, 2012), así como mejores incentivos y estrategias para promover la adopción de prácticas de conservación de nutrientes (Stackpoole et al., 2019). Un ejemplo de este enfoque se encuentra en la Ley de Agua Limpia, donde una vez que se aprueba un programa estatal para fuentes no puntuales, la Agencia de Protección Ambiental - EPA otorga subsidios a estas entidades para implementar programas de gestión de fuentes no puntuales bajo la sección 319. Estos subsidios representan una fuente significativa de fondos para la implementación de programas de manejo de fuentes no puntuales, junto con otros programas federales, estatales, locales y privados, como la Ley Agrícola (EPA, 2013).

4. CONCLUSIONES

Después de revisar la literatura de los últimos diez años sobre la estimación, el manejo y control de la contaminación por fuentes no puntuales generadas por la escorrentía superficial procedente de la ganadería, se pueden destacar las siguientes conclusiones:

La contaminación derivada de fuentes no puntuales, particularmente vinculada a actividades agrícolas como la ganadería, plantea un desafío significativo para preservar la calidad del agua. A pesar de que se reconoce el papel sustancial de la ganadería en la contaminación hídrica por nutrientes, existe una brecha en el conocimiento acerca de la magnitud precisa de esta contribución y cómo factores específicos, como la concentración y consolidación de la producción ganadera, inciden en la calidad del agua. Para lograr una comprensión integral y precisa de la dinámica de estas fuentes, es esencial considerar las interacciones con factores ambientales como: la vegetación, el suelo, el clima y la hidrología, así como la variabilidad espacial y temporal, los procesos físicos y las características del paisaje a lo largo del año. Este enfoque detallado podría resultar fundamental para la implementación de prácticas ganaderas más sostenibles.

Dentro de esta revisión del estado del arte, se destaca que una de las principales brechas de conocimiento es la dificultad para estimar la carga contaminante proveniente de fuentes no puntuales de contaminación de agua. El método de monitoreo de campo se menciona como una forma precisa de obtener datos sobre las cargas de fuentes no puntuales. Sin embargo, este enfoque tiene limitaciones importantes, como la inversión de tiempo, costos económicos y uso intensivo de mano de obra. Estas limitaciones resultan en la escasez de datos monitoreados, lo que puede hacer que los resultados sean ineficaces y limitados a gran escala. Ante las limitaciones del monitoreo de campo, se destaca que la simulación se convierte en una herramienta importante para estudiar los procesos de formación de la contaminación por fuentes no puntuales.

Los modelos estadísticos, como el Modelo de Coeficiente de Exportación, son herramientas apropiadas para la determinación del contenido de contaminantes en fuentes no puntuales. No obstante, se destacan diversas limitaciones, tales como la falta de representación adecuada de factores como la lluvia, la omisión de contribuciones de carga baja, como la deposición atmosférica, la aplicación restringida en regiones con distribuciones desiguales de precipitación o terrenos variados y complejos, las diferencias espaciales, ignorando los efectos de la distancia y el terreno. Además, utilizan un valor constante de coeficiente de entrada para convertir la carga acumulada, lo que desatiende las variaciones espaciales en diferentes áreas y no cuantifica los procesos críticos desde el origen del contaminante hasta su ingreso al río. Tampoco abordan de manera adecuada el proceso y mecanismo interno de migración y transformación de contaminantes, estableciendo directamente la relación entre el uso del suelo y la producción de contaminación sin considerar dicho proceso interno. Aunque se mencionan mejoras posteriores realizadas por investigadores al Modelo de Coeficiente de Exportación, estas mejoras son aún limitadas y sugieren la necesidad de una atención continua y desarrollo para abordar las limitaciones existentes y mejorar la aplicabilidad del modelo en diversas condiciones y situaciones. Para lograr resultados más precisos con modelos empíricos, es importante continuar mejorando estos modelos mediante la incorporación de variables adicionales como la topografía, la estacionalidad, los aportes de carga baja, la acumulación del contaminante en el área y la temporalidad. Esto asegurará una evaluación más completa y detallada de los procesos asociados con la contaminación por fuentes no puntuales, mejorando así la eficacia y aplicabilidad de estos modelos en diversos entornos.

Los modelos mecanicistas enfrentan desafíos significativos ya que demandan una gran cantidad de datos de entrada para llevar a cabo una calibración y simulación precisa. La baja precisión en estos datos de entrada puede incrementar la incertidumbre en las estimaciones de contaminación, especialmente cuando se trata de fuentes no puntuales. De igual forma, la incapacidad para representar la variabilidad en la cobertura vegetal fraccional contribuye a la incertidumbre en los resultados. El modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) ha sido ampliamente utilizado en este contexto. Sin embargo, la elección entre modelos los modelos mecanicistas dependen de condiciones específicas y de la disponibilidad de datos hidrológicos para la calibración. La precisión y eficiencia de los modelos están intrínsecamente vinculadas a

la calidad de los datos utilizados en su ajuste. Cerrar la brecha relacionada con la escasez de datos confiables sería crucial para mejorar la efectividad de la determinación de la contaminación no puntual a gran escala mediante modelos mecanicistas. La disponibilidad de datos más precisos permitiría una calibración más exacta, mejorando así la capacidad predictiva de estos modelos en el estudio y gestión de la contaminación en cuencas hidrográficas.

Aunque se menciona que las Mejores Prácticas de Gestión (BMP) son consideradas altamente efectivas, se necesita una comprensión más detallada de por qué ciertos tipos de BMP son más efectivos que otros y cómo se pueden optimizar para abordar diferentes tipos de contaminantes. La eficiencia de las BMP está intrínsecamente ligada a los parámetros de diseño y a los factores locales, mostrando variaciones significativas entre diferentes subcuencas. Esta variabilidad resalta la importancia de profundizar en la comprensión de cómo las condiciones locales influyen en la eficacia de las BMP, evidenciando una brecha en la aplicación de estas prácticas en diversos contextos geográficos y ambientales. Por eso, se requiere continuar avanzando en investigaciones que identifiquen las mejores prácticas de gestión, para implementarlas, evaluar su eficacia y diseñar manuales técnicos que orienten en la construcción, operación y mantenimiento de estas. Asimismo, es necesario superar las limitaciones económicas, la complejidad operativa y las barreras políticas en la implementación de las BMP.

Aunque existen regulaciones en Estados Unidos y China, a nivel mundial se señala la escasez de enfoques normativos para prevenir la contaminación proveniente de fuentes no puntuales. Esta carencia destaca una brecha en la regulación global de este tipo de contaminación, posiblemente debido a la falta de información detallada sobre las contribuciones específicas de diversas fuentes de nutrientes a ríos y lagos. Este vacío informativo representa un desafío para los formuladores de políticas. Además, subraya la necesidad de establecer políticas diferenciadas que logren resultados ambientales al menor costo, así como la implementación de incentivos y estrategias más efectivas para fomentar la adopción de prácticas de conservación de nutrientes. Esta situación resalta la importancia de desarrollar estrategias flexibles y adaptadas a distintos contextos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por su apoyo a través del Programa de Becas Bianuales Plan-Excelencia en el estudio doctoral del primer autor.

REFERENCIAS

- Abdelwahab, O. M. M., Ricci, G. F., De Girolamo, A. M., & Gentile, F. (2018). Modelling soil erosion in a Mediterranean watershed: Comparison between SWAT and AnnAGNPS models. *Environmental Research*, 166, 363-376. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.029>
- Amin, M. G. M., Karsten, H. D., Veith, T. L., Beegle, D. B., & Kleinman, P. J. (2018). Conservation dairy farming impact on water quality in a karst watershed in northeastern US. *Agricultural Systems*, 165, 187-196. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.010>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Bai, X., Shen, W., Wang, P., Chen, X., & He, Y. (2020). Response of Non-point Source Pollution Loads to Land Use Change under Different Precipitation Scenarios from a Future Perspective. *Water Resources Management*, 34(13), 3987-4002. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02626-0>
- Ballantine, D. J., & Davies-Colley, R. J. (2013). Nitrogen, phosphorus and E. coli loads in the Sherry River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 47(4), 529-547. <https://doi.org/10.1080/00288330.2013.815640>
- Bird, S. C., & Drizo, A. (2009). Investigations on phosphorus recovery and reuse as soil amendment from electric arc furnace slag filters. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44(13), 1476-1483. <https://doi.org/10.1080/10934520903217922>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Chen, D., Li, H., Zhang, W., Pueppke, S. G., Pang, J., & Diao, Y. (2020). Spatiotemporal Dynamics of Nitrogen Transport in the Qiandao Lake Basin, a Large Hilly Monsoon Basin of Southeastern China. *Water*, 12(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/w12041075>
- Chen, H., Teng, Y., & Wang, J. (2013). Load estimation and source apportionment of nonpoint source nitrogen and phosphorus based on integrated application of SLURP model, ECM, and RUSLE: A case study in the Jinjiang River, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 2009-2021. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2684-z>
- Chen, L., Wang, Y., Yang, N., Zhu, K., Yan, X., Bai, Z., Zhai, L., & Shen, Z. (2023). Improving crop-livestock integration in China using numerical experiments at catchment and regional scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 341, 108192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108192>
- Chen, X., Liu, X., Peng, W., Dong, F., Huang, Z., & Wang, R. (2017). Non-point source nitrogen and phosphorus assessment and management plan with an improved method in data-poor regions. *Water (Switzerland)*, 10(1). Scopus. <https://doi.org/10.3390/w10010017>
- Chen, X.-K., Liu, X.-B., Peng, W.-Q., Dong, F., Huang, Z.-H., Feng, S.-X., & Wang, R.-N. (2018). Estimation of and Control Strategies for Pollution Loads from Non-point Sources in the Chenghai Watershed. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, 39(1), 77-88. Scopus. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.201705061>

- De Lima Barros, A. M., Do Carmo Sobral, M., & Gunkel, G. (2013). Modelling of point and diffuse pollution: Application of the Moneris model in the Ipojuca river basin, Pernambuco State, Brazil. *Water Science and Technology*, 68(2), 357-365. Scopus. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.086>
- Ding, X., Shen, Z., Hong, Q., Yang, Z., Wu, X., & Liu, R. (2010). Development and test of the Export Coefficient Model in the Upper Reach of the Yangtze River. *Journal of Hydrology*, 383(3), 233-244. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.039>
- Doole, G. J. (2012). Cost-effective policies for improving water quality by reducing nitrate emissions from diverse dairy farms: An abatement-cost perspective. *Agricultural Water Management*, 104, 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.11.007>
- Drizo, A., Johnston, C., & Guðmundsson, J. (2022). An Inventory of Good Management Practices for Nutrient Reduction, Recycling and Recovery from Agricultural Runoff in Europe's Northern Periphery and Arctic Region. *Water*, 14(13), Article 13. <https://doi.org/10.3390/w14132132>
- Drizo, A., & Picard, H. (2012). *Systems and methods for removing phosphorous from wastewater* (United States Patent US20120048806A1). <https://patents.google.com/patent/US20120048806A1/en/und>
- EPA. (2013). *Introducción a la Ley de Agua Limpia*. United States Environmental Protection Agency. https://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/modules/Introduccion_a_la_Ley_de_Agua_Limpia.pdf
- Gao, W., Dai, A., Wu, J., Li, Y., Hou, J., Wang, X., & Li, K. (2023). Hydrological status of the Dagou River Basin and management suggestions based on soil and water assessment tool multi-station calibration. *Applied Water Science*, 13(4), 97. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-01900-x>
- Geng, R., & Sharpley, A. N. (2019). A novel spatial optimization model for achieve the trad-offs placement of best management practices for agricultural non-point source pollution control at multi-spatial scales. *Journal of Cleaner Production*, 234, 1023-1032. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.277>
- Guo, Y., Wang, X., Melching, C., & Nan, Z. (2022). Identification method and application of critical load contribution areas based on river retention effect. *Journal of Environmental Management*, 305, 114314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114314>
- Hou, L., Zhou, Z., Wang, R., Li, J., Dong, F., & Liu, J. (2022). Research on the Non-Point Source Pollution Characteristics of Important Drinking Water Sources. *Water*, 14(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/w14020211>
- JiaKe, L., HuaiEn, L., & YaJiao, L. (2009). Development of study on AnnAGNPS model and its application. *Journal of Northwest A & F University - Natural Science Edition*, 37(2), 225-234.
- Johnes, P. J. (1996). Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183(3), 323-349. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6)
- Kanter, D. R., Musumba, M., Wood, S. L. R., Palm, C., Antle, J., Balvanera, P., Dale, V. H., Havlik, P., Kline, K. L., Scholes, R. J., Thornton, P., Tittone, P., & Andelman, S. (2018). Evaluating agricultural trade-offs in the age of sustainable development. *Agricultural Systems*, 163, 73-88. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.010>
- Li, A.-L., Haitao, C., Yuanyuan, L., Qiu, L., & Wenchuan, W. (2020). Simulation of nitrogen pollution in the Shanxi Reservoir watershed based on SWAT model. *Nature Environment and Pollution Technology*, 19(3), 1265-1272. Scopus. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2020.v19i03.042>
- Liu, X., Li, D., Zhang, H., Cai, S., Li, X., & Ao, T. (2015). Research on Nonpoint Source Pollution Assessment Method in Data Sparse Regions: A Case Study of Xichong River Basin, China. *ADVANCES IN METEOROLOGY*, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/519671>
- Logan, T. J. (1993). Agricultural best management practices for water pollution control: Current issues. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 46(1), 223-231. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90026-L](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90026-L)
- Mohamoud, Y. M., & Prieto, L. M. (2012). Effect of Temporal and Spatial Rainfall Resolution on HSPF Predictive Performance and Parameter Estimation. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(3), 377-388. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000457](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000457)
- Niu, S., Guerra, H. B., Chen, Y., Park, K., & Kim, Y. (2013). Performance of a vertical subsurface flow (VSF) wetland treatment system using woodchips to treat livestock stormwater. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 15(8), 1553-1561. Scopus. <https://doi.org/10.1039/c3em00107e>
- Qiu, J., Shen, Z., Chen, L., & Hou, X. (2019). Quantifying effects of conservation practices on non-point source pollution in the Miyun Reservoir Watershed, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(9), 582. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7747-y>
- Roygard, J. K. F., McArthur, K. J., & Clark, M. E. (2012). Diffuse contributions dominate over point sources of soluble nutrients in two sub-catchments of the Manawatu River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 46(2), 219-241. <https://doi.org/10.1080/00288330.2011.632425>
- Sharara, M., Sampat, A., Good, L., Smith, A., Porter, P., Zavala, V., Larson, R., & Runge, T. (2017). Spatially explicit methodology for coordinated manure management in shared watersheds. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 192, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.033>
- Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q., & Gong, Y. (2012). An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology*, 84, 104-111. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.01.018>

- Skidmore, M., Andarge, T., & Foltz, J. (2023). Effectiveness of local regulations on nonpoint source pollution: Evidence from Wisconsin dairy farms. *American Journal of Agricultural Economics*, *n/a*(n/a). <https://doi.org/10.1111/ajae.12388>
- Soranno, P. A., Hubler, S. L., Carpenter, S. R., & Lathrop, R. C. (1996). Phosphorus Loads to Surface Waters: A Simple Model to Account for Spatial Pattern of Land Use. *Ecological Applications*, *6*(3), 865-878. <https://doi.org/10.2307/2269490>
- Stackpoole, S. M., Stets, E. G., & Sprague, L. A. (2019). Variable impacts of contemporary versus legacy agricultural phosphorus on US river water quality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *116*(41), 20562-20567. <https://doi.org/10.1073/pnas.1903226116>
- Sweeten, J. M., & Reddell, D. L. (1976). NONPOINT SOURCES: STATE-OF-THE-ART OVERVIEW. *Paper - American Society of Agricultural Engineers*, var pagings.
- Tanik, A., Ozalp, D., & Seker, D. Z. (2013). Practical estimation and distribution of diffuse pollutants arising from a watershed in Turkey. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *10*(2), 221-230. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0140-9>
- Tong, X., Zhou, Y., Liu, J., Qiu, P., & Shao, Y. (2022). Non-point source pollution loads estimation in Three Gorges Reservoir Area based on improved observation experiment and export coefficient model. *Water Science and Technology*, *85*(1), 27-38. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.508>
- Uribe, N. (2005). *Conceptos basicos y guía rápida para el usuario*. <https://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>
- US EPA, O. (2015, febrero 19). *Hydrological Simulation Program—FORTRAN (HSPF)* [Data and Tools]. <https://www.epa.gov/ceam/hydrological-simulation-program-fortran-hspf>
- Uusitalo, R., Ylivainio, K., Hyväluoma, J., Rasa, K., Kaseva, J., Nylund, P., Pietola, L., & Turtola, E. (2012). The effects of gypsum on the transfer of phosphorus and other nutrients through clay soil monoliths. *Agricultural and Food Science*, *21*(3), Article 3. <https://doi.org/10.23986/afsci.4855>
- Vanotti, M. B., Szogi, A. A., & Fetterman, L. M. (2010). *Wastewater treatment system with simultaneous separation of phosphorus and manure solids* (United States Patent US7674379B2). <https://patents.google.com/patent/US7674379B2/en>
- Vollenweider, U. E. N. C. for E. (1968). *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication* [WEB SITE]. https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/37262
- Wang, H., Wu, Z., & Hu, C. (2015). A Comprehensive Study of the Effect of Input Data on Hydrology and non-point Source Pollution Modeling. *Water Resources Management*, *29*(5), 1505-1521. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0890-x>
- Wang, M., Chen, L., Wu, L., Zhang, L., Xie, H., & Shen, Z. (2022). Review of Nonpoint Source Pollution Models: Current Status and Future Direction. *Water*, *14*(20), Article 20. <https://doi.org/10.3390/w14203217>
- White, M., Harmel, D., Yen, H., Arnold, J., Gambone, M., & Haney, R. (2015). Development of Sediment and Nutrient Export Coefficients for U.S. Ecoregions. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *51*(3), 758-775. <https://doi.org/10.1111/jawr.12270>
- Wu, L., Long, T.-Y., & Cooper, W. J. (2012). Simulation of spatial and temporal distribution on dissolved non-point source nitrogen and phosphorus load in Jialing River Watershed, China. *Environmental Earth Sciences*, *65*(6), 1795-1806. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1159-9>
- Wu, M., Tang, X., Li, Q., Yang, W., Jin, F., Tang, M., & Scholz, M. (2013). Review of ecological engineering solutions for rural non-point source water pollution control in Hubei Province, China. *Water, Air, and Soil Pollution*, *224*(5). Scopus. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1561-x>
- Xie, H., & Lian, Y. (2013). Uncertainty-based evaluation and comparison of SWAT and HSPF applications to the Illinois River Basin. *Journal of Hydrology*, *481*, 119-131. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.027>
- Xue, J., Wang, Q., & Zhang, M. (2022). A review of non-point source water pollution modeling for the urban-rural transitional areas of China: Research status and prospect. *Science of The Total Environment*, *826*, 154146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154146>
- Yang, J., Wang, Y., Fang, S., Qiang, Y., Liang, J., Yang, G., & Feng, Y. (2020). Evaluation of livestock pollution and its effects on a water source protection area in China. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(15), 18632-18639. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06485-0>
- Zhang, T., Yang, Y., Ni, J., & Xie, D. (2020). Best management practices for agricultural non-point source pollution in a small watershed based on the AnnAGNPS model. *Soil Use and Management*, *36*(1), 45-57. <https://doi.org/10.1111/sum.12535>
- Zhang, Y., Griffith, B., Granger, S., Sint, H., & Collins, A. L. (2022). Tackling unintended consequences of grazing livestock farming: Multi-scale assessment of co-benefits and trade-offs for water pollution mitigation scenarios. *Journal of Cleaner Production*, *336*, 130449. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130449>
- Zhao, C., Li, M., Wang, X., Liu, B., Pan, X., & Fang, H. (2022). Improving the accuracy of nonpoint-source pollution estimates in inland waters with coupled satellite-UAV data. *Water Research*, *225*. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119208>

BIOGRAFÍAS



Monica Pérez-Sane, Estudiante de Doctorado en Ingeniería de la Pontificia Universidad Javeriana. Ingeniero del Medio Ambiente de la Universidad de La Guajira. Su línea de investigación es contaminación del agua.



Camilo Torres Pardo, Profesor Asistente de la Pontificia Universidad Javeriana. Ingeniero Civil de la Universidad de Nebraska, Estados Unidos. Magister en Ingeniería Civil de la Universidad de Nebraska, Estados Unidos. Doctor en Ingeniería Agrícola y Biológica de la Universidad de Purdue, Estados Unidos. Su línea de Investigación es gestión y manejo sostenible de los recursos hídricos.



Jaime Lara-Borrero, Profesor Titular de la Pontificia Universidad Javeriana. Ingeniero Civil de la Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Magister en Ingeniería y Gestión Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España. Doctor en Ingeniería de caminos, canales y puertos, énfasis en ingeniería sanitaria y ambiental de la Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España. Sus líneas de investigación son: Sistemas naturales de tratamiento de aguas, Humedales para tratamiento, Tratamiento de aguas residuales, Contaminación del agua, calidad del agua, Aprovechamiento de aguas lluvias, Sistemas basados en la naturaleza.