

ISSN-Revista en Línea: 2539-178X

DOI: 10.47847/fagropec

FAGROPEC

REVISTA DE INVESTIGACIÓN

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE LA AMAZONIA - FLORENCIA - CAQUETA



Contacto: rcagropecuarias@uniamazonia.edu.co

Página web OJS: <https://editorial.uniamazonia.edu.co/index.php/fagropec>

Esta publicación es apoyada por la:



VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN E INNOVACIÓN
EDITORIAL UNIAMAZONIA

FAGROPEC

REVISTA DE INVESTIGACIÓN

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE LA AMAZONIA - FLORENCIA - CAQUETA



Áreas temáticas

Ciencias Agrarias, Ciencias Naturales y de la Conservación

ISSN-Revista en Línea: 2539-178X
DOI: 10.47847/fagropec

PRESENTACIÓN

La Revista de la Facultad de Ciencias Agropecuarias (FAGROPEC), es una publicación semestral, abierta a la difusión y discusión de trabajos en el área de la medicina veterinaria, la zootecnia, la biología, la salud pública, la epidemiología, la agronomía, la agroecología, y demás ciencias animales y agrarias, ofreciendo un espacio de discusión académico, fundamental para la formación de profesionales críticos y analíticos

OBJETIVO DE LA REVISTA

La Revista de la Facultad de Ciencias Agropecuarias (FAGROPEC), de la Universidad de la Amazonia, tiene como objetivo divulgar los avances del conocimiento técnico y científico, generados en las universidades, centros y entidades de investigación en áreas relacionadas con los sistemas de producción agropecuarios y la conservación natural, mediante la publicación semestral de un volumen digital con documentos en español, portugués o inglés.

La publicación está dirigida a estudiantes, profesionales y demás interesados en temas relacionados con la medicina veterinaria, la zootecnia, la biología, la salud pública, la epidemiología, la agronomía, la agroecología, y demás ciencias animales y agrarias, ofreciendo un espacio de discusión académico, fundamental para la formación de profesionales críticos y analíticos

Licencia Cretive Commons Atribución
4.0 Internacional (CC BY 4.0)





ISSN-Revista en Línea: 2539-178X
DOI: 10.47847/fagropec

EQUIPO

EDITORIAL

EDITOR GENERAL

Yury Tatiana Granja Salcedo, PhD
Investigadora Asociada,
Agrosavia

COMITÉ EDITORIAL

Hugo Mantilla-Meluk, Ph.D.
Universidad del Quindío
Luis Gabriel Rivera Calderón Ph.D.
Universidad de los Llanos
Pablo Andrés Motta Delgado, M.Sc.
AGROSAVIA

Francisco Alejandro Sánchez, Ph.D.
Universidad de los Llanos
Naudin Alejandro Hurtado Lugo, Ph.D.
Universidad Francisco de Paula Santander

COMITÉ ARBITRAJE

Adriana Marcela Silva Olaya.
Universidad de la Amazonia, Colombia
César Villamizar Quiñones.
Universidad de Pamplona
Jaime Enrique Velasquez Restrepo
Universidad de la Amazonia, Colombia
Naudin Alejandro Hurtado Lugo
Universidad Francisco de Paula Santander Sede Ocaña
Diana Katterine Bonilla Aldana
Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia

José Alfredo Orjuela Chávez
AGROSAVIA - Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria
Juan Carlos Pinilla León
Universidad de Santander Sede Bucaramanga, Colombia
Johann Fernando Hoyos Patiño
Universidad Francisco de Paula Santander sede ocaña
María Fernanda Patiño Quiroz
Universidad de los Llanos
Edna Gicela Ortiz Morea
Fundación Universitaria Navarra

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN

Karol Andres Suarez Castro, Esp. TIC

FOTOGRAFÍA DE PORTADA

César Augusto Zapata Ortiz

EQUIPO EDITORIAL

Beatriz Elena Patiño Quiroz
Universidad de la Amazonia
Julio César Blanco Rodríguez
Universidad de la Amazonia
Nicolas Ernesto Baldrich Romero
Universidad de la Amazonia
César Augusto Zapata Ortiz
Universidad de la Amazonia



TABLA DE CONTENIDO

	Página
Nota del Editor <i>Yury Tatiana Granjas Salcedo, PhD.</i>	5
ARTÍCULOS DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA	
PRODUCCIÓN AGRÍCOLA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO AGRICULTURAL PRODUCTION AND CLIMATE CHANGE IN IRRIGATION DISTRICT 003 TULA, HIDALGO, MEXICO <i>Jonathan Hernández Pérez; Juan Hernández Ortiz; Ramón Valdivia Alcalá; Oscar Antonio Arana Cronado</i>	7 - 20
DESAFÍOS Y TENSIONES EN LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO: EL CASO DE LA ZONA ALTA DEL RÍO QUINDÍO CHALLENGES AND TENSIONS IN WATER RESOURCE MANAGEMENT: THE CASE OF THE UPPER QUINDÍO RIVER BASIN <i>Juan Camilo Cardona Castaño, Andrés Ospina Arias, Flor Aida Cubides Suarez, Juan David Sánchez Cubides</i>	21 - 38
EVALUACIÓN DE PODAS DE REHABILITACIÓN PARA EL MANEJO DE <i>Monillioophthora perniciosa</i> EN UN SISTEMA AGROFORESTAL CON COPOAZÚ (<i>Theobroma grandiflorum</i>) EN CONDICIONES DE LA REGIÓN NOROCCIDENTAL DE LA AMAZONIA COLOMBIANA EVALUATION OF REHABILITATION PRUNING FOR THE MANAGEMENT OF MONILLIOPTHORA PERNICIOSA IN AN AGROFOREST SYSTEM WITH COPOAZÚ (THEOBROMA GRANDIFLORUM) UNDER CONDITIONS OF THE NORTHWEST REGION OF THE COLOMBIAN AMAZON <i>Jhan Carlos Cardozo Hoyos, Arlinson Ruiz España, Lyda Constanza Galindo Rodríguez, Valentina Plaza Leitón, Diego Francisco Castro Rojas, Edgar Martínez Moyano</i>	39 - 53
ARTÍCULOS DE REFLEXIÓN	
HISTORIA DE LA REGULACIÓN DEL CLORPIRIFOS EN ESTADOS UNIDOS: SU PROHIBICION DEFINITIVA EN COLOMBIA HISTORY OF CHLORPYRIFOS REGULATION IN THE UNITED STATES: ITS DEFINITIVE BAN IN COLOMBIA <i>David A Gómez Beltrán, David Villar Argaiz</i>	54 - 73
RECURSOS FORRAJEROS PARA SISTEMAS DE PRODUCCIÓN BOVINA EN EL DEPARTAMENTO DEL CAQUETÁ FORAGE RESOURCES FOR CATTLE PRODUCTION SYSTEMS IN THE DEPARTMENT OF CAQUETÁ <i>Michael Stiven Gironza Acosta, Adrian Rolando Riascos Vallejos</i>	74 - 91



NOTA DEL EDITOR

“Desafíos en el uso de recursos forrajeros para la producción ganadera en el piedemonte amazónico colombiano”

En Colombia, el Piedemonte se localiza principalmente, en la región Amazónica, en los departamentos de Putumayo y Caquetá. Esta región posee un enorme potencial para la producción bovina debido a su biodiversidad y vastos recursos naturales, que ofrecen las condiciones edafoclimáticas ideales para la producción de forrajes, principal alimento para la producción ganadera. Sin embargo, la presión que ejerce esta actividad sobre los ecosistemas, las exigencias de sostenibilidad y los retos del cambio climático colocan a los sistemas de producción bovina de esta región en un punto de inflexión. Reconociendo que se han perdido grandes zonas de bosque, para transformar dichas áreas en su mayoría en pastos para el ganado o superficies agrícolas. Una de las principales áreas de interés y debate es el uso de recursos forrajeros como estrategia para equilibrar la productividad y la sostenibilidad en esta importante región.

En la última década, se ha observado un creciente interés por el establecimiento de sistemas forrajeros más resilientes y diversificados. Específicamente, los bancos mixtos de forraje, y los sistemas silvopastoriles que integran especies nativas como gramíneas, leguminosas y arbustos, están ganando terreno frente a las pasturas introducidas de uso extensivo en monocultivo. Esta tendencia es una respuesta a la constante necesidad de aumentar la eficiencia en el uso de la tierra, mejorar la calidad de los recursos alimenticios para el ganado y consecuentemente, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Además, los enfoques que priorizan el uso adecuado de especies adaptadas al entorno amazónico podrían ayudar a preservar la biodiversidad y a mitigar la degradación del suelo. Por ejemplo, el uso de leguminosas no solo mejora la calidad nutricional del forraje, sino que también contribuye al secuestro de carbono y a la regeneración del ecosistema. Métodos eficientes de gestión del pastoreo, basados la eco-fisiología de la interacción animal-planta, también representan el futuro del uso sostenible del recurso forrajero y la conservación del suelo en los trópicos.

No obstante, estas tendencias no están exentas de controversias. Uno de los principales desafíos es la percepción de que las tecnologías y estrategias sostenibles, como los bancos mixtos y los sistemas silvopastoriles, requieren inversiones iniciales significativas y cambios en las prácticas tradicionales, lo que genera resistencia entre algunos productores. Adicionalmente, el debate sobre el balance entre productividad y conservación ambiental sigue vigente. Lo que sí debe ser priorizado es que cualquier iniciativa promovida para proteger el medioambiente no debe reducir la rentabilidad del sistema, especialmente en regiones como piedemonte amazónico, donde muchos sistemas productivos aún dependen de enfoques con baja tecnificación.

La implementación de recursos forrajeros sostenibles en esta región enfrenta múltiples desafíos, entre ellos la capacitación y transferencia tecnológica. Una vez, muchos productores necesitan acceso a conocimientos prácticos y recursos para implementar estas estrategias y monitorear sus recursos forrajeros para evitar la degradación de sus suelos. Bien lo indicó William T. Kelvin “Lo que no se mide no se puede mejorar. Lo que no se mejora, se degrada siempre”. Por otro lado, el acceso a mercados e incentivos aún es limitado, siendo entonces crucial que se logren desarrollar políticas públicas que incentiven el uso de sistemas sostenibles mediante beneficios económicos, créditos verdes y certificaciones. Finalmente, la mitigación del cambio climático es el mayor reto. Lograr adaptar estos sistemas de producción bovina para que sean más resilientes frente a eventos climáticos extremos, como sequías o lluvias prolongadas, seguirá siendo una prioridad. El año 2024 fue el año más caliente jamás registrado, superando por 1,5°C el nivel preindustrial, indicándonos que el calentamiento global es una realidad.

Oportunidades para el Futuro

A pesar de las controversias y desafíos, el piedemonte amazónico colombiano tiene la oportunidad de convertirse en un modelo para la implementación de sistemas bovinos sostenibles en la región amazónica. Esto requiere un enfoque integrado que combine academia, investigación, políticas públicas adecuadas y la colaboración activa de productores y entidades gubernamentales.

Es imperativo reconocer que el éxito de estas iniciativas depende de nuestra capacidad para equilibrar los objetivos productivos con la conservación de los recursos naturales. La transición hacia prácticas sostenibles no solo garantizará la viabilidad económica de la ganadería en esta región, sino que también contribuirá a preservar el invaluable ecosistema amazónico para las generaciones futuras. En este contexto, el llamado a los diferentes actores del sector es a reflexionar sobre la importancia del uso adecuado de los recursos forrajeros como pilar de una ganadería más eficiente y respetuosa con el medioambiente.



Yury Tatiana Granja Salcedo
Editora General, Revista FAGROPEC
Investigadora PhD asociada, Agrosavia



PRODUCCIÓN AGRÍCOLA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO

Agricultural production and climate change in Irrigation District 003 Tula, Hidalgo, Mexico

Jonathan Hernández Pérez¹

 <https://orcid.org/0000-0002-8892-8115>

 jonahdezp@gmail.com

¹Ramón Valdivia Alcalá

<https://orcid.org/0000-0003-0434-3169> 

ramvaldi@gmail.com 

Juan Hernández Ortiz¹

 <https://orcid.org/0000-0001-5957-594X>

 jhdzo@yahoo.com.mx

²Oscar Antonio Arana Cronado

 aranaosc@colpos.mx 

¹Dr., División de Ciencias Económico Administrativas, Universidad Autónoma Chapingo, México.

² Dr., Colegio de Postgraduados, México.

RESUMEN

La intensificación en el consumo de agua ha provocado la degradación de los principales ecosistemas hídricos. El objetivo fue describir los principales cultivos que se cosechan en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, y como el uso de aguas residuales contribuye a la producción agrícola y a reducir los efectos del cambio climático. Los principales cultivos que se cosecharon fueron avena forrajera en el ciclo otoño-invierno, maíz grano en primavera-verano y alfalfa en los cultivos perennes. Estos cultivos soportan ligeramente la salinidad de suelo y no tienen restricciones con respecto a la calidad del agua, como lo es en algunas hortalizas. A pesar de las condiciones de contaminación del agua, la región del Distrito de Riego 003 Tula es el motor agrícola, el principal productor de granos en el Estado de Hidalgo, lo que representa contribuir a la mitigación del cambio climático mediante el ahorro de agua, ahorro de fertilizantes, menos emisiones de gases, mayor seguridad alimentaria y fuente de ingresos para las familias de los

Cómo citar:

Fecha recepción: 15 de Mayo de 2024 / Fecha Aprobación: 30 de Agosto 2024 / Fecha Publicación: 30 de Septiembre 2024

Hernández Pérez, J., Hernández Ortiz, J., Valdivia Alcalá, R. & Arana Cronado, O. A. (2024). *Producción agrícola y cambio climático en el distrito de riego 003 Tula, Hidalgo, México*. Revista. FAGROPEC. Vol. 16(2), ppt 7-20.



Este artículo puede compartirse bajo la Licencia Creative Commons (CC BY 4.0).

Rev. FAGROPEC Vol. 16 Num. 2, julio-diciembre de 2024

pequeños productores.

PALABRAS CLAVE:

Superficie cosechada, cultivos, ciclo agrícola, contaminación del agua.

ABSTRACT

The intensification of water consumption has caused the degradation of the main water ecosystems. The objective was to describe the main crops that are harvested in the Irrigation District 003 Tula, Hidalgo, Mexico, and how the use of wastewater contributes to agricultural production and reduce the effects of climate change. The main crops that were harvested were forage oats in the autumn-winter cycle, grain corn in spring-summer and alfalfa in perennial crops. These crops slightly tolerate soil salinity and do not have restrictions regarding water quality, as is the case with some vegetables. Despite the conditions of water contamination, the region of Irrigation District 003 Tula is the agricultural engine, the main producer of grains in the State of Hidalgo, which represents contributing to the mitigation of climate change by saving water, fertilizer savings, less gas emissions, greater food security and a source of income for the families of small producers.

KEYWORDS:

Harvested area, crops, agricultural cycle, water pollution.

INTRODUCCIÓN

Anteriormente las políticas de desarrollo se centraban en promover el comercio, la industria, la energía y la agricultura, pero este enfoque está cambiando, al considerarse al agua como un recurso estratégico para lograr el desarrollo económico, ya que incluye todo lo que importa: la salud humana y ecológica, la producción industrial y agrícola, el comercio internacional, el cambio climático y las políticas nacionales e internacionales (Gleick, 2013).

La disponibilidad y calidad del agua son un límite para el bienestar humano, ya que se requiere proporcionar agua en cantidad suficiente y de calidad aceptable a la población. Sin embargo, estas se ven afectadas directamente por las acciones humanas e indirectamente por el cambio climático antropogénico (Tarhule, 2016). Por otro lado, existe una fuerte competencia por el agua entre los diferentes usos actuales en los diferentes sectores, para la producción de alimentos, para el abastecimiento urbano y para fines turísticos (Ward & Michelsen, 2000; Aznar-Sánchez et al., 2018).

Los cambios en el uso del suelo y la intensificación en el consumo de agua han provocado la degradación de los principales ecosistemas hídricos, y con el cambio climático hay mayor variabilidad en los ciclos de las lluvias y se pueden presentar sequías más largas (Aznar et al., 2021). Esto representa mayor escasez y menor bienestar para la población.

El crecimiento demográfico y económico ha aumentado la demanda de agua y la producción de aguas residuales en una escala inimaginable (Fagundes & Marques, 2023). El sector agrícola es el principal usuario de agua y responsable del 70% de las extracciones de agua dulce y de más del 90% de su uso consuntivo (FAO, 2013). Además, el riego es reconocido como el principal contribuyente a la degradación del ecosistema del agua (Flávio et al., 2017).

Las prácticas del pasado y actuales en la gestión del agua son insostenibles por lo que se requiere gestionarla como un bien económico, para lograr el uso eficiente y equitativo, de manera que se pueda conservar y proteger este recurso. Es decir, soluciones de ganar-ganar en donde haya beneficios para toda la sociedad en lugar de arruinar un sector para apoyar a otro (Tarhule, 2016). Para esto se debe adoptar una gestión integral y moderna de los recursos hídricos, entre las que se encuentran: la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou et al., 2010).

El reciclaje de agua se está convirtiendo en una práctica importante en los últimos años, sobre todo en zonas afectadas por la escasez. Los usos de las aguas residuales recuperadas son: uso agrícola, riego urbano, mejora del medio ambiente, extinción de incendios, descarga de inodoros; y debe regularse cuidadosamente para evitar efectos en la salud y la contaminación de las aguas subterráneas (Bouwer, 2000).

El cambio climático puede afectar la capacidad y los niveles del servicio hasta los efectos sobre el desempeño del tratamiento y la calidad del agua en las regiones que usan aguas

residuales (Khalkhali & Mo, 2020) rainfall, and snowfall. Las autoridades gubernamentales locales deben ser conscientes de los impactos y riesgos climáticos para poder tomar decisiones importantes a largo plazo relacionadas con su infraestructura (Hughes et al., 2021) and their vulnerability to the impacts of climate change. places the health and sanitation of many communities at risk. The impacts of climate change on wastewater systems are numerous and can lead to wide ranging implications over changing timescales. This paper considers the significance of the impacts and implications, how they will be distributed across different groups, how they will manifest in different contexts and locations, and conclude by proposing a range of guiding principles for local government decision makers. The research firstly considered direct climate-related impacts on a range of wastewater system elements (including reticulated wastewater systems, on-site wastewater systems and treatment plants).

En el Valle del Mezquital, el clima es semiárido con baja precipitación pluvial, por lo que, la producción agrícola sería limitada. Sin embargo, hace más de cien años se conectó con las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México (García-Salazar, 2019; Ortega-Larrocea et al., 2001) in particular, the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi. We have studied the effect in the Mezquital Valley of Mexico, on two kinds of soil (Leptosol and Vertisol; y provocó el cambio del paisaje de la cubierta vegetal original a cultivos (Hernández-González et al., 2018). Es decir, hubo una transformación ecológica y socioproductiva (Contreras-Román, 2018).

Los agricultores normalizaron el uso de aguas residuales no tratadas en el riego agrícola, cambiando el paisaje semiárido, y los volvió dependientes de estas aguas, pues son un motor de desarrollo socioeconómico. Se riegan entre 80,000 y 90,000 hectáreas divididas entre tres distritos de riego (DR): el DR 003 Tula, el DR 100 Alfajayucan y el DR 112 Ajacuba (Caucci & Hettiarachchi, 2022). Los cultivos regados con agua residuales se limitan a forrajes, principalmente alfalfa y maíz (Cisneros & Saucedo, 2016; Durán et al., 2021).

La irrigación agrícola, como en el DR 003, juega un papel importante en la economía rural, es un acelerador el crecimiento de la producción; incrementa la producción por unidad de la tierra y se pueden cosechar dos temporadas. Pero también, puede contribuir a mitigar el cambio climático con el consumo de aguas residuales.

El objetivo fue describir los principales cultivos que se cosechan en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México para el periodo 2001-2022, y como el uso de aguas residuales contribuye a la producción agrícola y a reducir los efectos del cambio climático.

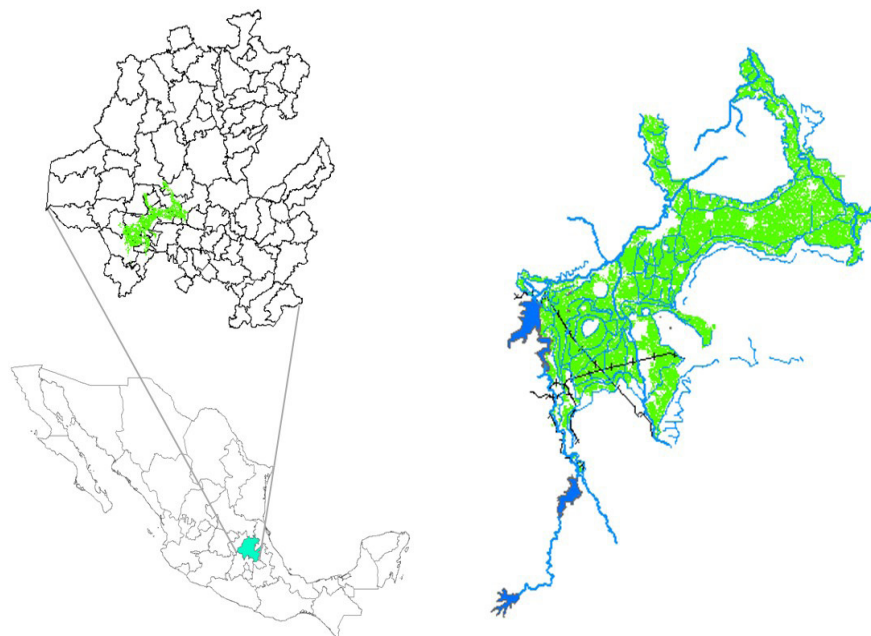
MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del distrito

El Distrito de Riego 003 Tula se estableció por decreto presidencial publicado en diario oficial de la federación el 20 de enero de 1955. Se ubica en la región conocida como Valle del Mezquital, al centro-sur del Estado de Hidalgo; entre los paralelos 19° 40' y 20° 29' de latitud norte y los meridianos 99°27' y 99°57', con una altitud media de 1985 msnm. La

superficie beneficiada con el riego se distribuye en 17 municipios del Estado de Hidalgo: Atotonilco, Tula, Atitalaquia, Tlaxcoapan, Tetepango, Tlahuelilpan, Tezontepec, Tepetitlán, Mixquiahuala, Francisco I. Madero, Progreso de Obregón, Chilcuautila, San Salvador, Actopan, Santiago de Anaya, Ixmiquilpan y El Arenal (CONAGUA, 2020) (Figura 1).

Figura 1.
Ubicación del DR 003 Tula, Hidalgo, México.



Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2020).

El DR está integrado por dieciséis módulos de riego: Actopan, Tlamaco-Juandhó, Mixquiahuala, Endhó-Xoxhitlán, Tepatepec, Alto Tepatepec, Tula, El Tumba, Artículo 27, Dendhó-Cardonal, Cerro El Xicuco, El Solís, Gamagaox, El Bexha, Bombeo Agrícola Teltipán y Bombeo Cerro Juandhó de Teltipán. Las fuentes de abastecimiento son la presa Endhó, la presa Requena, la presa Taxhimay, el túnel emisor central, río El Salto, río Salado y Xotho (CONAGUA, 2020).

Tabla 1.
Superficie regable por municipio y modulo del DR 003.

Municipio	Regable (ha)	%	Módulo	Regable (ha)	%
Mixquiahuala	8 700	16,8%	Actopan	10 227,17	20,4%
Francisco I. Madero	7 650	14,8%	Tlamaco-Juandhó	9 418,62	18,8%
Tezontepec	7 372	14,2%	Mixquiahuala	7 316,42	14,6%
San Salvador	6 030	11,7%	Tepatepec	5 836,86	11,6%
Tula	4 728	9,1%	Tula	5 332,84	10,6%

Tlaxcoapan	3 436	6,6%	Endhó-Xoxhitlán	3 833,13	7,7%
Santiago de Anaya	3 160	6,1%	Gamagaox	2 154,59	4,3%
Progreso de Obregón	2 500	4,8%	Artículo 27	1 246,12	2,5%
Actopan	2 476	4,8%	Cerro El Xicuco	1 000,34	2,0%
Atitalaquia	1 460	2,8%	El Bexha	929,71	1,9%
Tlahuelilpan	1 404	2,7%	El Solís	872,91	1,7%
Tepetitlán	915	1,8%	Alto Tepatepec	800,00	1,6%
Tetepango	915	1,8%	El Tumba	400,00	0,8%
Ixmiquilpan	402	0,8%	Dendhó-Cardonal	306,00	0,6%
Atotonilco	304	0,6%	Bombeo Agrícola Teltipán	296,00	0,6%
El Arenal	213	0,4%	Bombeo Cerro Juandhó de Teltipán	133,30	0,3%
Chilcuautila	94	0,2%			
Total	51 759	100%	Total	50 104,01	100%

Fuente: (CONAGUA, 2020).

El número de usuarios en 2001 era 30 948, del cual, 60,3% eran de propiedad ejidal y 44,8% usuarios de pequeña propiedad. Para 2022 el número de usuarios de propiedad ejidal se elevó a 21 083 y el número de usuarios de pequeña propiedad aumentó a 15 754, es decir, 57,2% usuarios ejidales y 42,8% pequeños propietarios. El 54,2% de la superficie regada es ejidal y el 45,8% es pequeña propiedad.

La parcela promedio ejidal es 1,24 hectáreas y la parcela promedio en pequeña propiedad es 1,49 hectáreas. Es decir, las tierras cultivables en el Distrito de Riego se encuentran en manos de pequeños campesinos minifundistas, lo que ocasiona carencia de crédito y asistencia técnica (Contreras-Román, 2018).

Análisis de la información

La base de datos se consultó en la plataforma de la comisión nacional del agua sobre las estadísticas agrícolas de los distritos de riego, donde vienen desagregadas por cultivo, por distrito de riego y por superficies regadas y volúmenes (CONAGUA, 2023). Está la información de 86 distritos de riego, sin embargo, solo se analizó la información del Distrito de Riego 003 Tula, perteneciente al Estado de Hidalgo, México, para el periodo 2001-2022. La información la presentan en forma agregada, es decir, a nivel de distrito, por lo que es una limitante para hacer el análisis más detallado a nivel de módulo de riego. El valor de la producción se deflactó con el índice de precios al productor de la agricultura, con año base julio de 2019 que publica el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El promedio de la superficie cosechada en el DR 003 Tula en el periodo 2001-2022 fue 47 478,5 hectáreas, de las cuales, 12,7% corresponden a cultivos de otoño-invierno, 36,6% a cultivos de primavera-verano, 50,7% a cultivos perennes. La producción promedio fue de 2,9 millones toneladas, de la cuales, 89,9% corresponde a cultivos perennes, 5,9%

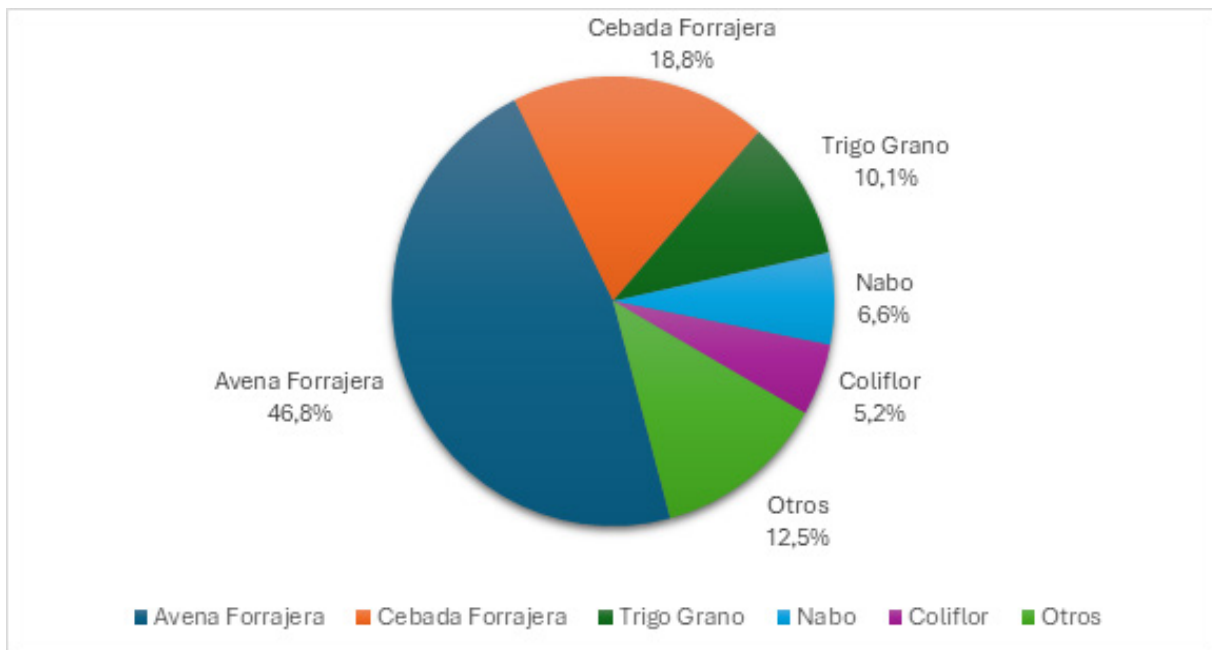
de primavera-verano, 4,3% de otoño-invierno. El valor de la producción promedio anual fue \$2 433,8 MXN millones de pesos constantes (a precios de julio de 2019); 7,7% lo generaron los cultivos de otoño-invierno, 43,4% de primavera-verano, 48,9% de cultivos perennes (CONAGUA, 2023).

Superficie cosechada

En promedio de 2001-2022 se cosecharon 6 024 hectáreas en el ciclo otoño-invierno. La avena forrajera, la cebada forrajera, el trigo grano, el nabo y la coliflor, representaron 87,5% de la superficie cosechada en el ciclo otoño-invierno. El cultivo de avena forrajera representó 46,8% de la superficie cosechada total en este mismo ciclo (Figura 2), además, muestra una tendencia creciente.

Figura 2.

Proporción de la superficie cosechada en el ciclo otoño-invierno.

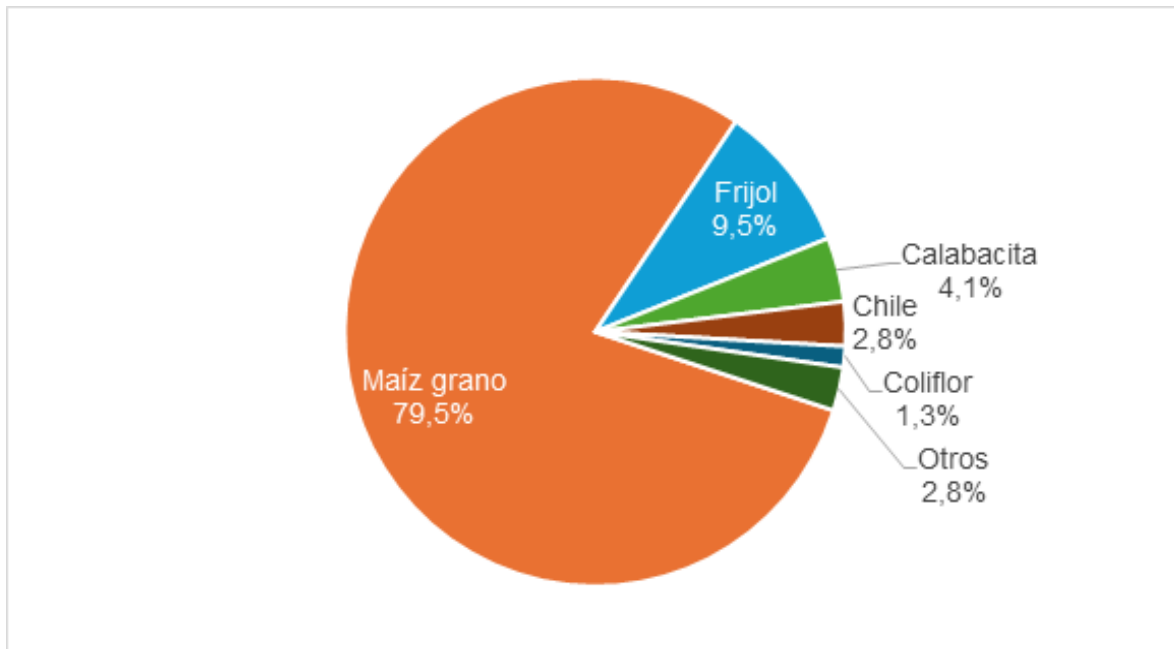


Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

A pesar de que el cultivo de avena forrajera abarcó la mayor superficie de los cultivos del ciclo otoño-invierno no es el que tuvo el mayor valor de la producción. La coliflor con 5,2% de la superficie cosechada aportó 31,2% del valor de la producción, mientras que la avena forrajera aportó 18,8%. Otro cultivo que aportó valor agregado con poca superficie cosechada fue el nabo; con 6,6% de la superficie cosechada aportó 12,2% del valor de la producción.

En el ciclo primavera-verano, en promedio se cosecharon anualmente 17 378 hectáreas en el periodo 2001-2022. El cultivo de maíz grano fue el más representativo con 79,5% del total de superficie cosechada (Figura 3), 84,5% del volumen de producción y 73,6% del valor de la producción.

Figura 3.
Proporción de la superficie cosechada en el ciclo primavera-verano.



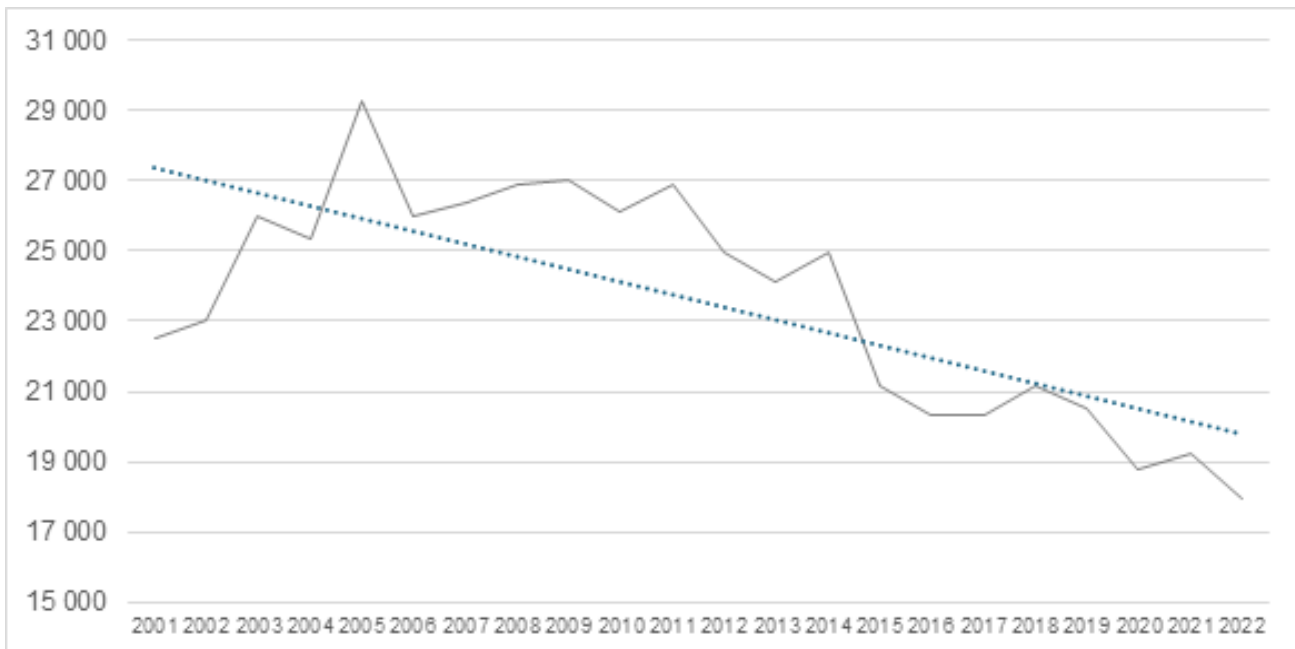
Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

El cultivo de coliflor y calabacita en el ciclo primavera-verano representaron poca superficie cosechada, pero el valor de la producción fue mayor al valor que aportó el frijol con mayor superficie.

Algunos cultivos presentaron una restricción en la superficie de siembra como el brócoli, cilantro, nabo, jitomate, tomate de cascara, debido a la contaminación del agua. Es decir, la calidad del cultivo depende de la calidad del agua (Zhang et al., 2015). Es necesario vigilar que los efluentes tengan la calidad dentro de los estándares para riego y para proteger el ecosistema (Al-Ghazawi & Alawneh, 2021).

En los cultivos perennes se cosecharon en promedio 24 067 hectáreas, de las cuales, 98,0% corresponden al cultivo de alfalfa y solo 0,6% al cultivo de zacate bermuda, el resto son otros forrajes y otros pastos. Estas cifras son muy similares en cuanto a volumen de producción y valor de la producción de la alfalfa, 98,0% y 98,5%, respectivamente. El cultivo de alfalfa representó el 50% de la superficie cosechada total del DR 003. Este cultivo permitió el uso de la tierra en todo el año dejando fuera a los otros cultivos para los ciclos primavera-verano y otoño-invierno. Sin embargo, mostró una tendencia decreciente en la superficie cosechada (Figura 4).

Figura 4.
Superficie cosechada en el cultivo de alfalfa, 2001-2022.



Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

Otro de los factores que determinó el tipo de cultivo a sembrar es la salinidad o el alto contenido de sodio en el suelo (Hernández-González et al., 2018). En su mayoría se siembra alfalfa, maíz y avena, ya que estos cultivos toleran moderadamente la salinidad (Pérez-Díaz et al., 2019).

La producción agrícola en el DR 003 contribuye a mejorar la autosuficiencia y seguridad alimentaria del Valle del Mezquital, así como incrementar el ingreso de los productores y mejorar la situación económica de los hogares agrícolas.

En el DR 003 se usaron laminas altas para lavar las sales de los suelos y por las pérdidas de agua en la red de conducción o los canales que no están revestidos (Jiménez-Cisneros et al., 2005).

El riego con aguas residuales aportó al suelo materias orgánicas, nitrógeno y fósforo, que incrementaron la productividad agrícola. Sin embargo, el agua lleva metales pesados que fueron absorbidos por los cultivos como la alfalfa, el maíz, la avena y la calabacita; generaron enfermedades por helmintos en agricultores y consumidores de productos agrícolas regados con agua residual (Jiménez-Cisneros et al., 2005). Los plaguicidas que se usan normalmente, entran al medio ambiente y generan efectos nocivos en el hombre, la fauna y la vegetación (Moncayo-Cassiano et al., 2017).

Pero la reutilización de estas aguas en la agricultura es una alternativa en la gestión del agua después del incremento en el deterioro de su calidad (Bakopoulou et al., 2010) y es una opción en las regiones donde enfrentan escasez (Alcon et al., 2010).

La región del Valle del Mezquital, con la reutilización de aguas residuales contribuye a la adaptación del cambio climático y también aumenta la seguridad alimentaria. Es el granero y forrajero del Estado de Hidalgo y la tercera región productora de México (Contreras-Román, 2018). Esto representa fuentes de empleo y de ingresos para las familias de la región.

El uso de aguas residuales en la agricultura es una importante estrategia para mitigar el cambio climático (Espira et al., 2024); podría reducir la huella hídrica y la huella de carbón; evitado el bombeo de agua dulce y el ahorro de energía, el ahorro de fertilizantes, la captura de fósforo y la prevención de la extracción de fertilizantes minerales de las minas (Hanjra et al., 2012).

Al reducir el exceso de fertilizantes también se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero que se emiten en la producción, y por el secuestro de carbono relacionadas con la producción de cultivos. Además, la reutilización de agua evita la sobreexplotación del acuífero local y previene la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Resende et al., 2022).

Al reutilizar las aguas residuales, el agua ahorrada se puede asignar para usos que requieran mayor calidad, contribuyendo así a una utilización más sostenible de los recursos (Trinh et al., 2013).

CONCLUSIONES

En el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, se siembran principalmente tres cultivos; la avena y la cebada forrajeras para el ciclo otoño-invierno, el maíz grano para el ciclo primavera-verano y la alfalfa para los cultivos perennes. De estos cuatro, la alfalfa es la que tiene mayor superficie cosechada, sin embargo, esta superficie está reduciendo.

La superficie sembrada de cada cultivo no está determinada por el valor de la producción, sino por la calidad del agua. Se siembran cultivos forrajeros por la resistencia que tienen a la contaminación del agua, a la salinidad del suelo y porque no son cultivos que se consumen directamente.

El uso de agua residuales en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, es un mecanismo para mitigar los impactos del cambio climático en la agricultura, como los son las sequías, la escasez de agua y la inseguridad alimentaria.

Es necesario elevar el nivel de tratamiento de aguas residuales para que se pueda ampliar el padrón de cultivos o se puedan sembrar cultivos de mayor valor y reducir los riesgos en la salud de los consumidores, productores y regadores; para reducir la infiltración de contaminantes en los acuíferos; y para reducir la contaminación de los suelos.

Sembrar cultivos de mayor valor en la producción pueden contribuir a mejores ingresos, que a su vez, mejor seguridad alimentaria, menor pobreza y mejores condiciones de vida para los pequeños y medianos productores de la región.

Se pueden buscar otras alternativas y combinarlas para obtener mejores resultados para mejorar la resiliencia climática; como la agricultura de conservación, usar fertilizantes y pesticidas ecológicos

REFERENCIAS

- Al-Ghazawi, Z., & Alawneh, R. (2021). Use of artificial neural network for predicting effluent quality parameters and enabling wastewater reuse for climate change resilience – A case from Jordan. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102423. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.102423>
- Alcon, F., Pedrero, F., Martin, J., Arcas, N., Alarcon, J. J., & De Miguel, M. D. (2010). The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: A contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(SUPPL. 2), 1–6. <https://doi.org/10.5424/sjar/201008s2-1361>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Manzano, F. (2018). Economic analysis of sustainable water use: A review of worldwide research. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1120–1132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.066>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Valera, D. L. (2021). Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126568>
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece. *Desalination*, 250(1), 329–334. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.051>
- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45(3), 217–228. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00092-5)
- Caucci, S., & Hettiarachchi, H. (2022). *Wastewater irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: Solving a century-old problem with the Nexus approach* (Issue March). <https://doi.org/10.53325/drdq8710>
- Chávez, A., Rodas, K., Prado, B., Thompson, R., & Jiménez, B. (2012). An evaluation of the effects of changing wastewater irrigation regime for the production of alfalfa (*Medicago sativa*). *Agricultural Water Management*, 113, 76–84. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2012.06.021>
- Cisneros, O., & Saucedo, H. (2016). *Reúso de aguas residuales en la agricultura*. IMTA. <https://www.gob.mx/imta>
- CONAGUA [Comisión Nacional del Agua]. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola*

2020-2021. Dirección Local Hidalgo.

- CONAGUA [Comisión Nacional del Agua]. (2023). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego*. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-los-distritos-de-riego>
- Contreras-Román, R. H. (2018). Volver a la tierra: Retorno migratorio y recampesinización forzada en el Valle del Mezquital, México. *Perspectivas Rurales Nueva Época*, 16(32), 16–32. <https://doi.org/10.15359/prne.16-32.3>
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): Present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.01.005>
- Espira, L. M., Contreras, J. D., Felix-Arellano, E. E., Siebe, C., Mazari-Hiriart, M., Rios-Rodríguez, H., & Eisenberg, J. N. S. (2024). A comparative analysis of regional infection risk due to wastewater recontamination in the Mezquital Valley, Mexico. *Science of The Total Environment*, 919, 170615. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.170615>
- Fagundes, T. S., & Marques, R. C. (2023). Challenges of recycled water pricing. *Utilities Policy*, 82, 101569. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2023.101569>
- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales*, 29(54), 2–34. <https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- Gleck, P. H. (2013). Una gota cae en el océano. *Finanzas & Desarrollo*, 50(3), 12–15. <https://www.imf.org/external/pubs/ft/fandd/spa/2013/09/index.htm>
- Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(3), 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>
- Hernández-González, D. E., Muñoz-Iniestra, D. J., López-Galindo, F., & Hernández-Moreno, M. M. (2018). Impacto del uso de la tierra en la calidad del suelo en una zona semiárida del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *BIOCYT Biología Ciencia y Tecnología*, 11(41–42), 792–807. <https://doi.org/10.22201/FESI.20072082.2018.11.65833>
- Hughes, J., Cowper-Heays, K., Oleson, E., Bell, R., & Stroombergen, A. (2021). Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Climate Risk Management*, 31, 100262. <https://doi.org/10.1016/J.CRM.2020.100262>
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. (2024). *Índice Nacional de Precios*

al Consumidor (INPC). <https://www.inegi.org.mx/temas/inpc/#tabulados>

- Jiménez-Cisneros, B. E., Siebe, G. C., & Cifuentes, G. E. (2005). El reúso intencional y no intencional del agua en el Valle de Tula. In B. Jiménez & L. Marín (Eds.), *El agua en México vista desde la academia* (pp. 33–56). Academia Mexicana de Ciencias. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/12/El-agua-en-México-vista-desde-la-academia.pdf>
- Khalkhali, M., & Mo, W. (2020). The energy implication of climate change on urban wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*, 267, 121905. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121905>
- Moncayo-Cassiano, V., Rivas-Lucero, B. A., Guerrero-Morales, S., Zúñiga-Avila, G., & Magaña-Magaña, J. E. (2017). Análisis de la movilidad de pesticidas en los suelos de la región centro-sur del estado de Chihuahua. *Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 5(2), 9–17. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v5i2.104>
- Ortega-Larrocea, M. P., Siebe, C., Bécard, G., Méndez, I., & Webster, R. (2001). Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico. *Applied Soil Ecology*, 16(2), 149–157. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00105-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00105-0)
- Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Acta Universitaria*, 29, 1–21. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2117>
- Resende, M., Freitas, F. C., Aníbal, B., Martins, J., Duarte, A., Urban, A., Moreira Da Silva, M., Resende, F. C., Freitas, B., Aníbal, J., Martins, A., & Duarte, A. (2022). Urban wastewater reuse for citrus irrigation in Algarve, Portugal—Environmental benefits and carbon fluxes. *Sustainability*, 14(17), 10715. <https://doi.org/10.3390/SU141710715>
- Tarhule, A. (2016). The future of water: Prospects and challenges for water management in the 21st century. In *Competition for water resources: Experiences and management approaches in the US and Europe* (pp. 442–454). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803237-4.00025-2>
- Trinh, L. T., Duong, C. C., Van Der Steen, P., & Lens, P. N. L. (2013). Exploring the potential for wastewater reuse in agriculture as a climate change adaptation measure for Can Tho City, Vietnam. *Agricultural Water Management*, 128, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.06.003>
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423–446. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- Zhang, X.-N., Guo, Q.-P., Shen, X.-X., Yu, S.-W., & Qiu, G.-Y. (2015). Water quality, agricul-

ture and food safety in China: Current situation, trends, interdependencies, and management. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(11), 2365–2379. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61128-5](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61128-5)



DESAFÍOS Y TENSIONES EN LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO: EL CASO DE LA ZONA ALTA DEL RÍO QUINDÍO

Challenges and tensions in water resource management: the case of the upper Quindío River basin

Juan Camilo Cardona Castaño¹

<https://orcid.org/0000-0002-9631-9870>

21250487@uagro.mx

³Flor Aida Cubides Suarez

<https://orcid.org/0000-0002-3540-086X>

coord.cauarmenia@ustadistancia.edu.co

Andrés Ospina Arias²

andres.ospina@ustadistancia.edu.co

⁴Juan David Sánchez Cubides

<https://orcid.org/0000-0001-5242-1139>

juandavcubidess@gmail.com

¹Administrador Ambiental y de los Recursos Naturales por la Universidad Santo Tomás, estudiante de posgrado de la U. Autónoma de Guerrero, Acapulco- México.

U. Santo Tomás, - Armenia, Quindío, Consultor en ISO ¹⁴⁰⁰¹.

²Administrador del Medio Ambiente y los Recursos Naturales por la U. Autónoma de Occidente, Magister en Educación ambiental de la U. Santiago de Cali. Profesor adscrito en la especialización Gestión y Construcción de Edificaciones y Gestión ambiental de la U. Gran Colombia y catedrático de la

³Administradora de Empresas, de la U. San Martín, Maestra en Dirección y Gestión de Proyectos de la U. Santo Tomás y Esp. Gestión de proyectos de Desarrollo Social.

⁴Estudiantes de Administración Ambiental y de los Recursos Naturales. Universidad Santo Tomás.

RESUMEN

La crisis ambiental actual ha conducido a una escasez de agua y a una gestión ineficaz del recurso hídrico. Objetivo: analizar los desafíos y tensiones en la gestión del recurso hídrico en la zona alta de la cuenca del río Quindío. Metodología: se realizó una revisión exhaustiva de fuentes documentales, seguida de un reconocimiento de campo en la zona alta de la cuenca del río Quindío. Posteriormente, se llevaron a cabo diálogos directos para captar la percepción de informantes clave sobre la situación. Resultados: la subcuenca del río Quindío abastece a aproximadamente

Cómo citar:

Fecha recepción: 10 de Mayo de 2024 / Fecha Aprobación: 30 de Agosto 2024 / Fecha Publicación: 30 de Septiembre 2024

Cardona Castaño, J. C., Ospina Arias, A. Cubides Suarez, F. A. & Sánchez Cubides, J. D. (2024). *Desafíos y tensiones en la gestión del recurso hídrico: el caso de la zona alta del río Quindío*. Revista. FAGROPEC. Vol. 16(2), ppt 21-38



Este artículo puede compartirse bajo la Licencia Creative Commons (CC BY 4.0).

Rev. FAGROPEC Vol. 16 Num. 2, julio-diciembre de 2024

300.000 habitantes y es crucial para los municipios de Armenia, Calarcá, La Tebaida y Salento. Sin embargo, los informantes clave revelaron que la gestión del agua se ve afectada por la expansión de la frontera agropecuaria, el extractivismo por monocultivos, los cuales están impactando negativamente la biodiversidad de la región. Además, la politización de la región contribuye a agravar los problemas. Conclusiones: la ausencia de una gestión estratégica adecuada para la conservación del agua en los terrenos regulados por la Ley 99 de 1993 ha comprometido la protección de la cuenca. Los informantes clave identificaron problemas en la prestación de servicios de acueducto y alcantarillado, señalando que la falta de control institucional y político sobre el recurso hídrico es una de las principales causas de estos problemas.

PALABRAS CLAVES:

Cuenca, desabastecimiento, escasez hídrica, problemas hídricos.

ABSTRACT

The current environmental crisis has led to water scarcity and ineffective water resource management. Objective: to analyze the challenges and tensions in water resource management in the upper basin of the Quindío River. Methodology: a comprehensive review of documentary sources was conducted, followed by field recognition in the upper basin of the Quindío River. Subsequently, direct dialogues were held to capture the perception of key informants regarding the situation. Results: the Quindío River sub-basin supplies approximately 300,000 inhabitants and is crucial for the municipalities of Armenia, Calarcá, La Tebaida, and Salento. However, key informants revealed that water management is affected by the expansion of agricultural frontiers and extractivism through monoculture, which negatively impacts the region's biodiversity. Additionally, the politicization of the region exacerbates these issues. Conclusions: the lack of strategic management for water conservation in areas regulated by Law 99 of 1993 has compromised the protection of the basin. Key informants identified problems in the provision of aqueduct and sewerage services, pointing out that the lack of institutional and political control over the water resource is one of the main causes of these issues.

KEYWORDS:

Watershed, water shortage, water scarcity, water issues.

INTRODUCCIÓN

Actualmente el mundo enfrenta una escasez del recurso hídrico que deviene en conflictos sociales y ambientales, resultado de políticas e instituciones inoperantes en la optimización, control y gestión del agua, que llevan a las comunidades a un fuerte padecimiento de escasez y a tensiones constantes entre los gobiernos (representados en las instituciones) y los sectores económicos que se apropian del líquido (Dai y Liu, 2023; Mamoudan *et al.*, 2023). Lo anterior, ha dado como resultado problemas en la gestión de dicho recurso hídrico evidenciado por la falta de distribución a la población dejándola desprovistos y con serios problemas de escasez (Cardona-Castaño, 2020; Geria *et al.*, 2023).

En Colombia, el panorama de los problemas del agua es muy notorio. La captación ilegal hídrica para procesos productivos, la deforestación y el modelo extractivo se combinan y ocasionan crisis por desabastecimiento, sumado las instituciones débiles para controlar y planificar una justa distribución del líquido (Loaiza *et al.*, 2024). Asimismo, dicha captación ilegal es un elemento crítico dentro de la distribución del recurso hídrico y el abastecimiento de las comunidades, porque se monopoliza la posibilidad del acceso al agua otorgándole poder, gestión, decisión a las instituciones y grupos de poder que desplazan a las comunidades del derecho al agua (Ingrao *et al.*, 2023).

En cuanto al departamento del Quindío y su subcuenca, la cual provee agua al 55% de la población, se puede señalar que la oferta hídrica se ha vuelto un problema por la poca gestión del recurso. Dicha subcuenca tiene una presión del 90%, por sobrecaptación, lo cual puede a futuro conducir a una crisis del agua. Incluso, se avizora un desabastecimiento: expertos y estudios estiman que se avecina escasez de agua en la región (CRQ, 2011; El Quindiano, 2023). Lo anterior, puede ocasionar un conflicto entre el uso del agua para atender las necesidades básicas humanas y el agua necesaria para mantener el vital ecosistema o también “caudal ecológico”. La seriedad del problema conllevaría a una posible disputa por el control hídrico entre las comunidades y el sector productivo que capta el líquido o lo contamina aumentando los costes por externalidades (García-Reinoso *et al.*, 2011; Franco, 2019; El Quindiano, 2022).

Con todo y ello, la cantidad, disponibilidad y la calidad del agua son factores determinantes para el desarrollo regional, local, productivo y económico; sin embargo, dicha interacción con lo económico facilita la presión sobre el recurso hídrico en el departamento del Quindío que se incrementa por la actividad turística, el cambio en el uso del suelo, los vertimientos y la variabilidad climática. La situación hídrica en el departamento es compleja, la principal fuente de abastecimiento de dicha región es el río Quindío el cual, se está secando por la fuerte incidencia antropogénica de actividades económicas que está generando presiones sobre el cuerpo de agua (Nieto *et al.*, 2010; Pulgarín-Franco y Mejía-Gutiérrez, 2017; Musie y Gonfa, 2023).

Con todo lo expuesto, el trabajo busca asociar los principales problemas del río con unas posibles repercusiones de oferta y escasez del recurso hídrico, a través de una crítica a la sustentabilidad, la planificación territorial, gestión institucional y de conservación de la

región, sin excluir otros factores que alteran negativamente la oferta hídrica de la subcuenca, como lo son: la inadecuada distribución del líquido, los servicios de acueducto y el alcantarillado, que no responden al crecimiento poblacional y, por el contrario, contribuyen al surgimiento de los problemas que se anticipan en el futuro relacionados con la escasez de agua.

La investigación es importante porque analiza, documenta y discute la problemática del agua en el presente y futuro de una región y señala cómo la misma se agudizará por la inadecuada planeación económica del sector productivo, que entrega fuertes concesiones para aprovechamiento, uso y captación, dejando de lado la importancia social del recurso hídrico bajo la perspectiva de la gestión del agua. De ahí que, el objetivo fue: analizar los desafíos y las tensiones de la gestión del recurso hídrico en la zona alta de la cuenca del río Quindío.

La gestión del agua

La gestión del recurso hídrico está dirigido al aprovechamiento sostenible de las comunidades y uso razonable (Geria *et al.*, 2023). Dicha gestión puede estar descentralizada de las instituciones públicas y desarrollada por las comunidades que buscan un consumo enfocado hacia las necesidades básicas; sin embargo, el aprovechamiento del agua suscita conflictos dado que el recurso está enmarcando en un sistema de poder y apropiación del proyecto económico y político de los territorios, el cual genera un desabastecimiento y baja cobertura en la población que atenta contra el derecho al agua y el buen vivir (Loaiza *et al.*, 2024). Por otra parte, Hernández-Carrillo *et al.* (2023); plantean, la falta de políticas de justicia hídrica, que garanticen la distribución en la población; dado que, el agua pasó a ser gestionada por un modelo económico codicioso y excluyente. A esto se suma, la disparidad entre el sector económico y la conservación del agua, demasiada captación y contaminación evitando la preservación y el uso por las comunidades, ocasionando escasez y conflictos (Musie y Gonfa, 2023). Por otra parte, la gestión hídrica demanda un proceso de planificación y desarrollo territorial basado en los conocimientos de las comunidades, ya que son ellas quienes captan y aprovechan el agua (Cardona Castaño *et al.*, 2024).

El objetivo de la gestión es garantizar la disponibilidad y cobertura de agua suficiente para la población. Sin embargo, este proceso se ha visto interrumpido por la expansión de las ciudades, la falta de planificación, la distribución no sistemática del agua y la carencia de políticas públicas (Mamoudan *et al.*, 2023). Además, se han generado tensiones que han llevado a una tenencia inadecuada del agua, lo que impide una gestión óptima del recurso. Estas modificaciones sociales del recurso hídrico, como la captación ilegal, la tenencia inadecuada y la falta de planificación, derivan en problemas de desabastecimiento y ciudades con sed. Además, el recurso agua puede perder su sustentabilidad y el aseguramiento hídrico empeorando en el futuro (Dai y Liu, 2023).

Tenencia del agua: una forma de poder

La tenencia de agua se ha vuelto una forma de poder, dominio y control. En la actualidad, el mundo entero experimenta una incertidumbre sobre el abastecimiento de agua dulce y potable que garantice el bienestar de las comunidades ya sean rurales o urbanas (Lohrmann *et al.*, 2023). No obstante, la tenencia del agua se traduce en un discurso de poder, hegemonías y fragilidad de las instituciones las cuales quedan impedidas para garantizar una distribución adecuada del líquido vital, pues se le da prelación al sistema económico para controlar (Belmonte *et al.*, 2021).

Bien es sabido, el agua en Colombia como el suelo está represados por los intereses particulares de una clase dominante con la facultad de exclusión (Obando *et al.*, 2019). Sumado lo anterior, desigualdad también se nota en la manera como las ciudades tienen que paliar el desabastecimiento del agua, el acceso al acueducto y al alcantarillado u otros servicios de vital importancia (Budds, 2020). La tenencia del agua en las cuencas hídricas por empresas extractivas o por particulares ha provocado una escasez generalizada y ha generado tensiones sociales y comunitarias. La tenencia del agua también se ha convertido en una forma de presión social (Lukas *et al.*, 2020).

Teoría de la escasez

La escasez se define como una falta de acceso a un recurso. Según Hartley-Ballesteros, (2021), la escasez está mediada por la interacción de la oferta y la demanda y, algunas veces, se origina por la inadecuada distribución de un recurso. Para Gattás (2016) la relación económica que tiene el recurso ambiental con las comunidades es vital desde la perspectiva de la sostenibilidad y el uso, aprovechamiento y explotación del ambiente. De tal modo que la escasez, dentro de los recursos naturales, está medida por los excesos de demanda gradual que implica el desarrollo. Para Luna Nemecio *et al.*, (2020) la escasez del agua, como escenario de probabilidad, posiciona en una perspectiva económica y social, desde el punto de vista del acceso al agua, la distribución y la optimización. Sin embargo, la escasez del recurso hídrico está agravada por el calentamiento global.

Estos problemas trascienden en el ámbito del imaginario de territorio y de la construcción incluso de ciudadanía. Si bien hoy las ciudades están adaptándose más a la escasez, esta escasez es producida de forma antrópica, es decir, en zonas donde sí hay recurso hídrico, pero está monopolizado y distribuido de forma inadecuada e inequitativa, provocando profundas desigualdades y brechas de obtención de recursos hasta el punto de generar conflictos sociales (Damonte *et al.*, 2022). La desatención de los gobiernos por solventar los problemas hídricos de estas ciudades que hoy carecen de agua o ampliar la brecha de extracción, aprovechamiento y uso por las empresas transnacionales que son habilitadas por las entidades de gobierno o por grupos de poder que finalmente están afianzados en el territorio. Desde este punto de vista, la teoría de la escasez abre una perspectiva de la gestión hídrica y el poder como un elemento de toma de decisión (Nicolas- Artero, 2020).

METODOLOGÍA

Enfoque de investigación

La investigación fue un estudio de caso, la cual expone la disertación del fenómeno de escasez hídrica. Dicha investigación se desarrolló en tres secciones: una revisión de la normativa y los documentos institucionales, un reconocimiento de campo y posterior, la recolección de la información con personas del área de estudio.

Área de estudio: el río Quindío abastece al 55% de la población quindiana, dentro de su subcuenca existe una diversidad de ecosistemas importantes para la conservación de la biodiversidad y la estabilidad hídrica. Dicho cuerpo de agua nace en el Páramo de Romerales en la laguna de La Virgen ubicada a 4.200 metros sobre el nivel del mar en el Parque Nacional de Los Nevados. El río hace un recorrido de 65.35 km hasta que se une con el río Barragán y forman el río la Vieja (García-Reinoso *et al.*, 2011).

Durante la pandemia se exploró desarrollada la cuenca alta y media del río Quindío, identificándose zonas de monocultivos y altos niveles de deforestación con impacto al paisaje, observando monocultivos de especies de árboles introducidas como el pino, eucalipto y aguacate. Durante el proceso de observación se abordaron campesinos quienes manifestaron su preocupación por la contaminación de las fuentes hídricas de las producciones de aguacate y los maderables de pino y eucalipto que dejaba como consecuencia los escasos de agua. Sumando a la posible presencia de actividad minera a cielo abierto en la Cuenca alta, ya que demandaría grandes cantidades de agua

Con base en la identificación de problemas asociados a la contaminación hídrica y la repercusión sobre la prestación de servicios de acueducto y alcantarillado, surgió la pregunta ¿Por qué la gestión del recurso hídrico ha generado tensiones en la zona alta de la subcuenca del río Quindío? Es decir, cómo el río conecta las zonas rurales con las urbanas. Y ha provocado una centralización del recurso hídrico desde Armenia la capital del Quindío, en la distribución sin que se haya tenido en cuenta los procesos económicos de la zona alta de la subcuenca.

Para resolver dichas inquietudes fue necesario analizar documentos públicos e instrumentos que facilitaran el análisis y comprensión del fenómeno como: reglamentación, gestión, plan de manejo, decretos ambientales, norma de saneamiento básico y otros documentos relacionados con la subcuenca del río Quindío (CRQ, 2011).

El paso a paso de la investigación:

1. Recolección de la información documental institucional: el cual sirvió para identificar como el problema de la gestión hídrica en el área de estudio ha sido manejada.
2. Reconocimiento en campo: a través de cinco salidas al área de estudio permitió un acercamiento con la comunidad.
3. Diálogo con informantes claves: fueron cinco campesinos, permitieron conocer la

- perspectiva de las personas que habitan en la zona alta de la cuenca del río Quindío
4. Análisis de la información: hubo un análisis narrativo y reflexivo de la información obtenida en las diversas fases de la investigación.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los resultados discuten sobre la revisión de los documentos institucionales, la norma, la percepción de los actores y las tensiones producto de la inadecuada gestión del agua en la zona alta de la cuenca del río Quindío.

Revisión de los documentos institucionales y la norma

La subcuenca del río Quindío esta dividida en cinco Unidades de Manejo de Cuencas (UMC) y dos unidades que drenan al río La Vieja (Tabla 1). Cabe destacar que estas cinco unidades se distribuyen en los municipios de Armenia, Calarcá, La Tebaida y Salento, abasteciendo a 300.000 habitantes (Marín-Villegas *et al.*, 2011).

Tabla 1.

Relación subcuencas y los municipios que conforman cada UMC

Área Cuenca (km ²)	Relaciones corrientes hasa el río principal	Municipios que integran la UMC
42,63	*Q. La Picota	
122,88	*R. Verde	
151,99	R. Santo Domingo	
74,15	R. Navarco	Salento, Armenia, Calarcá y Córdoba
50,68	R. Boquerón	
276,6	R. Quindío	
718,93		

Fuente: elaboración propia, con datos obtenidos en <https://www.crq.gov.co/2020/images/Planes-de-Accion/2012-2015/informeresultadosdelagestioncrq.pdf>

El crecimiento constante y mantenido de la ciudad de Armenia, genera una mayor demanda de agua, a partir de los informes de la CRQ (2011), sobre la subcuenca del río

Quindío y del Río La Vieja, se evidencia el proceso de gestión del recurso hídrico en términos de distribución (Tabla 2). Siendo evidente que, si las cifras de la población continua en aumento las consecuencias a largo plazo son desalentadoras, dado que la gestión del recurso hídrico sigue planteándose y planificándose con base en el plan de manejo de la subcuenca del 2013.

Tabla 2.
Rendimiento hídrico

Fuente	Caudal m ³ /seg.	Oferta m ³ /año	Área km ²	Rendimiento litros/segundos/km ²
Río Quindío	5.94	187.32	276.6	21.48

Fuente: elaboración propia, con datos obtenidos de <https://www.crq.gov.co/2020/images/Planes-de-Accion/2012-2015/informeresultadosdelagestioncrq.pdf>

En cuanto al rendimiento, está en función de la planificación territorial y la distribución organizativa en el departamento del Quindío. Podemos decir que la cuenca del río Quindío tiene una gran influencia sobre cinco municipios de dicha jurisdicción. Esto, a su vez, tiene medidas de política pública en temas de gestión del recurso hídrico que tienen que garantizar el abastecimiento y, en caso de cualquier contingencia, atacar la escasez. Esa área de influencia permite también la toma de decisiones en términos de cómo distribuir el recurso y cuáles son esas acciones de manejo que se deben seguir un proceso de planificación en la oferta hídrica. Si bien el departamento no ha sido susceptible a escasez de agua, con el tiempo se podría avizorar este fenómeno, dado que las ciudades de Armenia y Calarcá vienen creciendo a un ritmo acelerado. Sumado a esto, la cuenca alta del río Quindío, zona de Salento, se está afectando por el cambio de uso de suelo, sumado al turismo como mayor motor económico, lo que ha generado una presión al recurso hídrico.

Desde otro punto de vista, y teniendo en cuenta el panorama descrito en esta investigación, se valida lo presentado por las investigaciones de Nava *et al.* (2019); Luna Nemeio, (2021) y Figueroa- Elenes *et al.* (2023) quienes abordaron la cuestión de la sequía y los programas normativos desarrollados para mantener la estabilidad de las cuencas en México. Sin embargo, en el marco de estos programas, también se evidenció que los comités de agua no poseen suficiente poder a través de la gobernanza hídrica para exigir la presencia de autoridades institucionales que controlen y supervisen el abastecimiento hídrico, evitando así nuevas vulnerabilidades. Según García-Larios, (2021) y Ruiz Ortega y Pacheco Vega, (2021) en este contexto, se han identificado intereses económicos por parte del sector agrícola con relación a la sobre captación del agua. Esto subraya la necesidad de fortalecer los mecanismos de gobernanza hídrica y brindar a los comités de agua un papel más influyente para asegurar que las decisiones en torno al recurso hídrico estén orientadas hacia la sostenibilidad y no comprometan la estabilidad de las cuencas.

El índice de escasez

La subcuenca del río Quindío funciona como una zona de amortiguación entre el Parque Nacional de Los Nevados y la selva andina, dado que la zona alta de la subcuenca está dentro de dicho parque. Lo anterior, tiene efectos en la escasez hídrica de la región de disminuir el caudal del cuerpo de agua. La oferta y la demanda sobre el recurso hídrico permiten determinar la escasez del líquido, como se relaciona en la siguiente (Tabla 3).

Tabla 3.
Índice de escasez

	Oferta hídrica	Demanda hídrica	Balance hídrico	Índice de escasez
	m ³ /año	m ³ /año	m ³ /año	%
Río Quindío	482.17	433.01	49.16	89.80 %

Fuente: elaboración propia, con datos de <https://www.crq.gov.co/2020/images/Planes-de-Accion/2012-2015/informeresultadosdelagestioncrq.pdf>

Con base en la anterior tabla, cómo se ha venido desarrollando la planificación con respecto a la distribución y tenencia del recurso hídrico y, sobre todo, el crecimiento de las ciudades que colindan o que están dentro de la cuenca del Río Quindío y que necesitan de dicho cuerpo de agua, hay que plantear un escenario de escasez. Porque, la planificación que se ha venido desarrollando a lo largo del tiempo sobre el manejo de la cuenca del Río Quindío, no ha contemplado la escasez como un elemento probable dado que el desarrollo urbano se ha venido dando en las últimas dos décadas de forma prolongada en la región.

Otro factor que explica este resultado, es la aplicación del índice de escasez (IE) reveló que, aunque la población del departamento del Quindío crece, la capacidad instalada del acueducto y alcantarillado no lo hace al mismo ritmo. Esto sugiere un posible desabastecimiento debido a la falta de planificación para la demanda y la subsistencia que depende del cuerpo de agua. Esta situación también pone de manifiesto la carencia de una gestión gubernamental adecuada del recurso hídrico.

La revisión de la norma

La Ley 373 de 1997 obliga a las entidades prestadoras de servicios públicos de acueducto y alcantarillado a monitorear la pérdida de agua y los problemas ambientales causados por la falta de conexión al servicio. Sin embargo, estas medidas han sido exclusivamente operativas y no remedia la relación de crecimiento urbano con la demanda del recurso hídrico, es decir: se requiere una planificación estratégica del agua, escenarios prospectivos de oferta y demanda y control eficiente del cambio de uso de suelo en la zona alta del río Quindío. Además, esta investigación no encontró documentos públicos o informes técnicos que detallen el manejo o planes para subsanar los vertimientos a cuerpos de agua que nutren el río Quindío.

Según el artículo 11 de la Ley 99 de 1993, los departamentos y municipios deben destinar al menos el 1% de sus ingresos para la adquisición y mantenimiento de áreas estratégicas para el abastecimiento de agua. En cumplimiento de esta normativa, el municipio de Armenia ha adquirido seis predios estratégicos en la cuenca del río Quindío, con fines de conservación y protección de la fuente hídrica (Tabla 4). Sin embargo, en estos predios no se observan acciones básicas como señalización o programas de educación ambiental, lo que limita su conservación. Además, la falta de presencia institucional permite la extracción de material vegetal y la deforestación debido a la expansión de la frontera agropecuaria.

Tabla 4.

Predios adquiridos en cumplimiento del artículo 11 de la ley 99/93

Nombre del predio	Ubicación	Hectáreas
La Estrella	Vereda Cócora río arriba Municipio de Salento	200 ha
Morro Azul	Vereda San Fernando Municipio de Salento	101 ha
La Zulía	Vereda El Roble, municipio de Salento	84 ha
La cabaña 1	Vereda Río Arriba, del Municipio de Salento	100 ha
La cabaña 2	Vereda Río Arriba, del Municipio de Salento	67 ha
La Esperanza	Vereda Río arriba, del Municipio de Salento	71 ha

Fuente: elaboración propia, con datos de <https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/handle/20.500.11762/22614>

Reconocimiento de campo

El reconocimiento de campo y los diálogos con informantes clave revelaron que el desarrollo urbanístico ha afectado significativamente los drenajes, quebradas urbanas y coberturas vegetales. El cambio en el uso del suelo, sumado al manejo inadecuado de escombros y residuos sólidos, han provocado un daño en quebradas que tributan al río Quindío.

La presión causada por el desarrollo urbano ha impactado negativamente la biodiversidad y el potencial hídrico de la subcuenca del río Quindío, aumentando la vulnerabilidad de la seguridad hídrica de los municipios que dependen de esta cuenca. La transformación del suelo ha reducido el caudal ecológico y afectado la estabilidad biológica de los cuerpos de agua, convirtiendo algunas quebradas en depósitos de desechos, lo que ha degradado la calidad del agua más allá de los límites permitidos por la ley.

Además, el crecimiento de asentamientos irregulares, no conectados al sistema de acueducto y alcantarillado, agrava la situación. La Quebrada La Florida, parte de la Unidad de Manejo Ambiental del río Quindío y el mayor tributario del río Quindío, es la más afectada por descargas de aguas residuales, residuos sólidos y urbanización. Esta situación podría llevar a una escasez de agua debido a la pérdida de cobertura vegetal y caudal ecológico aprovechable (Figura1).

Figura 1.
Vista aérea de Armenia.



Fuente: Elaboración propia con datos de SIG Quindío. <http://190.255.42.26/sigquindioiii/>

La percepción de los informantes claves

En diálogo con informantes claves coincidieron en la descripción del problema y las posibles soluciones a las tensiones sobre el recurso hídrico del río Quindío (**Tabla 5**). Identificaron las presiones económicas y el control institucional sobre la apropiación del agua, el uso del suelo, y otros factores ambientales como elementos que afectan la estabilidad hídrica. En cuanto a las soluciones, los actores consideraron esencial controlar los monocultivos y la expansión urbana de Armenia, ambos factores que disminuyen la oferta hídrica y aumentan la demanda del servicio de alcantarillado. Señalaron que la expansión urbanística es un problema directamente relacionado con el agua.

Además, subrayaron que el consumo de agua en la parte alta de la cuenca (zona Salento) está asociada a los monocultivos, transnacionales y el turismo que operan. Asimismo, la insuficiencia de la infraestructura para distribuir el agua captada se destacó como un problema crítico, ya que no responde adecuadamente a la creciente demanda urbana y a los sistemas productivos de la zona.

Tabla 5.

Aporte de los informantes claves sobre la problemática de la prestación del servicio de acueducto y alcantarillado

Fuente	Aportación o descripción del problema sanitario por la deficiencia de acueducto y alcantarillado	¿Qué posible solución existe para problemática de desabastecimiento?
Informante clave 1	Considero que el desarrollo de las actividades en la parte alta del río Quindío dejará sin agua a la ciudad de Armenia, los aguacateros y ganaderos no dimensionan el daño sobre el caudal ecológico.	Controlar los monocultivos, ellos consumen más agua que la población
Informante clave 2	El problema es un tema político... pues, se roban el dinero y la infraestructura se queda obsoleta.	Mayor control político
Informante clave 3	En el Quindío están construyendo y edificando mucho sin pensar en la vegetación, el agua y el suelo.	Para las construcciones, las instituciones solo están dando permisos para construir
Informante clave 4	Mucha contaminación del agua, porque están construyendo mucho, dañando la vegetación y el nivel de agua baja.	Que se haga mayor control
Informante clave 5	Son varias cosas: monocultivos en la parte y la burbuja inmobiliaria que la ciudad de Armenia experimenta, la deforestación en zonas protegidas, el cambio de vocación del suelo y la falta de control político e institucional. Prevalecen los intereses particulares.	Mayor control y veeduría de sobre los permisos para el cambio de uso de suelos

Fuente: autor de construcción propia.

La tabla anterior reflejó un conocimiento sobre la problemática descrita por los informantes. Los problemas hídricos en la región son el resultado de múltiples factores: la inadecuada planificación en la distribución del agua y un agotamiento, agravado por la falta de control institucional y los intereses particulares sobre la gestión de este recurso básico. Dichos hallazgos, está en concordancia con lo detectado por Cruz *et al.* (2017) si bien, el agua se vuelve entonces un elemento complejo en términos de la relación hombre y ciudad, los informantes dentro de este estudio también consideraron que la afectación será más adelante para la ciudad de Armenia, dado que la ciudad crece de forma inusitada y sin planificación del abastecimiento hídrico.

Tensiones por los servicios de acueducto y alcantarillado

La investigación también arrojó que existen tensiones por los servicios de acueducto y alcantarillado: existen comunidades rurales que aún no está conectadas al agua potable, en cambio, se ha favorecido el servicio público a las concesiones de monocultivos y empresas que fomentan el desarrollo inmobiliario.

La parte alta de la subcuenca del río Quindío ha presentado cambios desordenados del

uso de suelo que han causado un impacto ambiental sobre el cuerpo de agua y la estabilidad del caudal ecológico. Esto ha conducido a una tensión por el agua porque los campesinos y la ciudadanía protegen el recurso hídrico en la zona alta de los intereses de las transnacionales. Cabe decir que esta zona ha sido un punto de inflexión en la defensa del territorio, ya que las empresas transnacionales han buscado mecanismos para explorar el subsuelo para extraer metales.

Según el informante 5.

“El río Quindío está en crisis; los vertimientos ocasionados por la industria inmobiliaria, los asentamientos irregulares, la expansión del agropecuaria están ocasionando cambios que van a desfavorecer aguas abajo el acceso del acueducto y alcantarillado, las instituciones se han alejado de la importancia de conservar y cuidar el agua, por el contrario, se ha favorecido intereses políticos”. (Informante 5. Entrevista. 20 de mayo de 2021).

Con base en lo anterior y lo explicado por el informante 5, los problemas de la gestión hídrica seguirán en función de intereses políticos que actúan en beneficio de actores o maquinaria económicas que tiene como función la extracción de recursos naturales sobre la subcuenca. Esto puede ser una causa del desabastecimiento de agua y el poco acceso al acueducto y alcantarillado, pues se ha dado prioridad a discursos políticos neoliberales y se ha desplazado a las comunidades colindantes o al margen del río Quindío de obtener el beneficio de abastecimiento, aprovechamiento, conservación y autogestión del agua. Esto indicó que no solo existe un problema de abastecimiento o regulación hídrica, también un entramado político y territorial que están respondiendo a intereses personales o corporativos para la obtención de commodities.

Con lo antes expuesto, aporta Castro *et al.*, (2021), encontraron, dentro de su estudio, que las cuencas cumplen un valor ambiental, económico y ecosistémico fundamental. Sin embargo, dicho valor ecosistémico, se ve amenazado por los cambios de uso de suelo y las nuevas composiciones territoriales que se desarrollan en las cuencas hidrográficas. Esto es sugerente para el presente estudio, nuevas composiciones territoriales, como monocultivos y urbanización, se desarrollan en pro de un discurso de progreso; discurso que está inmerso en el territorio y es impulsado por la dirigencia política. Asimismo, el escenario es similar en la cuenca del Río Quindío, que cumple un valor de provisionamiento importante de agua para las comunidades. Sin embargo, esto se ve afectado por la gentrificación y el crecimiento urbano en la ciudad de Armenia y el turismo en el municipio de Salento. Parecido además, a lo encontrado por Melgar *et al.*, (2022) en la parte alta del río La Sabana en Acapulco- México, el significativo crecimiento de la frontera urbana han cambiado el uso de suelo y dentro de esta investigación, se encontró similitudes.

CONCLUSIONES

La pregunta de investigación y el objetivo general se respondieron parcialmente. Existieron limitaciones en la construcción de los datos empíricos; las instituciones idóneas que poseen la información no fueron diligentes en la suministrar de los datos. También, sus portales no brindan datos actualizados. He aquí, una oportunidad para profundizar en el fenómeno de estudio, de forma independiente como lo hicimos.

En la cuenca del río Quindío, experimenta una presión intensa sobre los cuerpos de agua que lo nutren, atribuible al crecimiento urbano. Este fenómeno provoca un aumento en los contaminantes, principalmente por descargas de aguas residuales, así como un incremento en la generación de residuos sólidos. Como resultado, la caracterización de los caudales que nutren el río Quindío, en términos de contaminación y uso del agua, son presionados. La demanda de agua en las áreas urbanas ha alcanzado niveles elevados debido al desarrollo urbano descontrolado, lo que conduce a una disminución no supervisada de los caudales. La gestión ineficiente del agua ha generado pérdidas significativas, desabastecimiento y despilfarro, exacerbando la demanda y comprometiendo la equidad en el acceso al recurso hídrico.

Los vertimientos de aguas residuales constituyen la principal fuente de contaminación. Eso se evidenció en ciertas zonas de la Q. La Florida. El índice de escasez reveló una posible vulnerabilidad de los municipios que dependen del río Quindío, evidenciando un riesgo de desabastecimiento debido a una gestión socioambiental inadecuada en la zona alta de la subcuenca. La falta de una gestión estratégica para la conservación del agua en los predios adquiridos por la ley 99 de 1993 para los momentos del estudio incumple con la protección de la cuenca.

Los informantes claves señalaron los problemas en la prestación de servicios de acueducto y alcantarillado, atribuyendo las causas a la falta de control institucional y político sobre el recurso hídrico. La carencia de control institucional y gubernamental en la conservación de la zona alta de la subcuenca, junto con las actividades económicas, ha generado cambios significativos en la optimización del recurso hídrico. Esto se relaciona directamente con el crecimiento urbano de Armenia, la mayor captadora de agua del río, y plantea desafíos para la planificación del crecimiento urbano en los municipios que dependen del río Quindío.

A pesar de ser un recurso vital que abastece al 55% de la población del departamento, el río Quindío enfrenta desafíos significativos en su gestión hídrica. La distribución aparente del agua se ve afectada por varios factores, como el índice de escasez, —aunque hay brechas importantes para investigar como lo fueron el desarrollo rural y los nuevos modelos de producción agrícola. El crecimiento demográfico, la falta de planificación de infraestructuras y los cambios de uso de suelo impulsados por la agricultura agravan la situación.

La zona alta, especialmente en Salento, experimenta un desarrollo turístico que plan-

tea desafíos para la estabilidad ecosistémica y la captación de agua para satisfacer la demanda turística. Se hace evidente la necesidad de una planificación adecuada y la identificación de retos pendientes en la gestión del acueducto y alcantarillado, como la adaptación al cambio climático y los impactos ambientales emergentes producto del turismo y los monocultivos.

La situación de las quebradas, en particular la Quebrada La Florida, destaca problemas ambientales derivados de la expansión urbana y el cambio de uso del suelo, a pesar de leyes de protección como la Ley 373/97. Construcciones cercanas a la quebrada amenazan la estabilidad hídrica.

BIBLIOGRAFÍA

- Belmonte, S., López, E. de las M., & García, M. de los Á. (2021). Identificación de áreas prioritarias para la gestión del agua en el Chaco salteño, Argentina. *Agua y Territorio = Water and Landscape*, 17, 7–32.
- Budds, J. (2020). Gobernanza del agua y desarrollo bajo el mercado: Las relaciones sociales de control del agua en el marco del Código de Aguas de Chile. *Investigaciones Geográficas*, 59, Article 59. <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2020.57717>
- Cardona Castaño, J. C. (2020). Análisis del componente ambiental de las actividades desarrolladas en la Fundación Faro ubicada en Armenia Quindío [Tesis de pregrado, Universidad Santo Tomás]. *Repositorio Institucional USTA*. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/28437>
- Cardona Castaño, J. C., Lima Vargas, Á. E., Lamprea-Zona, M. C., & Morales Ruano, J. V. (2024). Acompañamiento para la gestión del componente ambiental de las actividades de una organización en Armenia (Quindío), Colombia [Estudio]. *Repositorio UASB*. <http://repositorio.uasb.edu.ec/handle/10644/10017>
- Castro, E. A. G., Herrera, A. L. R., & Rosas-Acevedo, J. L. (2021). Gobernanza hídrica como securitización socioambiental en la subcuenca La Sabana–Tres Palos, Acapulco. *Regions and Cohesion*, 11(1), 49–72. <https://doi.org/10.3167/reco.2021.110104>
- Corporación Autónoma del Quindío (CRQ). (2011). Plan de Manejo Subcuenca Río Quindío. *Repositorio Institucional Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres*. <http://172.16.10.183/handle/20.500.11762/22614>
- Cruz, L. C., Carvajal, D. M. V., & Carvajal, L. A. V. (2017). Gestión del recurso hídrico, desde un diseño curricular alternativo. *Revista Facultad de Ciencias Contables, Económicas y Administrativas - FACCEA*, 7(1), Article 1.
- Dai, Y., & Liu, Z. (2023). Spatiotemporal heterogeneity of urban and rural water scarcity and its influencing factors across the world. *Ecological Indicators*, 153, 110386. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110386>
- Damonte, G., Ulloa, A., Quiroga, C., & López, A. (2022). La apuesta por la infraestructura:

Inversión pública y la reproducción de la escasez hídrica en contextos de gran minería en Perú y Colombia. *Estudios Atacameños*, 68. <https://doi.org/10.22199/issn.0718-1043-2022-0002>

El Quindiano. (2022, junio 3). Delimitar el río Quindío y definir su ronda hídrica, propósito de la CRQ. *El Quindiano*. <https://www.elquindiano.com/noticia/34703/delimitar-el-rio-quindio-y-definir-su-ronda-hidrica-proposito-de-la-crq>

El Quindiano. (2023, septiembre 23). “Nivel del río Quindío está en 39 centímetros, muy por encima de los registros históricos”: Director de CRQ. *El Quindiano*. <https://www.elquindiano.com/noticia/46193/nivel-del-rio-quindio-esta-en-39-centimetros-muy-por-encima-de-los-registros-historicos-director-de-crq>

Figueroa Elenes, J. R., Rentería Escobar, R., & Martín Urbano, P. (2023). La gestión de los recursos hídricos en el municipio de Culiacán, Sinaloa, México. *Estudios Regionales en Economía, Población y Desarrollo: Cuadernos de Trabajo de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez*, 13(73), 1–2.

Franco, J. A. P. (2019). Lineamientos de política pública para la gestión del agua en el municipio de Filandia-Quindío. *Luna Azul*, 48, Article 48. <https://doi.org/10.17151/luaz.2019.48.2>

García-Larios, C. (2021). Escenario hídrico en la Ciudad de México: Revisión 2019-2021. *Revista de Geografía Espacios*, 11(21), 48–63.

García-Reinoso, P. L., Monsalve-Durango, E. A., & Lozano-Sandoval, G. (2011). Análisis espacial y temporal del índice de escasez de agua en la cuenca del río Quindío. *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío*, 22(1), Article 1. <https://doi.org/10.33975/riuuq.vol22n1.660>

Gattás, D. (2016). La teoría del derrame frente a la visión pseudo keynesiana: Un debate interminable para la economía y la cultura argentina. *Revista de la Facultad de Derecho*, 7(2), Article 2.

Geria, I. M., Nastiti, T. S., Handini, R., Sujarwo, W., Dwijendra, A., Fauzi, M. R., & Juliawati, N. P. E. (2023). Built environment from the ancient Bali: The Balinese heritage for sustainable water management. *Heliyon*, 9(11), e21248. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21248>

Hartley-Ballester, R. (2021). Diferentes perspectivas sobre teoría económica. *Revista de Ciencias Económicas*, 39(1), Article 1. <https://doi.org/10.15517/rce.v39i1.47633>

Hernández-Carrillo, C. G., Sarmiento Rojas, J. A., Rueda Varón, M. J., Güiza-Pinzón, F. D., & Toloza-Gordillo, L. M. (2023). Evaluation of preferences for concrete admixtures using statistical perception techniques in the procurement management for the Colombian construction market. *Procedia Computer Science*, 219, 1977–1984. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2023.01.498>

Ingrao, C., Strippoli, R., Lagioia, G., & Huisin, D. (2023). Water scarcity in agriculture: An overview of causes, impacts and approaches for reducing the risks. *Heliyon*, 9(8),

e18507. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18507>

- Jaramillo, M. (2021). Modelación del impacto por cambio de uso del suelo sobre el comportamiento hidrológico de la subcuenca del río Quindío bajo los escenarios 2000, 2020 y 2040 [Tesis de pregrado, Universidad Santo Tomás]. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/34771>
- Loaiza, S., Verchot, L., Valencia, D., Guzmán, P., Amezquita, N., Garcés, G., Puentes, O., Trujillo, C., Chirinda, N., & Pittelkow, C. M. (2024). Evaluating greenhouse gas mitigation through alternate wetting and drying irrigation in Colombian rice production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 360, 108787. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108787>
- Lohrmann, A., Farfan, J., Lohrmann, C., Kölbel, J. F., & Pettersson, F. (2023). Troubled waters: Estimating the role of the power sector in future water scarcity crises. *Energy*, 282, 128820. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.128820>
- Lukas, M., Fragkou, M. C., & Vásquez, A. (2020). Hacia una ecología política de las nuevas periferias urbanas: Suelo, agua y poder en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 76, 95–119. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022020000200095>
- Luna Nemecio, J. (2021). Conflictos socioambientales por la defensa del agua en México: Un meta-análisis cartográfico conceptual. *Revista Universidad y Sociedad*, 13(4), 398–412.
- Luna Nemecio, J., Bolongaro Crevana-Recaséns, A., & Torres Rodríguez, V. (2020). La crisis hídrica en la región de la Subcuenca del Río Cuautla por los efectos del cambio climático. *Revista de Geografía Espacios*, 9(18), 70–89. <https://doi.org/10.25074/07197209.18.1229>
- Mamoudan, M. M., Jafari, A., Mohammadnazari, Z., Nasiri, M. M., & Yazdani, M. (2023). **Hybrid machine learning-metaheuristic model for sustainable agri-food production and supply chain planning under water scarcity**. *Resources, Environment and Sustainability*, 14, 100133. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2023.100133>
- Marín-Villegas, N. C., Corredor-Coy, N. V., & Bustamante-Toro, C. A. (2011). Aspectos ecológicos de comunidades bénticas de un sistema fluvial andino, Armenia – Quindío, Colombia. *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío*, 22(1), Article 1. <https://doi.org/10.33975/riuq.vol22n1.658>
- Melgar, F. C., Herrera, A. L. R., Castro, E. A. G., Vargas, M. I. R., & Umaña, M. R. (2022). La participación y gobernanza en la planeación urbana de Acapulco. *Regions and Cohesion*, 12(3), 110–133. <https://doi.org/10.3167/reco.2022.120306>
- Musie, W., & Gonfa, G. (2023). Fresh water resource, scarcity, water salinity challenges and possible remedies: A review. *Heliyon*, 9(8), e18685. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18685>
- Nava, L. F., & Medrano Pérez, O. R. (2019). Retos y oportunidades de la gestión de los recursos hídricos subterráneos: Aproximación al problemático acceso al agua en

Valles Centrales de Oaxaca, México. *Acta Universitaria*, 29. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2429>

Nicolas Artero, C. (2020). Las organizaciones de usuarios de agua en la construcción de la escasez hídrica. De las acciones geolegales a una territorialización securitaria del agua. *Revista INVI*, 35(99), 81–108. <https://doi.org/10.4067/S0718-83582020000200081>

Nieto, O. A., Nieto, M. M., Lozano, C. M., & Jiménez, L. F. (2010). Diagnóstico de la generación y manejo de residuos sólidos en la Universidad del Quindío. *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío*, 20(1), Article 1. <https://doi.org/10.33975/riug.vol20n1.727>

Obando, J. A., Murillo, D. F., Hernandez, C. A., Torres, D. M., & Cardenas, D. (2019). La Gobernanza del agua y su calidad, en tres acueductos de Villavicencio. *Revista ESPACIOS*, 40(30). <https://www.revistaespacios.com/a19v40n30/19403010.html>

Pulgarín-Franco, J.-A., & Mejía-Gutiérrez, J. (2017). Política pública para la gestión integral del recurso hídrico en Quindío-Risaralda 2008-2015. *Gestión y Ambiente*, 20(1), Article 1. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n1.61337>

Ruiz Ortega, R., & Pacheco Vega, R. (2021). Panorama de los conflictos subnacionales en torno al agua en México. Aplicación de una propuesta metodológica para su identificación y caracterización. *Espiral (Guadalajara)*, 28(82), 249–290.



EVALUACIÓN DE PODAS DE REHABILITACIÓN PARA EL MANEJO DE *Monillioththora perniciosa* EN UN SISTEMA AGROFORESTAL CON COPOAZÚ (*Theobroma grandiflorum*) EN CONDICIONES DE LA REGIÓN NOROCCIDENTAL DE LA AMAZONIA COLOMBIANA

Evaluation of rehabilitation pruning for the management of Monillioththora perniciosa in an agroforest system with copoazú (Theobroma grandiflorum) under conditions of the northwest region of the colombian amazon

Jhan Carlos Cardozo Hoyos¹

 <https://orcid.org/0009-0006-0774-2033>

 jh.cardozo@udla.edu.co

¹Valentina Plaza Leitón

<https://orcid.org/0009-0004-8935-4549> 

v.plazas@udla.edu.co 

Arlinson Ruiz España¹

 <https://orcid.org/0009-0009-2487-8364>

 ar.ruiz@udla.edu.co

¹Diego Francisco Castro Rojas

<https://orcid.org/0000-0002-3430-4331> 

d.castro@udla.edu.co 

Lyda Constanza Galindo Rodríguez²

 <https://orcid.org/0000-0002-6453-8884>

 ly.galindo@udla.edu.co

^{2,3}Edgar Martínez Moyano

<https://orcid.org/0000-0001-7608-2872> 

emartinez@dna.uba.ar 

¹Programa de Ingeniería Agroecológica, Facultad de Ingenierías, Universidad de la Amazonia, Florencia, Colombia.

²Laboratorio de Micología y Fitoprotección, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, Florencia, Colombia.

³Present Address: Laboratory of Plant Signal Transduction, Institute of Genetic Engineering and Molecular Biology (INGEBI), National Scientific and Technical Research Council (CONICET), Buenos Aires C¹⁴²⁵FQB, Argentina

Cómo citar:

Fecha recepción: 08 de Mayo de 2024 / Fecha Aprobación: 30 de Agosto 2024 / Fecha Publicación: 30 de Septiembre 2024

Cardozo Hoyos, J. C., Ruiz España, A., Plaza Leitón, V., Castro Rojas, D. F., Galindo Rodríguez, L. C. & Martínez Moyano, E. (2024). Evaluación de podas de rehabilitación para el manejo de *monillioththora perniciosa* en un sistema agroforestal con copoazú (*theobroma grandiflorum*) en condiciones de la región noroccidental de la amazonia colombiana. Revista. FAGROPEC. Vol. 16(2), pp 39-53.



Este artículo puede compartirse bajo la Licencia Creative Commons (CC BY 4.0).

RESUMEN

Escoba de bruja ocasionada por el fitopatógeno (*Monilliophthora perniciosa*) es una de las enfermedades fúngicas más destructivas en el cultivo de copoazú (*Theobroma grandiflorum*) en la región Amazónica colombiana. Para ello, este trabajo tuvo la finalidad de evaluar las podas de rehabilitación para el manejo de escoba de bruja en un sistema agroforestal con copoazú. Se evaluó la incidencia, severidad y la relación entre las variables ambientales y el avance de la enfermedad, usando dos diferentes podas de rehabilitación y un control (cultivo sin intervención), evaluado en dos épocas distintas del año (periodo de baja precipitación: seca y periodo de alta precipitación: lluviosa). Se encontraron diferencias estadísticas altamente significativas ($P < 0.0001$) para todos los factores evaluados tanto en incidencia como en severidad (Tratamientos, época y su interacción), con valores medios más bajos en el tratamiento 2: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación con un valor medio de 4.4% y 0,08 respectivamente, en la época seca se observó los menores valores para ambas variables, en la relación entre el avance de la enfermedad escoba de bruja y las variables ambientales se encontró una alta correlación entre la incidencia y severidad de la enfermedad con las variables humedad relativa y precipitaciones, lo que pone en evidencia que en la región Amazónica colombiana se dan las condiciones propicias para el avance de la escoba de bruja en plantaciones de copoazú. Finalmente, se observa que las podas de rehabilitación en el cultivo de copoazú puede ser un método eficaz para el control de la escoba de bruja en la región Amazónica colombiana.

Palabras clave:

Escoba de bruja, *Theobroma grandiflorum*, *Moniliophthora perniciosa*, fitopatógeno, enfermedad fúngica.

ABSTRACT

Witch's broom, caused by the phytopathogen *Moniliophthora perniciosa*, is one of the most destructive fungal diseases affecting copoazú (*Theobroma grandiflorum*) cultivation in the Colombian Amazon region. This study aimed to evaluate rehabilitation pruning as a method for managing witch's broom in an agroforestry system with copoazú. The incidence, severity, and the relationship between environmental variables and disease progression were assessed using two different rehabilitation pruning methods and a control (crop without intervention). Evaluations were conducted during two different periods of the year: the dry season and the rainy season. Highly significant statistical differences ($P < 0.0001$) were found for all evaluated factors in both incidence and severity (treatments, season, and their interaction). Treatment 2, which involved rehabilitation pruning with four branches retained, showed the lowest mean values with an average incidence of 4.4% and severity of 0.08. During the dry season, the lowest values for both variables were observed. Regarding the relationship between the progression of witch's broom disease and environmental variables, a high correlation was found between disease incidence and severity with relative humidity and precipitation. This indicates favorable conditions for the advancement of witch's broom in copoazú plantations in the Colombian Amazon region. In conclusion, rehabilitation pruning in copoazú cultivation appears to be an effective method for controlling witch's broom in the Colombian Amazon region.

Keywords:

Witch's broom, *Theobroma grandiflorum*, *Moniliophthora perniciosa*, phytopathogen, fungal disease.

INTRODUCCIÓN

El copoazú (*Theobroma grandiflorum* Willd. ex Spreng.), nativo de la selva amazónica y clasificado dentro de la familia Malvaceae, ha sido domesticado por las comunidades locales de la región. Su principal uso se centra en la pulpa que rodea las semillas y en la grasa extraída de estas últimas. Desde la década de los 70, su cultivo se ha extendido tanto a pequeña como a gran escala en numerosas zonas rurales de la cuenca del Amazonas (Da Silva et al., 2017).

El departamento del Caquetá, posee 44 hectáreas sembradas de copoazú, con producciones de 90 toneladas anuales, concentrada la siembra en los municipios de Belén de los Andaquíes y El Doncello, en su mayoría implementadas a partir de sistemas agroforestales con caucho (*Hevea brasiliensis*) y árboles maderables nativos de la región (Secretaría de Agricultura del Caquetá, 2017). Las estimaciones de implementaciones y producción pueden ser mayores, sin embargo, no existen datos actualizados.

Según lo mencionado por Pugliese et al. (2013), la pulpa del copoazú desempeña un papel crucial en la industria, siendo utilizada en la elaboración de jugos, dulces y helados. Por otro lado, de las semillas se extrae una grasa de alta calidad que encuentra aplicaciones en la producción de aminoácidos, diversos compuestos y vitaminas, principalmente en el ámbito de la industria cosmética.

Pese a estas ventajas productivas, el copoazú al igual que otras especies del género *Theobroma* se ven afectadas por muchos problemas fitosanitarios dentro de los que se encuentra la enfermedad de la escoba de bruja (Alves y Resende 2008), causada por *Moniliophthora perniciosa*, un basidiomiceto hemibiotrófico (Aime y Phillips-Mora 2005). El patógeno también ataca las células de la corteza del fruto y posteriormente las semillas. La escoba de bruja es el principal factor limitante para la producción de copoazú (Lopes et al., 2011).

Esta enfermedad afecta los brotes de las ramas, floración y fruto. Los géneros *Theobroma* han sido afectados por este patógeno que en algunos casos donde no se le presta debido proceso de control de manejo del cultivo, ha logrado devastar con cerca del 70% de producción anual afectando directamente la economía nacional e internacional (Pereira et al., 2015).

En la actualidad se han utilizado diversas estrategias para poder mitigar la afectación de la escoba de bruja (Parra et al., 2008). Sin embargo, el control cultural (manejo tradicional del cultivo) es una alternativa amigable con el medio ambiente y el entorno, que no solo beneficia el cultivo, sino que a través de la biomasa resultado de la poda logra quedar disponible para el proceso de descomposición. Para este caso la poda de rehabilitación y/o control fitosanitario ha logrado permitir que la planta adquiera más capacidad de penetración de la radiación solar, la cual reduce el foco de humedad y minimiza la infestación del patógeno sobre el cultivo (Rivera et al., 2014).

Por lo tanto, realizar estudios que permitan observar el impacto real generado por las podas de rehabilitación en plantaciones comerciales es de vital importancia, dado que permitirá comprender si se reduce la incidencia de problemas fitopatológicos, lo que a su vez mejora el rendimiento y la rentabilidad para el departamento del Caquetá y la Región Amazónica colombiana.

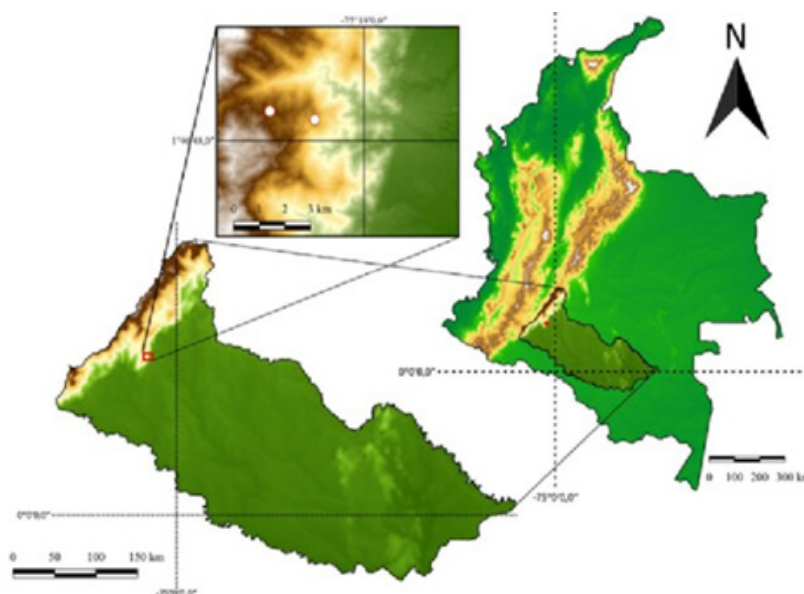
METODOLOGÍA

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en la vereda Balcanes zona rural del municipio de Florencia. Geográficamente localizada en el departamento del Caquetá ($1^{\circ}37' \text{ N}$ y $75^{\circ}36' \text{ W}$), con una altitud de 250 msnm y temperatura 25° C , con un clima AF (Clima de selva tropical lluviosa) según la clasificación de Koppen (Estrada y Rosas, 2008) (Figura 1).

Figura 1.

Área de estudio. Tomado de Trujillo et al. (2014).



Diseño Experimental

Se evaluaron tres predios que contenían un Sistema Agroforestal – SAF de sombra intensa, asociado a diferentes especies forestales, leguminosas en conjunto con las plantaciones de cultivo de copoazú (*T. grandiflorum*), con árboles maderables como el abarco (*Cariniana pyriformis* Miers), caucho (*Hevea brasiliensis*), laurel blanco (*Laurus nobilis*), laurel amarillo (*Cascabela thevetia*), castaña (*Caryodendron orinocense*), ahumado (*Minquartia guianensis*) y cultivo de Maraco (*Theobroma bicolor*). El modelo de las plantaciones de copoazú tiene una distancia entre planta de 4m y una distancia entre surco de 7m.

En estos, se estableció un Diseño en campo de Bloques Completamente al Azar (DBCA) (tres bloques), con tres tratamientos (**T1**: Testigo: sin intervención, **T2**: Poda de rehabilitación de cuatro mesas de ramificación en los árboles de cada unidad experimental - UE y **T3**: Poda de rehabilitación de cinco mesas de ramificación en los árboles de cada UE y 5 plantas por cada uno para un total de 15 plantas por bloque (Figura 2).

Figura 2.

Diseño de bloques completamente al azar (DBCA) de los predios de evaluación. **T1**: Testigo: sin intervención, **T2**: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación en los árboles de cada UE y **T3**: Poda de rehabilitación con cinco mesas de ramificación en los árboles de cada UE.

Bloque I	T3	T1	T2
Bloque II	T2	T1	T3
Bloque III	T1	T3	T2

Fase de campo

Determinación de la incidencia de escoba de bruja (M. perniciosa)

Para la evaluación de incidencia de la escoba de bruja en campo presente en plantaciones de copoazú se empleó la siguiente ecuación:

$$I (\%) = (N_i / N_t) \times 100$$

Donde, **N_i** corresponde al número de individuos con síntomas de la enfermedad (infectados) y **N_t** representa el número total de individuos evaluados pertenecientes al cultivar. A partir de la ecuación anterior se empleó la siguiente nomenclatura para la enfermedad: IEB: donde IEB corresponde a la incidencia de escoba de bruja (*M. perniciosa*).

Estas evaluaciones se desarrollaron cada 15 días en cada uno de los predios usando todas las plantas disponibles en el diseño experimental.

Estimación de la severidad de escoba de bruja (M. perniciosa)

Para la estimación de la severidad se usó la valoración del daño de acuerdo con lo propuesto por Barros (1981).

Escala para evaluación de incidencia de enfermedades por patógenos en ramas y frutos:

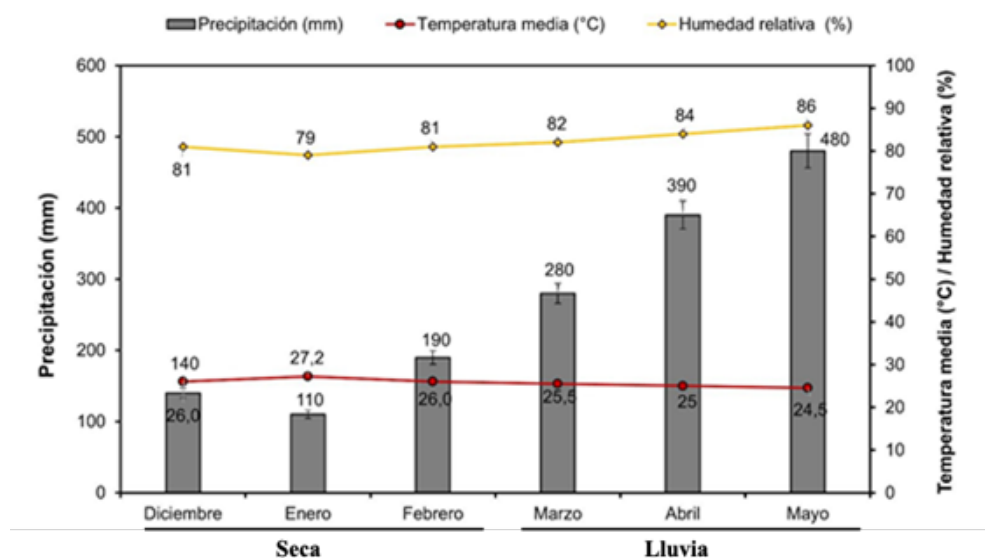
- Nula = (0) Sin presencia del patógeno en ramas o frutos.
- Leve = (1) Presencia del patógeno entre 1 a 3 ramas o frutos por árbol.
- Moderada = (2) Presencia del patógeno entre 4 a 6 ramas o frutos por árbol.
- Alta = (3) Presencia del patógeno en más de 7 ramas o frutos por árbol.

Análisis de la relación entre el avance de la enfermedad escoba de bruja y las variables ambientales

Para el análisis de las variables ambientales en relación con el avance de la enfermedad, se tomaron los datos suministrados por el IDEAM (2024), específicamente de temperatura (T°), humedad relativa (HR) y precipitación, las condiciones climáticas corresponden a una región tropical húmeda. El análisis de estas condiciones se dividió en dos periodos climáticos: periodo 1: época seca (Diciembre 2023-Febrero 2024) y periodo 2: época lluvia (Marzo-Mayo 2024). Los datos mostraron que la precipitación (mm) y la humedad relativa (%) tuvieron valores más altos en los meses de lluvia (82 y 86% para humedad relativa; 280 y 480 mm para precipitación), mientras que en la época seca se evidenció que los valores fueron más bajos (79 y 81% para humedad relativa y, 110 y 190 mm para precipitación). En cuanto la temperatura media ($^{\circ}\text{C}$), se observó una tendencia inversa con los datos de humedad relativa (%) y precipitación (mm), dado que, cuando estas variables aumentaron, la temperatura disminuyó y osciló entre 24.5°C en la época lluviosa y 27.2°C en el periodo seco (Figura 3).

Figura 3.

Condiciones climáticas para los periodos evaluados (comprendidos entre diciembre de 2023 y mayo de 2024), en la vereda Balcanes, municipio de Florencia (Caquetá, Colombia). Fuente: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2024).



Se realizaron análisis de correlación canónica y análisis de componente principales ACP para observar la relación existente entre estas respecto de los tratamientos y las épocas evaluadas.

ANÁLISIS DE DATOS

Antes de llevar a cabo el análisis estadístico, se realizó una comprobación de la normalidad de los datos mediante una prueba gráfica Qq-plot (Quantile-Quantile Plot) y para verificar la homogeneidad de varianza se usó una prueba de Fitted.

Para la variable de incidencia y severidad en campo de *M. perniciosa* se efectuó un Modelo Lineal General y Mixto MLGyM, con los tratamientos como efectos fijos (**T1**: Testigo, **T2**: Poda de rehabilitación manejando cuatro mesas en los árboles de cada UE y **T3**: Poda de rehabilitación manejando cinco mesas en los árboles de cada UE) y los bloques como efecto aleatorio. Los criterios de Akaike (AIC) y Bayesiano (BIC) se usaron para escoger el mejor modelo, mediante la prueba de separación de medias LSD de Fisher con una significancia del 95%.

De igual forma, se efectuó un análisis de correlación canónica de Pearson y un análisis de componentes principales ACP, para observar la relación existente entre las variables ambientales y fitopatológicas, con respecto a las épocas y tratamientos evaluados en este estudio. Todos los análisis se corrieron en el Programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Determinación de la incidencia de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*)

El análisis de varianza (ANOVA) realizado para la incidencia de escoba de bruja (*M. perniciosa*), evidenció diferencias estadísticas significativas ($P < 0.0001$) para todos los factores evaluados (Tratamientos, época y su interacción). Los valores medios de incidencia para los tratamientos oscilaron entre 4,44% para el **T2**: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación, mostrando los valores más bajos de progreso de la enfermedad y 47,50% para el **T1**: Control: sin intervención. En cuanto a las épocas se observa poca incidencia en la época seca (16,11%) con relación a la época lluviosa (32,96%), donde hay una mayor afectación de la escoba de bruja en la plantación de *T. grandiflorum* (Tabla 1).

Tabla 1.

Notas medias de incidencia de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*).

Factor	Nivel	Incidencia (%)	P-valor
Tratamiento	T1	47,50±0,94c	<0,0001***
	T2	4,44±0,94a	
	T3	21,67±0,94b	
Época	Seca	16,11±0,76a	<0,0001***
	Lluvia	32,96±0,76b	
Interacción	T1-Seca	34,44±1,32c	<0,0001***
	T1-Lluvia	60,56±1,32d	
	T2-Seca	2,78±1,32a	
	T2-Lluvia	6,11±1,32a	
	T3-Seca	11,11±1,32b	
	T3-Lluvia	32,22±1,32c	

Medias en cada columna que comparten una misma letra no son significativamente diferentes (Prueba DGC, $P < 0,05$).

***Diferencias altamente significativas.

T1: Testigo: sin intervención, **T2:** Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación en los árboles y **T3:** Poda de rehabilitación con cinco mesas de ramificación en los árboles.

Los valores de incidencia de la escoba de bruja pueden variar dependiendo del sitio donde se desarrolle el cultivo y las condiciones climáticas propias del lugar (Abad et al., 2018). De manera que cuando las condiciones ambientales se mantienen constantes (humedad relativa superior al 80%, precipitaciones constantes y temperaturas entre 22-28°C), la incidencia de la enfermedad es alta durante periodos de tiempo prolongados (Tirado et al., 2016); estas condiciones son similares a las de esta zona de estudio, en la región noroccidental de la Amazonia colombiana.

Pese a que las condiciones propias de la región Amazónica colombiana están dadas para que se desarrolle el fitopatógeno *M. perniciosa*, se ve una disminución considerable en los valores de incidencia en el Tratamiento 2: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación en los árboles, con cerca del 4% de incidencia; lo que deja en evidencia que la poda reduce el impacto ocasionado por el patógeno. Lo anterior se relaciona con lo planteado por Vega et al. (2021), quienes afirman que las podas en árboles de *Theobroma* reduce el impacto ocasionado por enfermedades especialmente Moniliasis.

Por lo tanto, las podas pueden favorecer la producción y generar una mayor eficiencia fotosintética de los árboles, en la medida que la poda de copa es una alternativa para aumentar la productividad del Copoazú ya que requiere poca inversión económica (López et al., 2017). De manera que se observa una marcada tendencia en reducción de la incidencia en la época seca para todos los tratamientos evaluados y la influencia de las podas en esto, lo que permite demostrar que la poda mejora la estructura de la planta, protege frente a problemas fitosanitarios y aumenta la productividad en los cultivos, constituyendo así un factor favorable para solucionar los inconvenientes de la baja productividad en plantaciones comerciales (Vera et al., 2022).

La escoba de bruja tiene una alta incidencia en todas las zonas donde se tienen plantaciones actualmente, provocando pérdidas considerables en la producción, ya que incluso puede causar la muerte de la planta debido a los ciclos sucesivos del patógeno (Barsottini et al., 2013), por ende, la presencia de escoba de bruja en cultivos de la región es una amenaza latente para los productores locales que dependen en gran parte su economía de la venta de este producto.

Estimación de la severidad de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*)

En cuanto a la estimación de la severidad de escoba de bruja (*M. perniciosa*), se encontraron diferencias estadísticas significativas ($P < 0.0001$) para todos los factores evaluados (Tratamientos, época y su interacción). Los valores medios de severidad para los tratamientos oscilaron entre 0,08 para el T2: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación, mostrando los valores más bajos del impacto de la enfermedad y 1,36 para el T1: Control: sin intervención, en donde se observó la mayor afectación ocasionada por escoba de bruja. Para las épocas se observa baja severidad en la época seca (0,34), respecto de la época lluviosa (0,94), donde hay una mayor afectación de la escoba de bruja en la plantación de *T. grandiflorum* (Tabla 2).

Tabla 2.

Notas medias de severidad de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*).

Factor	Nivel	Severidad	P-valor
Tratamiento	T1	1,36±0,05c	<0,0001***
	T2	0,08±0,05a	
	T3	0,47±0,05b	
Época	Seca	0,34±0,04a	<0,0001***
	Lluvia	0,94±0,04b	

Interacción	T1-Seca	0,79±0,08b	<0,0001***
	T1-Lluvia	1,94±0,08c	
	T2-Seca	0,04±0,08a	
	T2-Lluvia	0,12±0,08a	
	T3-Seca	0,19±0,08a	
	T3-Lluvia	0,76±0,08b	

Medias en cada columna que comparten una misma letra no son significativamente diferentes (Prueba DGC, $P < 0,05$).

***Diferencias altamente significativas.

T1: Testigo: sin intervención, **T2:** Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación en los árboles y **T3:** Poda de rehabilitación con cinco mesas de ramificación en los árboles.

En estudios en condiciones similares en la Amazonia Ecuatoriana se ha evaluado la severidad de escoba de bruja con notas de severidad media de 0,59 cuando se usan podas en las plantaciones (Malhotra & Apshara, 2017), resultados similares a los reportados en este trabajo, lo que refleja que el uso de podas reduce el impacto de *M. perniciosa* en cultivos de *T. grandiflorum*.

De igual forma, en trabajos realizados por Fernández et al. (2020), se reporta que la presencia de la escoba de bruja se ve severamente influenciada por la época del año y la severidad de la poda fitosanitaria, lo que pone en evidencia una disminución del patógeno en épocas secas tal y como se observa en los resultados de este trabajo, en donde el hongo no tiene las condiciones óptimas para su desarrollo. De manera que en la época seca, el patógeno sobrevive en las escobas y frutos momificados que permanecen adheridos al árbol y se reactiva cuando llegan las lluvias, emitiendo los paraguas denominados basidiocarpos (ICA, 2022).

Esta es una de las principales preocupaciones con escoba de bruja, ya que es una enfermedad de fácil propagación, que se ve altamente influenciada por las condiciones ambientales propias del entorno, por ende, una de las formas más efectivas para su manejo es mediante la remoción exhaustiva de los órganos enfermos, realizada en el momento de la poda del cultivo (Murrieta & Palma, 2018).

De acuerdo con lo expuesto por Solis et al. (2021), se debe tener en cuenta el ciclo del patógeno para realizar podas efectivas en el manejo de la enfermedad en los cultivos, estas por lo general deben efectuarse en periodos secos, en donde no hay mucha presencia de la enfermedad y el tiempo de colonización del micelio es mucho más largo, lo que facilita el manejo de las plantaciones.

Análisis de la relación entre el avance de la enfermedad escoba de bruja y las variables ambientales

La máxima correlación ($r_s = 0,92$) se observó entre la severidad de escoba de bruja y la humedad relativa (HR), seguida por la correlación entre la incidencia (%) y la precipitación (mm) ($P < 0.001$), de igual forma hay alta correlación entre la humedad relativa (HR) y la incidencia (%) ($r_s = 0,85$; $P < 0.001$), no se observó correlación entre la temperatura (T°) y la incidencia y severidad de la escoba de bruja ($r_s = 0,02$ y $0,04$ respectivamente) (Tabla 3).

Existe una alta correlación entre las variables ambientales Humedad relativa (%) y precipitación (mm), con respecto a las variables fitopatológicas de incidencia y severidad de escoba de bruja, esto puede estar fuertemente explicado por los requerimientos del patógeno para poder generar signos visibles de la enfermedad en plantaciones de copoazú.

Tabla 3.
Correlación de Pearson entre las variables ambientales y la incidencia y severidad de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*) bajo condiciones de la Amazonia colombiana.

Variables	Incidencia	Severidad	Temperatura	Humedad	Precipitación
Incidencia (%)	1	-	-	-	-
Severidad	0,63**	1	-	-	-
Temperatura (T°)	0,02ns	0,004ns	1	-	-
Humedad relativa (HR)	0,85**	0,92**	-0,65**	1	-
Precipitación (mm)	0,91**	0,82**	-0,55**	0,58**	1

ns: no significativo

** : Muy significativo ($P < 0.01$)

Esta enfermedad requiere factores ambientales específicos para su proliferación, dentro de estos la temperatura entre 20 a 28oC), intensidad de lluvias (200 a 300 mm/mes) y humedad relativa entre 80 a 90 % (Vera et al., 2024); estas condiciones son muy similares para este estudio en el periodo lluvioso, que coincide con los aumentos tanto en severidad como en incidencia de la enfermedad.

M. perniciosa es un hongo que puede durar durante varios ciclos en las plantaciones, por ende erradicarlo completamente es un problema de gran relevancia. Además, se ha demostrado que las esporas pueden ser dispersadas por el agua de lluvia cuando entran en contacto con las partes bajas de ramas y de troncos de árboles enfermos (Rivera et

al., 2014).

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales (ACP) realizado sobre la matriz de correlación para los periodos de evaluación (época seca y lluviosa) y tratamientos evaluados sobre las variables ambientales y fitosanitarias, mostró que la primera componente principal (CP1) aporta el 73,1% de la variabilidad total, las dos primeras componentes principales presentan raíces características mayores a la unidad capturando el 100% de los datos. Al analizar los coeficientes de los vectores asociados a las dos primeras componentes se encontró que las variables de mayor importancia en su orden fueron: humedad relativa, incidencia y severidad de escoba de bruja.

Según la Figura 4, la primera componente principal CP1 con un aporte de 73,6% separó a las variables humedad relativa, precipitaciones, incidencia y severidad de la enfermedad al extremo positivo de dicha componente asociado con la época lluviosa y los tratamientos 1 y 3; de la variable temperatura al extremo negativo de dicha componente asociado con la época seca independiente de los tratamientos evaluados.

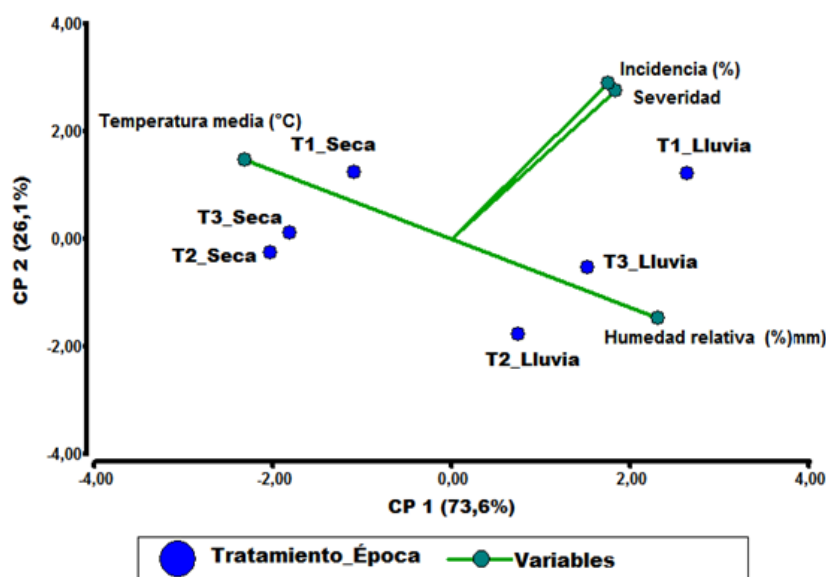


Figura 4. Análisis de componentes principales-ACP (grafico biplot), para las variables ambientales y fitosanitarias, respecto a las épocas de muestreo de escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*). **T1:** Testigo: sin intervención, **T2:** Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación en los árboles y **T3:** Poda de rehabilitación con cinco mesas de ramificación en los árboles.

Entre los principales métodos de control esta la poda, actualmente no existen dudas que esta reduce considerablemente la infección de la enfermedad (Vera et al., 2024), pero se tienen vacíos muy grandes en el estudio de *T. grandiflorum* dado principalmente a que se

desconoce la frecuencia con la que se hace el manejo cultural por parte de los productores, y esto aumenta el poder cuantificar el impacto real que tiene la escoba de bruja en las plantaciones.

El ICA (2022), recomienda que el control se basa en la creación de un ambiente favorable para el árbol y desfavorable al patógeno; esto contribuye a menor pérdida de frutos, dentro de las prácticas de cultivo que conducen a favorecer las condiciones apropiadas del árbol y negativas para la enfermedad se destacan: Reducir o mantener una altura máxima de 4 metros en las plantas, realizar mínimo dos podas de mantenimiento al año, a finales o comienzo de los periodos secos, es decir, entre los meses de febrero-marzo y julio-agosto, durante y después de las podas, hacer una remoción de tejidos enfermos, escobas y frutos y no se recomienda el control químico.

CONCLUSIÓN

Finalmente, se logró determinar la incidencia y severidad de la escoba de bruja (*M. perniciosa*) en un sistema agroforestal con copoazú (*T. grandiflorum*), en donde se pudo encontrar diferencias estadísticas significativas para todos los factores evaluados (Tratamientos, época y su interacción), con una incidencia y severidad baja en el tratamiento 2: Poda de rehabilitación con cuatro mesas de ramificación con valores medios de 4.4% y 0.34, ambos registrados para la época de bajas precipitaciones (época seca). Asimismo, el análisis de la relación entre el avance de la enfermedad y las variables ambientales del noroccidente de la Amazonia colombiana, mostraron una alta correlación entre la intensidad de los síntomas de la escoba de bruja y las variables humedad relativa y precipitaciones, lo que demuestra que el manejo cultural con podas de rehabilitación reduce el impacto que tiene esta enfermedad sobre las plantaciones de copoazú en esta región del país, que puede servir como alternativa para el manejo integrado de problemas fitosanitarios asociados a este cultivo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad, M., Alvarado, A., & Gallardo, A. (2018). Análisis comparativo sobre la incidencia de las tres principales enfermedades en el cacao CCN-51, en el cantón La Troncal, provincia del Cañar, Ecuador. *Revista Científica Ciencia Natural Ambiente*, 12(1), 20–30.
- Aime, M. C., & Phillips-Mora, W. (2005). The causal agents of witches' broom and frosty pod rot of cacao (*Theobroma cacao*) form a new lineage of Marasmiaceae. *Mycologia*, 97(5), 1012–1022. <https://doi.org/10.3852/mycologia.97.5.1012>
- Alves, R. M., Silva, C. R. S., Silva, M. S. C., Silva, D. C. S., & Sebbenn, A. M. (2013). Diversidade genética em coleções amazônicas de germoplasma de cupuaçuzeiro (*Theobroma grandiflorum* [Willd. ex Spreng.] Schum.). *Revista Brasileira de Fruticultura*, 35, 818–828. <https://doi.org/10.1590/S0100-29452013000300019>
- Barros, O. (1981). *Cacao. Manual de asistencia técnica agropecuaria* (No. 23, pp. 210–

- 216). ICA.
- Barsottini, O. G. P., Pedroso, J. L., França Jr., M. C., Braga Neto, P., D'Abreu, A., Saraiva Pereira, M. L., & Saute, J. A. (2013). Nonmotor and extracerebellar features in Machado-Joseph disease: A review. *Movement Disorders*, 28(9), 1200–1208. <https://doi.org/xxxx> (Si tienes el DOI, agrégalo)
- Da Silva, R. A., Souza, G., Lemos, L. S. L., Lopes, U. V., Patrocino, N. G. R. B., Alves, R. M., Marcellino, H. L., Clément, D., Micheli, F., & Gramacho, K. P. (2017). Genome size, cytogenetic data, and transferability of EST-SSRs markers in wild and cultivated species of the genus *Theobroma* L. (Byttnerioideae, Malvaceae). *PLoS ONE*, 12(2), e0170799. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170799>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión 2018*. Universidad Nacional de Córdoba.
- Fernández Jeri, A., Torres Armas, E., Chávez Quintana, S., Julca Otiniano, A., & Fernández Jeri, L. (2022). Caracterización socioeconómica y ambiental de las fincas productoras de cacao nativo en la provincia de Bagua, Perú. *Idesia (Arica)*, 40(2), 67–75.
- IDEAM [Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales]. (2024). *Datos meteorológicos del Departamento del Caquetá: Estación Limnimétrica de Albania Caquetá* (p. 223). Bogotá.
- ICA [Instituto Colombiano Agropecuario]. (2022). *Cronograma de actividades prácticas empresariales 2021-II*. Instituto Colombiano Agropecuario.
- Lopes, U. V., Wilson, R. M., Pires, J. L., Clement, D., Yamada, M. M., & Gramacho, K. P. (2011). Cacao breeding in Bahia, Brazil—Strategies and results. *Crop Breeding and Applied Biotechnology*, 11(spe), Viçosa. <https://doi.org/10.1590/S1984-70332011000500011>
- López Juárez, S. A., Sol-Sánchez, A., Córdova Ávalos, V., & Gallardo López, F. (2017). Efecto de la poda en plantaciones de cacao en el estado de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 14, 2807–2815. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.452>
- Malhotra, S. K., & Apshara, S. E. (2017). Genetic resources of cocoa (*Theobroma cacao* L.) and their utilization—An appraisal. *Indian Journal of Genetics and Plant Breeding*, 77(2), 199. <https://doi.org/10.5958/0975-6906.2017.00027.X>
- Murrieta Medina, E., & Palma, H. (2018). *Manejo integrado de la “mazorca negra” en el cultivo de cacao*. USAID.
- Parra, D., Contreras, I., & Pineda, J. (2008). *Escoba de bruja del cacao en Venezuela*. Centro de Investigaciones del Estado Miranda (INIA).

- Pereira, F. M., & Kavati, R. (2015). Contribuição da pesquisa científica brasileira no desenvolvimento de algumas frutíferas de clima subtropical. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 33(spe1), 92–108. <https://doi.org/10.1590/S0100-29452011000500013>
- Pugliese, A. G., Tomas-Barberán, F. A., Truchado, P., & Genovese, M. I. (2013). Flavonoids, proanthocyanidins, vitamin C, and antioxidant activity of *Theobroma grandiflorum* (Cupuassu) pulp and seeds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(11), 2720–2728. <https://doi.org/10.1021/jf304349u>
- Rivera, R., Valarezo, O., Vera, L., Chavarría, J., & Guzmán, A. (2014). Efecto de la poda fitosanitaria sobre la enfermedad escoba de bruja en el cultivo de cacao. *Revista Intropica*.
- Secretaría de Agricultura del Caquetá. (2017). *Consenso de evaluaciones agropecuarias departamento del Caquetá 2016*. Documento técnico.
- Solís, K., Peñaherrera, S., & Vera, D. (2021). *Las enfermedades del cacao y las buenas prácticas agronómicas para su manejo*. INIAP-Pichilingue.
- Tirado, P., Lopera, A., & Ríos, L. (2016). Estrategias de control de *Moniliophthora roreri* y *Moniliophthora perniciosa* en *Theobroma cacao* L. *Corpoica Ciencia y Tecnología*, 17(3), 417–430. <https://doi.org/10.2500-5308>
- Trujillo, E., Castro, D., & Morales, J. (2014). Inventario de la familia Araceae en la granja experimental agroecológica Balcanes de la Universidad de la Amazonia. *Momentos de Ciencia*.
- Vega, C. A., Torres-Bazurto, J., Barrientos-Fuentes, J. C., Magnitskiy, S., & Balaguera-López, H. E. (2021). Efecto de la fertilización orgánica y la poda sobre la producción de cacao en Cundinamarca, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 24(2). <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n2.2021.1818>
- Vera-Chang, J. F., Bautista-Palma, L. A., Vásquez-Cortez, L. H., Alvarado-Vásquez, K. E., Tuarez-García, D. A., Rodríguez-Cevallos, S. L., Reyes-Pérez, J. J., Intriago-Flor, F. G., Radice, M., Naga-Raju, M., Revilla-Escobar, K., & Aldas-Moreno, J. P. (2024). Evaluación de tres intensidades de poda y cuatro fases lunares en híbridos de cacao. *Revista Agrotecnológica Amazónica*, 4(1), e628. <https://doi.org/10.51252/raa.v4i1.628>
- Vera, J., Vera, S., Sánchez, F., Váscquez, G., Garcés, F., Ramos, R., & Vallejo, C. (2022). Efecto alelopático de escoba de bruja (*Moniliophthora perniciosa* Stahel) inoculada en siete especies de malezas. *Ciencia y Tecnología*, 6(1), 11–15.



HISTORIA DE LA REGULACIÓN DEL CLORPIRIFOS EN ESTADOS UNIDOS: SU PROHIBICION DEFINITIVA EN COLOMBIA

*History of chlorpyrifos regulation in the united states: its definitive ban
in colombia*

David A Gómez Beltrán¹

 <https://orcid.org/0000-0002-3223-1159>

 dagomezb@agrosavia.co

²David Villar Argaiz

<https://orcid.org/0000-0002-2154-4387> 

davidvillar2003@yahoo.com 

¹Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria
(AGROSAVIA), Centro de Investigación La Libertad,
Villavicencio, Meta
Colombia.

²Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Agrarias,
Grupo CIBAV, Escuela de Medicina Veterinaria, Medellín,
Colombia.

RESUMEN

Presentación del problema: El clorpirifos, un insecticida usado desde 1965, ha sido regulado debido a sus efectos adversos en la salud humana, especialmente en el desarrollo neurológico infantil. La EPA en Estados Unidos estableció niveles de “tolerancia” para su uso agrícola, pero estudios epidemiológicos mostraron que estos niveles no eran seguros para niños expuestos durante la gestación. Objetivo: Analizar la evolución de la regulación del clorpirifos en Estados Unidos y Colombia, resaltando los estudios que llevaron a su prohibición definitiva, con énfasis en los efectos de la exposición crónica en poblaciones vulnerables. Metodología: Se realizó una revisión de literatura basada en fuentes primarias de la EPA, EFSA, PubMed y otras bases de datos académicas, utilizando palabras clave sobre toxicidad, regulación y efectos neurotóxicos del clorpirifos en salud humana y animal. Resultados: Estudios recientes identificaron cambios regulatorios significativos para el clorpirifos a partir de evidencia de efectos neurológicos y reproductivos en el desarrollo infantil. Estos estudios, ignorados inicialmente por la industria, llevaron a que la EPA prohibiera el clorpirifos en 2021, siguiendo la decisión de la Unión Europea en 2020. En Colombia, la Resolución 06365 de 2023 del ICA prohibió su uso inmediato. Conclusiones: La historia regulatoria del clorpirifos subraya la necesidad de supervisión independiente en la investigación sobre pesticidas. Las evidencias muestran que el clorpirifos representa un riesgo significativo para la salud pública y el medio ambiente, justificando su prohibición en Colombia y en otras regiones del mundo.

Cómo citar: Fecha recepción: 16 de Mayo de 2024 / Fecha Aprobación: 30 de Agosto 2024 / Fecha Publicación: 30 de Septiembre 2024

Gómez Beltrán, D. A. & Villar Argaiz, D. (2024). *Historia de la regulación del clorpirifos en estados unidos: su prohibicion definitiva en colombia*. Revista. FAGROPEC. Vol. 16(2), ppt 54-73



Este artículo puede compartirse bajo la Licencia
Creative Commons (CC BY 4.0).

Rev. FAGROPEC Vol. 16 Num. 2, julio-diciembre de 2024

PALABRAS CLAVES:

Clorpirifos, Colombia, Insecticidas, Legislación sobre plaguicidas, Salud pública, Evaluación de riesgos, Agricultura sostenible

ABSTRACT

Problem Statement: Chlorpyrifos, an insecticide used since 1965, has been regulated due to its adverse effects on human health, especially on children's neurological development. The EPA in the United States set "tolerance" levels for its agricultural use, but epidemiological studies showed these levels were unsafe for children exposed during pregnancy. **Objective:** To analyze the evolution of chlorpyrifos regulation in the United States and Colombia, highlighting the studies that led to its definitive ban, with a focus on the effects of chronic exposure in vulnerable populations. **Methodology:** A literature review was conducted using primary sources from the EPA, EFSA, PubMed, and other academic databases, employing keywords related to chlorpyrifos toxicity, regulation, and neurotoxic effects on human and animal health. **Results:** Recent studies identified significant regulatory changes for chlorpyrifos based on evidence of neurological and reproductive effects on children's development. Initially overlooked by the industry, these studies led the EPA to ban chlorpyrifos in 2021, following the European Union's 2020 decision. In Colombia, ICA Resolution 06365 of 2023 ordered its immediate prohibition. **Conclusions:** The regulatory history of chlorpyrifos highlights the need for independent oversight in pesticide research. The evidence shows chlorpyrifos poses a significant risk to public health and the environment, justifying its ban in Colombia and other regions worldwide..

KEYWORDS:

Chlorpyrifos, Colombia, U.S. EPA, neurotoxicity, endocrine disruptor, regulation

INTRODUCCIÓN

El clorpirifos [O,O-dietil O-(3,5,6-tricloro-2-piridil) fosforotioato] es un insecticida, acaricida, y nematocida que se ha venido usando recientemente desde 1965 en productos agrícolas, de uso animal, y hogares domésticos.

Desde que se registró por primera vez en 1965, la Agencia del Medio Ambiente Americana (*Environmental Protection Agency, EPA*) ha realizado numerosas revisiones sobre los niveles aceptables, también llamados de tolerancia, en productos alimenticios y usos permitidos para renovar sus registros. Los parámetros derivados de resultados de exposiciones prolongadas para valorar efectos crónicos han sido la NOAEL (del inglés *No Observed Adverse Effect Level*), a partir de los cuales se determinan las dosis aceptables de exposición teniendo en cuenta factores de incertidumbre para extrapolar estudios en animales al hombre. Sin embargo, los estudios hasta el año 2016, no incluyeron evidencias concluyentes de estudios epidemiológicos rigurosos (i.e., de cohortes prospectivos) que mostraban trastornos neurológicos y del desarrollo graves en niños de mujeres expuestas al clorpirifos durante el embarazo (Rauh et al. 2006, 2011 y 2012; vanWendel de Joode et al., 2014), o en niños que posteriormente eran expuestos durante la infancia (van Wendel de Joode et al., 2016). En base a dichos estudios no han podido establecer niveles seguros del pesticida para la salud pre- y postnatal de niños, y ya está prohibido su uso en USA, Unión Europea, y en Colombia desde el año 2023.

En este trabajo no se han tenido en cuenta estudios de toxicidad aguda por considerar que del punto de vista legislativo lo importante es la exposición crónica a los pesticidas. El objetivo es revisar en orden cronológico todos los cambios legislativos por los que ha pasado la comercialización del clorpirifos en Estados Unidos, hasta su retirada permanente del mercado en 2021. También se citan los productos que hasta el 2021 estaban registrados por el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), y la Resolución 06365 de 2023 para la suspensión inmediata de la importación, comercialización y uso de productos químicos de uso agropecuario que en su composición contengan clorpirifos. Actualmente, los estudios más recientes no han sido capaces de establecer niveles seguros del pesticida para la salud pre- y postnatal de niños, y ya está prohibido su uso en USA.

METODOLOGIA

Los datos se recopilieron utilizando fuentes primarias que incluyeron las principales publicaciones de las agencias reguladora EPA, Autoridad Europea para la Seguridad de Alimentos (EFSA), y de revistas indexadas en la Biblioteca Nacional de Medicina y los Institutos Nacionales de la Salud de los Estados Unidos (PubMed). Las búsquedas utilizadas incluyeron Google, Google

Académico, Pubmed, Chemical Abstracts, Academic Search Ultimate Plus, Scopus, y citas en publicaciones recuperadas de artículos sobre el clorpirifos que incluían las siguientes palabras clave en español (e inglés): clorpirifos (chlorpyrifos), toxicidad (toxicity), niños (children), reglamentación (regulation), U. S. EPA, European Food Safety Agency

(EFSA), neurotoxicidad (neurotoxicity), carcinogeno (carcinogen), Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), Colombia.

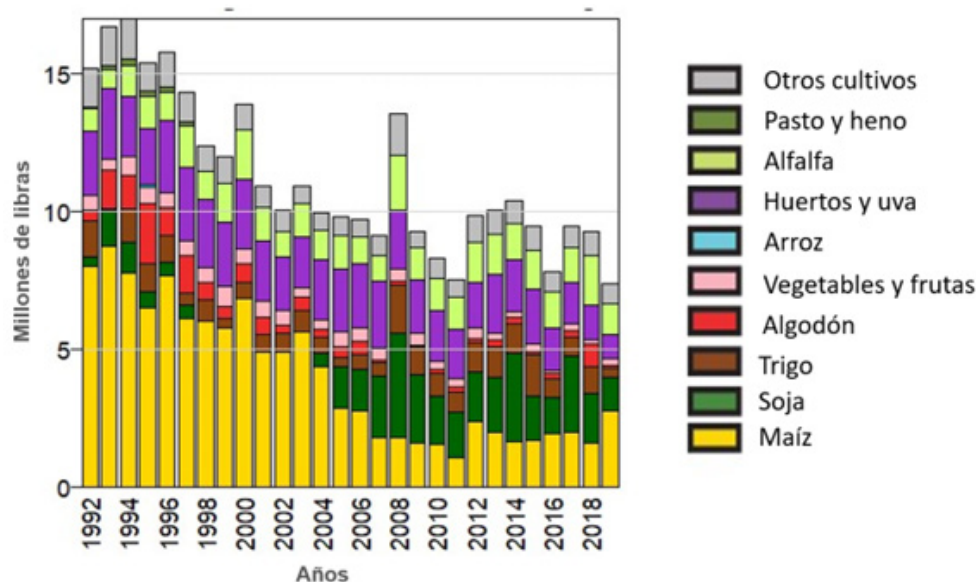
DESARROLLO DEL TEMA

Historia del clorpirifos en Estados Unidos de América.

En Estados Unidos, aproximadamente 4.500 toneladas anuales se han venido usando en años recientes (2014-2018) en agricultura, la mitad de las cuales para cultivos de maíz y soya, y el resto en frutos cítricos, manzanas, fresas y múltiples verduras (Figura 1) (U.S. Geological Survey, 2021). A parte, también se ha usado en plantaciones no comestibles como forrajes, campos de golf, invernaderos, viveros, entre otros (Giesy et al., 1999).

Figura 1.

Uso estimado en millones de libras de clorpirifos en EE. UU. de 1992-2017.



Fuente: U.S. Geological Survey, 2021.

La Tabla 1 provee una cronología de hechos importantes relacionados con la reglamentación del clorpirifos en Estados Unidos de América. Es importante resaltar que en los estudios aportados y financiados por la compañía química productora del clorpirifos, la Dow Chemical Company, para renovar los registros ante la EPA, se omitieron datos críticos que mostraban efectos tóxicos a dosis por debajo de los reportados en los informes que se venían presentando ante la EPA (Anon, 1998; Coulston et al., 1972). Recientemente, el análisis de dichos datos realizado por expertos sin conflicto de intereses reveló graves y múltiples falencias que han sido trascendentales para prohibir definitivamente el uso del clorpirifos en 2021 (Mie A et al., 2018; Sheppard L et al., 2020). No obstante, si se hubiese realizado un análisis más exhaustivo de los datos, es probable que muchos de los usos registrados para el clorpirifos se habrían revocado mucho antes.

Tabla 1.

Cronología de registro y uso del clorpirifos en los Estados Unidos de América

Año	Tipo de regulación o acontecimiento	Referencia
1965	Registro por la USDA a la compañía química Dow para uso en jardines y cultivos	U.S. EPA 2006
1970	La U.S. EPA se crea y transfiere el registro de la USDA a la EPA	U.S. EPA 1985
1972	Se completa la evaluación de seguridad en humanos	Coulston et al., 1972
1972	Nuevo requerimiento para los registrantes de demostrar que no existen “efectos adversos para la salud humana” siempre que se use como recomendación	U.S. EPA 1985
1973	La Organización Mundial de la Salud (OMS) utiliza el estudio de Coulston para establecer una NOAEL de 0.014 mg/Kg/día	FAO/WHO, 1973
1975	Se aprueba el registro para tratamiento de pulgas en mascotas	NPIC, 2019
1982	Laird y Ware describen un nuevo algoritmo para estimación de modelos mixtos lineales	Laird and Ware, 1982
1986	La EPA usa la NOAEL de 0.03 mg/Kg/día del estudio de Coulston para establecer puntos de partida en la valoración de riesgos	U.S. EPA 1998
1987	La EPA permite usos múltiples del clorpirifos en ambientes residenciales	U.S. EPA 1987
1987	El Departamento de Alimentación y Agricultura de California junto con el Departamento de Salud alertan sobre los riesgos del uso de pesticidas organofosforados para uso residencial	Knaak et al., 1987
1988	El clorpirifos se convierte en el principal pesticida para suplementar el clordano	ATSDR, 2019
1996	La ley de Protección de la Calidad de Alimentos exige reevaluar todos los niveles de tolerancia para los pesticidas y aplicar un factor de incertidumbre nuevo para niños	U.S. EPA 1998
1997	Múltiples usos de interior en residencias se retiran por los registrantes en vista de los nuevos métodos de valoración exigidos por la ley de Protección de Calidad de los Alimentos	U.S. EPA 1997
1998	La dosis de referencia se reduce a 0.0003 mg/Kg/día para cumplir con los requerimientos de la ley de Protección de los Alimentos y así proteger a los niños	U.S. EPA 1998
2000	La valoración de riesgos para la salud humana es revisada basada en datos animales y resulta en la prohibición de la mayoría de los registros para uso residenciales	U.S. EPA 2006
2002	La EPA dictamina nuevas restricciones para uso en algunos cultivos	U.S. EPA 2006
2006	La EPA establece un Comité de Revisores Institucional para estudios humanos con el fin de evaluar aquellos reportes que implican exposiciones humanas	U.S. EPA 2019
2009	La compañía Dow retira el estudio de Coulston para que no sea evaluado por el Comité de Revisores Institucional	U.S. EPA 2009ba
2009	La EPA realiza una valoración de riesgos para especies que están amenazadas o el peligro extinción	U.S. EPA 2009a
2016	Una nueva evaluación de riesgo para la salud de la EPA recomienda una nueva “dosis de referencia” que implicaría retirar todos los registros y usos del clorpirifos	U.S. EPA 2016
2017	El nuevo administrador de la EPA (bajo el mandato del presidente Trump) mantiene todos los registros existentes a pesar de las recomendaciones de científicos de la EPA	U.S. EPA 2017
2018	Un tribunal dictamina que la EPA debe usar todas las investigaciones para justificar sus decisiones regulatorias	Lulac versus Wheeler, 2018
2021	La EPA retira todos los registros existentes para el clorpirifos y prohíbe todos sus usos	U.S. EPA 2021

2000s – Acuerdos voluntarios para eliminar y modificar algunos usos.

En el año 1996, la ley de la Protección de la Calidad de los Alimentos (*Food Quality Protection Act* – FQPA) estableció estándares más rigurosos para numerosos pesticidas

(U.S. EPA, 1998). En el año 2000, los registrantes del clorpirifos voluntariamente acordaron en eliminar y modificar algunos usos, entre ellos: a) quitarlos del mercado para uso en hogares domésticos para matar cucarachas, hormigas, mosquitos, b) suspender todos los usos en tomates y restringir el uso en manzanas solo antes de la floración y estadios latentes, c) bajar en nivel de tolerancia para uvas y manzanas (U.S. EPA, 2006).

Para entonces la valoración del riesgo para la salud en humanos estaba principalmente basada en estudios en animales de laboratorio y usando como parámetro de toxicidad la inhibición de la colinesterasa sanguínea, que se consideraba el efecto adverso más sensible en todas las especies evaluadas. En animales, la inhibición de la colinesteras plasmática y de glóbulos rojos se presenta a dosis 5 veces más bajas que la que causa inhibición de la colinesterasa cerebral. La dosis repetida (11 días) que no causó efectos sobre las colinesterasas plasmáticas (*No Observed Adverse Effect Level* - NOAEL) en ratas fue de 0.1 mg/Kg/día (Marty et al., 2012; Cochran et al., 1995). Cuando se aplicaron factores de incertidumbre intra- y interespecies ($10 \times 10 = 100$) la ingesta diaria aceptable en humanos era de $0.1/(10 \times 10) = 0.001$ mg/Kg/día (1 µg/Kg/día).

En un estudio en voluntarios humanos realizado en 1972 por la compañía productora del clorpirifos, la dosis más alta administrada de 0.1 mg/Kg/día produjo sintomatología de intoxicación en 1 de 4 individuos, e inhibición de hasta el 64% de la colinesterasa plasmática al 9 día de su exposición continua (Coulston et al., 1972). La NOAEL para humanos se calculó en 0.03 mg/Kg/día (30 µg/Kg/día). Sin embargo, un análisis más riguroso de ese estudio realizado por investigadores sin conflicto de interés mostro que la NOAEL de 0.03 mg/Kg/día producía efectos adversos y que por tanto era errónea (Mie A et al., 2018).

Dicho estudio también cuestionaba que la NOAEL podría estar incluso por debajo de la dosis más baja usada de 0.01 mg/Kg/día. Para entonces, en Colombia el clorpirifos no tenía restricciones de uso y seguía comercializándose para múltiples usos agropecuarios.

2002 – Cambios en las etiquetas para garantizar la seguridad en trabajadores y medio ambiente.

En el año 2002, la EPA estableció nuevas medidas para proteger el medio ambiente y los trabajadores, que incluían: a) establecer zonas “buffer” para mitigar el riesgo ecológico en cursos de agua, peces, y vida salvaje en general, b) reducir las tasas de aplicación en cada estación para cultivos como el maíz y frutos cítricos, así como aumentar los intervalos entre aplicaciones, y c) mejorar los equipos de protección personal para disminuir el riesgo de exposición en trabajadores agrícolas. Estas medidas entraron en vigor en Julio de 2006 (U.S. EPA, 2006). En dicho reporte todavía se consideraba que la exposición por consumo de cultivos agrícolas comestibles y agua de bebida no implicaba un riesgo para la salud (incluida la de los niños), siempre que no se superasen los niveles de tolerancia permitidos para cada producto comestible. Para entonces, si bien los niveles permitidos variaban según el tipo de alimento, en general se establecía un nivel de tolerancia de 0.1 ppm para residuos de clorpirifos para productos alimenticios preparados y servidos en restaurantes.

2009 – Valoración del riesgo para 10 especies silvestres amenazadas o en peligro de extinción.

Existen más de 1400 estudios de ecotoxicidad para el clorpirifos, por lo que es prácticamente imposible revisarlos todos. Para muchas especies se sobrepone la distribución de la especie (hábitat crítico) con los usos que estaban aprobados para el clorpirifos. En la valoración de riesgos para 10 especies silvestres consideradas como amenazadas o en peligro de extinción y protegidas por la Ley de Especies en Peligro (Endangered Species Act), la EPA empleo cocientes de riesgo (del inglés Risk Quotients) dividiendo las concentraciones esperadas ambientales por las que causan efectos adversos (U.S. EPA 2009a).

Dicho documento además cita la distribución, el tipo de hábitat y si está considerado crítico (esencial para la conservación de la especie y por tanto protegido), el ciclo reproductivo de cada especie y su dieta. Los resultados mostraron que una sola aplicación de clorpirifos implica un alto riesgo a pequeños mamíferos, pájaros, peces e invertebrados acuáticos. Este riesgo para especies no-destino (non-target) se ha corroborado por estudios de campo e incidentes de mortalidades descritos en la literatura. Por ejemplo, en Iowa se citan tres eventos que resultaron una gran mortandad de peces después de la aplicación de clorpirifos en maíz y soya cercana a arroyos (U.S. EPA 2004).

Como se muestra en la Tabla 2, el clorpirifos a las concentraciones estimadas esperadas de usos aprobados puede afectar siete especies no-destino directamente por mortalidad o por afectar el crecimiento y reproducción de la especie, o indirectamente por afectar el hábitat (i.e., reduciendo las presas de la dieta). Por ejemplo, basado en estudios de toxicidad aguda en el pez de agallas azules y en la rana africana, el riesgo de daño para ambas especies es muy alto (U.S. EPA 2009a). En todos los casos estudiados para peces, anfibios, e invertebrados los cocientes de riesgo superan los niveles de preocupación (level of concern, LC), tanto para exposiciones agudas como crónicas. Para los peces, las concentraciones que producen efectos agudos son de hasta dos órdenes de magnitud mayores que las que producen efectos crónicos; sin embargo, para anfibios e invertebrados, ambas concentraciones están dentro del mismo orden de magnitud. Los resultados de estos estudios son que el clorpirifos puede poner en peligro la vida de las 10 especies analizadas y muchas otras. Cabe resaltar que dichos estudios no sirvieron para establecer políticas que restringiesen el uso del clorpirifos.

Tabla 2.

Cocientes de riesgo agudos (RQ) del clorpirifos para peces, anfibios e invertebrados acuáticos.

Especies	Concentraciones pico ambientales esperadas (ppb) ^a	LC50 (ppb)	NOAEC (ppb)	RQ Agudo	Crónico
Pez de agallas azules (<i>Lepomis macrochirus</i>)	45,1 0,3	1,8	-	25	-

Pez cabeza gorda (<i>Pimephales promelas</i>)	11,9 (60d)	120	0,57	-	21,0
Pejerrey del atlántico (<i>Menidia menidia</i>)	20,1 (21d)	-	0,28	-	72,0
Rana africana de uñas (<i>Xenopus laevis</i>)	45,1	0,6	-	75,1	-
	20,1 (21d)	-	0,1 (LOAEC)	-	201
Daphnid (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	45,1	0,07	0,025	644	1804
Pulga de agua (<i>Daphnia spp.</i>)	20,1 (21d)	0,1	0,04	-	503
Mosca negra (<i>Simulium vittatum</i>)	16,3	0,06	-	272	-

^aLas concentraciones pico ambientales esperadas varían entre 0,3 y 45,1 ppb según el tipo de aplicación. Por ejemplo, para plantas ornamentales en spray las concentraciones son de 45,1 ppb, mientras que para las aplicaciones en forma granular para alfalfa son de 0,3 ppb. Cuando se usan concentraciones medias por 21 o 60 días se indica entre paréntesis. Los valores de RQ $\geq 0,05$ están sobresaltados y superan los niveles de preocupación para riesgos directos de exposiciones agudas o crónicas.

Fuente: U.S. EPA 2009ab

2011 – Valoración preliminar del riesgo para la salud humana.

En el año 2011, la EPA publicó un documento nuevo acerca del riesgo para la salud humana del clorpirifos (U.S. EPA, 2011). De nuevo, la agencia utilizó el 10% de inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocítica en ratas como efecto biológico para extrapolar el riesgo a humanos con un factor de incertidumbre por defecto de 10x para extrapolar intra- y inter-especies. Sin embargo, para entonces ya se habían realizado nuevas investigaciones epidemiológicas que mostraban efectos neurológicos en humanos después de exposiciones durante el embarazo y período post-natal. Los primeros estudios publicados en 2003 mostraban una correlación entre las concentraciones de clorpirifos en sangre materno y del recién nacido con un menor peso y longitud del bebé al nacimiento (Perera et al., 2003; Whyatt et al., 2005). En dichos estudios se compararon niños expuestos a clorpirifos antes de que la EPA prohibiese todos los usos residenciales en 2001 con aquellos no expuestos después de la prohibición.

Posteriormente, estudios publicados entre 2006 y 2014 por los mismos investigadores y en esos mismos niños mostraron que tenían menor coeficiente intelectual, trastornos psicomotores, déficits cognitivos relacionados con la capacidad de aprendizaje, atención y memoria de trabajo, y alteraciones morfológicas del cerebro que eran visibles por resonancia magnética (Rauh et al., 2006; Rauh et al., 2012). En el estudio en niños de 3 años, la probabilidad de tener menor Índice de Desarrollo psicomotor e Índice de Desarrollo Mental era de 5 y 2,4 veces mayor en aquellos niños con mayor exposición al clorpirifos, respectivamente (Rauh et al., 2006). En el estudio que midieron el coeficiente intelectual y memoria de trabajo en los niños a los 7 años, observaron que por cada incremento de una desviación estándar a la exposición al clorpirifos (4,6 pg/g), ambos parámetros disminuían en 1,4% y 2,8%, respectivamente (Rauh et al., 2011). Un estudio posterior cuando

los niños tenían 6-11 años corroboraron la asociación entre la exposición prenatal al clorpirifos con alteraciones estructurales en distintas áreas del cerebro (por imagen de resonancia magnética) relacionadas con funciones cognitivas y de comportamiento (Rauh et al., 2012). Específicamente, los niños con mayor exposición prenatal al clorpirifos tenían una reducción significativa del cortex frontal y parietal.

Otro estudio en Costa Rica mostró que las mujeres (n=387 pares madre-hijo) expuestas al clorpirifos, y excretando sus metabolitos en la orina durante el tercer trimestre de embarazo, daban a luz a niños con circunferencia cerebral más pequeña en ambos sexos [-0,66 cm (95% IC: -1,29; -0,04) por aumento de unidad log10] (Van Wendel de Joode et al., 2014). Estudios posteriores en una cohorte de 140 niños costarricenses de 6 a 9 años, aquellos con mayores concentraciones de clorpirifos en orina se asociaron con una peor coordinación visomotora, mayor prevalencia de problemas cognitivos de acuerdo a los padres, menor capacidad para discriminar colores, y peor memoria de trabajo (van Wendel de Joode et al., 2016). Trastornos neurológicos análogos a los encontrados en niños fueron reproducidos posteriormente en ratas a dosis exactas inferiores a la AChE inhibida (Berg et al., 2020; Russell et al., 2017). En concreto, las ratas mostraban una menor capacidad de aprendizaje, menor hiperactividad y vocalización ultrasónica para demandar cuidados maternos, menor interacción social, menor ansiedad (Berg EL et al., 2020; Russell LC et al., 2017), así como daños irreversibles en los cerebros de ratas expuestas in utero (Mie et al., 2018).

Además de los efectos en los niños, el clorpirifos es un disruptor endocrino y carcinógeno mamario. Mujeres de aplicadores de pesticidas (agricultores), y que han usado el clorpirifos en sus hogares presentan mayor riesgo de desarrollar cáncer de mama (índice de riesgo = 1,4; IC del 95 %: 1,0-2,0). El riesgo es más pronunciado para las mujeres diagnosticadas con cáncer de mama antes de la menopausia (Engel et al., 2017). Ratas alimentadas con dosis bajas de clorpirifos durante varias semanas presentaron anomalías morfológicas en los órganos reproductivos, incluyendo cambios en las glándulas mamarias que son predictivos del desarrollo posterior de tumores mamarios malignos (Nishi y Singh-Hundal, 2013; Ventura et al., 2016). El efecto se sospecha produce por inducción de células cancerosas a través del receptor de estrógeno alfa (ER α) en la glándula mamaria (Ventura et al., 2016). Dichos estudios concluyeron que si bien los agricultores y sus familias son la población más vulnerables, los consumidores de productos fumigados con clorpirifos también podrían estar en riesgo de padecer cáncer mamario (Ventura et al., 2016).

Varios estudios han estimado los costes económicos directos (por tratamiento) e indirectos (por pérdida de productividad) asociados a exposiciones al clorpirifos y otros organofosforados (Attina et al., 2016; Bellanger et al., 2015). En un estudio de la Unión Europea se determinó que se pierden 13.0 millones de puntos de coeficiente intelectual anualmente y se afectan 59.300 nuevas personas por incapacidad intelectual (autismo y trastornos de déficit de atención), sumando 146 billones de euros en costos sociales, equivalente a 171 billones de dólares (Bellanger et al., 2015). El estudio realizado en Estados Unidos mostró que los costes sociales por enfermedades asociadas a todos los

disruptores endocrinos, incluidos el clorpirifos, eran mucho más altos que en la Unión Europea, de alrededor de 340 billones de dólares (Attina et al., 2016). Sin embargo, los costes asociados a organofosforados en USA eran menores que en la Unión Europea: 1.8 millones puntos perdidos de coeficiente intelectual con 7500 nuevos casos anuales, y que se estima producen pérdidas de 45 billones de dólares. Ambos estudios muestran que los beneficios de prevenir la exposición estarían relacionados con menores costes por tratamiento de enfermedades relacionadas con exposición a disruptores endocrinos y mayor productividad de la población.

2015 – El tribunal de apelaciones del circuito nueve dictamina la prohibición del clorpirifos.

El 10 de agosto de 2015, el tribunal de apelaciones ordenó a la EPA que responda a las peticiones de la Red de Acción sobre Pesticidas Norteamericana (Pesticide Action Network North America – PANNA) suspendiendo todas las tolerancias para el clorpirifos. En respuesta, el 30 de octubre de 2016, la EPA revaluó la propuesta de prohibición después de tener en cuenta las recomendaciones de su panel asesor científico que rechazaba la metodología previa que se había usado para valorar los riesgos de salud en niños (U.S. EPA, 2016). En esta ocasión el enfoque para valorar posibles efectos en la salud fue distinto y basado en estudios epidemiológicos publicados entre 2003 y 2014. Los estudios epidemiológicos de Rauh et al., (2006, 2011 y 2012) establecían un nuevo parámetro de toxicidad que consistía en correlacionar concentraciones de clorpirifos en sangre umbilical (en el momento del nacimiento) con trastornos del neurodesarrollo en niños. Dichos estudios sugerían que se producen efectos adversos para la salud a concentraciones de clorpirifos por debajo de aquellos que inhiben la acetilcolinesterasa eritrocítica en un 10%, y que se venía usando como el parámetro de referencia más sensible a los efectos del clorpirifos (US EPA, 2016). El razonamiento que se había venido usando es que, si no se inhibe la acetilcolinesterasa, el individuo estaría protegido ante una exposición al clorpirifos. Ambos modelos de calcular el riesgo apuntaban en direcciones opuestas; uno sugiriendo un alto riesgo para la salud y el otro relativamente poco riesgo. De acuerdo con el nuevo modelo, la recomendación de la EPA era de establecer una nueva dosis aceptable de 0.0012 – 0.002 µg/Kg/día, valores que están muy por debajo de la dosis aceptable anterior de 1 µg/Kg/día basado en estudios en ratas. La EPA concluyó que, aunque todavía existen incertidumbres, los estudios epidemiológicos proveen “suficiente evidencia” que los niños experimentan problemas de neurodesarrollo, incluso a niveles muy bajos de exposición al clorpirifos que no afectan la acetilcolinesterasa. Sin embargo, la EPA no completó la acción de prohibir el clorpirifos al término de la administración Obama, y el 29 de Marzo de 2017, el nuevo presidente de la EPA, nombrado por la administración Trump, revocó el veredicto de prohibición y negó la petición de la PANNA de abolir el clorpirifos.

En base a la decisión tomada por la EPA, La Academia Americana de Pediatristas (American Academy of Pediatrics) respondió que estaban “profundamente alarmados” por la decisión de continuar el uso del pesticida. Si bien la administración del presidente Trump retrasó la implementación del dictamen de prohibición, bajo la nueva administración del

presidente Biden, un tribunal de apelación federal dictaminó que la EPA debía mostrar pruebas irrefutables de que el pesticida es seguro para niños o retirarlo definitivamente de circulación. Para entonces, nuevas investigaciones en ratas mostraban efectos similares a los observados en humanos a dosis de clorpirifos que no inhibían la acetilcolinesterasa y que incluían: menor capacidad de aprendizaje, menor hiperactividad y vocalización ultrasónica para demandar cuidados maternos, menor interacción social, menor ansiedad (Berg EL et al., 2020; Russell LC et al., 2017), y daños irreversibles en los cerebros de ratas expuestas in utero (Mie et al., 2018).

Uno de los mecanismos de acción por el que el clorpirifos se especula que altera dichos comportamientos a dosis que no afecta la colinesterasa es por inhibición de la enzima endocannabinolida que hidroliza los ácidos grasos y que conlleva a un aumento de la anandamida (Russell LC et al., 2017). Se sabe que el sistema endocannabinolida juega un papel vital en el desarrollo del sistema nervioso. El estudio de Mie et al., (2018) mostró que en los datos que la compañía Dow Agrosiences había remitido a la EPA, y que la administración Trump utilizó para continuar el uso del clorpirifos, se habían omitido resultados que indicaban los daños estructurales del clorpirifos en cerebros de ratas expuestas durante la gestación.

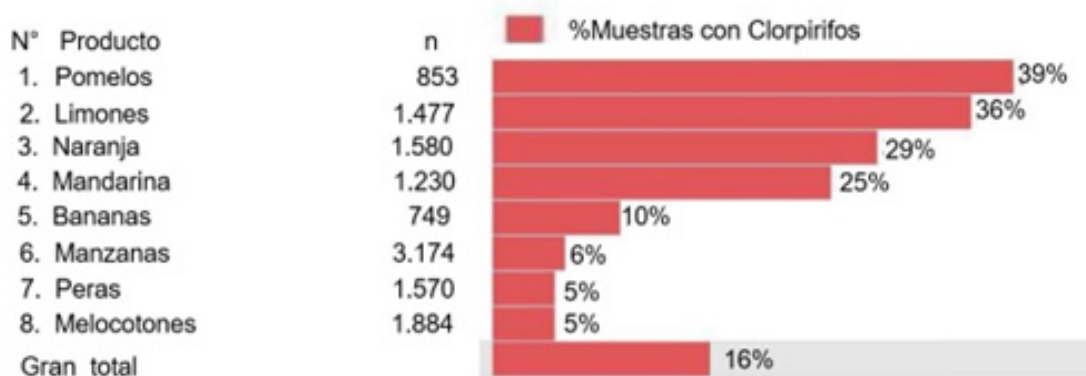
En cumplimiento del Acta Federal de Insecticidas, Fungicidas y Rodenticidas (Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act – FIFRA) el 18 de agosto de 2021, la EPA dictaminó finalmente su prohibición en productos agrícolas de consumo humano. A partir de dicha resolución (U.S. EPA, 2021), se abolieron niveles de tolerancia y cualquier producto con contenga residuos de clorpirifos se considera adulterado. Con esto se cumplían las campañas por grupos ambientalistas y organizaciones laborales que por casi 14 años habían intentado su prohibición.

Efecto cascada en la Unión Europea sobre la reglamentación del clorpirifos

El 6 de diciembre de 2019, la Unión Europea, adelantándose a la nueva prohibición en Estados Unidos, anunció que no permitía el uso del clorpirifos a partir del 31 de enero de 2020. Argumentó que existía evidencia epidemiológica que respalda la hipótesis de que el clorpirifos es un neurotóxico para el desarrollo cerebral y puede causar déficits cognitivos y de conducta tras una exposición prenatal (EFSA, 2018). Los efectos toxicológicos reportados clasificaban el clorpirifos como tóxico con clasificación 1B para la reproducción (neurodesarrollo del feto). En 2019, la organización no gubernamental europea “Alianza para la Salud y Medioambiente” (Health and Environmental Alliance – HEAL) publicó un reporte resumido de la EFSA (European Food Safety Authority) que había sido publicado en junio del 2018 (EFSA, 2019), donde se mostraba el porcentaje de frutas y verduras con residuos de clorpirifos en mercados de la Unión Europea (HEAL, 2019). En la Figura 2, se presentan los resultados del porcentaje de distintas frutas que dieron positivas a residuos de clorpirifos. De 165 pesticidas analizados, el clorpirifos estaba entre los cinco más detectados, y de todos era el que más frecuentemente excedía los niveles máximos permitidos.

Figura 2.

Residuos de Clorpirifos: frutas vendidas en el mercado de la Unión Europea con la mayor frecuencia de detección.



Fuente: Health and Environment Alliance [HEAL], 2019.

Prohibición del uso del clorpirifos en Colombia: en Colombia, dando cumplimiento a lo ordenado por la Honorable Corte Constitucional, en la sentencia T-343 de 2022, el ICA mediante Resolución 06365 de 2023, dispuso la suspensión inmediata de la importación, comercialización y uso de productos químicos de uso agropecuario que en su composición contengan Clorpirifos. En Colombia, el clorpirifos ha sido el principal insecticida empleado en agricultura y ganadería, con valores promedios “oficiales” de 2.692 toneladas anuales para los años 2017-2019 (ICA, 2019).

En la lista de plaguicidas registrados por el ICA en septiembre de 2021, existían 28 productos comerciales a base de clorpirifos, sus usos y empresas productoras se presentan en la Tabla 3 (ICA, 2021). En esa lista no están incluidos los productos de uso ganadero, sino tan solo agrícolas. Comparativamente, para el año 2009, en Estados Unidos había 26 casas comerciales con 99 productos de clorpirifos en el mercado (U.S. EPA, 2009b). Es importante resaltar que, si bien la mayoría de las empresas que lo comercializaban son colombianas como lo muestra la columna de país productor, la materia prima la importan del exterior ya que no se produce en Colombia (comunicación personal de varias empresas). Las categorías toxicológicas de casi todos productos, según el ICA (2020), eran de II (moderadamente) y III (ligeramente) tóxicos. Sin embargo, dicha clasificación está basada en estudios de toxicidad aguda, principalmente la DL50 en roedores, por lo que no es aplicable a los efectos del clorpirifos en exposiciones prolongadas, y a los niveles bajos que se encuentran en residuos de alimentos. Hubiese sido necesario realizar estudios midiendo la concentración de residuos en alimentos tratados; no obstante, los estudios en otros países demuestran que probablemente se detectarían residuos y los niveles que anteriormente se consideraban aceptables ya no están permitidos en países de la Unión Europea y Estados Unidos.

En 2022, se importaron cantidades significativas de Clorpirifos en Colombia, alcanzando 1.874.967 kilogramos y 1.790.835 litros, según los datos disponibles ICA, 2022). Aunque las normativas internacionales han presionado para limitar el uso de este plaguicida debido a sus efectos adversos en la salud humana, aún existen remanentes de Clorpirifos que circulan en el mercado clandestino, prolongando su presencia en el sector agrícola colombiano. Este uso no regulado representa una amenaza continua para la salud pública, ya que el Clorpirifos se asocia con problemas neurológicos, respiratorios y hormonales, especialmente en poblaciones vulnerables como niños y trabajadores rurales. La persistencia de este químico en los productos agrícolas aumenta el riesgo de exposición a través de los alimentos, afectando tanto a quienes trabajan en el campo como a los consumidores.

En 2023, continuaron las importaciones de Clorpirifos en Colombia, destacándose productos como “Clorpirigroz 480 EC” y “Clorpyrifos Agrogen 480 EC,” con volúmenes de importación de 4.816 y 104.033 litros, respectivamente ICA, 2023). Este tipo de agroquímico, ampliamente utilizado en el control de plagas agrícolas, ha generado gran preocupación en la comunidad científica y de salud pública debido a sus efectos adversos en la salud humana. A pesar de las restricciones internacionales, los remanentes de Clorpirifos siguen circulando en mercados clandestinos, prolongando su exposición en el entorno agrícola y alimentario colombiano. La presencia no regulada de este químico representa un riesgo significativo, especialmente para trabajadores agrícolas y comunidades rurales, incrementando la incidencia de problemas de salud como trastornos neurológicos y endocrinos.

Esta situación resalta la urgencia de fortalecer los mecanismos de control y vigilancia para evitar que estos productos obsoletos sigan poniendo en riesgo la salud de los colombianos. Es necesario implementar políticas más estrictas que fomenten el uso de alternativas menos perjudiciales, garantizando así la seguridad alimentaria y protegiendo la salud pública en el país.

Tabla 3.
Productos comerciales con ingrediente activo Clorpirifos utilizados en el sector agrícola.

NOMBRE DEL PRODUCTO	CAT TOXIC	CULTIVO	NOMBRE EMPRESA	PAIS DE ORIGEN DEL PRODUCTO FORMULADO
POLY D YANBER	III	Banano	Corporación De plásticos Agrícolas-Corpoagro S.A.S	Costa Rica
CLORPIRIFOS 2.5 DP AGRICENSE	III	Arroz, algodón, sorgo, maíz	Agricense Ltda	Colombia
SILEX 75 WG	III	Papa, café, pompón	Dow Agrosiences De Colombia S. A	Austria
CLORFOS	III	Frutales, hortalizas	Laboratorios Chalver De Colombia S. A	Colombia

LORSBAN 2.5 DP	III	Algodón, papa, cacao, yuca, naranja, ciprés, papaya, ornamentales, café	Sodiak S. A	Colombia India
VEXTER 2.5 DP	III	Algodón, cacao, yuca, naranja, ciprés, papaya, ornamentales	Dow Agrosciences De Colombia S.	Colombia
ARRIERO® 2.5 DP	III	Café, naranja, pastos, papa, limón, mandarina, lima, angeló, toronja, plátano, pino, eucalipto	Adama Andina B.V. Sucursal Colombia	Colombia
PYRINEX® 4 EC	II	Papa, maíz, potreros, café, pino, eucalipto	Adama Andina B.V. Sucursal Colombia	Colombia Israel
RELAMPAGO®550 EC	IA	Papa, tomate, arroz	Adama Andina B.V. Sucursal Colombia	Colombia
LORSBAN 4 EC	II	Algodón, maíz, sorgo, café, papa, pastos, piña, habichuela, tomate, banano	Sodiak S.A,	Colombia, India, China
VEXTER 550 EC	IA	Café, algodón, sorgo, papa	Dow Agrosciences De Colombia S. A	Colombia
VEXTER 4 EC	II	Algodón, maíz, sorgo, café, papa, pastos, piña, habichuela, tomate, banano	Dow Agrosciences De Colombia S. A	Colombia
VEXTER 4 EC	II	Algodón, maíz, sorgo, café, papa, pastos, piña, habichuela, tomate, banano	Dow Agrosciences De Colombia S. A	Colombia
TRAPPER® EC	II	Algodón, maíz, sorgo, café, papa, pastos, piña habichuela, tomate, banano	Invesa S. A	Colombia
RAFAGA®4 EC	II	Pastos, café, papa, tomate	Dow Agrosciences De Colombia S. A	Colombia
LATIGO®EC	III	Café, algodón, sorgo, papa	Tecnoquimicas S. A	Colombia
NIFEREX®2.5 DP	II	Café	Tecnoquimicas S. A	Colombia
NIFEREX®48 EC	II	Café, papa, maíz, aguacate	Arysta Lifescience Colombia S.A.S	China Colombia
CLORPIRICOL®4 EC	II	Café, sorgo, maíz habichuela, papa, tomate	Fmc Colombia S.A.	China Colombia India
NUFOS ®4 EC	II	Café, maíz, arroz, sorgo, papa	Fmc Colombia S.A.S	Dinamarca
PYRITILENE®1%	III	Banano	Adama Andina B.V. Sucursal Colombia	Colombia
TERMINUS®220 EC	II	Pastos	Arysta Lifescience Colombia S.A.S	Bélgica
CLORPIRIFOS + CIPERMETRINA RAINBOW 550 EC	II	Potreros	Rainbow Agrosciences S.A.S	China
CLORPIRIGROZ 480 EC	II	Papa, arroz	Agroquimicos Arroceros De Colombia "Agroz S.A"	India Colombia China
CLORPYRIFOS AGROGEN 480 EC	II	Café, potreros, arroz, papa	Sumitomo Chemical Colombias. A. S	India China
BANACLOR	II	Banano, plátano	Banaplast S.A.S	Colombia
CLORPIRIFOS + CIPERMETRINA DEL MONTE 550 EC	II	Pastos	Del Monte Agrosciences S.A.S	China
FORAGRO COLOMBIA S.A.S	III	Banano	Foragro Colombia S.A.S	Guatemala
CLORPAZ 480 EC	II	Potreros	Caccolombia Cropscience S.A.S.	China

Fuente: Registros nacionales de Venta ICA a septiembre 2021 (ICA, 2021)

En conclusión, el clorpirifos se ha demostrado que produce déficits en el neurodesarrollo tanto en animales como humanos. Estudios que han calculado el coste por pérdidas en el coeficiente intelectual y déficits en el desarrollo cerebral por exposición al clorpirifos y otros organofosforados durante el embarazo sugieren pérdidas de billones de dólares anualmente. Este es un ejemplo que demuestra varias cosas que habría que rectificar en los procesos de evaluación de pesticidas. Por una parte, se debería requerir que todos los estudios financiados por la industria sean comisionados por las autoridades regulatorias para que no existan conflictos de interés. Aparte, el laboratorio escogido debería demostrar la capacidad de llevar a cabo las pruebas necesarias para poder identificar satisfactoriamente todos los efectos posibles (ie., trastornos en el neurodesarrollo para el clorpirifos). Es necesario que científicos no afiliados a las compañías productoras ni financiados por estas puedan tener acceso a toda la documentación y que no sea información confidencial. Estudios epidemiológicos realizados por investigadores independientes no afiliados a la industria deberían incluirse en la valoración de riesgos y proceso de autorización de pesticidas. Aparte, la política a menudo alineada con los intereses de la industria, como se vio en la administración Trump, no debería interferir en los procesos evaluativos y decisiones de las agencias reguladoras. En Colombia, y siguiendo el ejemplo de las autoridades sanitarias europeas y americanas, el ICA dispuso mediante la Resolución 06365 de 2023, la suspensión inmediata de la importación, comercialización y uso de productos químicos de uso agropecuario que en su composición contengan clorpirifos.

REFERENCIAS

- Anon. (1998). *Developmental neurotoxicity study of chlorpyrifos administered orally via gavage to Crl®BR VAF/Plus® presumed pregnant rats*.
- ATSDR [Agency for Toxic Substances and Disease Registry]. (2019). *Toxic Substances Portal – Chlordane*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Centers for Disease Control and Prevention. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=353&tid=62>
- Attina, T. M., Hauser, R., Sathyanarayana, S., Hunt, P. A., Bourguignon, J. P., Myers, J. P., DiGangi, J., Zoeller, R. T., & Trasande, L. (2016). *Exposure to endocrine-disrupting chemicals in the USA: A population-based disease burden and cost analysis. The Lancet Diabetes & Endocrinology*, 4(2), 996–1003. [https://doi.org/10.1016/S2213-8587\(16\)30275-3](https://doi.org/10.1016/S2213-8587(16)30275-3)
- Bellanger, M., Demeneix, B., Grandjean, P., Zoeller, R. T., & Trasande, L. (2015). *Neuro-behavioral deficits, diseases, and associated costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 100(4), 1256-1266. <https://doi.org/10.1210/jc.2014-4323>
- Berg, E. L., Ching, T. M., Bruun, D. A., Rivera, J. K., Careaga, M., & Ellegood, J. (2020). *Translational outcomes relevant to neurodevelopmental disorders following early life exposure of rats to chlorpyrifos. Neurotoxicity Research*, 12(1), 40. <https://doi.org/10.1007/s12244-020-00900-0>

[org/10.1186/s11689-020-09342-1](https://doi.org/10.1186/s11689-020-09342-1)

- Cochran, R. C., Kishiyama, J., Aldous, C., Carr, W. C., & Pfeifer, K. F. (1995). *Chlorpyrifos: Hazard assessment based on a review of the effects of short-term and long-term exposure in animals and humans*. *Food and Chemical Toxicology*, 33(2), 165-172. [https://doi.org/10.1016/0278-6915\(94\)00124-7](https://doi.org/10.1016/0278-6915(94)00124-7)
- Coulston, F., Golberg, L., & Griffin, T. (1972). *Safety evaluation of Dowco 179 in human volunteers*. Report of the Institute of Experimental Pathology and Toxicology, Albany Medical College, Albany, New York. Recuperado de <https://archive.epa.gov/osa/hsrb/web/pdf/1f3-science-rvw-coulston-052609.pdf>
- EFSA [European Food Safety Authority]. (2018). *The 2016 European Union report on pesticide residues in food*. *EFSA Journal*, 16(7), 5348. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5348>
- Engel, L. S., Werder, E., Satagopan, J., Blair, A., Hoppin, J. A., Koutros, S., Lerro, C. C., Sandler, D. P., Alavanja, M. C., & Beane-Freeman, L. E. (2017). *Insecticide use and breast cancer risk among farmers' wives in the Agricultural Health Study*. *Environmental Health Perspectives*, 125(9), 097002. <https://doi.org/10.1289/EHP1295>
- EFSA [European Food Safety Authority]. (2019). *Statement on the available outcomes of the human health assessment in the context of the pesticides peer review of the active substance chlorpyrifos*. *EFSA Journal*, 17(8), 5809. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5809>
- Giesy, J. P., Solomon, K. R., Coats, J. R., Dixon, K. R., Giddings, J. M., & Kenaga, E. E. (1999). *Chlorpyrifos: Ecological risk assessment in North American aquatic environments*. En Ware, G. W. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews* (pp. 1-129). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1498-4_1
- Health and Environment Alliance (HEAL). (2019). *Pesticide Action Network Europe, Générations Futures, & Pesticide Action Network Germany*. Recuperado el 6 de diciembre de 2022, de https://www.env-health.org/wp-content/uploads/2019/06/June-2019-PAN-HEAL-Briefing-chlorpyrifos_web.pdf
- ICA [Instituto Colombiano Agropecuario]. (2020). *Boletín de estadísticas de comercialización de plaguicidas y herbicidas 2017-2019*. <https://www.ica.gov.co/getdoc/1908eb2c-254f-44de-8e21-c322cc2a7e91/estadisticas.aspx>
- ICA [Instituto Colombiano Agropecuario]. (2021). *Registro de plaguicidas por el ICA a septiembre de 2021*. <https://www.ica.gov.co/getdoc/d3612ebf-a5a6-4702-8d4b-8427c1c-daeb1/registros-nacionales-pqua-15-04-09.aspx>
- ICA [Instituto Colombiano Agropecuario]. (2022). *Registro de plaguicidas por el ICA a septiembre de 2022*. <https://www.ica.gov.co/areas/agricola/servicios/regulacion-y-control-de-plaguicidas-quimicos/estadisticas/estadisticas-pqua-2022-final.aspx>
- ICA [Instituto Colombiano Agropecuario]. (2023). *Registro de plaguicidas por el ICA a*

septiembre de 2023. <https://www.ica.gov.co/getdoc/b240512d-0a30-4a59-9f00-0c1fa47692b4/PRODUCCION-IMPORTACION-Y-EXPORTACION-PQUA-2023.aspx>

- Knaak, J. B., Yee, K., Ackerman, C. R., Zweig, G., Fry, D. M., & Wilson, B. W. (1984). *Percutaneous absorption and dermal dose-cholinesterase response studies with parathion and carbaryl in the rat. Toxicology and Applied Pharmacology*, 76(2), 252-263. [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(84\)90006-1](https://doi.org/10.1016/0041-008X(84)90006-1)
- Lulac vs. Wheeler. (2018). *On petition for review of an order of the Environmental Protection Agency. United States Court of Appeals for the Ninth Circuit*. Argued and submitted. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/USCOURTS-ca9-20-70272/pdf/USCOURTS-ca9-20-70272-0.pdf>
- Marty, M. S., Andrus, A. K., Bell, M. P., Passage, J. K., Perala, A. W., Brzak, K. A., et al. (2012). *Cholinesterase inhibition and toxicokinetics in immature and adult rats after acute or repeated exposures to chlorpyrifos or chlorpyrifos-oxon. Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 63(2), 209-224. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2012.03.015>
- Mie, A., Ruden, C., & Grandjean, P. (2018). *Safety of safety evaluation of pesticides: Developmental neurotoxicity of chlorpyrifos and chlorpyrifos-methyl. Environmental Health*, 17, 77. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0421-y>
- Nishi, K., & Singh-Hundal, S. (2013). *Chlorpyrifos-induced toxicity in reproductive organs of female Wistar rats. Food and Chemical Toxicology*, 62, 732-738. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.10.006>
- Perera, F. P., Rauh, V., Tsai, W. Y., Kinney, P., Camann, D., Barr, D., & et al. (2003). *Effects of transplacental exposure to environmental pollutants on birth outcomes in a multiethnic population. Environmental Health Perspectives*, 111(2), 201-205. <https://doi.org/10.1289/ehp.5742>
- Rauh, V. A., Garfinkel, R., Perera, F. P., Andrews, H. F., Hoepner, L., Barr, D. B., et al. (2006). *Impact of prenatal chlorpyrifos exposure on neurodevelopment in the first 3 years of life among inner-city children. Pediatrics*, 118(6), e1845-e1859. <https://doi.org/10.1542/peds.2006-0338>
- Rauh, V. A., Arunajadai, S., Horton, M., Perera, F., Hoepner, L., Barr, D. B., & Whyatt, R. (2011). *Seven-year neurodevelopmental scores and prenatal exposure to chlorpyrifos, a common agricultural pesticide. Environmental Health Perspectives*, 119(8), 1196-1201. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003160>
- Rauh, V. A., Perera, F. P., Horton, M. K., Whyatt, R. M., Bansal, R., Hao, X., et al. (2012). *Brain anomalies in children exposed prenatally to a common organophosphate pesticide. Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(20), 7871-7876. <https://doi.org/10.1073/pnas.1203396109>
- Russell, L. C., Armstrong, N. H., Buchanan, A. T., Eells, J. B., Mohammed, A. N., Ross, M. K., & Nail, C. A. (2017). *Decreased anxiety in juvenile rats following exposure to low levels of chlorpyrifos during development. Neurotoxicology*, 59, 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2015.11.016>

- Sheppard, L., McGrew, S., & Fenske, R. A. (2020). *Flawed analysis of an intentional human dosing study and its impact on chlorpyrifos risk assessment*. *Environmental International*, 143, 105905. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105905>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (1985). *History (1970-1985)*. Recuperado el 10 de noviembre de 2021 de <https://archive.epa.gov/epa/aboutepa/epa-history-1970-1985.html>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (1987). *Guidance for the reregistration of pesticide products containing chlorpyrifos as the active ingredient 059101*. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9101VKUO.TXT>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (1997). *Agreement reached between EPA and chlorpyrifos pesticide registrants*. Press Advisory, Communications, Education and Public Affairs. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de https://www.epa.gov/archive/epapages/newsroom_archive/newsreleases/e907eeff3f785ccd852564ae0050269c.html
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (1998). *Chlorpyrifos – FQPA requirement*. Report of the Hazard Identification Assessment Review Committee, Office of Pesticide Programs. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de https://archive.epa.gov/scipoly/sap/meetings/web/pdf/hed_ra.pdf
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2004). *Overview of the ecological risk assessment process in the Office of Pesticide Programs*. Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/ecorisk-overview.pdf>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2006). *Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorpyrifos*. Recuperado de https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-059101_1-Jul-06.pdf
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2009a). *Risks of chlorpyrifos use to federally threatened & endangered species: California red-legged frog (*Rana aurora draytonii*), California tiger salamander (*Ambystoma californiense*), San Francisco garter snake (*Thamnophis sirtalis tetrataenia*), California clapper rail (*Rallus longirostris obsoletus*), salt marsh harvest mouse (*Reithrodontomys raviventris*), Bay checkerspot butterfly (*Euphydryas editha bayensis*), valley elderberry longhorn beetle (*Desmocerus californicus dimorphus*), San Joaquin kit fox (*Vulpes macrotis mutica*), California freshwater shrimp (*Syncaris pacifica*), and Delta smelt (*Hypomesus transpacificus*)*. Environmental Fate and Effects Division, Office of Pesticide Information. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www3.epa.gov/pesticides/endanger/litstatus/effects/redleg-frog/chlorpyrifos/analysis.pdf>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2009b). *Withdrawal of Coulston et al. chlorpyrifos toxicity study from HSRB agenda*. Memorandum de D. Edwards, Director, Office of Pesticide Programs, a P. I. Lewis, Designated Federal Officer, Human Studies Review Board, Office of the Science Advisor, Office of Pesticides and Toxic Substances. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.sciencedirect.com/scien>

[ce/article/pii/S0160412020318602](https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2008-0850-0025)

- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2011). *Chlorpyrifos: Preliminary human health risk assessment for registration*. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2008-0850-0025>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2016). *Chlorpyrifos: Revised human health risk assessment for registration review*. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2015-0653-0454>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2017). *Chlorpyrifos: Order denying PANNA and NRDC's petition to revoke tolerances*, 82 Fed. Reg. 16, 581 (April 5). Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-03/documents/chlorpyrifos3b_order_denying_panna_and_nrdc27s_petition_to_revoke_tolerances.pdf
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2019). *Basic information about human subjects research*. Office of the Science Advisor. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.epa.gov/osa/basic-information-about-human-subjects-research-0>
- U.S. EPA [Environmental Protection Agency]. (2021). *Tolerance Revocations: Chlorpyrifos*. Recuperado el 6 de diciembre de 2022 de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2021-0523-0001>
- U.S. Geological Survey (USGS). (2021). *National Water-Quality Assessment (NAWQA) Project*. Recuperado el 10 de noviembre de 2021 de https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/usage/maps/compound_listing.php
- Van Wendel de Joode, B., Mora, A. M., Cordoba, L., Quesada, R., Cano, J. C., Faniband, M., Hoppin, J., Eskenazi, B., & Lindh, C. (2014). *In utero mancozeb and chlorpyrifos exposure is associated with decreased fetal growth in the Infants' Environmental Health Study (ISA), Costa Rica. ISEE Conference Abstracts*, 2014(1), 2823. <https://doi.org/10.1289/isee.2014.O-075>
- Van Wendel de Joode, B., Mora, A. M., Lindh, C. H., Hernández-Bonilla, D., Córdoba, L., Wesseling, C., Hoppin, J. A., & Mergler, D. (2016). *Pesticide exposure and neurodevelopment in children aged 6-9 years from Talamanca, Costa Rica. Cortex*, 85, 137-150. <https://doi.org/10.1016/j.cortex.2016.09.003>
- Ventura, C., Ramos-Nieto, M. R., Bourguignon, N., Lux-Lantos, V., Rodríguez, H., Cao, G., Randi, A., Cocca, C., Nuñez, M., Clara, et al. (2016). *Pesticide chlorpyrifos acts as an endocrine disruptor in adult rats causing changes in mammary gland and hormonal balance. Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 156, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2015.10.010>
- Whyatt, R. M., Camann, D., Perera, F. P., Rauh, V. A., Tang, D., Kinney, P. L., et al. (2005). *Biomarkers in assessing residential insecticide exposures during pregnancy and effects on fetal growth. Toxicology and Applied Pharmacology*, 206(2), 246-254. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.11.027>

World Health Organization & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1974). *Pesticide residues in food: Report of the 1973 Joint Meeting of the FAO Working Party of Experts on Pesticide Residues and the WHO Expert Committee on Pesticide Residues, Geneva, 26 November – 5 December 1973*. World Health Organization



RECURSOS FORRAJEROS PARA SISTEMAS DE PRODUCCIÓN BOVINA EN EL DEPARTAMENTO DEL CAQUETÁ.

Forage resources for cattle production systems in the department of Caquetá

Michael Stiven Gironza Acosta¹

 <https://orcid.org/0009-0006-0288-0154>

 m.gironza@udla.edu.co

²Adrian Rolando Riascos Vallejos

<https://orcid.org/0000-0001-6627-9372> 

ariasco@sena.edu.co 

¹Universidad de la Amazonia, Programa Medicina Veterinaria y Zootecnia, Florencia, Caquetá Colombia.

²Servicio Nacional de Aprendizaje - SENA, Centro agroforestal y Acuicola Arapaima Regional Putumayo, Puerto Asís, Putumayo. Colombia

RESUMEN

La ganadería en el pie de monte amazónico se caracteriza por un manejo tradicional, en pastoreo extensivo, en áreas donde son transformadas grandes extensiones de bosque primario en pasturas tropicales destinados para la alimentación animal, lo cual con lleva a generar ganaderías con bajos parámetros productivos y reproductivos por un déficit nutricional, dada la relación suelo-pasto-animal, además de generar efectos medioambientales nefastos a causa de las actividades antropogénicas y el desconocimiento que tienen estos sistemas ganaderos sobre los recursos naturales. En este sentido es importante optar por estrategias de manejo, sobre sistemas que hagan sinergia en el entorno amazónico, con la opción de implementar sistemas silvo-pastoriles, o el uso de diferentes especies arbóreas, rastreras y arbustivas con potencial forrajero como alternativa para recuperar los sistemas de producción. En tal sentido el objetivo de este estudio fue realizar una revisión sistemática de artículos científicos para conocer las alternativas nutricionales que brinda los recursos forrajeros en esta zona de la amazonia colombiana, como alternativas de alimentación en sistemas de producción bovina en el departamento del Caquetá.

PALABRAS CLAVES:

Amazónico, Ganadería, Nutrición, Potencial Forrajero, Sistemas de producción.

Cómo citar:

Fecha recepción: 24 de Mayo de 2024 / Fecha Aprobación: 30 de Agosto 2024 / Fecha Publicación: 30 de Septiembre 2024

Gironza Acosta, M. S. & Riascos Vallejos, A. R.(2024). *Recursos forrajeros para sistemas de producción bovina en el departamento del caquetá*. Revista. FAGROPEC. Vol. 16(2), ppt 74-91.



Este artículo puede compartirse bajo la Licencia Creative Commons (CC BY 4.0).

Rev. FAGROPEC Vol. 16 Num. 2, julio-diciembre de 2024

SUMÁRIO

A pecuária nos contrafortes amazônicos é caracterizada pelo manejo tradicional, em regime de pastoreio extensivo, em áreas onde grandes extensões de floresta primária são transformadas em pastagens tropicais para alimentação animal, o que leva a explorações pecuárias com baixos parâmetros produtivos e reprodutivos devido a um déficit nutricional, dada a relação solo-pastagem-animal, além de gerar efeitos ambientais nocivos devido às atividades antrópicas e à falta de conhecimento que esses sistemas pecuários têm sobre os recursos naturais. Nesse sentido, é importante optar por estratégias de manejo, em sistemas que façam sinergia no ambiente amazônico, com a opção de implementação de sistemas silvipastoris, ou o uso de diferentes espécies arbóreas, rasteiras e arbustivas com potencial forrageiro como alternativa para recuperar os sistemas de produção. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi realizar uma revisão sistemática de artigos científicos para conhecer as alternativas nutricionais oferecidas pelos recursos forrageiros nessa área da Amazônia colombiana, como alternativas para alimentar os sistemas de produção de gado no departamento de Caquetá.

PALAVRAS-CHAVE.

Amazônia, Nutrição, Pecuária, Potencial forrageiro, Sistemas de produção.

INTRODUCCIÓN.

La ganadería es una de las actividades pecuarias más importantes en la región (Torres *et al.*, 2019). Sin embargo, el manejo extensivo es responsable de generar desequilibrios ecosistémicos como la compactación, degradación de suelos, deforestación y emisión de gases efecto invernadero GEI, lo cual contribuye con el calentamiento global (Silva Ruiz & Jaramillo Peralta, 2022). De igual forma el departamento de Caquetá desde el año 1950 o durante el periodo de colonización los bosques que caracterizaban el pie de monte Amazónico fueron convertidos en pasturas dando origen a los sistemas ganaderos (Bedoya, 2022).

El cambio climático es considerado como una amenaza para la sostenibilidad en las ganaderías, lo cual afecta el componente animal (reproducción, productividad y bienestar animal), y la alimentación (Productividad y calidad del forraje y presencia de plagas y enfermedades) debido al calentamiento global (Motta & Pascua, 2024). Otro efecto medioambiental es el aumento del CO₂ en la atmósfera causando la reducción en los niveles de proteína para los pastos C₄ como las especies del género *Urochloa*, no obstante, las especies leguminosas se ven favorecidas bajo estas condiciones ambientales aumentando la disponibilidad de biomasa para el uso como recurso forrajero (Del Prado *et al.*, 2020). Por lo anterior es conveniente la interacción entre los estratos arbóreos, arbustivos y gramíneas en los sistemas para compensar y mitigar los efectos causados por el calentamiento global (Fonseca *et al.*, 2023).

La alimentación en las ganaderías del tropicales se basa en el pastoreo de gramíneas, como única fuente de nutrientes, las cuales poseen mayor concentración de carbohidratos estructurales (FDN 69-80%) y bajos en proteína, azúcares y almidón, por tal razón este tipo de dietas genera un desbalance nutricional, además de mayor producción de metano entérico y bajos parámetros productivos y reproductivos convirtiendo a los sistemas ganaderos menos competitivos en el sector pecuario (Núñez *et al.*, 2022). No obstante, existen alternativas como la introducción de especies arbóreas y arbustivas en el pie de monte amazónico con características nutricionales importantes las cuales pueden ser utilizadas en la alimentación animal (Riascos *et al.*, 2020).

En este sentido una de las estrategias para reducir el impacto de la ganadería hacia el medio ambiente y mejorar la calidad nutricional de los animales es la implementación de sistemas silvopastoriles, el cual es un modelo de hacer agroforestería en la ganadería combinando árboles, arbustos y pasturas en diferentes modelos como árboles dispersos en potrero, cercas vivas, árboles en franjas y SSP intensivo (Giraldo & Chará, 2022). Los SSP ha permitido mejorar aspectos importantes como lo es la nutrición animal debido al aporte de proteína y otros componentes de algunas especies arbóreas y arbustivas utilizadas, también ayuda a proveer servicios ecosistémicos como el aporte de MO al suelo, captura de carbono, biodiversidad, reducción en la emisión GEI y ciclaje de nutrientes, lo cual contribuye con la mitigación del cambio climático (Sandoval *et al.*, 2022).

Otra de las ventajas que ofrecen los sistemas silvopastoriles es que ayudan a mejorar

la rentabilidad, productividad y sostenibilidad de los sistemas ganaderos (Gamarra *et al.*, 2018). Garantizando un confort en los animales desde el punto de vista nutricional y etológico, lo cual se ve reflejado en la expresión genética y rentabilidad de los sistemas de producción, además los productos tienen un valor agregado generando más ingresos y lograr de esta manera mejorar la calidad de vida en los productores (Salcedo, 2019).

Por tal razón es importante optar por estrategias sostenibles debido a que permite el desarrollo ambiental, social y económico en el sector ganadero (Ochoa & Valerezco, 2014). Una de las oportunidades para cambiar la forma de alimentar a los bovinos y reducir los efectos medioambientales causados por la ganadería extensiva en el pie de monte amazónico del departamento del Caquetá, es hacer una revisión de los principales recursos forrajeros, al respecto, se realizó una revisión de artículos científicos sobre investigaciones acerca del potencial nutricional y estudios en el uso de las diferentes especies forrajeras en los sistemas ganaderos de la Amazonia colombiana, como insumo para establecer un balance alimentario en los sistemas ganaderos, en este sentido, el objetivo de este trabajo es, analizar el potencial forrajero de las diferentes especies arbóreas, arbustivas y rastreras presentes en el pie de monte amazónico para ser utilizadas como alternativa sostenible en los sistemas de producción bovina del departamento del Caquetá.

MATERIALES Y METODOS

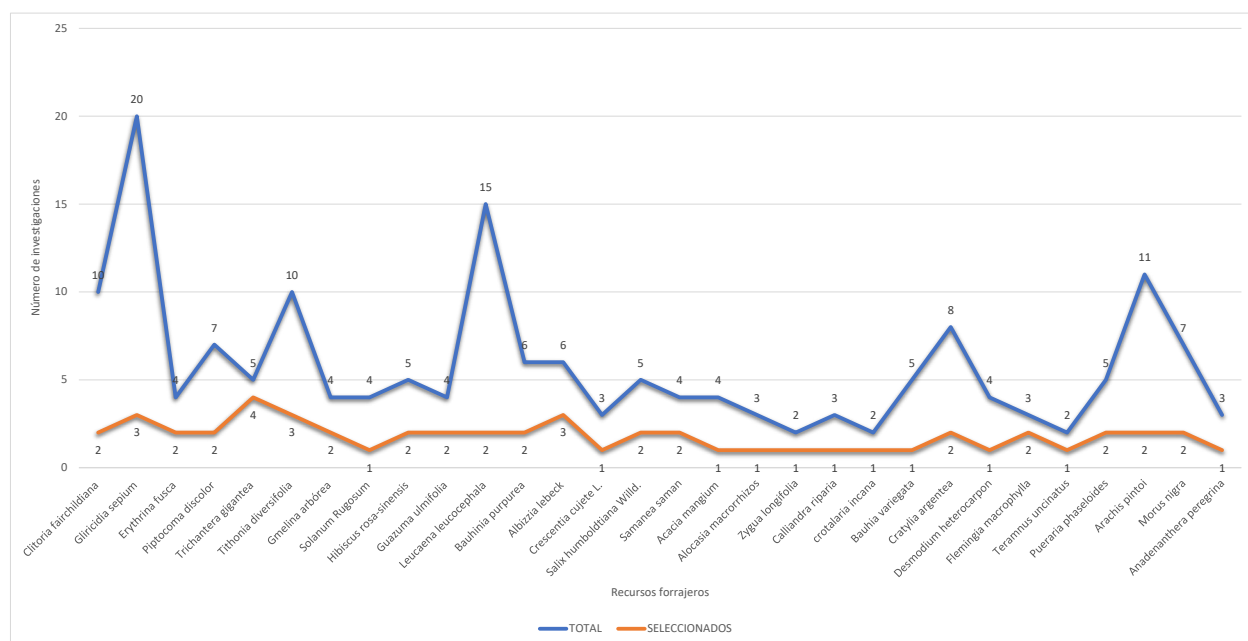
Para analizar y entender cuáles son las especies arbóreas con potencial forrajero que se pueden usar en las ganaderías de la amazonia colombiana, se buscaron investigaciones sobre especies endémicas del piedemonte amazónico más utilizadas en la alimentación en rumiantes. Por lo que se realizó una revisión sistemática de modo PRISMA (Page *et al.*, 2021). Esta revisión se llevó a cabo por medio de una base de datos denominada *Scopus* el cual se utilizaron booleanos “AND” y “OR” Garantizando de esta manera la inclusión de términos claves para la búsqueda.

Los términos que se utilizaron en la formula booleana se introdujeron en la opción “title-abstrac-Keywords”, de la siguiente manera (“*Nombre científico de la especie forrajera*” OR “*Genero de la especie forrajera*” OR “*Nombre común de la especie forrajera*”) AND (“valor nutricional” OR “nutrition”) AND (“alimentation de rumiantes” OR “ruminants” OR “ganaduería” OR “bovinos” OR “ovinos”). De esta manera se realizó con cada una de las especies evaluadas en este estudio con el fin de obtener cuantas investigaciones se han realizado por cada especie sobre la calidad nutricional y el uso en la alimentación bovina.

En la primera búsqueda en total sumando todas las especies se obtuvieron 174 estudios realizados durante el periodo (2016 hasta 2024), luego se seleccionó que solo se incluyeran “artículos científicos” donde se encontraron 87 artículos. Posteriormente se escogieron estudios que se hallan realizado en condiciones similares a la amazonia colombiana obteniendo 66 publicaciones de las cuales se utilizaron 54 (Ver figura #1), para la elaboración de la tabla No. 1 que demuestra la calidad nutricional de las diferentes especies arbóreas encontradas y el uso de estas en los sistemas de producción ganaderos.

Figura 1.

A: Número de publicaciones basados en la búsqueda realizada en la plataforma *Scopus*: “Total” = Cantidad de publicaciones sin realizar ningún filtro de búsqueda. “Seleccionadas” = Cantidad de publicaciones seleccionadas para la revisión después de aplicar todos los filtros de búsqueda mencionados anteriormente.



Finalmente, se logró generar una tabla que funcione como guía con información recopilada sobre la calidad nutricional utilizando variables como proteína cruda PC, fibra detergente neutra FDN, fibra detergente acida FDA, Materia seca MS y digestibilidad DIG además de los usos de cada especie en los sistemas de producción ganadera con su respectivo autor.

Historia de la ganadería en el Caquetá.

Los paisajes Amazónicos que caracterizan el pie de monte caqueteño están conformados por grandes extensiones de cananguchales, diversidad de especies arbóreas, arbustivas y rastreras, también poseen gran cantidad de fuentes hídricas y diversidad de especímenes en fauna silvestre, las cuales componen los bosques Amazónicos (Bedoya, 2022). Sin embargo, a lo largo de la historia estos ecosistemas han sufrido procesos de transformación debido a actividades antropogénicas como la deforestación donde son convertidas las áreas de bosque en pasturas o monocultivos dando origen a los sistemas de producción bovina, convirtiéndose desde entonces como uno de los principales modelos para el desarrollo económico de la region (Capdevilla *et al.*, 2023).

La ganadería en la Amazonia colombiana, culturalmente se practica desde la década de los cincuenta o el periodo de colonización, donde estos sistemas ganaderos del pie de monte amazónico, el 98% se caracterizan por llevar un manejo extensivo o tradicional, el 1,8% se encuentran en procesos hacia modelos sostenibles y el 0,2% cuentan con al me-

nos un modelo de sistema silvopastoril o agroforestal (Pardo *et al.*, 2021). Esto se debe a que existen diferentes factores que afectan o limitan la adopción de prácticas sostenibles por parte de los productores, uno de ellos es la incorporación de especies forrajeras debido a la complejidad y el trabajo adicional para proteger los árboles y arbustos de los bovinos hasta llegar a un tamaño óptimo, la falta de gestión o proyección a largo plazo, la ausencia de recursos financieros para implementar un sistema silvopastoril y el desconocimiento (González *et al.*, 2022). Por tal razón es considerado como un reto lograr que los ganaderos implementen actividades que lleven hacia una ganadería sostenible (Muñoz *et al.*, 2022).

En base a esta problemática sobre la repercusión e implementación hacia la sostenibilidad, la solución principalmente es lograr el cambio de mentalidad de los ganaderos, por medio del acompañamiento de profesionales, instituciones gubernamentales, centros de investigación que indaguen temas de interés como manejo de pasturas, introducción de especies arbóreas y arbustivas (sistemas silvopastoriles), distribución de potreros, nutrición animal y servicios ecosistémicos (Captura de carbono, MO al suelo, biodiversidad, restauración tierras degradadas, microclima y ciclaje de nutrientes), los cuales benefician al componente económico, ambiental y social (Romero *et al.*, 2024).

Durante los últimos 18 años el inventario ganadero del departamento del Caquetá ha incrementado un 51,2% pasando de tener 1.776.560 cabezas de ganado en el año 2005 hasta los 2.293.528, aportando actualmente el 7,7% del inventario nacional (Torrijos 2024). La cual es una cifra importante para el departamento y el sector ganadero. Sin embargo, el mal aprovechamiento de los recursos medioambientales debido al desconocimiento de las ventajas que ofrecen en el sistema de producción a nivel ambiental, nutricional y bienestar animal, hacen que las ganaderías del departamento sean menos competitivas (Lemes *et al.*, 2021).

Los sistemas de producción sostenibles son considerados más competitivos y rentables que las ganaderas tradicionales (Nava, 2023). Debido a que los productos tienen un valor agrado y mayor variabilidad de ingresos en su producción (leche, carne, carbono, madera), ya que la trazabilidad y la forma de producir contribuye a la mitigación del cambio climático (reducción en la emisión GEI y captura de carbono), lo cual posibilita el ingreso de mercados nacionales e internacionales por medio de proyectos con interés en el componente ambiental y social (Pérez & Ramo, 2022).

En este sentido según (Ochoa & Valerezco, 2014), comparo en ganaderías doble propósito la rentabilidad entre sistemas ganaderos tradicionales (ST) y con sistemas silvopastoriles (SSP) con árboles dispersos en potreros, donde encontró que las ganaderías SSP obtuvo mayor producción de leche 2,57 litros superior, mayores ingresos un 32% superior a los ST y por último la capacidad de carga es 2 veces mejor que las ganaderías extensivas, debido a los beneficios que ofrecen los SSP entre ellos mayor oferta de biomasa, mejor calidad nutricional de los recursos forrajeros y confort en el animal, lo cual permitió el desempeño y la expresión genética de los animales (Salcedo, 2019).

Nutrición en sistemas ganaderos del pie de monte amazónico

El tipo de sistema de producción bovina que predomina en el pie de monte amazónico es la ganadería doble propósito, donde el manejo nutricional es a base de gramíneas generalmente especies del género *Urochloa* como fuente única de alimento, lo cual ha llevado a que los animales presenten un desbalance nutricional y posteriormente bajos índices productivos y reproductivos generando pérdidas económicas importantes en los sistemas de producción (Herrera *et al.*, 2022).

Las gramíneas del trópico bajo se caracterizan por contener altos niveles de energía en forma de carbohidratos estructurales (FDN 60-80%), los cuales ayudan para la síntesis de energía gracias al proceso de fermentación ruminal que permite la producción de ácidos grasos volátiles como el acetato y el butirato y en menor proporción el propionato generando este tipo de dietas el incremento de CH₄ entérico (Prado *et al.*, 2020) por otra parte las gramíneas tropicales poseen una menor proporción de carbohidratos no estructurales y proteína (5-7%) los cuales son importantes para la síntesis de otras sustancias como el propionato, el cual es gluconeogénico, es decir que se transforma en glucosa y este sirve como fuente principal de energía que tienen los rumiantes y además permite la formación de galactosa para llevar a cabo la síntesis de la leche, por otra parte la proteína es importante en diversos procesos, como aumentar los microorganismos del rumen, mejorar la calidad de la leche, mayor producción de inmunoglobulinas y formación de músculo (Rincón & Moreno, 2022).

Las gramíneas no tienen la capacidad de satisfacer los requerimientos nutricionales, es decir, que los niveles de energía y proteína no son adecuados para llevar a cabo procesos fisiológicos como el mantenimiento, desarrollo, producción, reproducción y expresión genética de los animales (Avilez *et al.*, 2022, Olarte *et al.*, 2022, Giraldo *et al.*, 2023). Por tal razón el plan nutricional de los sistemas de producción bovina en el pie de monte amazónico se debe buscar alternativas que ayuden a complementar la calidad nutricional que ofrecen las gramíneas. Una opción sostenible es la introducción de leguminosas u otras especies nativas con potencial forrajero (Martínez *et al.*, 2024). Sin embargo, el desconocimiento por los ganaderos y profesionales sobre la calidad nutricional y el manejo de otras especies del bosque amazónico hace que el tipo alimentación bovina no sea ideal.

Calidad nutricional de especies Arbóreas en el pie de monte Amazónico.

La calidad nutricional de los forrajes se basa principalmente en la cantidad de Carbohidratos, proteína, grasa, minerales disponible y la digestibilidad la cual se encuentra relacionada con la presencia de carbohidratos no estructurales (azúcares y almidones), es decir, que entre más disponibilidad de azúcares libres y almidón tenga, el forraje es más digestible y a nivel ruminal es más fácil su fermentación y transformación principalmente en energía y aprovechamiento de otros componentes nutricionales (Gaviria *et al.*, 2020).

De acuerdo con el hábito de crecimiento que presente la especie forrajera, la calidad nutricional y su porcentaje de digestibilidad es diferente, por ejemplo, las especies arbóreas se caracterizan porque tienen mayor porcentaje de proteína cruda (PC), menor

concentración de FDN y un nivel intermedio de digestibilidad con relación a las especies herbáceas y arbustivas (Castro & Dickhoefer, 2020).

En los bosques del pie de monte Amazónico Colombiano se han investigado gran cantidad de especies, el cual se ha demostrado que existen una alta variedad de árboles, arbustos y plantas herbáceas con un valor nutricional elevado produciendo entre el 14 y 32% de proteína y gran disponibilidad de biomasa respectivamente, logrando ser considerado como alternativa para la alimentación en las ganaderías tropicales (Narváez *et al.*, 2023).

Con base a la revisión sistemática de diversas investigaciones, se logró encontrar que existen gran cantidad de especies arbóreas que se pueden asociar en los sistemas de producción bovina del pie de monte amazónico, las cuales contienen aportes nutricionales importantes para la alimentación animal y además ayudan a reducir los efectos medioambientales causados en las ganaderías (Patiño *et al.*, 2021).

Tabla 1.

calidad nutricional de las especies arbóreas, arbustivas y rastreras seleccionadas y reportadas por varios autores en condiciones del trópico bajo.

Especie	%MS	%FDN	%FDA	%DIG	%PC	Referencias
<i>Acacia mangium</i>	27,97	48,88	22,7	64,6	15,42	AGROSAVIA (2024)
<i>Albizzia lebeck</i>	32,68	43		55,56	23,6	(Galloso <i>et al.</i> , 2020) (Arias. R <i>et al.</i> , 2018) (Guadalupe <i>et al.</i> , 2024)
<i>Alocasia macrorrhizos</i>	41,37	57,13	32,33	28,46	22,01	(Piedad <i>et al.</i> , 2023)
<i>Anadenanthera peregrina</i>	35,55	46,88	20,08	67,8	18,32	AGROSAVIA (2024)
<i>Arachis pintoi</i>	79,80–88,70	44,70–57,20	34,90–46,70	60 - 70	16,70–27,10	(Pazla <i>et al.</i> , 2023) (Castañeda <i>et al.</i> , 2016)
<i>Bauhinia purpurea</i>	65,93	64,43	42,1		11,5± 1,2	(Santos <i>et al.</i> , 2017)
<i>Bauhia variegata</i>	50,5	49,2	21,03	44,7	19,2	(Valencia <i>et al.</i> , 2021)
<i>Calliandra riparia</i>	41,42	47,08	22,13	62,8	12,86	AGROSAVIA (2024)
<i>Clitoria fairchildiana</i>	21,63	50,5	25,3	17-32	23,9	(Narváez <i>et al.</i> , 2023)(Mayberry <i>et al.</i> , 2021)
<i>Cratylia argentea</i>	28,8-33,2	61,1 ± 0,46	42,5 ± 1,01	56,07± 1,58	17,6	(Argüello <i>et al.</i> , 2019) (Carrillo <i>et al.</i> , 2022)
<i>Crescentia cujete L.</i>	33,4±4,9	56,7	36		12,6	(Ibarra <i>et al.</i> , 2022)

<i>crotalaria incana</i>	89,33	22,3	12,9	87,7	23,3	(Martínez et al., 2023)
<i>Desmodium heterocarpon</i>	27,68	55,83	29,6	61,52	14,2	(AGROSAVIA 2024).
<i>Erythrina fusca</i>		71±8	59±5	50±25	23±1,5	(Castañeda et al., 2016) (Patiño et al., 2021)
<i>Flemingia macrophylla</i>	95,52	49,31	38,44	59	18,34	(Viennasay & Wanapat, 2020)
<i>Gliricidia sepium</i>	21,4	38±2,9	23,1±2.14	50±25	23±1,5	(Gomes et al., 2023) (Castañeda et al., 2016) (Adrizal et al., 2021)
<i>Gmelina arborea</i>	92.37±0.03	59.88±0.24		43	15±0,32	(Aye PA, 2016) (Castañeda et al., 2016)
<i>Guazuma ulmifolia</i>	45,51	48	26,2	51,7	13,23±2,01	(G. E. C. Pérez et al., 2020) (Valencia et al., 2021)
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	20±2,0	45	29	65	13,2±3,6	(Gonda et al., 2022) (G. E. C. Pérez et al., 2020) (V. A. V. Riascos et al., 2020)
<i>Leucaena leucocephala</i>	30	39-62	19,9 – 39	54,9- 62,9	19-21,9	(Zapata et al., 2020) (Olomonchi et al., 2022)
<i>Morus nigra</i>	30,8±0,05	37,8±0,05	29,4±0,05	67,64	14,62±0,01	(Gomes et al., 2023)(AGROSAVIA 2024)
<i>Piptocoma discolor</i>	24,87	48.94 ± 0.46	28.75 ± 1.02	55.57 ± 1.58	13.12 ± 0.33	Riascos et al., 2020) (Álvarez et al., 2022)
<i>Pueraria phaseloides</i>	16,26	50,9 ± 1,4	30,69	64,87	18,2	(AGROSAVIA 2024) (Lista et al., 2019)
<i>Samanea saman</i>		37,6	25,06	66,01	16,08	(Soliva et al., 2018) (M. J. Hernández et al., 2018)
<i>Salix humboldtiana Willd.</i>	40	64	35,6	51	19,3	(Echevarría et al., 2019) (Alfonso et al., 2016) (Patiño et al., 2021)
<i>Solanum Rugosum</i>		47,9	33,4	65,4	19,1	(Riascos et al., 2020)
<i>Teramnus uncinatus</i>	19,23	48,42	22,53	68,33	19,96	(AGROSAVIA 2024).
<i>Tithonia diversifolia</i>	20.65±1.89	51.82±4.19	31,46 ± 10,3	81,9	20,2 ± 3,1	(Hernández et al., 2024) (Rivera et al., 2021) (Gomes et al., 2023)
<i>Trichantera gigantea</i>	93,15	43,5	24,6	50-70	19,45	(Alcívar et al., 2023) (Castañeda et al., 2016) (Riascos et al., 2021)
<i>Zygua longifolia</i>	33,71	47,53	26,04	64,35	16,34	(AGROSAVIA 2024).

MS: Materia seca. FDN: Fibra detergente neutra. FDA: Fibra detergente acida. DIG: Digestibilidad. PC: Proteína cruda.

Bondades de los recursos forrajeros en los sistemas ganaderos

Según Pérez *et al.*, (2020), en un estudio donde evaluaron la calidad nutricional en relación con la producción de metano en especies arbustivas y arbóreas con potencial nutricional en rumiantes, consideraron que las especies *Leucaena leucocephala*, *Guazuma ulmifolia* y *Tithonia diversifolia* se pueden incluir en las dietas durante las épocas secas debido a su alto valor nutricional especialmente los niveles de proteína y también como estrategia para mitigar las emisiones de metano.

Además, los aportes nutricionales que presentan las diferentes especies arbóreas como se muestra en la tabla #1, los árboles *Guazuma ulmifolia* y *Piptocoma discolor*, tienen la capacidad de adaptarse en suelos de baja calidad y en diferentes zonas donde los cambios climáticos son extremos, logrando ser una alternativa en los sistemas silvopastoriles, donde se puede aprovechar los servicios ecosistémicos garantizando confort y calidad nutricional para los bovinos (Álvarez *et al.*, 2022)

La especie *Tithonia diversifolia* en condiciones tropicales se ha demostrado tener aportes nutricionales interesantes en forma de ensilaje PC (12,1%), permitiendo mejorar parámetros productivos, en vacas lecheras suplementadas el 30% con silo de botón de oro se han registrado producciones de 15,03 litros/vaca/día, niveles de grasa de 3,5% y proteína 2,9% respectivamente, este tipo de alimentación puede ser considerado como una estrategia para sustituir el concentrado y reducir costos de producción (Quiñones *et al.*, 2020).

La implementación de bancos de proteínas con especies forrajeras en los sistemas ganaderos, también se ha demostrado en vacas lecheras obtener altos niveles productivos, en este caso la combinación de especies *Leucaena leucocephala*, *Tithonia diversifolia* y *Arachis pintoi* bajo un sistema de ramoneo en vacas Holstein se ha reportado producciones de 46,8 litros de leche /hectárea/día (Uvidia *et al.*, 2024). De igual manera los sistemas silvopastoriles asociados con la especie *Gliricidia sepium* en condiciones del pie de monte amazónico (Patiño *et al.*, 2021), informa niveles de proteína del 22-24% y una adecuada digestibilidad de energía lo cual incrementa la producción de leche y carne, suministrando a una ración de 2 kg de forraje verde (FV) o el 2% del peso vivo (PV), llegando también a ganancias de peso entre 560 y 640 gr/día.

El manejo de la especie *Leucaena leucocephala* en sistemas silvopastoriles se ha encontrado que ayuda a mejorar la estructura fisicoquímica del suelo, aumentando la cantidad de raíces finas de las especies forrajeras y tiene valores superiores en la capacidad de captura de carbono en comparación a otras especies arbustivas (Contreras *et al.*, 2021), además esta especie forrajera como se muestra en la tabla#1, es una de las plantas con mejor calidad nutricional (Zapata *et al.*, 2020).

Investigaciones reportan que las especies *Piptocoma discolor*, *Trichantera gigantea* y *Hibiscus rosa-sinensis*, en condiciones del pie de monte amazónico poseen niveles de proteína, energía y digestibilidad adecuados las cuales se pueden utilizar en la alimentación bovina (Riascos *et al.*, 2020). Sin embargo, la especie últimamente mencionada

se caracteriza por tener un excelente rendimiento productivo, puesto que contiene una producción de forraje (683,5g/planta de MS), lo cual demuestra una alta producción de biomasa forrajera (Narváez *et al.*, 2023).

En sistemas doble propósito el uso de especies como *Trichantera gigantea*, *Tithonia diversifolia*, *Morus alba* y *Cratylia argentea* en la alimentación animal, se puede obtener producciones de leche entre los 5-7 kg/leche/vaca/día y una ganancia diaria de peso superiores a los 500gr/día (Ontivero, 2021), sin embargo, en un estudio donde evaluaron el efecto de dos suplementos con especies forrajeras *Tithonia diversifolia* vs *Trichantera gigantea* en vacas doble propósito, se concluyó que los animales alimentados con la segunda especie mencionada se obtuvieron mejores rendimientos en la producción de leche (Ochoa *et al.*, 2023).

Las concentraciones de metabolitos secundarios en algunas especies forrajeras del pie de monte amazónico se lograron demostrar que la planta *Piptocoma discolor* presenta niveles más altos de saponinas en comparación con otras especies, este metabolito tiene efectos anti metanogénicos a nivel ruminal, la cual hace que esta especie tenga potencial sobre la mitigación de CH₄ entérico (V. ARiascos *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

En el piedemonte amazónico colombiano, la implementación de especies forrajeras con altos aportes nutricionales, como *Leucaena leucocephala*, *Tithonia diversifolia* y *Anadenanthera peregrina*, en las ganaderías del Caquetá, representa una alternativa viable para mejorar la producción de leche y carne. Además, este grupo de especies son contribuyentes en la restauración de tierras degradadas, reducción en la emisión de gases efecto invernadero, aporte de materia orgánica al suelo, permite un bienestar animal y contribuye con la biodiversidad ecosistémica.

La capacitación y el acompañamiento profesional hacia los ganaderos sobre el uso de recursos forrajeros y el conocimiento sobre la calidad nutricional de diferentes especies endémicas como *Gmelina arborea*, *Anadenanthera peregrina* y *Bauhinia variegata* es esencial para lograr el cambio de mentalidad y mejorar el conocimiento local de los productores con el fin de transformar más ganaderías hacia modelos sostenibles.

La ganadería sostenible es un modelo donde se obtienen productos como la carne y la leche de alta calidad, los cuales son amigables con el medio ambiente, esta característica actualmente despierta el interés de mercados internacionales donde se logran comercializar con un valor agregado, logrando ser este tipo de sistemas de producción más eficientes y rentables en relación con las ganaderías extensivas.

REFERENCIAS

- Adrizal, Pazla, R., Sriagtula, R., Adrinal, & Gusmini. (2021). Evaluation of potential and local forages nutrition as ruminant feed-in Payo Agro-Tourism Area, Solok City, West Sumatera, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 888(1), 012055. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/888/1/012055>
- Alcívar, M. A. M., Larrea, C. O. I., & Hurtado, H. A. (2023). Physical-chemical characterization and nutritional assessment of the hatchery plant (*Trichanthera gigantea*) as an alternative raw material for animal feed. [*Nombre de la revista si aplica*].
- Alfonso, F. J., Fredy, M., Vega, R., & Ligia, M. (2016). Determination of the nutritional quality and degradability of fodder tree species using fistulated cows. *Revista de Sistemas de Producción Agroecológica*, 4(1), 2013–2016.
- Álvarez, F. C., Casanoves, F., Medina, Y. C., Meneses, J. F. O., Martinez, V. J. B., & Parra, G. A. C. (2022). Nutritional quality of *Piptocoma discolor* and *Cratylia argentea* as a non-timber forest product for animal feed in the Caquetá province. *Journal of Agriculture and Environment for International Development*, 116(2), 109–120. <https://doi.org/10.36253/JAEID-13102>
- Argüello, R. J., Mahecha, L. L., & Angulo, A. J. (2019). Fodder shrubs: Relevance in cattle systems of Colombian low altitude lands. *Agronomía Mesoamericana*, 30(3), 899–915. <https://doi.org/10.15517/am.v30i3.35136>
- Arias, R. J. L., Delgado, E., & Mireles, S. (2018). Studies of the nutritive value of *Albizia lebbek* (L.) Benth foliage through its *in vitro* digestibility. [*Nombre de la revista si aplica*], 30(1), 1–12.
- Avilez, R. R., Barón, B. O., Alcalá, R. J., Salinas, C. J., Flores, N. M., & Ruiz, A. M. (2022). Deficiências nutricionais que afetam a retomada da ciclicidade pós-parto em bovinos de dupla finalidade. *Abanico Veterinario*, 12. <https://doi.org/10.21929/abavet2022.251>
- Aye, P. A. (2016). Comparative nutritive value of *Moringa oleifera*, *Tithonia diversifolia* and *Gmelina arborea* leaf meals. *American Journal of Food and Nutrition*, 6(1), 23–32. <https://doi.org/10.5251/ajfn.2016.6.1.23.32>
- Bedoya, E. O. C. (2022). Livestock, population and deforestation of the Caqueteño Amazonian ecosystems (1951–1980). *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña*, 12(2), 140–169. <https://doi.org/10.32991/2237-2717.2022v12i2.p140-169>
- Capdevilla, D. A. G., Bermúdez, O. B., & Aguirre, M. A. (2023). Community alternatives to deforestation processes in the Colombian Amazon: Case El Caraño, Caquetá. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña*, 13(1), 19–52. <https://doi.org/10.32991/2237-2717.2023v13i1.p19-52>
- Carrillo, F. Á., Casanoves, F., Medina, Y. C., Meneses, J. F. O., Martinez, V. J. B., & Parra, G. A. C. (2022). Nutritional quality of *Piptocoma discolor* and *Cratylia argentea* as a non-timber forest product for animal feed in the Caquetá province. *Journal of Agriculture and Environment for International Development*, 116(2), 109–120. <https://doi.org/10.36253/JAEID-13102>

[org/10.36253/JAEID-13102](https://doi.org/10.36253/JAEID-13102)

- Castañeda, N. P. Á., Álvarez, F., Arango, J., Chachy, L., García, G., Sánchez, V., Solarte, M., & Zapata, C. (2016). *Especies vegetales útiles para sistemas silvopastoriles del Caquetá, Colombia*. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). <https://www.ciat.cgiar.org>
- Castro, M. J. M., & Dickhoefer, U. (2020). The nutritional value of tropical legume forages fed to ruminants as affected by their growth habit and fed form: A systematic review. *Animal Feed Science and Technology*, 269, 114641. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2020.114641>
- Contreras, S. J. L., Martínez-Atencia, J., & Falla-Guzmán, C. K. (2021). Carbono acumulado en raíces de especies vegetales en sistemas silvopastoriles en el norte de Colombia. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(1), 52–69. <https://doi.org/10.15359/rca.55-1.3>
- Del Prado, A., Galán, E., Batalla, I., & Pardo, G. (2020). Impacts and adaptations to climate change in ruminants. *ITEA Información Técnica Económica Agraria*, 116(5), 461–482. <https://doi.org/10.12706/itea.2020.038>
- Echevarría, M., Pizarro, D., Gómez, C., & Nacional, P. (2019). *Alimentación de ganadería en sistemas silvopastoriles de la Amazonia Peruana-INIA-PNIA/UPMSI/IE*. <https://www.researchgate.net/publication/335542022>
- Fonseca, R. C., Angulo, C. F., & Piedrahita, M. J. F. (2023). Alternativas agroecológicas para la resiliencia de especies forrajeras frente al cambio climático.
- Galoso, H. M. A., Rodríguez, E. V., Álvarez-Díaz, C. A., Soca-Pérez, M., Dublín, D. R., Iglesias-Gómez, J., & Guelmes, L. S. (2020). Selectivity of leguminous trees by water buffaloes in semi-intensive systems. *Frontiers in Veterinary Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.542338>
- Gamarra, C., Díaz Lezcano, M. I., Vera de Ortiz, M., Galeano, M. D. P., & Cabrera Cardús, A. J. N. (2018). Relación carbono-nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco paraguayo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(46). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i46.134>
- Gaviria, U. X., Bolívar, D. M., Rosenstock, T. S., Molina, B. I. C., Chirinda, N., Barahona, R., & Arango, J. (2020). Nutritional quality, voluntary intake and enteric methane emissions of diets based on novel Cayman grass and its associations with two *Leucaena* shrub legumes. *Frontiers in Veterinary Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.579189>
- Giraldo, N. V., & Chará, J. (2022). Efecto de los sistemas silvopastoriles intensivos en la reducción de la degradación física y biológica del suelo. *Livestock Research for Rural Development*, 34(17). <https://www.lrrd.cipav.org.co/lrrd34/17/natal3417.html>
- Gomes, J. P. de M., Campana, M., Gregorini, P., Garcia, T. M., Minussi, J. F. de A., Pereira, S. N., Pereira, F. C., & Del Valle, T. A. (2023). *In vitro* evaluation of potentially

- edible Brazilian trees and shrubs in ruminant nutrition. *Animals*, 13(23). <https://doi.org/10.3390/ani13233703>
- Gonda, H. L., Valdivié, M., & Martínez, Y. (2022). *Hibiscus rosa-sinensis* forage as a potential feed for animals: A review. *Animals*, 12(xx), [páginas si aplica]. <https://doi.org/10.3390/ani>
- González, Q. R., van Wijk, M. T., Ruden, A., Gómez, M., Pantevez, H., Castro-Llanos, F., Notenbaert, A., & Arango, J. (2022). Yield gap analysis to identify attainable milk and meat productivities and the potential for greenhouse gas emissions mitigation in cattle systems of Colombia. *Agricultural Systems*, 195, 103303. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103303>
- Guadalupe, M., Ochoa, J. N., Fernando, A., Olivera, P., Ramos, B. G., Trujillo Pahuja, V., De Jesús, I., Maldonado, D., Oviedo Boyso, J., Delgado, V. S., María, R., & Bravo, R. (2024). Adaptation of tree legumes in a silvopastoral system for sheep in a temperate climate. [Nombre de la revista], XX(X), [páginas si aplica]. <https://doi.org/10.51>
- Hernández, A. X., Ortiz, G. S., Vivas, A. W. F., Fernández-Romay, Y., O-León, O. L., Pérez-Márquez, S., Luiz-Abdalla, A., & Ledea-Rodríguez, J. L. (2024). Nutritional value and *in vitro* dry matter degradability in Mexican sunflower: *Tithonia diversifolia* Helms (Gray). *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 27(3). <https://doi.org/10.56369/tsaes.5211>
- Hernández, M. J., Sánchez, S. P., Torres, S. N., Herrera, P. J., Rojas, G. A. R., Reyes, V. I., & Mendoza, N. M. A. (2018). Composición química y degradaciones *in vitro* de vainas y hojas de leguminosas arbóreas del trópico seco de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 9(1), 105–120. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v9i1.4332>
- Ibarra, R. A. J., Fragoso, C. P. J., Giraldo, V. L. A., & Mojica, R. J. E. (2022). Effect of tropical forage species in silvopastoral arrangements on methane production and *in vitro* fermentation parameters in a RUSITEC system. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 35(4), 217–232. <https://doi.org/10.17533/udea.rccp.v35n4a02>
- Lemes, A. P., Garcia, A. R., Pezzopane, J. R. M., Brandão, F. Z., Watanabe, Y. F., Cooke, R. F., Sponchiado, M., de Paz, C. C. P., Camplesi, A. C., Binelli, M., & Gimenes, L. U. (2021). Silvopastoral system is an alternative to improve animal welfare and productive performance in meat production systems. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93609-7>
- Lista, F. N., Deminici, B. B., De Carvalho Almeida, J. C., Do Carmo Araujo, S. A., & Zarella, P. G. (2019). Forage production and quality of tropical forage legumes submitted to shading. *Ciencia Rural*, 49(7). <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20170726>
- Martínez, F. F., Guerrero, R. J. de D., López, O. S., Aceves, R. E., Olvera, H. J. I., & Méndez, E. J. A. (2023). Yield and nutritional value of herbaceous legumes native to Mexico with forage potential in the dry tropics. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 46(2), 95–104. <https://doi.org/10.35196/rfm.2023.2.95>
- Martínez, R. A. T., Chillito, M. M. A., Mota, P. A. D., Rojas-Vargas, E. P., Santamaría Ga-

- lindo, Y., & Herrera-Valencia, W. (2024). Efecto de modelos silvopastoriles sobre la producción de leche en bovinos de La Montañita, Caquetá, Colombia.
- Mayberry, D., Hau, D. K., Dida, P. R., Bria, D., Praing, J., Mata, A. D., Budisantoso, E., Dalglish, N., Quigley, S., Bell, L., & Nulik, J. (2021). Herbaceous legumes provide several options for increasing beef cattle productivity in eastern Indonesia. *Animal Production Science*, 61(7), 698–707. <https://doi.org/10.1071/AN20545>
- Motta, G., & Pascua, I. Di. (2024). Evolución histórica de la contribución de la ganadería al cambio climático: Un análisis de las estimaciones de FAO entre 2006 y 2023. *Ministerio de ganadería Agricultura y Pesca la revista. Oficina de programación y Política Agropecuaria*. 10 pág.
- Muñoz, E. M., Paola, A., Lavado, F., Montenegro Calvo, M. J., Ugarte, M. G., Azabache, O. F., Escobar, M. M., Juliana, M., Calvo, M., Subdirector, J. R., De, D., Ética Ambiental - UFZ, P., Sunderhaus, S., Castañeda, C. R., Montenegro, M. J., Andrea, C., Fernández, P., Anne, L., Citación, W., & Ugarte, G. (2022). *Hacia una ganadería sostenible en Vichada: Instrumentos políticos y financieros*. Centro de Investigaciones Ambientales UFZ, ASESORA-GIZ.
- Narváez, H. J. P., Angulo, A. J., Barragán, H. W., & Mahecha, L. L. (2023). Shrubs and trees of the Colombian Amazonian foothills: Nutritional and environmental potential in livestock systems. *Agronomía Mesoamericana*, 34(3). Universidad de Costa Rica. <https://doi.org/10.15517/am.2023.52442>
- Nava, R. M. (2023). Sustainability and financial performance in dual-purpose livestock systems: A comprehensive approach to agroecological perspectives. *[Nombre de la revista]*, 8(2). <https://orcid.org/0000-0001-9328-4353>
- Núñez, A. J. M., Jiménez, C. J. P., Tobía, R. C. M., Arias, G. L. M., Jiménez, A. E., & Padilla, F. J. E. (2022). Efecto de la edad de rebrote y época del año sobre los componentes de la pared celular y la digestibilidad *in vitro* de gramíneas (II parte). *Nutrición Animal Tropical*, 16(2), 91–114. <https://doi.org/10.15517/nat.v16i2.52729>
- Ochoa, D. K. G., Díaz, M. C. L., & Pacheco, E. A. P. (2023). Effect of dietary supplementation with forage species *Trichanthera gigantea* (Bonpl.) Nees and *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray on milk production.
- Ochoa, D. K., & Valerezco, J. M. G. (2014). Caracterización y análisis de rentabilidad de los sistemas de producción ganaderos presentes en el cantón Yantzaza, Ecuador.
- Olarte, I. Y. H., Herrera, W. V., Martínez, R. A. T., Medina, E. J. M., Motta, P. A. D., & Toledo, V. (2022). Efecto de la producción forrajera de pasturas nativas e introducidas sobre la producción de leche en la Amazonia colombiana. *Revista Facultad de Ciencias Agropecuarias (FAGROPEC)*, 14(1), 9–24. <https://doi.org/10.47847/fagropec.v14n1a1>
- Olomonchi, E. O. A., Garipoglu, A. V., Oca, N., & Kamalak, A. (2022). Nutritional values and *in vitro* fermentation parameters of some fodder species found in two rangeland areas in the Republic of Benin. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 46(1), 88–94. <https://doi.org/10.3906/vet-2101-69>

- Ontivero, Y. V. (2021). *Characterization of five promising protein shrubs for the Cuban animal husbandry* (Vol. 44). <https://orcid.org/0000-0002-3558-1552>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *The BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Pardo, Y. Y. R., Andrade, M. C. A., & Hernández, O. C. (2021). *Competitividad y sustentabilidad en sistemas ganaderos del piedemonte amazónico colombiano* (p. 21).
- Patiño, Q. B., Martínez Ortega, C. A., Baldrich Romero, N. E., Quiroz, P., Ortega, M., & Romero, B. (2021). Livestock farming in silvopastoral production systems. *Revista FAGROPEC*, 13(2), 156. <https://doi.org/10.47847/fagropec>
- Pazla, R., Zain, M., Despal, Tanuwiria, U. H., Putri, E. M., Makmur, M., Zahera, R., Sari, L. A., Afnan, I. M., Rosmalia, A., Yulianti, Y. I., Putri, S. D., Mushawwir, A., & Apriliana, R. A. (2023). Evaluation of rumen degradable protein values from various tropical foliages using *in vitro* and *in situ* methods. *International Journal of Veterinary Science*, 12(6), 860–868. <https://doi.org/10.47278/journal.ijvs/2023.045>
- Pérez, E. F. F., & Ramo, E. V. C. (2022). *Investigación universitaria: Impacto productivo de la ganadería sostenible en Colombia. Article*, 125–305.
- Pérez, G. E. C., Albores-Moreno, S., Sanginés-García, J., Aguilar-Urquizo, E., Chay-Canul, A., Canul-Solis, J., Muñoz-González, J., Díaz-Echeverría, V., & Trinidad Piñero-Vázquez, A. (2020). Degradability and *in vitro* methane production of tree and shrub foliage with potential in ruminant nutrition. *[Nombre de la revista]*. <http://doi.org/10.15174.au.2020.2840>
- Piedad, M., Restrepo, V., Ortiz Grisales, S., Londoño Hernández, L., García, A. V., & Alejandra Ordóñez Narváez, G. (2023). Characterization of *sagu* leaves and rhizomes (*Maranta arundinacea* L.). <https://orcid.org/0000-0001-9594-0289>
- Quiñones, J. D. C., Cardina, J. L. C., & Castro, E. R. (2020). Ensilaje de arbustivas forrajeras para sistemas de alimentación ganadera del trópico altoandino. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 22(3), 285. <https://doi.org/10.18271/ria.2020.662>
- Riascos, A., Galindo, J. L., Herrera, M., Medina, Y., & Narváez, J. P. H. (2021). Selección nutritiva de forrajeras locales del piedemonte amazónico, Departamento del Putumayo, Colombia. *Livestock Research for Rural Development*, 33(2). <http://www.lrrd.org/lrrd33/2/jupan3321.html>
- Riascos, A., Reyes, G. J. J., & Mendoza, L. A. A. (2020). Nutritional characterization of trees from the Amazonian piedmont, Putumayo department, Colombia. *Cuban Journal of Agricultural Science*, 54(2). <https://orcid.org/0000-0001-6627-9372>

- Rincón, J. D. C., & Moreno, E. J. R. (2022). Importancia del fraccionamiento de los carbohidratos y proteínas en la dieta suministrada a vacas lecheras. [*Nombre de la revista o fuente, volumen(número), páginas*]. [Si es un documento en línea, agregar el enlace o DOI si está disponible].
- Rivera, J. E., Ruíz, T. E., Chará, J., Gómez-Leyva, J. F., & Barahona, R. (2021). Biomass production and nutritional properties of promising genotypes of *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray under different environments. *Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales*, 9(3), 280–291. [https://doi.org/10.17138/TGFT\(9\)280-291](https://doi.org/10.17138/TGFT(9)280-291)
- Romero, M. A., Tzec-Gamboa, M., Álvarez-Rivera, O. O., Ramírez y Avilés, L., & Solorio-Sánchez, F. J. (2024). Los sistemas silvopastoriles y las barreras socio-ecológicas que limitan su adopción. *Bioagrociencias*, 17(1). <https://doi.org/10.56369/bac.5402>
- Salcedo, G. W. (2019). Sistemas silvopastoriles: Una mirada rápida a los arreglos, masificación y experiencia en TERRITORIALIDADES EMERGENTES. IDESMAC. Recuperado de www.idesmac.org.mx
- Sandoval, D., Flórez, J. F. H., Enciso, K., & Sotelo, M. E. (2022). Evaluación económica y ambiental de un sistema silvopastoril en Colombia: Una perspectiva desde los servicios ecosistémicos. *ResearchGate*. <https://www.researchgate.net/publication/367268871>
- Santos, K. C., Magalhães, A. L. R., Silva, D. K. A., Araújo, G. G. L., Fagundes, G. M., Ybarra, N. G., & Abdalla, A. L. (2017). Nutritional potential of forage species found in Brazilian Semiarid region. *Livestock Science*, 195, 118–124. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2016.12.002>
- Silva Ruiz, L., & Jaramillo Peralta, D. A. (2022). Manejo sostenible de la ganadería en Latinoamérica: Revisión sistemática 2018-2021. *Ambiente, Comportamiento y Sociedad*, 5(1), 1–18. <https://doi.org/10.51343/racs.v5i1.969>
- Soliva, C. R., Zeleke, A. B., Clément, C., Hess, H. D., Fievez, V., & Kreuzer, M. (2018). In vitro screening of various tropical foliages, seeds, fruits and medicinal plants for low methane and high ammonia generating potentials in the rumen. *Animal Feed Science and Technology*, 147(1–3), 53–71. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.09.009>
- Torres, P. P., Andrade, V. A. L., & Valencia, H. J. B. (2019). Competitividad de la ganadería doble propósito en el municipio de Florencia, Caquetá. *Repositorio de la Red Internacional de Investigadores en Competitividad*, 13, 286-305.
- Uvidia, H. A. C., Arias, P., Reyes-Silva, F. D., & Herrera-Feijoo, R. J. (2024). Análisis de los bancos de proteína en la alimentación de la ganadería lechera en el Ecuador. *Código Científico Revista de Investigación*, 5(1), 487–501. <https://doi.org/10.55813/gaea/ccri/v5/n1/395>
- Valencia, S. S. S., Jiménez, F. G., Arango, J., Molina, B. I., Chirinda, N., Piñeiro, V. A., Jiménez, O. R., Nahed, T. J., & Kú-Vera, J. (2021). Enteric methane mitigation and fermentation kinetics of forage species from Southern Mexico: In vitro screening. *Agroforestry Systems*, 95(2), 293–305. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00585-4>

- Viennasay, B., & Wanapat, M. (2020). Strategic supplementation of ***Flemingia*** silage to enhance rumen fermentation efficiency, microbial protein synthesis and methane mitigation in beef cattle. *BMC Veterinary Research*, 16(1). <https://doi.org/10.1186/s12917-020-02703-x>
- Zapata, C. C. C., García, M. J. E., Salinas, C. J., Ascacio, V. J. A., Medina, M. M. A., & Mellado, M. (2020). Chemical composition and nutritional value of leaves and pods of ***Leucaena leucocephala***, ***Prosopis laevigata*** and ***Acacia farnesiana*** in a xerophilous shrubland. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 32(10), 723–730. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2020.v32.i10.2148>