

2025 | INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL



01

XLVI

Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, CUJAE
Revista científica del Centro de Investigaciones Hidráulicas

ISSN 2788-6050, RNPS 2066

EQUIPO EDITORIAL

La revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental tiene el propósito de divulgar el conocimiento y contribuir al intercambio de experiencias y la comunicación entre los profesionales y técnicos de habla española. Los temas de interés para la revista incluyen contenidos en la solución de problemas, aplicaciones y desarrollo de la ingeniería hidráulica.

Editor-Director

Dr. Luis Fermín Córdova López

Consejo Editorial

Dra. Daniela Córdova de Horta (*Directora*)

Msc. Jaime Ernesto Chiang Crúz (*Secretario de la publicación*)

Dr. Yoermes González Haramboure

Dr. Rafael Pardo Gómez

Dr. Norberto Marrero De León

Dr. Alcides Juan Felipe León Méndez

Dr. José Bienvenido Martínez Rodríguez

Consejo Asesor

Damir Brjanovic, *Instituto UNESCO-IHE, Holanda*

Daniel Prats Rico, *Universidad de Alicante, España*

Joaquín Moreno Caselles, *Universidad Miguel Enrique de Elche, España*

Nahún García Villanueva, *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México*

Raúl Lopardo, *Instituto Nacional del Agua, Argentina*

Alejandro López, *Laboratorio Nacional de Hidráulica, Santiago de Chile*

Jaime Iván Ordóñez, *Universidad Nacional de Colombia, Colombia*

Rafael Guarga Ferro, *Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay*

Abrahán López, *Universidad Francisco de Miranda, Venezuela*

Miguel A. Perozo Ynestroza, *Universidad Francisco de Miranda, Venezuela*

Cristóbal Díaz Morejón, *Ministerio de Ciencia Tecnología y Mediaambiente (CITMA), Cuba*

Alina Hernández Tur, *Instituto Nacional de Recursos Hídricos (INRH), Cuba*

Rafael Feitó Olivera, *Unión Nacional de Arquitectos e Ingenieros de Cuba (UNAICC), Cuba*

Julián Herrera Puebla, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*

Lorenzo E. Camejo Barreiro, *Universidad de Ciego de Ávila, Cuba*

Alfonso Suárez Reytor, *Universidad de Oriente, Cuba*

Eric Cabrera Estupiñán, *Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Ecuador*

Luis Córdova López, *Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría" (CUJAE), Cuba*

Yoel Martínez González, *Instituto Superior de Ciencias y Tecnologías Aplicadas, Cuba*

Ronnie Torres Hugues, *Centro de Servicios Técnicos de Ingeniería y Tecnología de la Construcción, Cuba*

Ifraín Osa Bernal, *HELVEX, Cuba*

Eduardo López Bastida, *Universidad de Cienfuegos, Cuba*

Javier Orcosupa, *Universidad Tecnológica del Perú, Perú*

Natividad Ramírez Ramírez, *Universidad de Guanajuato, México*

Carlos M. López Vázquez, *Instituto UNESCO-IHE, Holanda*

Julio Iván González Piedra, *Universidad de La Habana, Cuba*

Carlos Javier Fernández de Córdova Webster, *Universidad del Azuay, Ecuador*

Lamberto Alvarez Gil, *Universidad Central de Las Villas (UCLV), Cuba*

Felicia González, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*

Enrique Cisneros, *Instituto de Investigación de Riego, Cuba*

01	DANIELA CÓRDOVA DE HORTA CAROLINA MEDINA LOSADA LUIS F. CÓRDOVA LÓPEZ DARIEL GONZÁLEZ RODRÍGUEZ LUIS ALBERTO RIVERO CÁRDENAS	METODOLOGÍA PARA EVALUAR PROYECTOS TÉCNICOS DE AGUA Y SANEAMIENTO EN CUBA: PARTE II DISEÑO DE UNA PLANTA PILOTO PARA EL ESTUDIO DE HUMEDALES ARTIFICIALES	3 14 15 29 30 44 45 59 60 72 73 85 86 102 103 115
03	IGNAIVIS DE LA CARIDAD CASTILLO LEMUS ROSEMARY LÓPEZ LEE	EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROCEDENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	
04	YASET MARTÍNEZ VALDÉS FÉLIX RIAÑO VALLE	SIMULACIÓN HIDRÁULICA DE SISTEMAS FUENTES POR BOMBEO POR CAMPOS DE POZOS: 1RA PARTE	
05	DANIELA CÓRDOVA DE HORTA LUIS FERMÍN CÓRDOVA LÓPEZ	MODELACIÓN NUMÉRICA DE INUNDACIONES COMPUESTAS EN EL MALECÓN TRADICIONAL DE LA HABANA	
06	ANA MILAGROS MORALES VERGARAY ROSA AGUSTINA BUSTAMANTE ROJAS MILTON CÉSAR GIRALDO MÉNDEZ CRUZ MARGARITA SÁNCHEZ SILVA	ESTRATEGIAS SANITARIAS PARA EL MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS EN DISTRITOS DE LA COSTA PERUANA	
07	YASET MARTÍNEZ VALDÉS DAVID ERNESTO MARÓN DOMÍNGUEZ	LLENADO Y/O VACIADO DE DEPÓSITOS EN SISTEMAS FUENTES POR BOMBEO. PARTE III	
08	GRETEL RAMOS BARCELÓ YULETSIS DÍAZ RODRÍGUEZ	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA SOBRE TÉCNICAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DEL RESIDUO POR DERRAME DE ASFALTO	

Metodología para evaluar proyectos técnicos de agua y saneamiento en Cuba: Parte II

Daniela Córdova de Horta

E-MAIL: danielitach096@gmial.com

Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cuba

RESUMEN

El acceso al agua potable y al saneamiento básico constituye un desafío en pequeñas ciudades de Cuba con infraestructuras deterioradas. Este estudio presenta una metodología técnica adaptada a las condiciones locales para evaluar proyectos de agua y saneamiento con cooperación internacional. Se analizaron seis casos en diferentes regiones del país, considerando pertinencia, eficacia, sostenibilidad e impacto en la calidad del agua. La metodología, basada en herramientas cuantitativas y cualitativas, permitió identificar deficiencias y proponer soluciones técnicas que mejoran el funcionamiento de los sistemas de abasto. Los resultados evidencian mejoras significativas en la cobertura y calidad del servicio, beneficiando a más de 100,000 personas. Este trabajo aporta herramientas prácticas para evaluar y gestionar proyectos hidráulicos, promoviendo un uso más eficiente de los recursos y un impacto sostenible en comunidades vulnerables.

PALABRAS Agua potable, comunidades vulnerables, cooperación internacional,**CLAVES:** metodología técnica, sostenibilidad.

Methodology for Evaluating Technical Water and Sanitation Projects in Cuba: Part II

ABSTRACT

Access to potable water and basic sanitation poses a significant challenge in small Cuban cities with deteriorated infrastructure. This study presents a technical methodology adapted to local conditions for evaluating water and sanitation projects with international cooperation. Six case studies from different regions of the country were analyzed, considering relevance, effectiveness, sustainability, and impact on water quality. The methodology, based on quantitative and qualitative tools, identified deficiencies and proposed technical solutions to improve the performance of supply systems. The results show significant improvements in service coverage and quality, benefiting more than 100,000 people. This work provides practical tools for evaluating and managing hydraulic projects, promoting more efficient resource use and sustainable impacts in vulnerable communities.

KEYWORDS: Potable water, vulnerable communities, international cooperation, technical methodology, sustainability.

01 INTRODUCCIÓN

El acceso universal al agua potable y al saneamiento básico es un derecho fundamental y uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). No obstante, en Cuba, las pequeñas ciudades enfrentan retos significativos en la provisión de estos servicios debido a la limitada cobertura, el deterioro de infraestructuras y la exposición a eventos climáticos extremos. Según estimaciones, más del 50% del agua potable se pierde por problemas de conducción, distribución y consumo, afectando la calidad de vida y la productividad en estas regiones (Sánchez, 2014).

El Fondo de Cooperación para Agua y Saneamiento (FCAS), en colaboración con el Instituto Nacional de Recursos Hídricos (INRH) de Cuba, ha liderado proyectos enfocados en mejorar y ampliar los sistemas de agua potable y saneamiento en diversas localidades del país. Estas iniciativas buscan no solo incrementar la cobertura del servicio, sino también reducir las pérdidas de agua no contabilizada y mejorar su calidad, contribuyendo al cumplimiento de los objetivos establecidos por la Ley de Aguas Terrestres en correspondencia con la Política Nacional del Agua y el Plan Hidráulico Nacional hasta 2030 (Díaz Duque, 2018).

Este artículo presenta el desarrollo y aplicación de una metodología técnica adaptada a las condiciones locales para evaluar proyectos de agua y saneamiento en Cuba. Se centra en los casos de estudio de Báguano, en la provincia de Holguín, y Guisa, en la provincia de Granma, dos localidades seleccionadas por su alta vulnerabilidad hídrica y la necesidad urgente de intervención. La metodología permitió identificar deficiencias críticas, proponer soluciones técnicas efectivas y evaluar el impacto de estas intervenciones en la calidad del servicio.

Los hallazgos obtenidos proporcionan una base sólida para optimizar la gestión de recursos hídricos en contextos similares, promoviendo un desarrollo sostenible y equitativo en las comunidades beneficiadas.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

En esta sección se presentan los casos de estudio y se describe la metodología empleada para llevar a cabo la evaluación técnica de los proyectos gestionados por la Agencia Española de Cooperación en Cuba (AECID). La metodología fue diseñada a partir del análisis de enfoques previos ya existentes. Sin embargo, ante las deficiencias identificadas en las evaluaciones técnicas disponibles, se desarrolló un procedimiento específico que incorpora estos aspectos, adaptándolo a las condiciones actuales del país.

CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LOS PROYECTOS

Las ciudades en las que actúa este proyecto son las más afectadas por el paso de los Huracanes Ike y Gustav y que además cumplen los siguientes criterios. (Córdova de Horta, 2024).

- Ubicación de la ciudad en un sector catalogado como vulnerable al saneamiento.
- La vulnerabilidad de su población residente a problemas sociales, de baja cobertura de agua y de enfermedades vinculadas a la mala calidad del agua suministrada.
- Dificultades con la implementación de programas de desarrollo económico en la zona.
- La existencia de una Estrategia de Desarrollo en la zona avalada por los Planes de Ordenamiento Territorial, elaborado por el Instituto de Planificación Física.

- La inclusión de los Proyectos en el Plan de Inversiones del Instituto Nacional de Recursos Hídricos avalado por el Ministerio de Economía y Planificación del país.
- Voluntad política de las máximas autoridades de los gobiernos en los municipios y las provincias por resolver la difícil situación existente con el abastecimiento de agua.

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS CASOS DE ESTUDIO

GUISA, GRANMA

El poblado de Guisa, con 20,240 habitantes y 6,441 viviendas, enfrenta una situación crítica de abastecimiento de agua debido a la falta de fuentes subterráneas que garanticen volúmenes y calidad adecuados. El sistema de acueducto depende de fuentes alternativas, como un manantial, un pozo criollo y el dren del Sordo, que solo abastecen al 38% de la población en condiciones normales. Estas fuentes, con más de 35 años de uso, presentan un marcado deterioro y se deprimen significativamente durante períodos de sequía, afectando la disponibilidad del recurso hídrico (Córdova de Horta, 2019).

BÁGUANO, HOLGUÍN

El municipio de Báguano, ubicado al este de la provincia de Holguín, a 40 kilómetros de la capital provincial, tiene una economía basada principalmente en la agroindustria, incluyendo un central azucarero, ganadería y producción agrícola. Sin embargo, enfrenta graves problemas de abastecimiento de agua debido a la severa sequía registrada en el último siglo, considerada una tendencia persistente según pronósticos climáticos. Esta situación ha llevado a que más del 60% de la población dependa del suministro de agua mediante camiones cisternas, generando altos costos económicos y significativas molestias para las habitantes (Córdova de Horta, 2019).

ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN

GUISA, GRANMA

Como vía de solución para abastecer al 100 % del poblado de Guisa se utilizarán las aguas de la presa Batalla de Guisa captadas mediante una estación de bombeo ubicada en la conductora a la salida del propio embalse. De allí y por red externa y conducción serán conducidas hacia una planta potabilizadora de 110 l/s, así como tres sistemas hidrométricos para las redes de distribución con un gasto por sectores: sector Braulio Coroneaux; $Q_{máx.h} = 21,07 \text{ l/s}$; sector La Estrella; $Q_{máx.h} = 33,71 \text{ l/s}$ y sector Zona Centro: $Q_{máx.h} = 56,1 \text{ l/s}$. (Ver figura 1) (Córdova de Horta, 2019).

BÁGUANO, HOLGUÍN

La solución propuesta por la dirección inversionista consiste en un acueducto alimentado a través de una fuente superficial existente presa Nipe, el agua será bombeada con una estación existente en el canal a la salida de la obra de toma de la presa, será potabilizada con una planta potabilizadora compacta, desde la cual se bombeará el agua tratada (60 l/s) hasta el tanque apoyado (1800 m³) a construir en hormigón como se observa en la figura 2 , desde este tanque nace la conductora principal hasta la nueva red propuesta a construir, el abasto será directo a cada vivienda a través de acometidas con metrocontadores, de igual manera se mejorarán las condiciones de trabajo de los empleados del acueducto, rehabilitando las oficinas existentes. Según informe geológico el nivel freático en época de lluvia generalmente aparece entre 0,50-1,00 m de profundidad en las zonas llanas y en las zonas cercanas a las elevaciones está por debajo de los 2,00 m. Los caudales de afluencia que podrían esperarse se encuentran entre 1- 2 l/s, por lo que se desechó la posibilidad de

análisis de aguas subterráneas como posibilidad de abasto ya que se necesitan 65 l/s. El embalse consta con un volumen total de 112 hm³ y volumen útil de 72hm³. La población futura de Báguano es de 19 000 habitantes.(Córdova de Horta, 2019). Este proyecto solo contó con la fase II

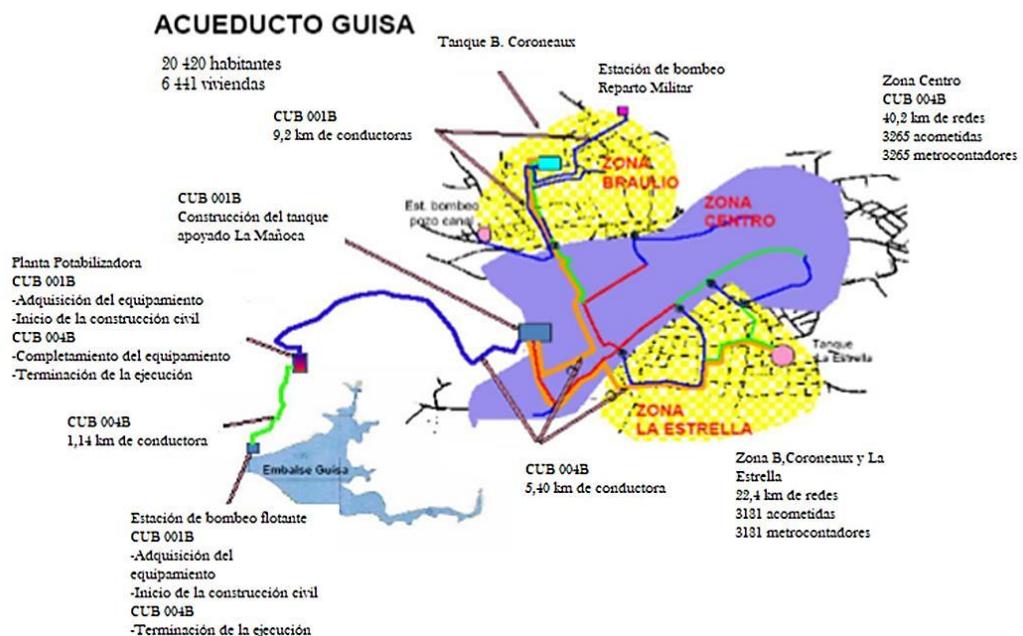


Figura 1. Acueducto Guisa, provincia Granma.



Figura 2. Acueducto Bágano, provincia Holguín.

METODOLOGÍA DE LA EVALUACIÓN

La evaluación se llevó a cabo utilizando una metodología que combinó herramientas cuantitativas y cualitativas para la recopilación de información. El enfoque incluyó talleres participativos, verificaciones en terreno, entrevistas con actores clave y beneficiarios, así como revisión documental, lo que permitió reunir evidencias y realizar una valoración crítica del proceso.

Dado que no existía una metodología específica para la evaluación técnica de proyectos de agua y saneamiento, fue necesario desarrollar una adaptada a las condiciones particulares de Cuba. Esta metodología consideró aspectos como regulaciones, sistemas administrativos y constructivos, características de la población, topografía y factores climáticos. Para su implementación, se diseñó una plantilla en formato Excel que registra los resultados de las diferentes fases del proyecto y evalúa los indicadores según la siguiente clasificación (Córdova de Horta, 2024)

- **Alta:** 95% a 100% de cumplimiento.
- **Media:** 45% a 95% de cumplimiento.
- **Baja:** 0% a 45% de cumplimiento.

Según el nivel de cumplimiento de los objetivos planteados, los proyectos se clasificaron en tres categorías:

- **Alta:** Si ningún objetivo fue evaluado como "Baja".
- **Media:** Si un solo objetivo fue evaluado como "Baja".
- **Baja:** Si dos o más objetivos fueron evaluados como "Baja".

Adicionalmente, se analizaron y clasificaron los impactos directos derivados de las actividades de abastecimiento o saneamiento en cada caso de estudio, utilizando la misma escala.

FASES DE LA EVALUACIÓN (Córdova de Horta, 2024)

Para poder desarrollar esta evaluación fue necesario distribuir el trabajo a realizar en diferentes fases. Cada fase comprende diferentes actividades a desarrollar, abarcando desde la recogida hasta procesamiento de la información.

Fase I. Trabajo de Gabinete.

- Análisis de Términos de Referencia
- Preparación de la propuesta técnica de evaluación.
- Redacción de metodología y oferta de servicios.
- Revisión de información.
- Diseño y preparación de instrumentos para el trabajo de campo.
- Identificación de los/as informantes claves.
- Diseño de los indicadores para el análisis de los criterios de evaluación.

Fase II. Trabajo de Campo

- Taller participativo para recogida de información.

- Aplicación de los instrumentos de recogida de información.
- Análisis de la información.
- Visitas a los objetos de obras y comunidades beneficiarias.

Fase III. Trabajo de Gabinete

- Análisis de la información.
- Elaboración del informe preliminar.
- Elaboración y envío a las contrapartes del informe preliminar.
- Intercambios de comentarios sobre el informe preliminar
- Elaboración del Informe Final

Fase IV: Jornada de Devolución

- Presentación del Informe Final a las contrapartes.

03 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Se presentan los resultados de la evaluación del proyecto "Mejora y Ampliación de los Sistemas de Agua Potable y Saneamiento de Pequeñas Ciudades Cubanas", aplicando la metodología técnica desarrollada en este estudio. Dicha metodología, adaptada a las condiciones específicas de Cuba, permitió analizar el grado de cumplimiento de los objetivos establecidos y evaluar aspectos clave como la pertinencia, eficiencia, eficacia y sostenibilidad del proyecto.

PERTINENCIA RESPECTO A LAS PRIORIDADES NACIONALES Y DEL INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS HIDRÁULICOS (INRH)

El proyecto “Mejora y Ampliación de los Sistemas de Agua Potable y Saneamiento de Pequeñas Ciudades Cubanas” busca mejorar las condiciones de vida en localidades como Guisa y Báguano mediante la rehabilitación de infraestructuras hídricas. Estas áreas rurales, situadas en regiones distantes de Cuba, enfrentaban serias deficiencias en sus sistemas de agua y saneamiento debido a la sequía, la falta de mantenimiento durante el Período Especial y el impacto de los huracanes Ike y Gustav.

En este contexto, el proyecto se alinea con la Tarea Vida, un plan estatal para enfrentar el cambio climático, priorizando municipios vulnerables como Guisa y Báguano. Además, está en correspondencia con las prioridades nacionales y los objetivos del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH), responsable de la gestión hídrica y del saneamiento en el país. La pertinencia del proyecto es alta, ya que aborda problemas críticos en estas comunidades y contribuye al cumplimiento de las políticas nacionales en el sector.

EFICIENCIA

Se evaluó la relación entre los resultados alcanzados, las actividades realizadas y los recursos empleados en el programa, incluyendo una valoración de la gestión de recursos humanos y materiales en función de los objetivos planteados. También se examinó la calidad de los sistemas de

coordinación, seguimiento y difusión, así como la pertinencia de los instrumentos utilizados para la toma de decisiones.

En términos generales, la eficiencia del proyecto se consideró Media debido a varios factores:

- Los mecanismos organizativos del INRH facilitaron la ejecución, pero en algunos casos se sobrepasaron sus capacidades constructivas, generando retrasos en los cronogramas.
- No se designó un equipo de gestión exclusivo para el programa, apoyándose en las estructuras existentes del INRH y sus delegaciones territoriales.
- La ejecución de acciones de la Fase I y II se superpusieron, mostrando flexibilidad, pero complicando la planificación.
- A partir de 2015, la reorganización del proceso de gestión mejoró significativamente gracias a una mayor articulación entre el INRH y la AECID.

EFICACIA

El análisis de la eficacia se llevó a cabo siguiendo los parámetros establecidos en el objetivo de la evaluación, con un enfoque específico en los objetivos, resultados y productos previstos al finalizar el proyecto. Para su valoración, se examinó el grado de cumplimiento de los resultados asociados a los componentes del programa, basándose en los productos entregados y los indicadores definidos.

En las tablas 1 y 2 se exponen y valoran el cumplimiento de los indicadores de los proyectos evaluados, así como la evaluación asignada a cada uno con respecto al indicador en cuestión.

GUISA, GRANMA

La evaluación de la eficacia en el cumplimiento de las metas planificadas para la ciudad de Guisa se clasificó como MEDIA. Este resultado se debe a varios factores:

- a) Los trabajos en la obra de toma y en la planta potabilizadora no se completaron, debido a limitaciones en la disponibilidad de mano de obra capacitada y materiales de construcción.
- b) A pesar de estas dificultades, la población de Guisa se benefició con la instalación de un nuevo sistema de redes, lo que representó una mejora significativa en la infraestructura de abastecimiento de agua.

Este análisis evidencia que, aunque se lograron avances importantes en ciertos componentes del proyecto, algunos objetivos clave no fueron alcanzados, limitando así el impacto global del programa en la región.

BÁGUANO, HOLGUÍN

La eficacia en relación al cumplimiento de las metas planificadas en la ciudad de Báguano se considera ALTA porque:

- a) Todos los objetivos propuestos para este proyecto fueron cumplidos en tiempo y con la calidad requerida.

Tabla 1. Relación de los indicadores de la Fase I en Guisa.

Indicadores	Observaciones	Evaluación
1.Colocación de 23,4 km de redes	En la primera fase del proyecto, se planificó la instalación de 23,4 km de redes en los sectores de El Braulio	ALTA

Indicadores	Observaciones	Evaluación
2.Colocación de 3,2 km de conductoras	y La Estrella. Sin embargo, al finalizar esta etapa, se logró un total de 38,3 km de redes, lo que permitió beneficiar a un mayor número de habitantes de la región.	ALTA
3.Colocación de 3181 acometidas	Asimismo, se colocaron 3,2 km de conductora entre la estación de bombeo Pozo Canal, el tanque Braulio Coroneaux y la estación de bombeo Reparto Militar. Este indicador también superó las expectativas, alcanzando un total de 5,6 km, lo que amplió significativamente los beneficios para la población.	ALTA
4.Colocación de 3181 metrocontadores	<p>En cuanto a las acometidas, se planificó la instalación de 3,181, pero se logró un total de 3,503, reflejando un sobrecumplimiento en este aspecto.</p> <p>Como parte de las acciones finales para garantizar el suministro eficiente de agua, se implementó la instalación de metrocontadores con el objetivo de medir el consumo y fomentar la conciencia sobre el ahorro del recurso. Sin embargo, este indicador no se cumplió en su totalidad, ya que solo se instalaron 2,467 metrocontadores, quedando por debajo de lo planificado.</p>	MEDIA
5.Adquisición de equipamiento tecnológico e inicio de la construcción civil de la planta potabilizadora	<p>En la primera fase del proyecto CUB-001B se adquirió una parte significativa del equipamiento necesario para la planta de tratamiento de agua. Las obras civiles correspondientes se iniciaron durante esta etapa.</p> <p>La planta, diseñada bajo un esquema tradicional, tiene capacidad para tratar un caudal de 110 litros por segundo, lo que permitirá beneficiar a un total de 26,330 habitantes una vez finalizada su construcción y puesta en funcionamiento.</p>	ALTA
6. Construcción del Tanque de 1800 m ³	La construcción del tanque ubicado en la elevación conocida como La Mañoca se completó dentro del tiempo planificado, sin contratiempos durante su ejecución. El tanque se finalizó en la fecha prevista y cumple con las condiciones necesarias para garantizar el almacenamiento adecuado del agua, asegurando su disponibilidad para la población beneficiada.	ALTA
7.Inicio de los trabajos en la Obra de toma	El equipamiento necesario para iniciar las obras de construcción civil fue adquirido de manera oportuna, lo que permitió el desarrollo del proyecto sin contratiempos. Las actividades previstas se completaron en el porcentaje establecido, sin retrasos y cumpliendo con los objetivos	ALTA

Indicadores	Observaciones	Evaluación
	planteados en el programa. Esto asegura el avance conforme a los plazos y estándares establecidos.	

Tabla 2. Relación de los indicadores de la Fase II en Báguano.

Indicadores	Observaciones	Evaluación
1.Colocación de 20 km de redes	Los 20 km de redes comprendían el casco urbano de Báguano y el poblado de Tacajó. Por la precaria situación de Tacajó se priorizó la instalación de las redes de todo este poblado, seguido de algunas zonas de Báguano. Producto de la política existente en el país de garantizar el suministro de agua a toda la población se continuaron los trabajos (aunque ya estaba cumplido el objetivo del proyecto) con las redes en otras zonas de Báguano sobrecumpliendo en 8.11 km los indicadores del proyecto.	ALTA
2.Colocación de 17 km de conductoras	La conductora de impulsión, ubicada en el área de la planta potabilizadora en operación, fue conectada exitosamente al tanque de almacenamiento y a la red de distribución del municipio de Báguano. Con una longitud total de 17.9 km, esta instalación superó la planificación inicial en 0.9 km, contribuyendo a una mayor cobertura y capacidad de distribución de agua en la región.	ALTA
3.Colocación de 3070 acometidas	El proyecto logró la instalación del 100% de las acometidas comprometidas, cumpliendo con los objetivos planteados. La mayoría de los habitantes conectaron las acometidas a sus cisternas, desde las cuales distribuyen el agua hacia las redes interiores de sus viviendas. En otros casos, el agua se recolecta manualmente para su uso doméstico, adaptándose a las condiciones particulares de cada hogar.	ALTA
4.Colocación de 1145 metrocontadores	Durante la ejecución del proyecto, se instalaron 2,097 metrocontadores, de los cuales 854 se colocaron en Báguano y el resto en Tacajó, logrando un sobrecumplimiento de 952 unidades. En total, Báguano recibió 4,165 metrocontadores gracias a la combinación de este programa y otras iniciativas. De ellos, 2,097 fueron adquiridos a través de la cooperación española, mientras que 2,068 provinieron del programa nacional de metraje. Todos los metrocontadores fueron instalados adecuadamente y asegurados para prevenir manipulaciones por parte de personal no capacitado, garantizando así un control confiable y eficiente del consumo de agua.	ALTA

Indicadores	Observaciones	Evaluación
5. Adquisición tecnológica, montaje y puesta en marcha de la planta potabilizadora	El proyecto incluye una planta compacta de alto valor tecnológico con una capacidad de 60 litros por segundo. Actualmente, la planta se encuentra en operación y en óptimas condiciones, asegurando un suministro eficiente de agua para la población beneficiada.	ALTA
6. Construcción del Tanque de 1800 m ³	Como parte del proyecto, se construyó un tanque prefabricado de hormigón en una elevación situada a la entrada de Tacajó. Este tanque cuenta con un volumen aproximado de 1800 m ³ , lo que contribuye significativamente al almacenamiento y distribución eficiente del agua en la zona.	ALTA

IMPACTO EN LA CALIDAD DEL AGUA SUMINISTRADA

Se evaluaron los efectos del programa en relación con los objetivos alcanzados, considerando la percepción de la población sobre los cambios en su calidad de vida. También se analizaron los impactos en aspectos como la mejora del agua suministrada, la participación social y el empoderamiento comunitario.

GUISA, GRANMA

En relación a la calidad del agua del sistema de abasto de Guisa es importante decir que la UEB de Acueducto y Alcantarillado ha establecido contrato con la Empresa Nacional de Análisis y Servicios Técnicos (ENAST) para realizar las pruebas de calidad de agua.

BÁGUANO, HOLGUÍN

La UEB de Acueducto y Alcantarillado, en colaboración con la ENAST, realiza pruebas mensuales para garantizar que el agua cumpla con los estándares de calidad necesarios. En Báguano y Guisa, se mantienen informes constantes entre ambas entidades para monitorear el suministro.

La Dirección de Higiene y Epidemiología también realiza análisis mensuales, complementando los esfuerzos para evaluar el impacto de la rehabilitación de los sistemas y plantas potabilizadoras en la salud de los habitantes. Además, las plantas potabilizadoras realizan muestreos en los puntos de entrada y salida, asegurando la calidad del agua en todo el proceso de abastecimiento.

SOSTENIBILIDAD Y PERDURABILIDAD DE LOS SISTEMAS DE ABASTO

La calidad del agua se garantiza mediante pruebas mensuales realizadas por la ENAST en colaboración con la UEB de Acueducto y Alcantarillado, y por la Dirección de Higiene y Epidemiología. Además, las plantas potabilizadoras realizan muestreos en las entradas y salidas del sistema, asegurando el cumplimiento de los estándares necesarios para el consumo humano.

GUISA, GRANMA

La sostenibilidad de los sistemas de agua rehabilitados en Guisa se clasifica como MEDIA, debido a varias limitaciones en su operación y mantenimiento:

a) La obra aún no se ha concluido, y no se dispone de un Plan General de Operación y Mantenimiento formalizado para garantizar su adecuada explotación.

b) Las redes operan con base en la experiencia del personal, sin registros documentados de las actividades diarias.

c) No se cuenta con un plan de mantenimiento preventivo, y las intervenciones actuales son correctivas, realizadas únicamente en respuesta a fallas o roturas imprevistas, sin generar registros consistentes en las órdenes de reparación.

Estas deficiencias representan un desafío para la perdurabilidad del sistema y su capacidad para mantener un servicio de calidad a largo plazo. La implementación de un plan integral de operación y mantenimiento es fundamental para mejorar la sostenibilidad de las infraestructuras rehabilitadas.

BÁGUANO, HOLGUÍN

La sostenibilidad de los sistemas de agua rehabilitados en Báguano se clasifica como ALTA debido a la implementación de medidas que garantizan su operación y mantenimiento eficiente:

a) El proyecto ha concluido, y se dispone de un Plan General de Operación y Mantenimiento formalizado, que incluye las operaciones necesarias para las redes de abastecimiento y las válvulas del sistema.

b) Las redes operan con registros diarios que documentan las actividades realizadas, asegurando un control adecuado del sistema.

c) Se cuenta con un plan de mantenimiento preventivo que abarca todos los componentes de la infraestructura, incluidas la planta potabilizadora y las redes de distribución, complementado por mantenimientos correctivos documentados en las órdenes de reparación.

Además, la planta potabilizadora dispone de un plan de operaciones detallado que incluye instrucciones específicas para cada área, respaldadas por los manuales de operación del fabricante. Estas prácticas aseguran la durabilidad y el óptimo desempeño del sistema, beneficiando a la población a largo plazo.

04 CONCLUSIONES

- La metodología desarrollada y aplicada permitió evaluar de manera integral los proyectos de agua y saneamiento en Cuba, considerando las condiciones específicas del país. Esta herramienta demostró ser efectiva para identificar deficiencias, proponer soluciones y optimizar los sistemas de abastecimiento.
- Los resultados evidencian que los proyectos ejecutados en Báguano y Guisa lograron mejoras significativas en la calidad y cobertura del servicio de agua potable, beneficiando directamente a más de 100,000 personas y contribuyendo al desarrollo sostenible de las comunidades.
- La sostenibilidad de los sistemas rehabilitados presenta variaciones según las localidades. Báguano logró consolidar un modelo de operación y mantenimiento robusto, mientras que en Guisa persisten limitaciones relacionadas con la falta de planes formales y registros adecuados.
- El proyecto está en total correspondencia con las políticas nacionales y los objetivos del Instituto Nacional de Recursos Hídricos (INRH), además de estar alineado con la Tarea

Vida, contribuyendo al enfrentamiento de los desafíos del cambio climático en municipios vulnerables.

- Es imprescindible implementar planes generales de operación y mantenimiento en todos los sistemas rehabilitados para garantizar su sostenibilidad a largo plazo. Asimismo, fortalecer la capacitación del personal operativo y optimizar la planificación de recursos son pasos necesarios para aumentar la eficacia y eficiencia de futuros proyectos.

05 REFERENCIAS

Granma. (2014, noviembre 20). Abasto y saneamiento del agua: una estrategia a seguir. Disponible en: <https://www.granma.cu/cuba/2014-11-20/abasto-y-saneamiento-del-agua-una-estrategia-a-seguir>.

Córdova de Horta, D. (2019). Metodología para la evaluación técnica de proyectos de agua y saneamiento en Cuba. (Tesis de grado), Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría,

Díaz Duque, J. A. (2018). El agua en Cuba: un desafío a la sostenibilidad. Ingeniería Hidráulica y Ambiental, 39, 46-59.

Córdova de Horta, D. (2024). Metodología para la evaluación técnica de proyectos de agua y saneamiento en Cuba. Ingeniería Hidráulica Y Ambiental, 45(2), 65–77. Recuperado a partir de <https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/664>

Conflictos de intereses

El autor declara que no existen conflictos de intereses.

ORCID del autor

[Daniela Córdova de Horta](https://orcid.org/0000-0002-7284-9682) <https://orcid.org/0000-0002-7284-9682>

Diseño de una planta piloto para el estudio de humedales artificiales

Carolina Medina Losada

E-MAIL: carolinamedinalosada@gmail.com

Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH). Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (CUJAE)

Luis F. Córdova López

E-MAIL: cordova@tesla.cujae.edu.cu

Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH). Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (CUJAE)

Dariel González Rodríguez

E-MAIL: d.glezrguez99@gmail.com

Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de La Habana

Luis Alberto Rivero Cárdenas

E-MAIL: lriveroc89@gmail.com

Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de La Habana

RESUMEN

El trabajo tiene como objetivo proponer el diseño de una planta piloto de humedales artificiales, como alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales domésticas, mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical no saturado – saturado, y fangos procedentes de fosas sépticas, mediante humedales artificiales para el tratamiento de lodos. La planta piloto se ubica en un área dentro de la planta de tratamiento de aguas residuales María del Carmen y su vida útil es un período aproximado de cinco años. Se realiza el dimensionamiento de la misma, y se diseña un experimento considerando variables relevantes para el estudio del comportamiento de humedales artificiales en climas tropicales.

PALABRAS CLAVES:

Planta piloto, humedal artificial, tratamiento, aguas residuales, lodos.

Design of a pilot plant for the study of artificial wetlands

ABSTRACT

The aim of this work is to propose the design of a pilot plant for artificial wetlands, as a viable alternative for the treatment of domestic wastewater, using artificial wetlands with vertical unsaturated-saturated subsurface flow, and sludge from septic tanks, using artificial wetlands for the treatment of sludge. The pilot plant is located in an area within the María del Carmen wastewater treatment plant and its useful life is approximately five years. Its dimensioning is carried out, and an experiment is designed considering relevant variables for the study of the behavior of artificial wetlands in tropical climates.

KEYWORDS: Pilot plant, artificial wetland, treatment, wastewater, sludge

01 INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la sociedad ha provocado un incremento de los volúmenes de aguas residuales, el tratamiento de las mismas es un proceso complejo. En este escenario, se hace necesario implementar soluciones más económicas y amigables con el medio ambiente, como los humedales artificiales. Estos sistemas naturales pueden ser una alternativa efectiva para el tratamiento de aguas residuales y fangos, especialmente en zonas de clima tropical y en países en vías de desarrollo. Para abordar esta problemática, es fundamental llevar a cabo estudios sobre la viabilidad y eficacia de los humedales artificiales en estas regiones. Una forma de realizar estos estudios es a través de la implementación de una planta piloto, que permita evaluar el rendimiento de estos sistemas en condiciones reales y adaptadas a las necesidades locales.

Los humedales artificiales (HA) son áreas construidas que están temporal o permanentemente saturadas de agua, con el fin de eliminar nutrientes y materia orgánica de las aguas residuales mediante el aprovechamiento de la interacción entre microorganismos y la atmósfera. Hoy en día constituyen una de las tecnologías más utilizadas a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales de pequeñas zonas urbanas (Salas, 2018). Algunos de estos sistemas de tratamiento tienen las ventajas que presentan bajo costo de inversión, al igual que de operación y mantenimiento.

Con la investigación se pretende crear un marco experimental (planta piloto y diseño de experimento) capaz de dar respuesta al estudio de la tecnología de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales y humedales artificiales para tratamiento de lodos extraídos de fosas sépticas en regiones con un clima tropical.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

Para elaborar el diseño de la planta piloto el primer factor a tener en cuenta es la ubicación de la misma. Se decide emplazar la obra dentro del área de la planta de tratamiento de aguas residuales “María del Carmen”, esta se encuentra ubicada en el municipio Boyeros en La Habana, colindando al norte con el Instituto Superior Politécnico “José Antonio Echeverría”, en la calle 114 a escasos metros de la avenida Rancho Boyeros y al sur con el reparto “María del Carmen”. La PTAR vierte sus aguas al río Almendares, considerado cuerpo receptor de clase C según la (NC27:1999).

Las condiciones favorables para la obtención de agua residual doméstica, la disponibilidad de área y de personal con el conocimiento necesario para efectuar labores de mantenimiento, hacen de la PTAR “María del Carmen” el lugar idóneo para emplazar la planta piloto. En la

Figura se muestra una vista satelital de la PTAR “María del Carmen” y se señala el lugar donde se emplazará la planta piloto con una disponibilidad de área de 1221 m².



Figura 1. Vista Satelital PTAR María del Carmen

Para llevar a cabo el diseño se tuvo en cuenta primeramente el tipo de humedal que se deseaba construir, analizando principalmente las ventajas y desventajas de su uso.

Para el tratamiento de agua residual se escoge la variante de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical no saturado – saturado (Ver figura 2). Establecer una zona saturada en el fondo del filtro permite que este opere en condiciones anóxicas en dicha región, logrando un tratamiento más intensivo de algunos compuestos. Esto equivaldría a superponer un filtro de flujo vertical no saturado sobre un filtro de flujo horizontal.

El uso de una zona saturada en el filtro permite, fundamentalmente:

- potenciar el tratamiento del nitrógeno total al establecer una zona anóxica, condición indispensable para la desnitrificación,
- mejorar los rendimientos de la degradación del carbono gracias a un consumo suplementario asociado a las reacciones de desnitrificación,
- capturar los sólidos suspendidos residuales y garantizar así una concentración de sólido suspendidos totales (SST) en el efluente inferior a 25 mg/L, condición indispensable para el funcionamiento de módulos.

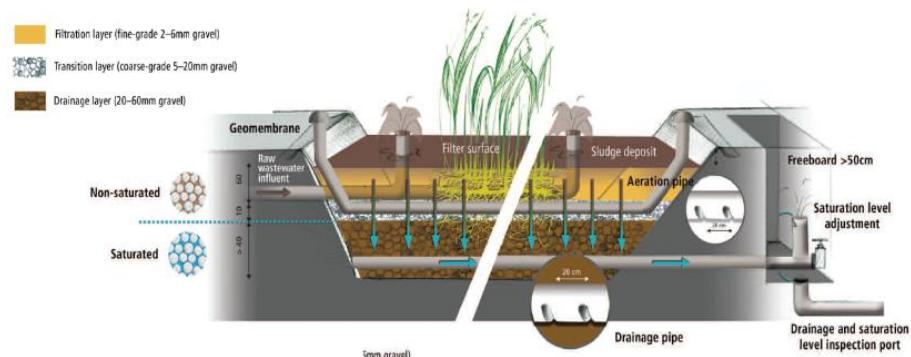


Figura 2. Esquema de un HAFSSV con capa saturada. Tomado de Lombard-Latune y Molle, (2017)

Los tratamientos de lodos a través de humedales consisten en tanques que se encuentran llenos de una capa de grava y plantas con raíces emergentes (Ver figura 3), los lodos se esparcen y almacenan en la superficie de los lechos, la mayor parte de su contenido de agua se pierde por procesos de evapotranspiración de las plantas y el drenaje, dejando la capa de lodo concentrado en la superficie (Uggeti et al., 2010), la evolución del mismo está ligado a los procesos de deshidratación y mineralización (Nielsen, 2003).

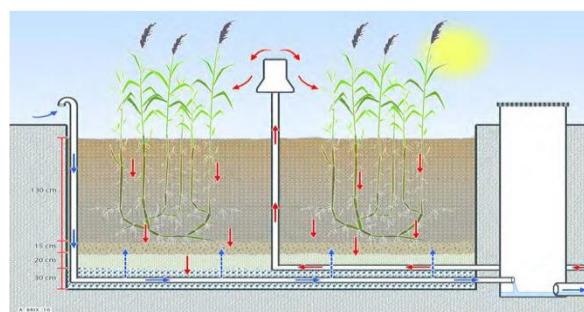


Figura 3. Representación esquemática de un humedal artificial para tratar lodos. Tomado de Dotro et al., (2021).

Luego de seleccionar las variantes de humedal artificial se procede a seleccionar los parámetros que serán medidos en la planta piloto. Se propone evaluar una serie de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos teniendo como objetivo el estudio del desempeño y comportamiento de los HA. Las variables propuestas se mencionan a continuación: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total kjeldahl (NTK), nitratos, nitritos, fósforo total, fósforo ortosoluble, temperatura , pH, grasas y aceites, humedad del lodo, color del lodo, olor del lodo.

Posterior a la toma de muestras, estas deben ser analizadas en el laboratorio mediante diversas técnicas que permiten caracterizar los parámetros que se desean evaluar. En la Tabla 1 se muestran las técnicas y métodos para la medición y se propone el equipamiento necesario para realizar la caracterización de cada parámetro.

Tabla 1. Parámetros de agua residual a caracterizar, técnicas, métodos y equipamiento a emplear.

Parámetro	Técnica	Método	Equipo
DBO	Titulométrica	Winkler-azida	Bureta
DQO	Espectrofotométrica	Reflujo cerrado	Espectrofómetro
NTK	Titulométrica	Semi-micro Kjeldahl	Bureta
Nitratos	Espectrofotométrica	Ácido fenoldisulfónico	Colorímetro
Nitritos	Espectrofotométrica	Sulfanilamida	Colorímetro
Fósforo Total	Espectrofotométrica	Ácido ascórbico	Colorímetro
Fósforo Ortosoluble	Espectrofotométrica	Ácido ascórbico	Colorímetro
Temperatura	Termométrica	Termómetro de inmersión	Termómetro (-20/110°C)
pH	Potenciométrica	Electrodo de calomel	Potenciómetro pH
SST	Gravimétrica	Evaporación	Balanza Digital
Grasas y aceites	Gravimétrica	Extracción con disolvente	Balanza Digital

Para un correcto análisis de la humedad del lodo se toma una muestra antes de la descarga y otra un día después de alimentar al humedal. Sin embargo, cuando los tiempos entre alimentaciones del humedal sean largos, se tomará una muestra de humedad intermedia.

Se toma una muestra pequeña de lodo de distintas partes del humedal y se mezcla homogéneamente para su análisis. Se determina la humedad en las muestras mediante un medidor de humedad. (Ver figura 4)



Figura 4. Medidor de humedad. Tomado de (Molle et al., 2013).

Los parámetros físicos, color y olor serán determinados en campo, esto se lo realiza de manera diaria a través de la observación del mismo. Para un correcto análisis, el área de estudio se debe encontrar en condiciones óptimas, esto referente a la vegetación del humedal ya que, si esta se encuentra con un tamaño muy grande, no permitiría visualizar resultados correctos.

03 RESULTADOS

Se presentan las propuestas de diseño para implementar una planta piloto de humedales artificiales como herramienta para estudiar sistemas de tratamiento de aguas residuales y lodos, y el diseño del experimento en sus primeras etapas.

CONCEPCIÓN DEL FLUJO TECNOLÓGICO DE LA PLANTA PILOTO

La planta piloto está formada por varios elementos que permiten el estudio y la experimentación en los humedales artificiales. Dos celdas de HAFSSV NS/S se alimentarán con agua residual tomada del registro de entrada a la PTAR, bombeada a un tanque de homogenización, luego a un tanque de alimentación para muestreo y almacenamiento del agua residual, que se conducirá hacia un registro de salida tras ser tratada en el filtro. El agua residual tratada vuelve al inicio de la PTAR.

Para el tratamiento de lodos, se construirán dos celdas alimentadas desde un tanque para muestreo y almacenamiento de lodos provenientes de tanques sépticos. Los lixiviados se conducirán a un registro de salida para su análisis antes de pasar al registro de entrada a la PTAR.

La figura 5 muestra la concepción del flujo tecnológico propuesta.

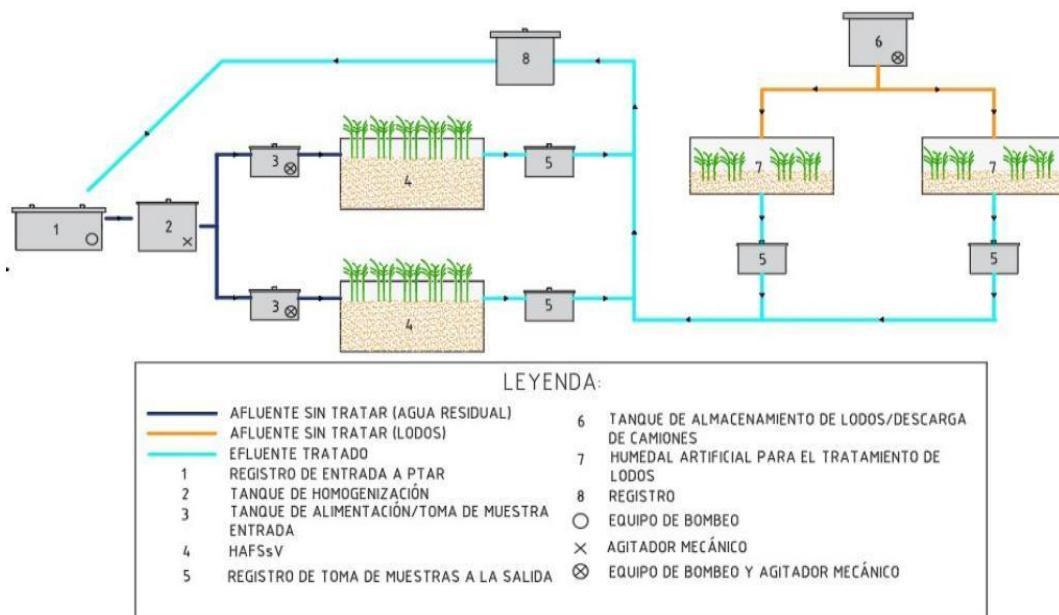


Figura 5. Concepción del flujo tecnológico.

DISEÑO DEL EXPERIMENTO EN LA PLANTA PILOTO PARA EL ESTUDIO DE HAFSSV NS/S

El experimento varía factores para estudiar el comportamiento y la eficiencia de los HAFSSV NS/S bajo diferentes condiciones. Se establece la ubicación y frecuencia de la toma de muestras y los

compuestos específicos para modificar las características del agua residual. Se seleccionan las siguientes variables para su estudio:

- Intensidad de carga hidráulica
- Capa líquida
- Intensidad de carga orgánica

Para variar la carga orgánica, se usarán aditivos que cambian las propiedades del agua residual. (Ver tabla 2)

Tabla 2. Compuestos que varían las propiedades del agua residual

Autor	Compuestos orgánicos	Compuestos inorgánicos
Rodríguez (1993), Torres et al. (1996)	Proteína: Extracto de carne Carbohidratos: Sacarosa, Almidón, Celulosa Lípidos: Aceite de Soya	Solución de sales minerales propuesta por Vazoller (1988) Solución de micronutrientes propuesta por Touzel y Albagnac (1983)
Universidad de Valencia	Proteína: Gelatina Carbohidratos: Almidón Lípidos: Jabón de tocador, Leche en polvo	Sulfato de magnesio MgSO ₄ .7H ₂ O Fosfato Mono potásico KH ₂ PO ₄ Sulfato de Amonio (NH ₄) ₂ SO ₄ Bicarbonato de Sodio NaHCO ₃
Norma Alemana DIN 38412	Fuente de proteína: Peptona Extracto de carne	Urea (CO(NH ₂) ₂) Sulfato de magnesio MgSO ₄ .7H ₂ O Fosfato Mono potásico KH ₂ PO ₄ Cloruro de Calcio CaCl ₂ .H ₂ O Cloruro de sodio NaCl

DESARROLLO DEL EXPERIMENTO

El experimento se realiza en celdas de 9 m² cada una. La intensidad de carga hidráulica (ICH) varía entre 0,50 y 0,90 m³/(m²*h).

$$Q = ICH * \text{Área} \quad (1)$$

La carga orgánica de entrada (DBO de 150 mg/l) se puede ajustar con los aditivos anteriormente mencionados y se calcula con la fórmula:

$$ICO = \text{Carga Orgánica}/\text{Área} \quad (2)$$

La capa líquida (CL) varía entre 0,025 y 0,05 m. El volumen por lote se obtiene con:

$$Volumen \ por \ lote = \text{Área} * \text{Capa Líquida} \quad (3)$$

El número de lotes se calcula:

$$\text{Número de lotes} = \text{Caudal} / (\text{Volumen por Lote}) \quad (4)$$

La duración de cada lote:

$$\text{Duración de un lote} = (\text{Volumen por Lote}) / (\text{Caudal}) \quad (5)$$

La Tabla 3 muestra los resultados de la experimentación

Tabla 3. Resultados de la experimentación en HAFSSV NS/S

ICH (m ³ /m ² *h) o (m/h)	ICO (kg/m ² *día)	Q (m ³ /h)	CL (m)	CL (m)	CL (m)	CL (m)		
			0,025	0,03	0,04	0,05		
VxL(m ³)		VxL(m ³)		VxL(m ³)				
		0,225	0,27	0,36	0,45			
NL	DxP(mins)	NL	DxP(mins)	NL	DxP(mins)	NL	DxP(mins)	
0,50	0,08	4,50	20,00	3,00	16,67	3,60	12,50	4,80
0,60	0,09	5,40	24,00	2,50	20,00	3,00	15,00	4,00
0,70	0,11	6,30	28,00	2,14	23,33	2,57	17,50	3,43
0,80	0,12	7,20	32,00	1,88	26,67	2,25	20,00	3,00
0,90	0,14	8,10	36,00	1,67	30,00	2,00	22,50	2,67
								18,00
								3,33

PROPIUESTA DE MONITOREO Y TOMA DE MUESTRAS

La evaluación de la planta piloto se basa en el monitoreo y procesamiento de muestras de agua del afluente y efluente (Ver Tabla 4).

Tabla 4. Lugar y frecuencia del muestreo

Parámetro	Frecuencia de medición	Lugar de toma de muestras
DBO	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.

Parámetro	Frecuencia de medición	Lugar de toma de muestras
DQO	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
NTK	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Nitratos	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Nitritos	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Fósforo Total	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Fósforo Ortosoluble	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Temperatura	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
pH	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
SST	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.
Grasas y aceites	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema. Diferentes niveles del medio filtrante o de soporte y zona anóxica.

DISEÑO DEL EXPERIMENTO PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS

Se varían factores para evaluar la eficiencia de los humedales artificiales en el tratamiento de lodos, estableciendo ubicación y frecuencia de las muestras.

- Tasa de carga

- Tiempo de retención

DESARROLLO DEL EXPERIMENTO

Se varía la tasa de carga entre 60 y 100 kgST/(m²·año). El peso del lodo líquido se calcula considerando el contenido de sólidos totales (ST) y el volumen de carga. Teniendo en cuenta que la superficie de cada celda de los humedales de tratamiento de lodos es de 9m², la cual se encuentra previamente determinada y los valores de tasa de carga seleccionados, es posible estimar la cantidad de fango destinado hacia su tratamiento en el humedal mediante la siguiente fórmula.

$$\text{Producción de Lodo} = \text{Tasa de Carga} * \text{Área Total} \quad (6)$$

Conocida la producción de lodo diario que se asignará al humedal en peso seco y considerando que el contenido de sólidos totales en un típico fango líquido podría ser igual a 1%, se podría determinar el peso del fluido total que será depositado en una celda.

$$\text{Peso de lodo líquido} = (\text{Producción de lodo}) / (\% ST) \quad (7)$$

Donde:

- Producción de lodo: es el lodo a destinar al humedal por día, en kg ST/día
- % ST: es el contenido de ST en el fango líquido, en %

Si se considera un peso específico del lodo líquido igual a 1000 kg/m³ se puede determinar el volumen aproximado de carga.

$$\text{Volumen de carga} = (\text{Peso de lodo líquido}) / (\gamma \text{lodo}) \quad (8)$$

Donde:

- γ lodo: peso específico del lodo líquido, en kg/m³

Si la carga de lodos se realiza en una celda por fase de alimentación, entonces la superficie a recibir el lodo líquido será el correspondiente a cada depósito, así:

$$\text{Carga Hidráulica} = (\text{Volumen de carga}) / \text{Superficie} \quad (9)$$

Donde:

- Superficie, es el área asignada a cada cama del humedal, en m²

Como se ha indicado el sistema de humedales artificiales está diseñado para albergar una altura de 1.0 m de fango ya tratado. Por lo tanto, se puede determinar el volumen total de producto que se tendría que retirar en 5 años (vida útil aproximada de la planta piloto), así:

$$VF = \text{Altura} * \text{Superficie} \quad (10)$$

En la Tabla 5 se muestran los resultados de distintos parámetros para la variación de la tasa de carga. El tiempo de retención cambia según el experimento que se deseé realizar. Los días de alimentación pueden variar entre 1 y 7 días y los días de reposo del humedal entre 7 y 21 días.

Tabla 5. Resultados de la experimentación en HAFSSV NS/S

Tasa de carga (kgST/m ² *año)	Producción de Lodos		Peso de lodo líquido (kg/día)	Volumen de carga (m ³ /día)	Carga Hidráulica (m/d)	Volumen de producto final (m ³)
	kgST/año	kgST/día				
60,00	1080,00	2,96	295,89	0,30	0,03	9,00
70,00	1260,00	3,45	345,21	0,35	0,04	9,00
80,00	1440,00	3,95	394,52	0,39	0,04	9,00
90,00	1620,00	4,44	443,84	0,44	0,05	9,00
100,00	1800,00	4,93	493,15	0,49	0,05	9,00

PROPIUESTA DE MONITOREO Y TOMA DE MUESTRAS

La evaluación de la unidad piloto se basa en el monitoreo y procesamiento de muestras de agua del efluente y afluente (Ver Tabla 6).

Tabla 6. Lugar y frecuencia del muestreo

Parámetro	Frecuencia de medición	Lugar de toma de muestras
DBO	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
DQO	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
Sólidos totales	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
Sólidos volátiles	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
pH	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
Oxígeno disuelto	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Entrada y salida del sistema
Humedad	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Capa de lodo
Color	Dependerá del estudio que se desea realizar.	Capa de lodo

DIMENSIONAMIENTO DE LA PLANTA PILOTO

Se describen las dimensiones y características de cada elemento de la planta piloto para cumplir con las fases del experimento y resistir episodios de lluvia intensos.

Tanque de homogenización de agua residual: El tanque de homogenización (TH) almacena el agua residual (AR) y cuenta con un agitador mecánico.

Tanque de alimentación y toma de muestras: El tanque de alimentación (TA) se coloca antes de cada celda de HA y almacena un lote de alimentación para su posterior descarga al filtro. El TA

almacena 1 m³ de agua (1 m³ x 1 m³ x 1 m³) y toma muestras del agua antes del filtro. Equipado con bomba y agitador mecánico para preparar y homogeneizar agua residual sintética con compuestos mencionados anteriormente. (Ver Figura 6)

Se implementarán dos celdas de HAFSSV NS/S con el objetivo de evaluar principalmente la eficiencia del medio filtrante y de la vegetación a sembrar.

El área superficial de cada una de las celdas se encuentra previamente determinada y se escoge de acuerdo a la disponibilidad de terreno dentro de la PTAR y teniendo en cuenta las experiencias estudiadas con respecto a HA a nivel de planta piloto. Las paredes y el suelo de las celdas se construirán de hormigón y en una de las paredes se ubicará una ventana de acrílico que permita observar el medio filtrante y algunos de los procesos que ocurren dentro del HA.

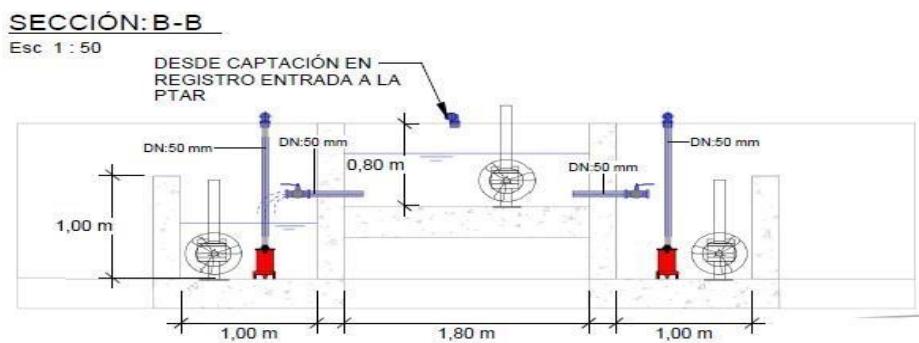


Figura 6. Tanque de homogenización y tanques de alimentación

Las dimensiones de las celdas son de 3 m * 3 m cada una, contando así con un área superficial de 9 m² y su profundidad será de 1,5 m. Se diseñan las celdas con un borde libre que tiene como objetivo resistir la fuerza y la frecuencia de los episodios de lluvia que se presentan en un clima tropical. Cada celda cuenta con dos tuberías de aireación y un sistema tuberías de drenaje que garantizan la recolección uniforme del efluente. Para la alimentación del filtro se ubicará un punto de alimentación en cada celda que garantizará la repartición del agua residual de manera uniforme.

En las primeras etapas de experimentación en la planta piloto se propone evaluar la eficiencia del medio filtrante, por tanto, se planifica que en cada celda se coloque una configuración distinta del medio y se pretende sembrar la misma especie vegetal en ambas. Las capas que componen el medio filtrante se muestran a continuación, así como las configuraciones que se proponen para cada una de las celdas de HA (Ver Tabla 7).

$$\text{Profundidad de la celda} = CF + CT + CS + BL \quad (11)$$

Donde: Capa de filtración (CF), Capa de transición (CT), Capa saturada (CS), Bordo libre (BL)

Tabla 7. Configuración del medio filtrante para HAFSSV NS/S en primeras etapas de experimentación.

Capas	Profundidad (CELDA 1)	Profundidad (CELDA 2)
Capa de Filtración	0,50 m	0,40 m
Capa de Transición	0,10 m	0,10 m

Capas	Profundidad (CELDA 1)	Profundidad (CELDA 2)
Capa Saturada	0,50 m	0,50 m

Para la extracción de muestras en los distintos estratos del medio filtrante, se sugiere la utilización de conductos perforados, dispuestos a intervalos de 1,00 m de longitud y con la profundidad adecuada para la captura del agua en el nivel deseado. Las características de estos conductos varían en función de la configuración de material de soporte empleado en cada fase del proceso experimental. La recolección de muestras en la zona anóxica se llevará a cabo mediante un conducto perforado que se extienda a lo largo de dicha área del filtro, conectado a una válvula en la pared correspondiente a esa sección del filtro.

En la Figura 7 se muestra la sección de la celda 1 de HA, la configuración del medio filtrante y la granulometría de cada capa, se señala la ubicación de las tuberías de aireación y drenaje, así como la tubería de alimentación al filtro.

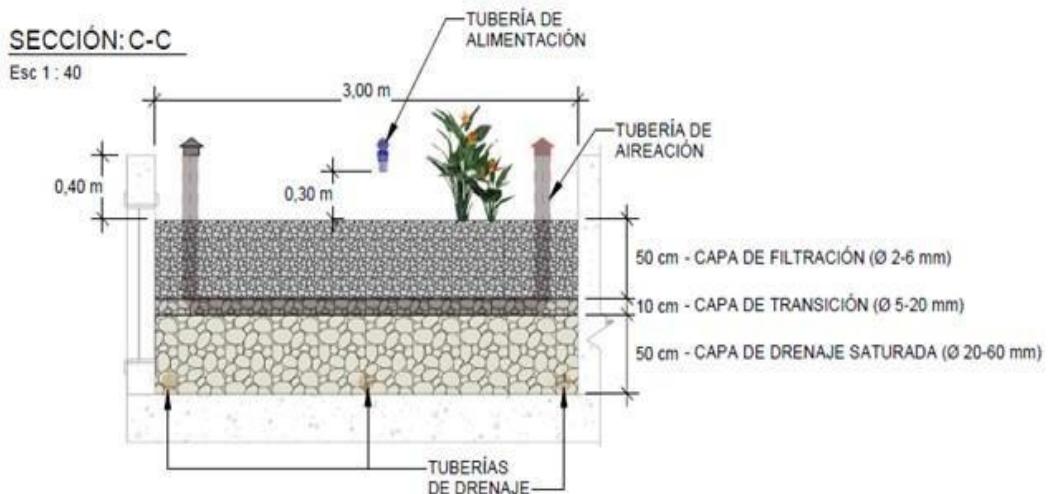


Figura 7. Celda de HAFSSV NS/S

Registro de toma de muestras a la salida (RTM): Almacena el efluente tratado para su análisis. Dimensiones: 1 m³ x 1 m³ x 1 m³ (Ver Figura 8)

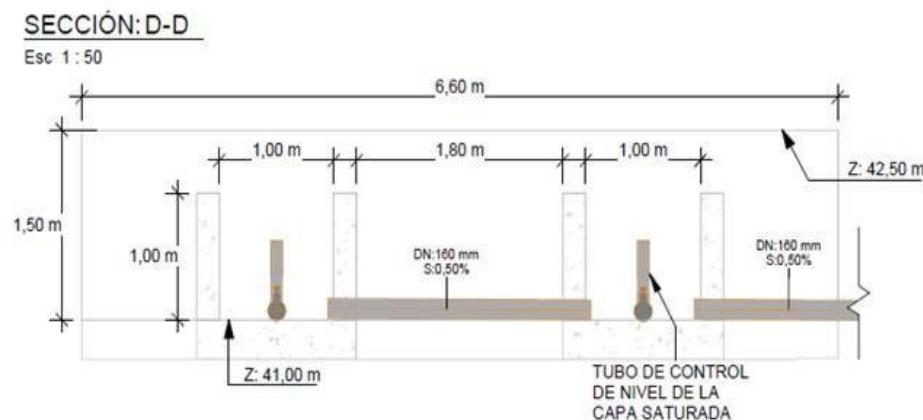


Figura 8. Registros de toma de muestras a la salida

Tanque de almacenamiento de lodo (TA): Tiene dimensiones 1,2 m x 1,5 m x 1,2 m con capacidad de 2,16 m³ para lodos de fosas sépticas, equipado con agitador mecánico y bomba. En la Figura 9 se muestran las dimensiones del TA y la cámara de cribado que lo antecede. Se muestra el agitador mecánico que se ubica en el TA y el diámetro de la tubería de alimentación a los filtros.



Figura 9. Tanque de almacenamiento de lodos

El diseño concibe dos celdas de humedal artificial para el tratamiento de lodos (HATL), el área superficial de cada celda se encuentra previamente determinada. Sus dimensiones son 3 m *3 m cada celda de HATL, contando así con un área superficial de 9 m² y su profundidad será de 1,5 m. Las celdas se diseñan con un BL que se emplea como altura de seguridad. Para el cálculo de la profundidad del HATL se tienen en cuenta elementos que se citan a continuación y la profundidad del medio filtrante, así como su configuración se describen en la Tabla 8.

$$\text{Profundidad de la CELDA} = F + A + BL \quad (11)$$

Donde: Medio filtrante (F), Altura de acumulación de lodo (A), Bordo libre (BL).

Tabla 8. Configuración del medio filtrante para HATL

Capas	Profundidad
Capa de arena	0,05 m
Capa de filtración	0,20 m
Capa de transición	0,10 m
Capa de drenaje	0,15 m

En la Figura 10 se muestra la sección de una celda de HATL, se señala la ubicación de las tuberías de aireación y drenaje, así como la tubería de alimentación al filtro y los diámetros correspondientes a las mismas.

En la Figura 11 se muestra en detalle la configuración del medio filtrante para los HATL y la granulometría del material de cada capa.

SECCIÓN: F-F

Esc 1 : 40

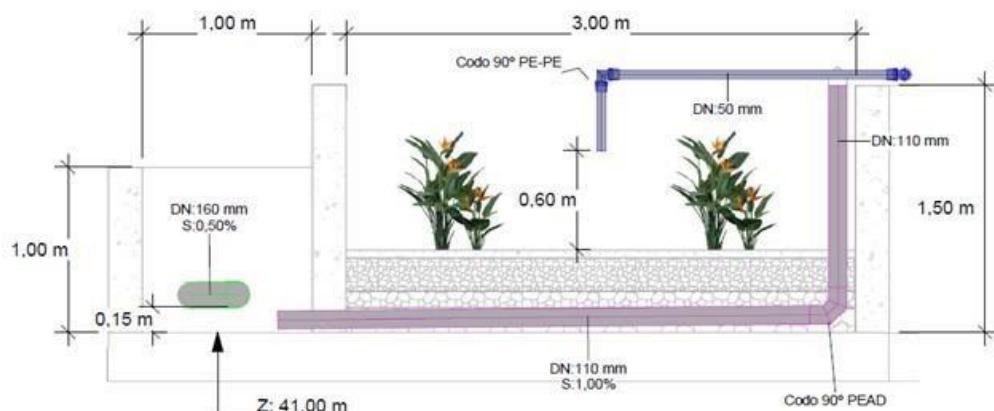


Figura 10. Sección de una celda de HATL

DETALLE DE MEDIO FILTRANTE

Esc 1 : 20

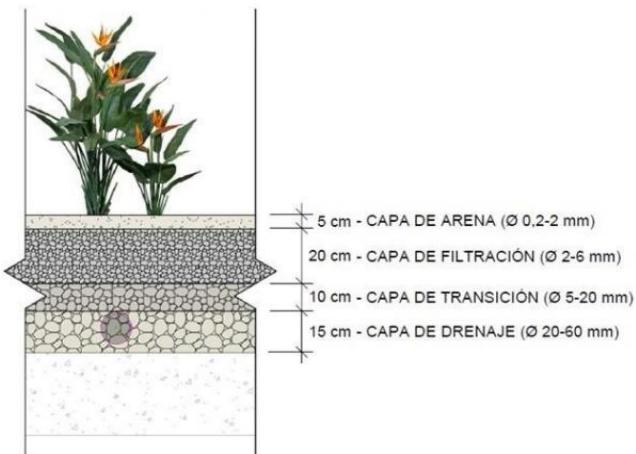


Figura 11. Detalle del medio filtrante HATL

Registro de toma de muestras a la salida: El registro de toma de muestras (RTM) se emplaza a la salida de cada celda de HATL. Almacena los lixiviados efluentes que pasan a través del filtro y son recogidos por la tubería de drenaje. El RTM se dispone para la toma de muestras del efluente para su posterior análisis.

Las dimensiones de RTM son 1 m * 1 m * 1 m y almacena un volumen de 1 m³ de lixiviados. El efluente recogido en este registro pasa a otro registro donde se almacenará toda el agua residual de la planta piloto para luego ser conducido por gravedad de vuelta al registro inicial de la PTAR.

04 CONCLUSIONES

- Mediante una profunda revisión bibliográfica se detallan características de los HA y se definen antecedentes de los HA a nivel de planta piloto.
- Se diseña un experimento que permite analizar el comportamiento de HAFSSV NS/S en clima tropical.
- Se diseña un experimento que permite analizar el comportamiento de un HA para tratar lodos provenientes de fosas sépticas.
- Se proponen variables a monitorear en la planta piloto y se describe la forma, el lugar y el equipamiento para llevarlo a cabo.
- Se define la ubicación de la planta piloto y se dimensionan los elementos que la componen.

05 REFERENCIAS

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2021).** Biological Wastewater Treatment Series Volume 7: Treatment Wetlands.
- Lombard-Latune, R., & Molle, P. (2017).** Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zona tropical (Doctoral dissertation, Agence française pour la Biodiversité).
- Molle, P., Vincent, J., Troesch, S., & Malamaire, G. (2013).** Humedales artificiales utilizados en el tratamiento de lodos y fangos extraídos de fosas.
- NC 27: 1999 VERTIMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A LAS AGUAS TERRESTRES Y AL ALCANTARILLADO.ESPECIFICACIONES.**
- Nielsen, S. (2003).** Sludge drying reed beds. Water Science and Technology, 48 (5), 101-109.
- Salas, J. J. (2018).** Introducción a los Humedales Artificiales como tratamiento de las aguas residuales. iAgua.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., and García, J. (2010).** Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. Bioresource Technology, 101(9), 2905–2912.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

ORCID de los autores

Carolina Medina Losada <https://orcid.org/0009-0005-5485-8760>

Luis F. Córdova López <https://orcid.org/0000-0001-8175-6819>

Dariel González Rodríguez <https://orcid.org/0009-0009-1869-450X>

Luis Alberto Rivero Cárdenas <https://orcid.org/0009-0007-6620-4515>

Emisiones de gases de efecto invernadero procedentes del tratamiento de aguas residuales

IGNAIVIS DE LA CARIDAD CASTILLO LEMUS EMAIL: ignaivis@gmail.com

Instituto de Meteorología (INSMET), La Habana, Cuba

ROSEMARY LÓPEZ LEE EMAIL: rosemary.lopez@insmet.cu

Instituto de Meteorología (INSMET), La Habana, Cuba

RESUMEN

El cambio climático es la mayor amenaza medioambiental a la que se enfrenta la humanidad; solo una acción enérgica y duradera en la reducción de las emisiones puede limitar su alcance. El tratamiento y eliminación de aguas residuales constituye una fuente de emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial. Esta actividad influye de forma significativa en las emisiones totales de Cuba, por tanto, es una categoría clave del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero. En consecuencia, el objetivo de este estudio fue estimar las emisiones producidas por los tratamientos aplicados a las aguas residuales domésticas e industriales de todo el país (serie temporal 1990-2022). Como principal resultado se obtuvo que el valor de las emisiones en 2022 aumentó 1.31% respecto al año base 1990.

PALABRAS CLAVES: Aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales, metano, óxido nitroso

Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment

ABSTRACT

Climate change is the greatest environmental threat facing humanity; only vigorous and sustained action to reduce emissions can limit its scope. Wastewater treatment and disposal constitute a source of greenhouse gas emissions globally. This activity significantly influences the total emissions of Cuba, making it a key category in the National Inventory of Greenhouse Gases. Consequently, the objective of this study was to estimate the emissions produced by the treatment of domestic and industrial wastewater across the country (time series 1990-2022). The main finding was that the value of emissions in 2022 increased by 1.31% compared to the baseline year of 1990.

KEYWORDS: Domestic wastewater, industrial wastewater, methane, nitrous oxide

01 INTRODUCCIÓN

El cambio climático es la mayor amenaza medioambiental a la que se enfrenta la humanidad. Sus cambios se producen con una velocidad e intensidad sin precedentes. Este problema es una realidad que tendrá implicaciones inevitables, pero aún se pueden minimizar sus consecuencias más severas. Solo una acción energética y duradera en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) puede limitar su alcance (Organización Meteorológica Mundial [OMM] 2020). Una de las fuentes emisoras de GEI más importantes a nivel mundial es el tratamiento y eliminación de aguas residuales. Estas pueden ser una fuente de metano (CH₄) cuando se les trata o elimina en medios anaerobios; o una fuente de óxido nitroso (N₂O) cuando se le trata en una planta o se descarga en un cuerpo de agua (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] 2006).

Se consideran aguas residuales domésticas a las aguas residuales generadas en los asentamientos poblacionales, escuelas, instalaciones turísticas, edificios públicos y centros comerciales. Las mismas se componen fundamentalmente de desechos de origen humano. Suelen transferirse por medio de alcantarillas abiertas o cerradas, para recibir tratamiento en plantas centralizadas, letrinas de hoyo, sistemas sépticos, o ser eliminadas en lagunas no gestionadas o en vías fluviales. En algunas ciudades costeras, las aguas residuales domésticas se transfieren directamente al océano (IPCC 2006).

Se consideran aguas residuales industriales a aquellas que derivan exclusivamente de las prácticas industriales. La composición de estas aguas y el contenido de materia orgánica degradable varía según el tipo de producción. La estimación del potencial de producción de CH₄ se basa en la concentración de materia orgánica degradable en el agua residual, el volumen de esta y la propensión del sector industrial a tratar sus aguas residuales. Estas aguas pueden tratarse *in situ* o evacuarse hacia los sistemas de alcantarillados domésticos (IPCC 2006).

En Cuba existe la Norma Cubana NC 27:2012 “Vertimiento de Aguas Residuales a las Aguas Terrestres y al Alcantarillado”. Existe además la Norma Cubana NC 521:2007 “Vertimiento de Aguas Residuales a la Zona Costera y Aguas Marinas”. Estas normas establecen las especificaciones de los vertimientos de aguas residuales a las aguas terrestres, el alcantarillado, las zonas costeras y las aguas marinas, y se aplica a todas las aguas residuales generadas por las actividades sociales y económicas.

En el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) de Cuba el tratamiento y eliminación de aguas residuales es una categoría clave. Esto significa que su estimación influye de forma significativa sobre el inventario total en cuanto al nivel absoluto, la tendencia o la incertidumbre de las emisiones (República de Cuba 2020). Si se mejora el procedimiento de recolección de los datos de actividad al aplicar las directrices del IPCC (2006), se pueden estimar las emisiones de GEI con transparencia y exactitud como lo exige el Marco de Transparencia Reforzado (MTR) del acuerdo de París en 2015. En consecuencia, el objetivo de este estudio fue estimar las emisiones de GEI derivadas de los diferentes tratamientos aplicados a las aguas residuales domésticas e industriales de Cuba para la serie temporal 1990-2022.

02 ASPECTOS METODOLÓGICOS

La estimación de las emisiones de GEI de aguas residuales se realizó mediante una metodología de Nivel 1 y factores de emisión por defecto, de acuerdo al Volumen 5, Capítulo 6, Directrices del IPCC (2006). El período de estudio comprendió la serie temporal 1990-2022 y abarcó todo el territorio de Cuba.

Las emisiones de CH₄ de las aguas domésticas fueron calculadas de: las aguas recolectadas tratadas mediante procesos anaeróbicos (lagunas facultativas), las aguas residuales colectadas evacuadas en

un cuerpo de agua (mar), las aguas residuales no recolectadas tratadas *in situ* (fosas sépticas y letrinas) y las aguas residuales no colectadas y evacuadas en un cuerpo de agua (río). Se calcularon además las emisiones indirectas de N₂O derivadas del consumo humano de proteínas para los efluentes descargados en cuerpos de agua.

La estimación de las emisiones de CH₄ de las aguas residuales industriales tienen una metodología similar a la que se usa para las aguas domésticas, sin embargo, esta se basa en la Demanda Química de Oxígeno (COD del inglés Chemistry Oxygen Demand) y no en la Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD del inglés Biochemical Oxygen Demand). Las emisiones de CH₄ fueron calculadas de: las aguas residuales industriales tratadas *in situ* en cada sector identificado con alto potencial de producción de CH₄. Las Directrices del IPCC (2006) identifica como insignificantes las emisiones de N₂O de las aguas residuales industriales, por lo que no se calcularon en este estudio.

Tras estimar las emisiones, se reportaron los valores de GEI en forma agregada, expresadas en kilotoneladas (kt) de dióxido de carbono equivalente (CO₂-eq). Para ello se multiplican las emisiones (en unidades de masa) de cada GEI por su respectivo potencial de calentamiento global (PCG). En Cuba se utilizan, por convenio, los PCG incluidos en el Quinto Informe de Evaluación del IPCC (2014), para un horizonte temporal de cien años (PCGCH₄=28 y PCGN₂O=265).

DATOS DE ACTIVIDAD ESTADÍSTICOS Y PARAMÉTRICOS PARA EL CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CH₄

En el cálculo de las emisiones de CH₄ de aguas residuales domésticas se consideró tanto las aguas colectadas a través de la red de alcantarillado, como las no colectadas. La variable de actividad empleada fue la cantidad de materia orgánica del agua (TOW, del inglés Total Organic Waste). Para su determinación se utilizó la siguiente ecuación:

$$TOW = P \cdot BOD \cdot 0,001 \cdot I \cdot 365 \quad (1)$$

Donde:

- TOW = Total de materia orgánica en las aguas residuales domésticas del año del inventario, kg de BOD/año
- P = Población del país en el año inventario, personas
- BOD = Demanda Bioquímica de Oxígeno per cápita específico del país en el año correspondiente, g/persona/día
- 0,001 = Factor de conversión de gramos de BOD a kilogramos de BOD
- I = Factor de corrección para BOD industrial que se vierte al alcantarillado junto a las aguas residuales domésticas

Los datos de la población residente anual necesarios para la estimación se obtuvieron de la serie oficial de población proporcionada por la Oficina Nacional de Estadísticas e Información (Tabla 3.5, página 92, ONEI 2023). El BOD que se utilizó en este informe fue el valor por defecto para los países de América Latina de 40,00 g/persona/día (Tabla 6.4, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.14, Directrices IPCC 2006).

Para el factor I se utilizó el valor de 1,25 para las aguas colectadas y el valor de 1,00 para las aguas no colectadas (Ecuación 6.3, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.14, Directrices IPCC 2006). Este factor

de corrección representa el BOD generado por las industrias y los establecimientos (Ej: restaurantes) que se co-descarga al alcantarillado junto con las aguas residuales de origen doméstico.

En el cálculo de las emisiones de CH₄ de aguas residuales industriales se utilizó como variable de actividad el TOW para cada sector industrial *i*. La ecuación empleada para su determinación en este caso fue:

$$TOW_i = P_i \cdot W_i \cdot COD_i \quad (2)$$

Donde:

- TOW_i = Total de materia orgánica en las aguas residuales de la industria *i* del año del inventario, kg de COD/año
- P_i = Producto industrial total del sector industrial *i*, t/año
- W_i = aguas residuales generadas, m³/t producto.
- COD_i = Demanda Química de Oxígeno, kg de COD/m³
- i = Sector industrial

Los datos sobre la producción industrial (P_i) para cada sector identificado con alto potencial de producción de CH₄ se obtuvieron de la ONEI. La tabla 1 muestra los valores por defecto del IPCC para la generación de residuales por sector (W_i) y la Demanda Química de Oxígeno (COD) (Tabla 6.9, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.25, Directrices IPCC 2006).

Tabla 1. Generación de aguas residuales (W) y Demanda Química de Oxígeno (COD) por tipo de industria

Tipo de industria	W (m ³ /t)	COD (kg /m ³)
Conservas de frutas	20,00	5,00
Malta y cerveza	6,30	2,90
Vino	23,00	1,50
Carnes y aves	13,00	4,10
Productos lácteos	7,00	2,70
Refinación de azúcar	11,00	3,20
Procesamiento del pescado	13,00	2,50
Aceites vegetales y grasas	3,10	0,85
Rones	24,00	11,00
Pulpa y papel	162,00	9,00
Detergentes	2,50	0,80
Refinería de petróleo	0,60	1,00
fuente: IPCC (2006)		

FACTORES DE EMISIÓN EMPLEADOS PARA EL CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CH₄

A partir del análisis de la distribución de las aguas residuales domésticas por tipo de vía o sistema de tratamiento y eliminación se pudieron obtener los factores de emisión. A continuación, se muestra la ecuación que se utilizó para el cálculo:

$$EF_j = B_o \cdot MCF_j \quad (3)$$

Donde:

- EF_j = factor de emisión para una vía o sistema de tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas j, kg de CH4/kg de BOD
- B_o = capacidad máxima de producción de CH4, kg de CH4/kg de BOD
- MCF_j = factor corrector para el CH4 para la vía o sistema de tratamiento j

El EF (del inglés emission factor) se calculó con valores por defecto para la capacidad máxima de producción de CH4 (B_o) de 0,60 kg de CH4/kg de BOD (Tabla 6.2, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.12, Directrices IPCC 2006) y el factor corrector para el CH4 (MCF) (Tabla 6.3, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.13, Directrices IPCC 2006). A continuación, se muestran los valores de MCF y los EF empleados para cada sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas (tabla 2).

Tabla 2. Valor de MCF y factor de emisión por sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas

Tipo de vía o sistema de tratamiento	MCF	EF _j
Laguna anaeróbica profunda	0,80	0,48
Fosas sépticas	0,50	0,30
Letrina (clima húmedo)	0,70	0,42
Cuerpo de agua (mar o río)	0,10	0,06

fuente: IPCC (2006)

A partir del análisis de las vías y los sistemas de tratamiento que emplea cada sector industrial se obtuvieron los factores de emisión necesarios. Cada factor de emisión depende de la capacidad máxima de producción de CH4 y el factor corrector para el CH4 promedio ponderado de la industria respectiva. Se utilizó la misma ecuación que en las aguas residuales domésticas (3) con la diferencia de que el BO se expresó en kg de CH4/kg de COD.

Los EF_j se calcularon con valores por defecto para B_o de 0,25 kg de CH4/kg de COD (Capítulo 6, Volumen 5, página 6.23, Directrices IPCC 2006) y MCF (Tabla 6.8, Capítulo 6, Volumen 5, página 6.23, Directrices IPCC 2006). A continuación, se muestran los valores de MCF, así como los factores de emisión empleados para cada sistema de tratamiento de las aguas residuales domésticas (tabla 3).

Tabla 3. Valor de MCF y factor de emisión por sistema de tratamiento de las aguas residuales industriales

Tipo de vía o sistema de tratamiento	MCF	EF _j
Planta de tratamiento aeróbico bien operada	0,00	0,00
Planta de tratamiento aeróbico mal operada	0,30	0,08
Laguna anaeróbica profunda	0,80	0,20

fuente: IPCC (2006)

La fracción de los efluentes industriales tratados in situ en cada sector industrial y el tipo de tratamiento que reciben fue obtenido de cada una de las industrias o ministerios responsables (tabla 4).

Tabla 4. Fracción de las aguas residuales industriales tratadas en Cuba por tipo de tratamiento y sector industrial

Sector Industrial	Tratadas en:		
	Lagunas anaeróbicas	Plantas aeróbicas	Plantas aeróbicas mal operadas
Conservas de frutas ¹	0,38	-	-
Malta y cerveza ¹	0,44	-	-
Vino ¹	0,11	-	-
Carnes y aves ¹	0,44	0,05	-
Productos lácteos ¹	0,34	0,14	-
Refinación de azúcar ²	1,00	-	-
Procesamiento del pescado ¹	0,55	-	-
Aceites vegetales y grasas ¹	0,25	-	-
Rones ¹	0,33	0,16	-
Pulpa y papel ³	-	-	0,33
Detergentes ⁴	-	-	1,00
Refinería de petróleo ⁵	0,75	0,25	-

fuente: 1- OSDE Agroalimentaria y Ministerio de la Industria Alimentaria (MINAL); 2- AZCUBA; 3- Ministerio de Industrias (MINDUS); 4- Suchel Camacho S,A; 5- Unión Cuba Petróleo, Ministerio de Energía y Minas (CUPET, MINEM)

Finalmente, las emisiones de CH₄ estimadas para las aguas residuales domésticas estuvieron constituidas por la sumatoria de los productos de los factores de emisión, las cargas orgánicas y los grados de utilización de cada tipo de tratamiento.

$$\text{Emisiones de } \text{CH}_4 = [\sum_{ij} (U_i \cdot T_{ij} \cdot EF_j)] \cdot (TOW - S) - R \quad (4)$$

Donde:

- *Emisiones de CH₄* = Emisiones neta de CH₄, kt de CH₄
- *U_i* = Fracción de la población del grupo de ingresos i en el año de inventario
- *T_{ij}* = Grado de utilización de vía o sistema de tratamiento j, para cada fracción de grupo de ingreso i, en el año del inventario
- *EF_j* = Factor de emisión para la vía o sistema de tratamiento j, kg de CH₄/kg de DBO

- TOW = Total de materia orgánica en las aguas residuales domésticas del año del inventario, kg de BOD/año
- S = Componente orgánico separado como lodos durante el año de inventario, kg BOD/año
- R = Cantidad de CH₄ recuperado y/o quemado en antorcha durante el año del inventario, kg de CH₄/año

La fracción de la población del grupo de ingresos (Ui) fue calculada a partir de los datos de la población total urbana y rural de las estadísticas nacionales (Tabla 3.5, página 92, ONEI 2023). El grado de utilización (Tij) correspondió a los residentes urbanos y rurales cuyas aguas residuales domésticas fueron tratadas en: lagunas facultativas, fosas sépticas y letrinas o vertidas a un cuerpo de agua (Instituto Nacional de Recursos Hídricos, INRH).

Las emisiones de CH₄ estimadas para las aguas residuales industriales estuvieron constituidas por la sumatoria de los productos de la carga orgánica y el factor de emisión para cada sector industrial:

$$\text{Emisiones de } \text{CH}_4 = \sum [(TOW_i - S_i) \cdot EF_j - R_i] \quad (5)$$

Donde:

- $\text{Emisiones de } \text{CH}_4$ = Emisiones de CH₄ durante el año de inventario, kg de CH₄/año.
- TOW_i = Total de materia orgánica en las aguas residuales de la industria i del año del inventario, kg de COD/año
- S_i = Componente orgánico separado como lodo durante todo el año de inventario para el sector industrial i , kg de COD/año
- R_i = Cantidad de CH₄ recuperada durante el año del inventario por el sector industrial i , kg de CH₄/año
- EF_j = Factor de emisión para la vía o sistema de tratamiento j , kg de CH₄/kg de COD. Si en una industria se utiliza más de un tipo de tratamiento, este factor debe corresponder a un promedio ponderado

No se pudo recolectar información sobre el componente orgánico separado como lodo (S_i) ni de la cantidad de CH₄ recuperada (R_i), por lo que se empleó el valor por defecto 0.

EMISIONES INDIRECTAS DE N₂O

En Cuba no se lleva a cabo el proceso de nitrificación y desnitrificación en sistemas centralizados de plantas de tratamiento, por lo que las emisiones de N₂O se generaron después de la eliminación de los efluentes en vías fluviales, lagos o en el mar. Para la estimación de las emisiones indirectas de N₂O se aplicó la ecuación:

$$\text{Emisiones } \text{N}_2\text{O} = N_{\text{efluentes}} \cdot EF_{\text{efluentes}} \cdot 44/28 \quad (6)$$

Donde:

- $\text{Emisiones } \text{N}_2\text{O}$ = Emisiones de N₂O durante el año del inventario, kg de N₂O/año

- $N_{efluentes}$ = Nitrógeno en el efluente eliminado en medios acuáticos, kg de N/año
- $EF_{efluentes}$ = Factor de emisión para las emisiones de N₂O provenientes de las descargas de aguas servidas, kg de N₂O-N en kg de N₂O
- El factor 44/28 corresponde a la conversión de kg de N₂O-N en kg de N₂O

La variable de actividad es el factor $N_{efluentes}$ que no es más que la cantidad total anual de nitrógeno en los efluentes de aguas residuales. Para su determinación se empleó la ecuación:

$$N_{efluentes} = (P \cdot \text{Proteína} \cdot F_{NPR} \cdot F_{NON-CON} \cdot F_{IND-COM}) - N_{Lodo} \quad (7)$$

Donde:

- $N_{efluentes}$ = cantidad total anual de nitrógeno en los efluentes de aguas residuales, kg de N₂O/año
- P = población humana
- Proteína = consumo per cápita anual de proteínas, kg/persona/año
- F_{NPR} = fracción de nitrógeno en las proteínas, por defecto = 0,16 kg de N/kg de proteína
- $F_{NON-CON}$ = factor de las proteínas no consumidas añadidas a las aguas residuales (por defecto =1,10)
- $F_{IND-COM}$ = factor para las proteínas industriales y comerciales co-eliminadas en los sistemas de alcantarillado (por defecto =1,25)
- N_{Lodo} = nitrógeno separado con el lodo residual (por defecto = 0), kg de N/año

Los datos de población utilizados fueron los reportados por la ONEI. Se asumió para el consumo anual de proteína per cápita, el valor de suministro de proteínas de la base de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO del inglés, Food and Agriculture Organization) multiplicado por la fracción de proteínas consumidas para América Latina (0.92) recomendado en el Refinamiento de las Directrices del IPCC (2019). La FAO proporcionó para el periodo 1990-2013 una serie de valores año a año (FAOSTAT 2013). Sin embargo, para el periodo 2014-2018 proporcionó una serie valores estimados para un promedio de tres años (FAOSTAT 2021). A partir de técnicas de extrapolación se completaron los datos para 2019, 2020, 2021 y 2022.

El factor de emisión del N₂O se tomó en base a los datos por defecto para la metodología del N₂O proporcionados en las Directrices del IPCC (2006). Para el caso de los efluentes, el factor corresponde a un valor de 0,005 kg de N₂O-N/kg de N.

03 EMISIONES DE GEI PROCEDENTES DEL TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

VÍAS Y SISTEMAS DE TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS IDENTIFICADOS

La figura 1 muestra los sistemas de tratamiento y vías de eliminación identificados en Cuba para las aguas residuales domésticas durante el periodo 1990-2022. En las zonas urbanas, para la fracción

de las aguas colectadas en el alcantarillado que fueron tratadas se utilizó el sistema de lagunas facultativas con profundidad entre 1,5 m y 3 m. El resto de las aguas colectadas en el alcantarillado recibieron un tratamiento primario, donde los sólidos más voluminosos se separan mediante barreras físicas y posteriormente fueron evacuadas en un emisario submarino. Las aguas no colectadas en el alcantarillado fueron tratadas en su mayoría en sistemas sépticos.

En las zonas rurales el tratamiento de las aguas residuales colectadas en el alcantarillado fue prácticamente nulo o limitado y estas fueron vertidas en ríos en su mayoría. Para las aguas no colectadas en el alcantarillado se utilizó principalmente el sistema de tratamiento de fosas sépticas, y en menor grado las letrinas. Existió además una fracción de la población urbana y rural sin acceso a cobertura de saneamiento. En este caso se asumió que sus aguas fueron depositadas en un cuerpo de agua.

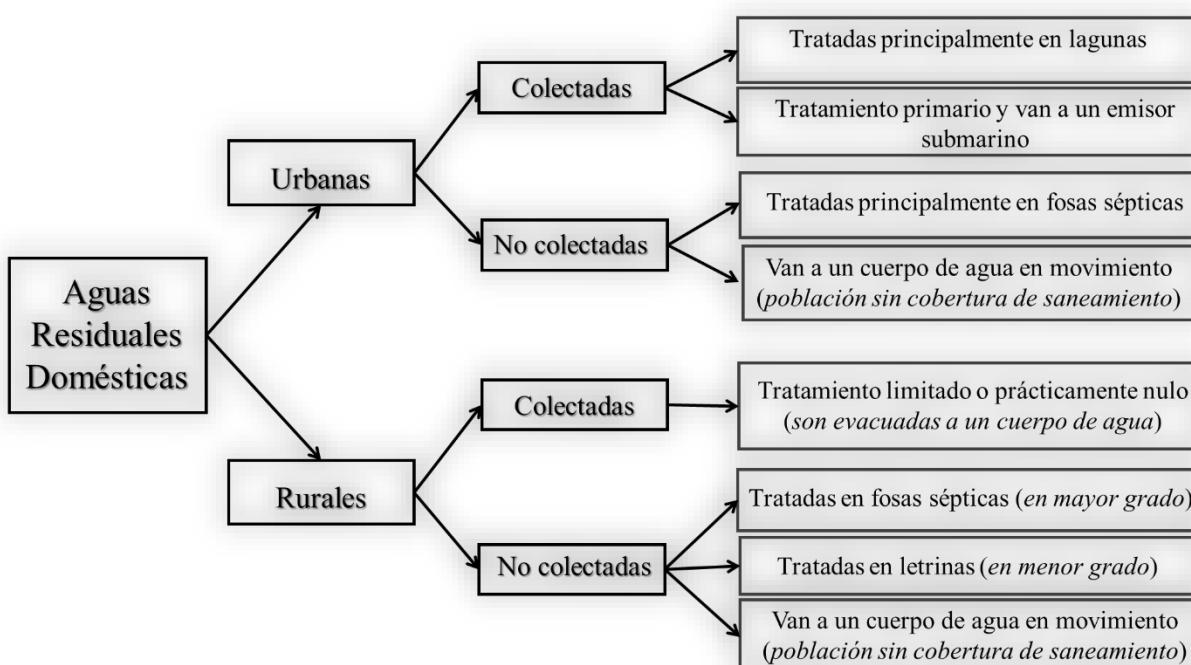


Figura 1. Sistemas de tratamiento y vías de eliminación de las aguas residuales domésticas en Cuba

En la figura 2 se observa el comportamiento de las aguas residuales tratadas en Cuba frente a las no tratadas (serie 1990-2022). Durante los primeros años de la serie el total de aguas residuales tratadas mostró una tendencia ascendente. Entre 1993-1995 se evidenció una disminución en el tratamiento producto a las coyunturas económicas sufridas en el país, aun así, la tendencia continuó en ascenso con pequeñas fluctuaciones interanuales. A partir del 2000 inició en el país un proceso de reorganización del INRH que dio paso a la aparición en 2002 del Grupo Empresarial de Acueducto y Alcantarillado (GEAAL). Como consecuencia, se observó un aumento del total de aguas tratadas.

La explotación prolongada de la infraestructura de saneamiento sin el mantenimiento adecuado y necesario, provocó que en 2009 disminuyera el tratamiento de aguas residuales. A partir de la aprobación de los lineamientos de la Política Económica y Social del Partido y la Revolución, se elaboró la Política Nacional del Agua, aprobada por el Consejo de Ministros en diciembre del 2012. Esta política encausó el camino del agua en Cuba y ya en 2013 se observaron las mejoras respecto al total de aguas tratadas. En 2019, como parte del proceso de perfeccionamiento empresarial y mediante la Resolución 138-2019 del Ministerio de Economía y Planificación cambió la denominación

de GEAAL por Grupo Empresarial de Agua y Saneamiento. Desde entonces la cobertura de saneamiento ha ido en aumento constante en el país. En 2022 el OSDE contaba con 29 empresas encargadas de: la colección y el tratamiento de aguas residuales; la desobstrucción, reparación y sustitución de sistemas sépticos; el saneamiento de arroyos y cañadas; y la evacuación de aguas residuales.

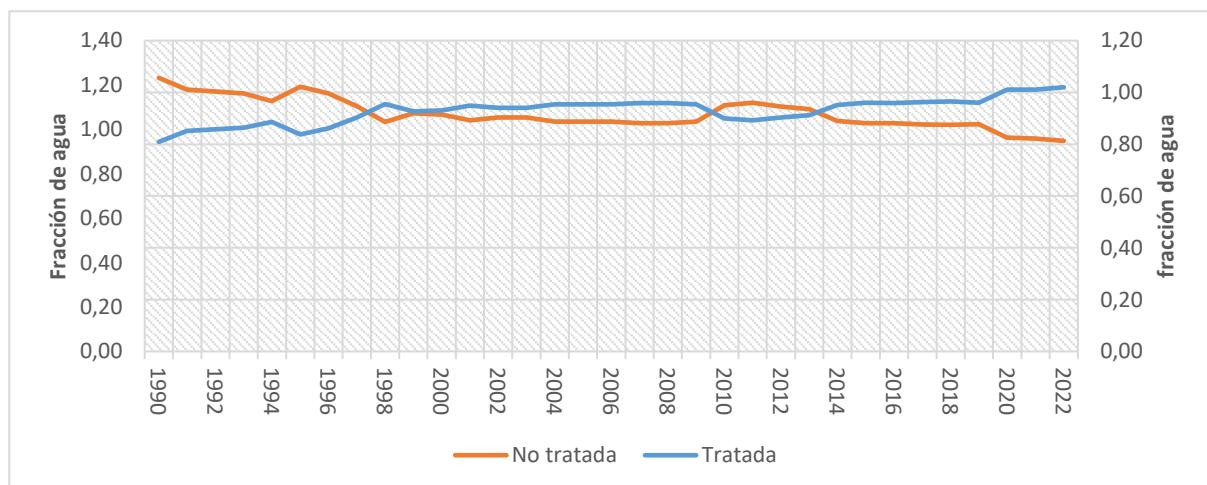


Figura 2. Evolución de las aguas residuales domésticas tratadas y no tratadas en Cuba. Serie 1990 – 2022

SECTORES INDUSTRIALES Y SISTEMAS DE TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES IDENTIFICADOS

Fueron identificados los sectores industriales con flujos de aguas residuales industriales que contienen cargas de carbono y que se trataron bajo condiciones anaeróbicas para los cuales las Directrices del IPCC (2006) proporciona valores por defecto:

- Producción de bebidas alcohólicas (incluye: producción de rones, producción de maltas y cervezas y producción de vinos).
- Producción de alimentos (incluye: productos lácteos con excepción del helado y las mantequillas, procesamiento de carnes incluidas las aves, procesamiento de pescados incluidos los mariscos y producción de aceites vegetales y grasas animales).
- Refinación del azúcar.
- Producción de pulpa y papel.
- Refinación del petróleo (incluye: todos los derivados).
- Producción de detergentes.

En general, solo una parte de las aguas residuales industriales recibieron tratamiento en sistemas de gestión en el período estudiado (1990-2022). Los sistemas de tratamiento y eliminación fueron básicamente las lagunas anaeróbicas profundas y algunas plantas de tratamiento que operaron en cada año evaluado. El resto de las aguas reciben un pretratamiento mediante barreras físicas para separar las grasas y/o los sólidos más voluminosos y posteriormente fueron a un cuerpo de agua en movimiento. La información sobre la fracción de aguas residuales tratadas, así como el tipo de

tratamiento para cada sector industrial se obtuvo de cada una de las industrias correspondientes (figura 3).

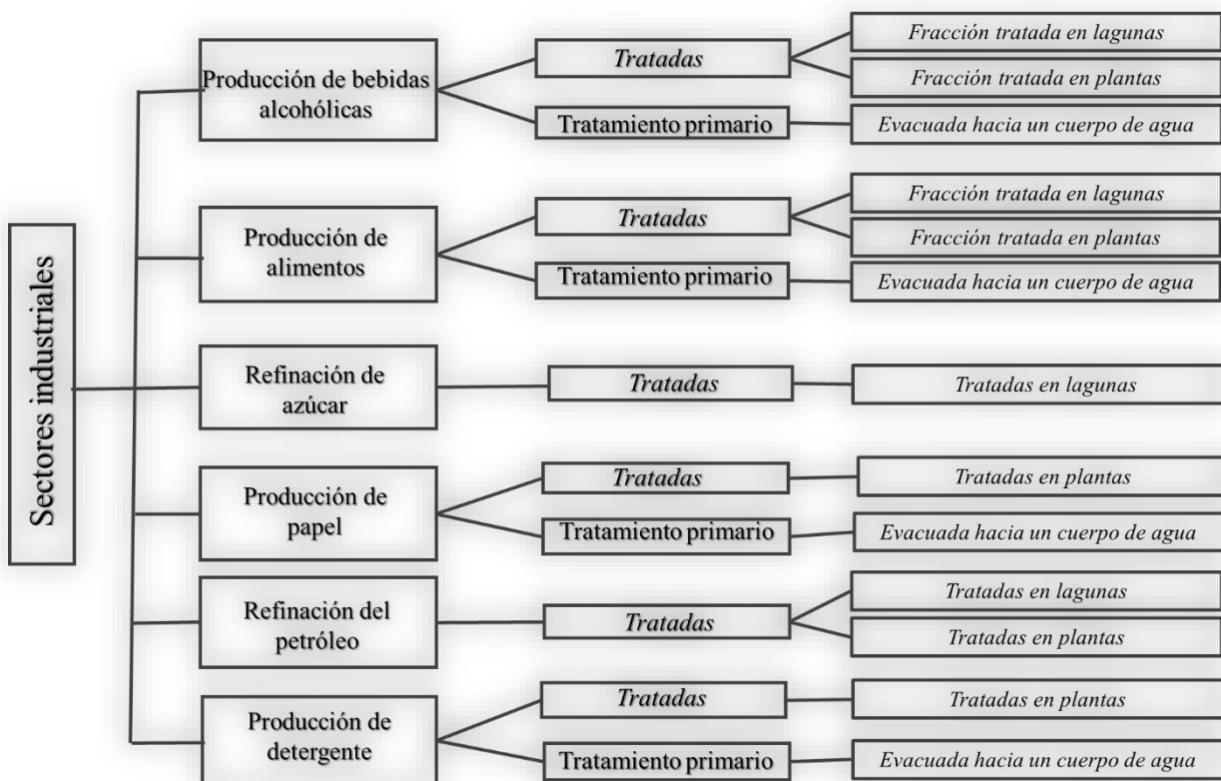


Figura 3. Sectores industriales y sistemas de gestión de sus aguas residuales colectadas

La figura 4 muestra el comportamiento del total de la materia orgánica degradable de las aguas residuales industriales en Cuba, agrupadas en los procesos industriales que contienen mayor carga orgánica en sus residuales. En la década del 90 se observan notables reducciones del TOW debido a la crisis económica que enfrentó el país. Esta crisis propició una depresión de la industria y una reducción en las producciones.

En lo adelante la carga contaminante generada continuó su variación en respuesta a las condiciones adversas que enfrenta la industria cubana. En el quinquenio 1999-2003 el TOW disminuyó y en los años posteriores aumentó de forma gradual. La producción industrial volvió a decaer en el año 2021 debido a las reducciones económicas derivadas de las medidas para contener la pandemia de COVID-19.

Si se analiza por industrias se puede observar que la producción de bebidas alcohólicas es el sector que genera las aguas residuales con mayor contenido de materia orgánica degradable. Durante toda la serie este sector ha mostrado una tendencia al aumento del TOW derivado al incremento de las producciones de rones, cervezas y vinos.

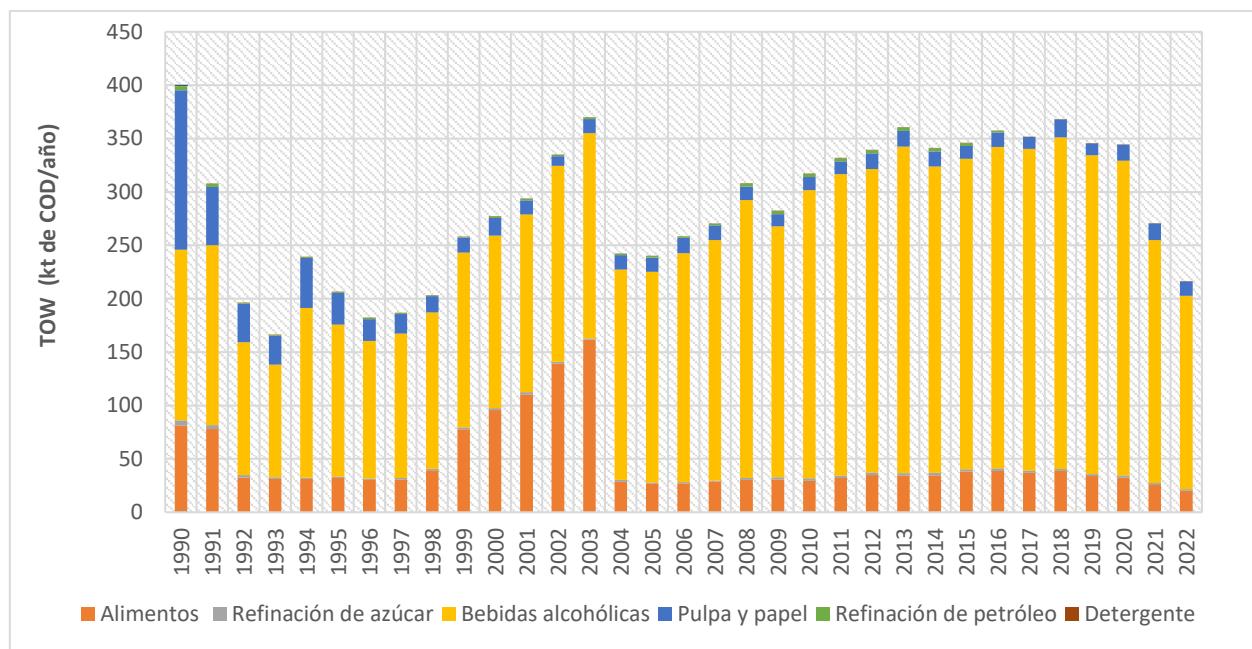


Figura 4. Total de la materia orgánica degradable (TOW) de las aguas residuales industriales generadas en Cuba. Serie 1990-2022

EMISIONES TOTALES DE GEI PROCEDENTES DEL TRATAMIENTO Y ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

En la figura 5 se muestran las emisiones derivadas del tratamiento y eliminación de aguas residuales en Cuba durante el período 1990-2022. Entre 1992 y 1997 la serie mantuvo una tendencia a la disminución con fluctuaciones pequeñas. Esta tendencia se debió sobre todo a la disminución de las aguas residuales industriales tratadas. Entre 1998 y 2002 se observó una tendencia ascendente en respuesta al aumento del volumen de aguas residuales industriales tratadas.

En 2004 disminuyeron las producciones industriales en el país y con ello la generación de aguas residuales, lo que derivó en la disminución de las emisiones. A partir de aquí se observó un aumento gradual, con pequeñas variaciones, que se vinculó con cambios en la generación de aguas residuales industriales y en menor medida con el tratamiento de las domésticas. A partir de 2020 mejoró la cobertura de saneamiento en el país y aumentaron las emisiones derivadas de aguas domésticas, pero la disminución de las producciones industriales provocó que disminuyeran las emisiones en 2021 y 2022. Aun así, las emisiones de GEI en 2022 contabilizaron un total de 1936.59 kt de CO₂-eq; valor que representó un aumento de 1.31% respecto a 1990.

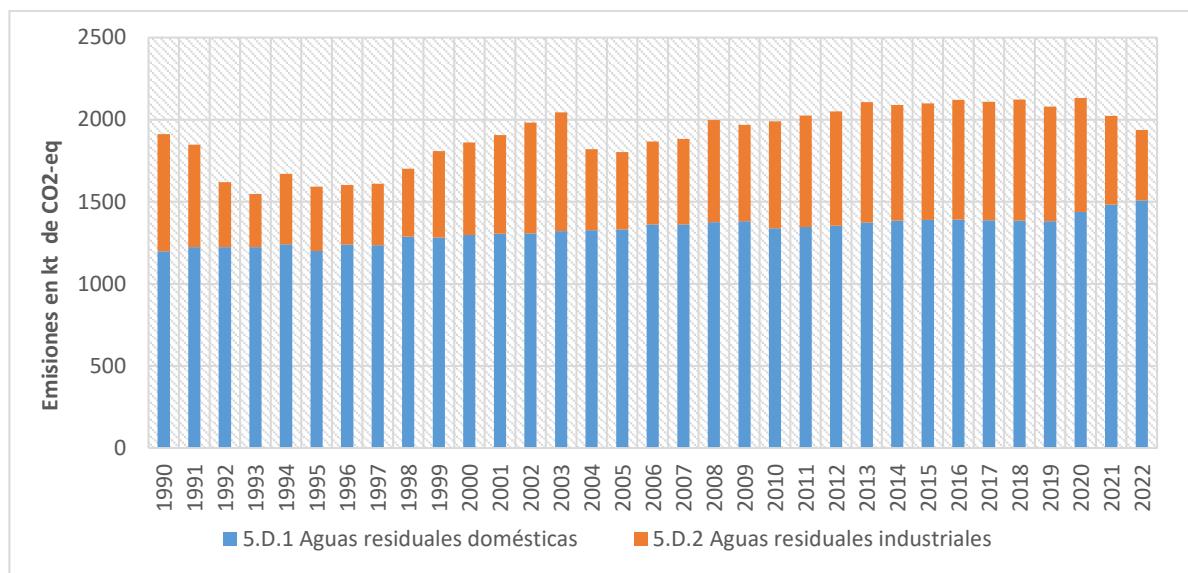


Figura 5. Emisiones de GEI (kt de CO₂-eq) procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales. Serie 1990-2022

Si se compara con el año base 1990 se observa que en 2022 las emisiones de aguas residuales industriales habían disminuido mientras que las emisiones de aguas residuales domésticas habían aumentado (figura 6). La disminución identificada se debió al limitado desarrollo industrial, la caída de las producciones en cada uno de los sectores y la consecuente disminución de la generación de aguas residuales industriales. Por otra parte, el incremento en las emisiones de GEI de las aguas residuales domésticas se debió al aumento de la cobertura de saneamiento en el país.

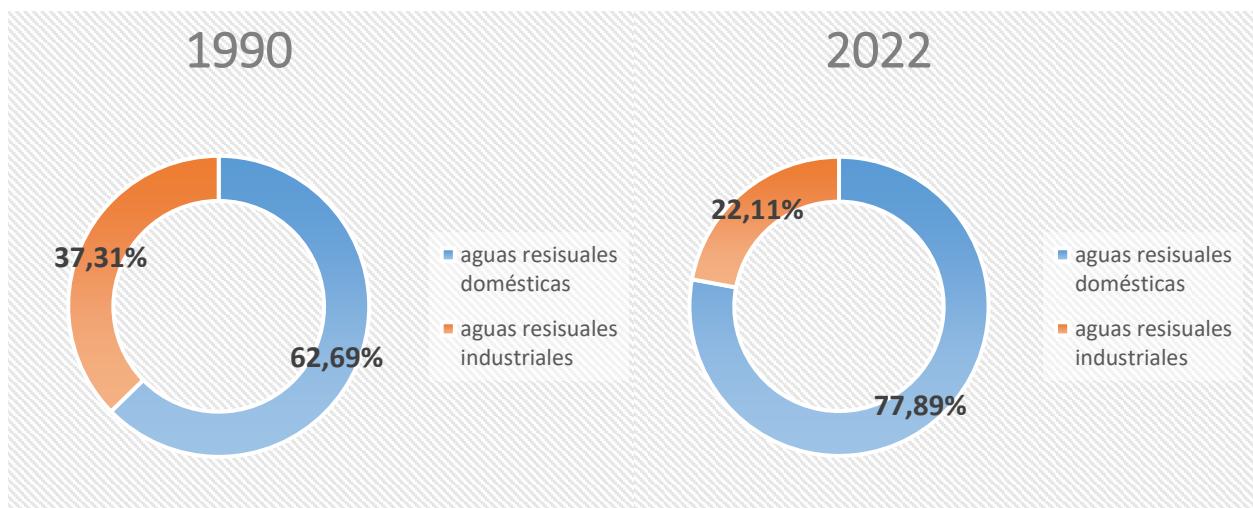


Figura 6. Emisiones de GEI (kt de CO₂-eq) procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas e industriales en el año base (1990) y en el año inventariado (2022)

Al analizar el comportamiento de las emisiones por tipo de gas se encontró que durante toda la serie temporal el CH₄ fue el GEI que más emitió el tratamiento y eliminación de aguas residuales (figura 7). Esto se debe a que las emisiones de N₂O cuantificadas solo se producen cuando los efluentes de aguas residuales domésticas son vertidos a lagunas, lagos, estuarios o el mar; mientras que las emisiones de CH₄ se producen en todos los tipos de tratamiento o vías de eliminación inventariados.

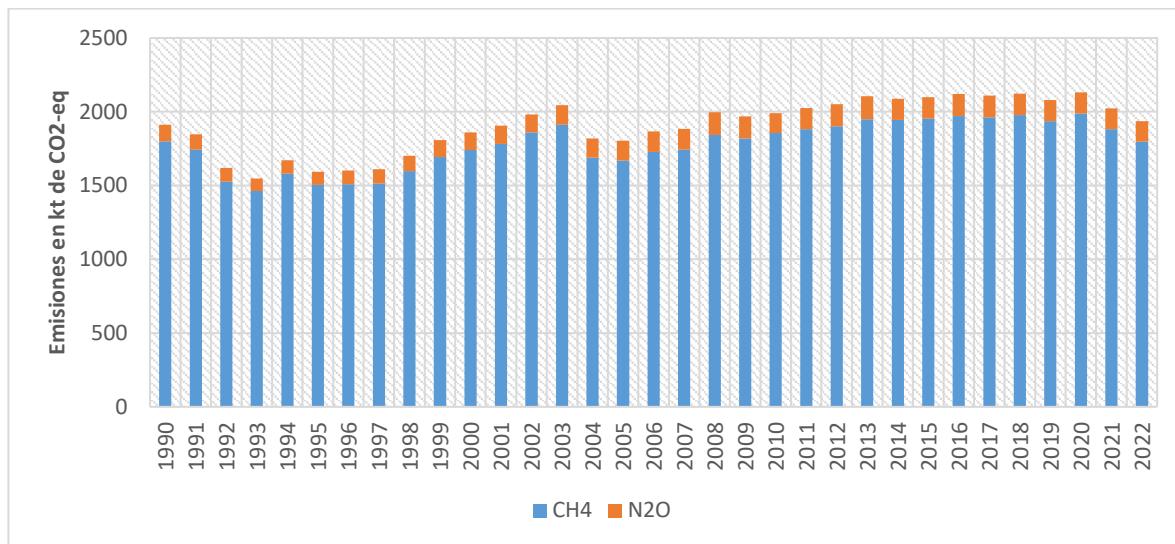


Figura 7. Emisiones por tipo de GEI (kt de CO₂-eq) procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales. Serie 1990-2022

Aun así, al comparar con el año base se encontró un incremento en 2022 de las emisiones de N₂O en torno a un 2% (figura 8) debido al aumento del total de aguas residuales domésticas colectadas en alcantarillado y vertidas a cuerpos de agua.

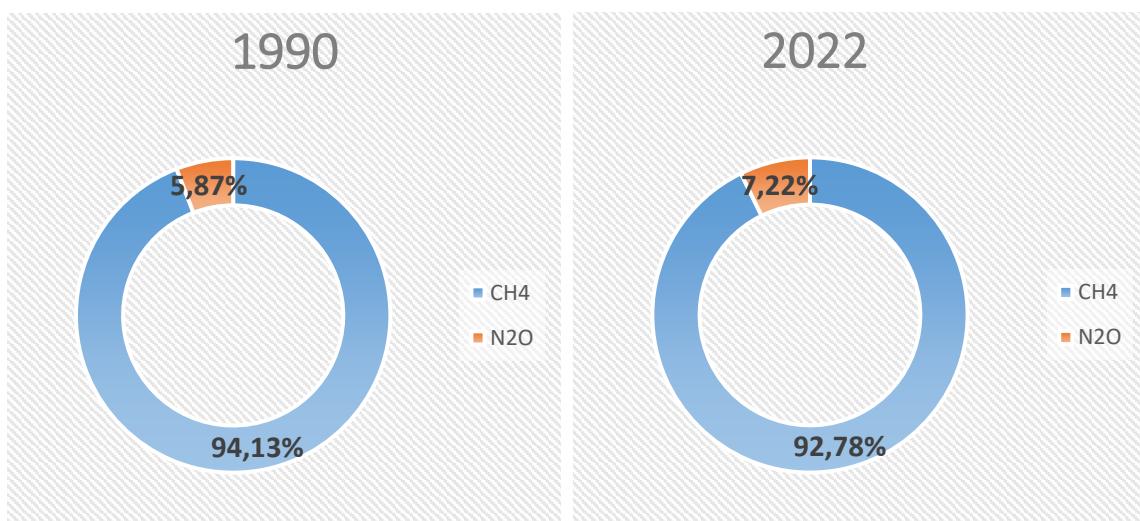


Figura 8. Emisiones por tipo de GEI (kt de CO₂-eq) procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales domésticas e industriales en el año base (1990) y en el año inventariado (2022)

05 CONCLUSIONES

- Aunque ha aumentado la cobertura de saneamiento a nivel nacional, se hace necesario incrementar y potenciar el uso de sistemas de tratamiento de agua residuales, tanto domésticas como industriales, más amigables con el planeta.
- Las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales en Cuba hasta 2022 habían aumentado respecto al año base 1990.

- La mayor parte de las emisiones procedentes del tratamiento y eliminación de aguas residuales en Cuba corresponden al metano, segundo gas con mayor contribución al cambio climático.
- Si bien es cierto que las emisiones de GEI en Cuba difieren de las alarmantes cifras mundiales, es necesario entender que cualquier aporte a la mitigación, por pequeño que sea, resultará en la disminución de las consecuencias y el impacto del cambio climático.

06 REFERENCIAS

- FAOSTAT** (2013). "Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food Balances. 2013". URL: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBSH>
- FAOSTAT** (2021). "Food and Agriculture Organization of the United Nations. Avarage protein supply. 2021". URL: <https://www.fao.org/faostat/en/#country/49>
- IPCC** (2006). "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste". Pipatti, R., Svardal, P., Silvana, J.W., Gao, Q., López, C., Mareckova, K., Oonk, H., Scheehle, E., Sharma, Ch., Smith, A., Yamada, M., Sabin, G.H., Koch, M., Svardal, P., Manso, S.M. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- IPCC** (2014). "Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change" Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- ONEI** (2023). "Oficina Nacional de Estadísticas e Información. Anuario Estadístico 2022". URL: <http://www.onei.gob.cu>
- ONN** (2007). "Oficina Nacional de Normalización. Norma Cubana NC 521:2007. Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas". La Habana, oct. 2007.
- ONN** (2012). "Oficina Nacional de Normalización. Norma Cubana NC 27:2012. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado". La Habana, oct. 2012.
- OMM** (2020). "Boletín de la OMM sobre los gases de efecto invernadero". ISSN 2078-0796, extraído de: http://library.wmo.int/%3Flvl%3Dnotice_display%26id%3D21819&ved
- República de Cuba** (2020). "Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático". Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. La Habana, República de Cuba.

Conflictos de intereses

Las autoras declaran que no existen conflictos de intereses en la realización de esta investigación.

Contribución de los autores

Ambas autoras contribuyeron a la realización del artículo y aprobaron la versión final.

Ignávis de la Caridad Castillo Lemus <https://orcid.org/0009-0009-3984-823X>

Se encargó del procesamiento de los datos, su análisis y e interpretación. Llevó a cabo la investigación, la redacción y la edición del documento final.

Rosemary López Lee <https://orcid.org/0000-0002-6144-7709>

Fue responsable de la conceptualización y supervisión de la investigación. Realizó contribuciones al análisis de los resultados y detalló la metodología escogida para facilitar su aplicación.

Simulación hidráulica de sistemas fuentes por bombeo por campos de pozos: 1ra parte

Yaset Martínez Valdés

E-MAIL: yaset1977@gmail.com

Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), Universidad Tecnológica de La Habana
"José Antonio Echeverría"**Félix Riaño Valle**

E-MAIL: riano@tesla.cujae.edu.cu

Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), Universidad Tecnológica de La Habana
"José Antonio Echeverría"

RESUMEN

En la aplicación de los diferentes modelos de análisis de simulación de los sistemas hidráulicos, ciertas simplificaciones y particularidades, permiten obtener modelos más simples que requieren menos información y técnicas matemáticas de resolución menos sofisticadas, y por ende menos recursos computacionales. En este caso, se encuentra el modelo de solución iterativo de los Tres Tanques, aplicado para el caso de este trabajo a los sistemas fuentes por bombeo en la topología de un campo de pozos (sistema ramificado interconectado multinodal). En este artículo, el primero de tres sobre esta línea de investigación que se procura realizar, se elabora el Método de iteración en el nodo, un procedimiento de solución iterativo que ofrece un enfoque de análisis por subsistemas componentes del sistema hidráulico en general del campo de pozos. Este procedimiento de resolución, se centra en determinar los valores de las cotas piezométricas en los nodos que garantizan el balance del sistema hidráulico general.

PALABRAS CLAVES:

Simulación, hidráulica, sistemas fuentes, bombeo, campo pozos

Hydraulic simulation of pumped wellfield source systems: Part 1

ABSTRACT

In the application of the different simulation analysis models of hydraulic systems, certain simplifications and particularities allow obtaining simpler models that require less information and less sophisticated mathematical resolution techniques, and therefore less computational resources. In this case, we find the iterative solution model of the Three Tanks, applied for the case of this work to the pumping source systems in the topology of a well field (interconnected multiple-node branched system). In this article, the first of three in this line of research, the Node Iteration Method, an iterative solution procedure that offers an approach of analysis by subsystems components of the hydraulic system in general of the well field, is elaborated. This solution procedure focuses on determining the values of the piezometric elevations at the nodes that guarantee the balance of the overall hydraulic system.

KEYWORDS: Simulation, hydraulics, source systems, pumping, field wells

01 INTRODUCCIÓN

El término simulación hidráulica, se refiere generalmente al proceso de imitar el comportamiento de un sistema mediante el uso de una representación matemática del sistema real, denominada modelo. Las simulaciones de los sistemas hidráulicos, que reproducen la dinámica de un sistema existente o propuesto, se suelen realizar cuando no es práctico que se realicen pruebas en el sistema real o para evaluar un sistema antes de construirlo.

Las simulaciones de las redes hidráulicas pueden utilizarse para predecir la respuesta de estos sistemas a los acontecimientos en una amplia gama de condiciones sin interrumpir el sistema real. Las simulaciones permiten anticipar problemas en sistemas propuestos o existentes y evaluar soluciones antes de invertir tiempo, dinero y materiales en un proyecto real. Independientemente del proyecto, la simulación basada en modelos puede proporcionar información valiosa que ayude a los especialistas a tomar decisiones bien fundadas (Haestad et al 2003).

Los sistemas fuente, como redes hidráulicas, se pueden clasificar en sistemas fuente por bombeo o por gravedad, y estos a su vez, constituyen un subsistema dentro de los sistemas de abastecimiento de agua. La diferencia entre uno y otro es la inclusión en el caso de los primeros de la(s) estación(es) de bombeo como un componente que conforman estos sistemas. Los diferentes esquemas de diseño y operación de los sistemas fuentes estarán en función de las características de la toma de succión y descarga y si la demanda es continua (gasto constante) o variable en el tiempo (gasto variable) (Martínez 2011).

Los principales esquemas de diseño de los sistemas fuente por bombeo de mayor presencia en la práctica se pueden agrupar en los casos siguientes (Martínez 2011):

Caso 1. Fuente → estación de bombeo → conductora → depósito de regulación (entrada libre y forzada con cota de entrega fija). Ejemplos de estos esquemas de amplia presencia en la práctica son:

- Depósito de almacenamiento (cisterna) de planta potabilizadora → estación de bombeo → conductora principal → tanque de regulación (entrada libre o sumergida con cota de entrega fija)
- Embalse → estación de bombeo (pie de la presa/cola) → conductora principal → tanque receptor de la planta potabilizadora (entrada libre con cota de entrega fija o libre)
- Canal → estación de bombeo → conductora principal → tanque receptor de la planta potabilizadora (entrada sumergida o libre)
- Campo de pozos (incluye las estaciones de bombeo y conductoras/tuberías secundarias) → conductora principal → tanque receptor de la planta potabilizadora (entrada sumergida o libre)
- Campo de pozos (incluye las estaciones de bombeo y conductoras/tuberías secundarias) → conductora principal → tanque de regulación.

Estos tipos de esquemas se caracterizan por alimentarse tanto de fuentes subterráneas como de aguas superficiales, por eso la distinción del receptor final atendiendo a cada caso. Otra característica de estos esquemas es que el servicio de bombeo es continuo y la demanda fija, por lo que el caudal de diseño del sistema es un valor fijo establecido.

Caso 2. Fuente → estación de bombeo → conductora → nodo de entrega a la red. Atendiendo a este esquema se pueden presentar los siguientes ejemplos prácticos:

- Depósito de almacenamiento (cisterna) de planta potabilizadora → estación de bombeo → conductora principal → nodo de la red.
- Depósito de almacenamiento (cisterna) → estación de bombeo → conductora principal → nodo de la red.

En este tipo de casos se cuenta con la información de la curva de evolución de consumos de la red para el día tipo de diseño, establecida para el nodo de entrega a la red, donde se conoce el caudal máximo y la carga mínima requerida en el nodo de entrega en la red para ese caudal máximo.

Los sistemas fuente por bombeo se pueden clasificar en simples y complejos, a partir de su conformación topológica, desde la fuente de agua hasta el nodo de entrega a la red. Un sistema fuente de bombeo que contemple solamente uno de los esquemas referidos en los casos abordados, se considera como un sistema simple. Un sistema fuente por bombeo complejo estará compuesto por varios subsistemas simples y dado a esto, se clasifica por un orden numeral, donde los tramos o subsistemas simples se enumeran en dirección desde aguas arriba hacia aguas abajo.

Un caso de esquema complejo que puede presentarse en la práctica, por demás en un por ciento muy reducido, son los sistemas de rebombeo. Estos se clasifican en sistemas de rebombeo directo e indirecto. El rebombeo directo opera como un sistema de bombeo en serie típico, bajo el esquema: estación de bombeo → estación de bombeo; mientras que el rebombeo indirecto se caracteriza por el esquema: estación de bombeo → depósito de regulación (entrada libre o forzada) → estación de bombeo.

La simulación hidráulica de los sistemas de bombeo es especialmente útil para evaluar las respuestas de dichos sistemas para determinadas condiciones de funcionamiento. Son varios los procedimientos utilizados para realizar el proceso de simulación en los sistemas fuentes por bombeo, en el caso específico de los campos de pozos, los cuales pueden agruparse en varios grupos (Fuentes et al 2002) (Galguera 2015): métodos basados en el método de Newton-Raphson; métodos basados en la teoría de Hardy-Cross; métodos basados en la teoría lineal; métodos basados en formulaciones topológicas de la red (Método del Gradiente); método de la Bomba Virtual; método de iteración en el nudo; entre otros. El objetivo de este trabajo se centrará en el desarrollo del último de los referidos métodos mediante la realización de un ejemplo práctico bastante común en la práctica ingenieril.

02 DESARROLLO

LA SIMULACIÓN HIDRÁULICA DE LOS SISTEMAS FUENTES POR BOMBEO

Las simulaciones de los sistemas fuentes por bombeo pueden ser estacionarias o de periodo extendido. Las simulaciones en estado estacionario representan una instantánea en el tiempo y se utilizan para determinar el comportamiento operativo de un sistema en condiciones estáticas. Este tipo de análisis puede ser útil, por ejemplo, para determinar el efecto a corto plazo de los caudales de incendio o las condiciones medias de demanda en un sistema. Las simulaciones de periodo extendido (EPS) se utilizan para evaluar el rendimiento del sistema a lo largo del tiempo. Este tipo de análisis permite al usuario modelar el llenado y vaciado de los depósitos, la apertura y cierre de válvulas, y las presiones y caudales que cambian en todo el sistema en respuesta a condiciones de

demandas variables y estrategias de control automático formuladas por el modelador (Fuertes et al 2002).

La simulación hidráulica de los sistemas fuentes por bombeo en régimen permanente (el más adecuado para el análisis hidráulico que se realiza) consiste en obtener los caudales circulantes por las tuberías y la carga en los nudos del sistema mediante las ecuaciones de equilibrio del sistema (ecuación de conservación de la masa, o de continuidad y la ecuación de conservación de la energía) a partir de conocer: consumo puntual en los nodos (si los hubiera), la carga piezométrica en al menos un nudo, y las características relevantes de las conducciones (diámetro, rugosidad y longitud) y del resto de los elementos del sistema (bombas, válvulas, accesorios, etc.) (Cabrera 2009).

Del conjunto de relaciones anteriores se obtienen sendos sistemas de ecuaciones no lineales. Uno se obtiene aplicando la ecuación de continuidad en los nodos, y el otro a partir de las pérdidas de carga de los elementos de la red. De su resolución se obtendrán los gastos de circulación y las presiones o cargas en los nudos. El carácter no lineal de estos sistemas de ecuaciones hace indispensable la aplicación de métodos numéricos de resolución. Uno de los métodos por excelencia es el de Newton-Raphson para hallar la solución simultánea del sistema de ecuaciones de balance de masa y energía. El problema es resuelto mediante la solución iterativa de un sistema de ecuaciones lineales de tamaño igual al número de cargas piezométricas desconocidas.

El método de Newton-Raphson es uno de los tantos métodos iterativos que existen para resolver este problema. Galguera (2015), utiliza el Método de iteración en el nodo para realizar el análisis hidráulico de un sistema fuente por bombeo de un campo de pozos. Para este caso, primero se realiza la división del modelo en subsistemas independientes y luego se procede a aplicarse un método iterativo de resolución similar al utilizado en el conocido Problema de los Tres Tanques. La metodología presentada supera la presentada por Miranda (2013), la cual aplica dicho método iterativo para sistemas fuente por bombeo más sencillos (menos subsistemas) y con un valor de coeficiente de fricción de Hazen-Willians, C para las tuberías constante para todo el sistema.

Otro de los métodos numéricos de iteraciones sucesivas más empleados, sobre todo por su facilidad en la programación y utilización en los software de simulación como el EPANET, es el Método del Gradiente, propuesto en 1987 por Todini y Pilati. Aúna técnicas basadas en métodos de optimización, así como técnicas basadas en el método de Newton-Raphson nodal. Comienza aplicando las técnicas de optimización, las cuales garantizan la existencia y unicidad de la solución minimizando la función objetivo, condiciones indispensables para que se produzca la convergencia posteriormente al utilizar las técnicas del método de Newton-Raphson. El problema es finalmente conducido a una solución algebraica mediante el proceso iterativo conocido como Algoritmo de Factorización Incompleta de Choleski / Gradiente Conjugado Modificado, cuyas siglas en inglés corresponden a ICF/MCG (Incomplete Choleski Factorization / Modified Conjugate Gradient).

En este primer trabajo, se analizará el Método de la iteración en el nodo como aplicación de una solución generalizada de un problema de tuberías ramificadas, pero en sentido inverso en cuanto a su concepción clásica. El análisis hidráulico del sistema en general y en sus subsistemas independientes, se realiza mediante la solución del Problema de los Tres Tanques. Este método es más sencillo en cuanto a su algoritmo de cálculo que el Método de las bombas virtuales, pero conlleva un gran proceso de secuencias iterativas para encontrar la solución. Una vez encontrada la solución, se obtienen los gastos o velocidades de circulación en las tuberías del sistema hidráulico, las respectivas variables hidráulicas de las bombas y los valores de las presiones o cargas piezométricas o cotas piezométrica en los nodos.

Por otro lado, el Método de las bombas virtuales no ha sido protagonista de muchos trabajos de investigación en los últimos años, a pesar de ser un procedimiento más sencillo y práctico que los métodos iterativos mencionados anteriormente. El concepto de bombas virtuales simplifica el cálculo hidráulico de los puntos reales de operación y en general la comprensión física del problema. Si para un sistema de bombeo dado se toma como curva característica de la bomba virtual una que incluya tanto la tubería de succión como la de impulsión hasta el punto de descarga, se tendría que la longitud del sistema contra el cual se bombearía sería cero y las pérdidas de carga correspondientes, nulas. Consecuentemente la curva característica de este sistema estará dada simplemente por los valores de altura estática versus caudal (Galvis y Castilla 1993).

LA SIMULACIÓN HIDRÁULICA DE LA OPERACIÓN DE LAS BOMBAS ROTODINÁMICAS EN LOS SISTEMAS FUENTES POR BOMBEO

De los cuatro casos de operación del trabajo de bombas rotodinámicas en paralelo en los sistemas fuentes por bombeo, el más común, es aquel donde se tienen bombas de diferentes características hidráulicas, operando contra sistemas de tuberías diferentes hasta el punto donde comienza la tubería común de impulsión (nodo). Este es el llamado caso general, para el cual, es evidente que las bombas estarán operando contra diferentes cargas y aportando gastos diferentes (Pardo y Ruiz, 1980):

Las ecuaciones que modelan las tres curvas características de diseño de las bombas rotodinámicas acopladas en paralelo para el caso con características hidráulicas iguales son (Turiño 1996, Martínez y Riaño 2010):

$$\text{Curva carga-capacidad (paralelo), } (H_P-Q): H_P = A \pm \frac{B}{n_b} Q - \frac{C}{n_b^2} Q^2 \quad (1)$$

Donde: H_P : carga que desarrollan las bombas acopladas en paralelo, (m); A : coeficiente del polinomio representativo de la curva $H-Q$ que define el valor de la carga que desarrolla la bomba para caudal cero o válvula cerrada, (m); B y C : coeficientes del polinomio representativo de la curva $H-Q$ que están en función de las pérdidas de carga en el interior de la bomba, (s/m^2), (s^2/m^5) respectivamente; Q : caudal impulsado por la combinación de las bombas en paralelo, (m^3/s), y n_b : número de bombas trabajando en paralelo.

$$\text{Curva potencia-capacidad (paralelo), } (P_P-Q): P_P = Dn_b \pm EQ \mp \frac{F}{n_b} Q^2 \quad (2)$$

Donde: P_P : potencia absorbida por las bombas trabajando en paralelo, (kW); D : coeficiente del polinomio representativo de la curva $P-Q$, que define el valor de la potencia consumida por la bomba para caudal cero, (kW), y E y F : coeficientes del polinomio representativo de la curva $P-Q$ dependientes de las pérdidas de potencia de la bomba, ($s \cdot kW/m^3$), ($s^2 \cdot kW/m^6$) respectivamente.

$$\text{Curva eficiencia-capacidad (paralelo), } (\eta_P-Q): \eta_P = \frac{G}{n_b} Q - \frac{H}{n_b^2} Q^2 \quad (3)$$

Donde: η_P : eficiencia de la combinación de bombas en paralelo, (adim.), y G y H : coeficientes del polinomio representativo de la curva $\eta-Q$, (s/m^3), (s^2/m^6) respectivamente.

El comportamiento de la NPSHr de las bombas no cambia cuando son colocadas en serie o en paralelo, ya que por definición es una variable que caracteriza la capacidad de succión de una bomba y por lo tanto es independiente del tipo de acople.

MÉTODO DE ITERACIÓN EN EL NODO

La base conceptual del método de iteración en el nodo, se fundamenta en la solución del problema de los Tres Tanques, el cual puede ser resuelto por varias técnicas iterativas. En la revisión de la

amplia literatura sobre este tema, se ha podido constatar que no existe un procedimiento para los sistemas ramificados del tipo de sistemas de bombeo compuestos por campo de pozos (sistema ramificado interconectado multinodal). El problema clásico, en sus casos más comunes, se aborda desde la perspectiva de tres tanques, y bombas y tanques (menos usual). Para cualquiera de las variantes, la solución iterativa es la que más se ha abordado y en aislados casos, se ha esbozado una solución analítica que permite resolver los dos casos siguientes:

1) Determinación de caudales, conocidas las características de la red y las diferencias de cotas entre los depósitos; trabajando, por lo tanto, con tres ecuaciones con tres incógnitas.

2) Determinación de la diferencia de cotas entre los depósitos, conocidos los caudales y las características de la red; habrá por lo tanto dos ecuaciones con dos incógnitas, ya que las ecuaciones de los caudales son una identidad.

Para la explicación de la metodología general para la simulación hidráulica del modelo de campo de pozos con demanda continua y gasto constante, se utilizará como apoyo ilustrativo la figura 1.

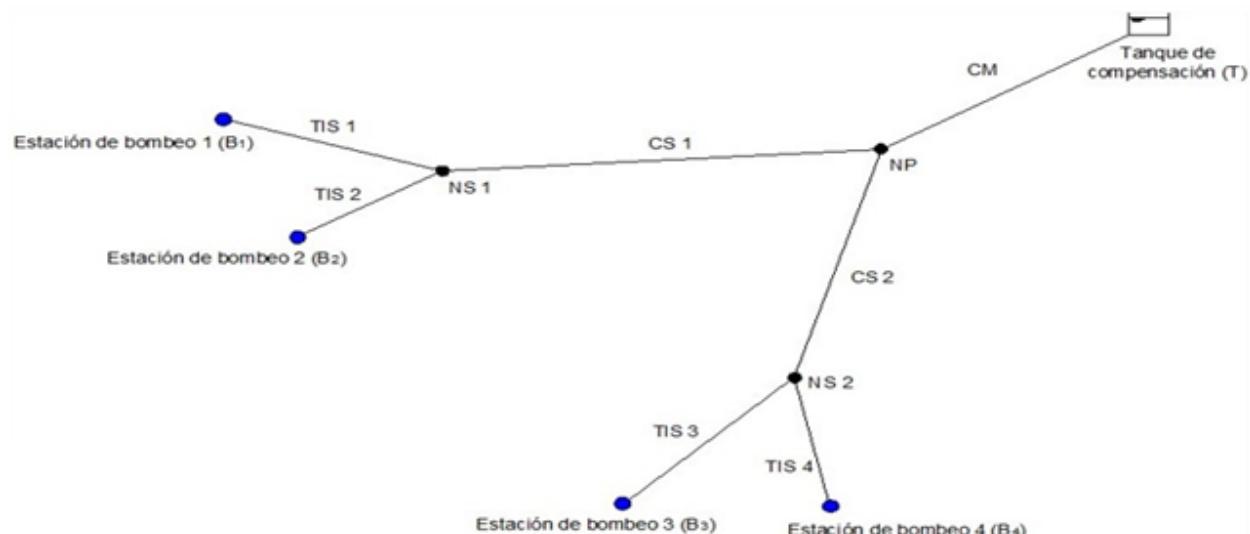


Figura 1. Esquema en planta de un sistema fuente por bombeo compuesto por un campo de pozos. (Ref. Martínez y Riaño, 2010).

Cuando se hace referencia a una conductora principal y otras secundarias, se está haciendo alusión directa al esquema de diseño compuesto por un sistema interconectado como puede ser por ejemplo un campo de pozos como el de la figura 1. En este tipo de esquemas, la conductora principal, CP o maestra CM enlaza el nodo central NC o principal NP del campo de pozos y el nodo de entrega a la red o el punto de entrega al tanque de regulación o de compensación T; mientras que las conductoras secundarias CS unen los nodos secundarios NS del sistema entre ellos o con el nudo principal, en dependencia del esquema que se esté analizando. Las tuberías de impulsión secundarias TIS son las que conectan las estaciones de bombeo B en cada pozo con sus respectivos nodos secundarios.

Antes de comenzar a aplicar este método será necesario dividir el modelo de análisis en el número de subsistemas independientes que hagan falta. Tomando como ejemplo la figura 1, se puede desagregar el sistema general en tres subsistemas, a saber:

- Subsistema 1: Compuesto por las estaciones de bombeo 1 y 2 (B1 y B2), por las tuberías de impulsión secundarias 1 y 2 (TIS 1 y TIS 2), el nodo secundario 1, NS1 y la conductora secundaria 1, CS 1 hasta el nudo principal, NP

- Subsistema 2: Compuesto por las estaciones de bombeo 3 y 4 (B3 y B4), por las tuberías de impulsión secundarias 3 y 4 (TIS3 y TIS4), el nudo secundario 2, NS2 y la conductora secundaria 2, CS2 hasta el nudo principal, NP
- Subsistema 3: Compuesto por el nudo de unión de las conductoras secundarias 1 y 2 respectivamente, NP, la conductora maestra o principal, CM o CP y el tanque de descarga, T.

Los resultados a obtener del proceso de simulación para el modelo de operación son los caudales que aporta cada estación de bombeo hacia el depósito de descarga, las velocidades de circulación y las cargas en los nodos. Para este caso, se soluciona desde los límites de los subsistemas 1 y 2 hacia el nodo principal, de manera independiente para cada sistema. Para el análisis se utiliza la ecuación de conservación de la energía (Bernoulli), realizando un balance de caudales (conservación de la masa) en los nodos correspondientes, dígase NS1, NS2 y NP, comprobando en cada uno de ellos el equilibrio de masa.

Aunque se ha tomado como referencia explicativa para la metodología que se presenta, el ejemplo de la figura 1, estos tipos de sistemas pueden tener diversas formas topológicas que varían en su complejidad. Este modelo que se ilustra es uno de los más sencillos, pero el procedimiento metodológico es aplicable para cualquier topología por más compleja que sea. En este sentido, y en función de los números de nodos y conductoras que se deriven por estos, se podrán tener nodos primarios (nodo principal o central), secundarios, terciarios, cuaternarios, quinarios, etc. Las conductoras tomarán su clasificación en función de los nodos que unan. El orden en la clasificación de los nodos y conductoras, irá aumentando desde aguas abajo (depósito de descarga) hacia las estaciones de bombeo. En este sentido, se propone realizar una clasificación general para estos sistemas fuentes por bombeo interconectados por estaciones de bombeo, de forma análoga a la clasificación hidrológica numeral de los ríos.

El procedimiento propuesto queda estructurado de la siguiente manera:

1er paso. Suponer valores de cotas piezométricas en el nudo principal, CP_{NP} y en los nodos secundarios que tributen a él, CP_{NSn} .

2do paso. Calcular las pérdidas de carga en las conductoras secundarias, hf_{CSn} .

$$CP_{NSn} = CP_{NP} + hf_{CSn} \rightarrow hf_{CSn} = CP_{NSn} - CP_{NP} \quad (4)$$

Donde: CP_{NSn} : cota piezométrica en los nodos secundarios, (m); CP_{NP} : cota piezométrica en el nodo principal, (m), y hf_{CSn} : pérdidas de carga en las conductoras secundarias, (m).

3er paso. Determinar los caudales de circulación por las conductoras secundarias, Q_{CSn} .

Para esto se trabajará con la expresión (5) que es la formulación de Darcy-Weisbach modificada en función del gasto:

$$hf_{CSn} = K_{CSn} Q_{CSn}^2 = 8,26 \cdot 10^{-2} f_{supCSn} \frac{L_{CSn}}{D_{CSn}^5} Q_{CSn}^2 \rightarrow Q_{CSn} = \sqrt{\frac{hf_{CSn} D_{CSn}^5}{8,26 \cdot 10^{-2} f_{supCSn} L_{CSn}}} \quad (5)$$

Donde: K_{CSn} : coeficiente característico de la conducción, (s^2/m^5); L_{CSn} : longitud de la conductora secundaria n , (m), y D_{CSn} : diámetro de la conductora secundaria n , (m).

Se tomarán valores iniciales supuestos de los coeficientes de fricción en las conductoras secundarias, f_{supCSn} , para poder determinar el gasto por la referida ecuación. Usualmente, se parte de valores preliminares de 0,02. Luego, como parte de un ciclo de cálculo iterativo, se procede a calcular los valores reales de los coeficientes de fricción de las conductoras secundarias, $f_{realCSn}$, a partir de los caudales obtenidos, utilizando la fórmula de Swamee-Jain dentro de su rango de validez:

$$f_{realCSn} = 0,25 \left(\log\left(\frac{\varepsilon}{3,7D_{CSn}} + \frac{5,74}{N_{RCSn}^{0,9}}\right) \right)^{-2} \quad (6)$$

Donde: ε : rugosidad absoluta de la tubería n , (m), y N_{RCSn} : número de Reynolds de la conductora secundaria n para el caudal obtenido en el paso precedente, (adim.).

$$N_{RCSn} = \frac{V_{CSn} D_{CSn}}{\nu} = \frac{4Q_{CSn}}{\pi D_{CSn} \nu} \quad (7)$$

Donde: V_{CSn} : velocidad media de circulación en la conductora secundaria n (m/s), y ν : viscosidad cinemática, (m^2/s).

Se debe verificar que se cumpla que $f_{supCSn} = f_{realCSn}$. De no cumplirse esta igualdad, se debe repetir el proceso de cálculo hasta que se cumpla dicha condición. El gasto para el cual se cumple esta igualdad, será el valor real del gasto de circulación por la conductora secundaria n , y el último factor de fricción calculado, será el definitivo para la conducción. El criterio de parada del error relativo para este proceso iterativo se puede tomar como un 0,1%, como un valor de referencia.

4to paso. Calcular los caudales de circulación por las tuberías de impulsión secundarias, Q_{TISn} .

Conocidos los niveles dinámicos en los pozos de las estaciones de bombeo y las cotas piezométricas en los nodos secundarios NS_n , y trabajando con la expresión (8), se procede a determinar los gastos que transitan por cada una de las tuberías:

$$Z_{Sn} + H_{Bn} = CP_{NSn} + hf_{TISn} = Z_{Sn} + A_n + B_n Q_{TISn} + C_n Q_{TISn}^2 = CP_{NSn} + K_{TISn} Q_{TISn}^2 \quad (8)$$

Donde: Z_{Sn} : nivel dinámico en la estación de bombeo n , (m); H_{Bn} : carga que entrega la bomba n , (m); CP_{NSn} : cota piezométrica en el nodo secundario n , (m); hf_{TISn} : pérdidas de carga en la tubería de impulsión secundaria n , (m); A_n : coeficiente del polinomio representativo de la curva H vs. Q que define el valor de la carga que desarrolla la bomba n para caudal cero, (m); B_n , C_n : coeficientes del polinomio representativo de la curva H vs. Q que están en función de las pérdidas de carga en el interior de la bomba n , (s/m^2), (s^2/m^5) respectivamente, y Q_{TISn} : caudal impulsado por la bomba n que circula por la tubería de impulsión secundaria n , (m^3/s).

La resolución de la ecuación (8) se puede realizar mediante un proceso iterativo o directamente por la solución de Cardano-Vieta:

$$Q_{TISn} = \frac{B_n \pm \sqrt{B_n^2 - 4(K_{TISn} - C_n)(CP_{NSn} - A_n - Z_{Sn})}}{2(K_{TISn} - C_n)} \quad (9)$$

Para esto, primeramente, se deben suponer los valores de los coeficientes de fricción en las tuberías de impulsión secundarias $TIS_n, f_{supTISn}$, y proceder según lo establecido en el paso anterior en este sentido. Finalizado este proceso de cálculo iterativo, se tendrán los caudales de circulación y los coeficientes de fricción de cada conducción.

5to paso. Realizar el balance de caudales en los nodos secundario NS_n .

Para esto se utilizará la expresión (10), verificándose que esta suma sea igual al Q_{CSn} calculado en el paso 3:

$$Q_{CSn} = \sum_{i=1}^n Q_{TISi} \quad (10)$$

De no cumplirse la condición anterior, volver a suponer un nuevo valor de cota piezométrica en el nudo NS_n y repetir el proceso hasta que quede equilibrado el subsistema n .

6to paso. Calcular el caudal de circulación por la conductora principal o maestra, CM, Q_{CM} .

Con la cota piezométrica definida en el nodo principal, NP y la cota piezométrica en el tanque de regulación o de compensación, se aplica la ecuación de Bernoulli entre el NP y el depósito de descarga a través de la siguiente ecuación:

$$CP_{NP} = Z_T + hf_{CM} = Z_T + K_{CM}Q_{CM}^2 = Z_T + 8,26 \cdot 10^{-2} f_{supCM} \frac{L_{CM}}{D_{CM}^5} Q_{CM}^2 \rightarrow Q = \sqrt{\frac{CP_{NP} - Z_T}{8,26 \cdot 10^{-2} f_{supCM} \frac{L_{CM}}{D_{CM}^5}}} \quad (11)$$

Donde: Z_T : nivel dinámico de agua en el depósito de descarga, (m); hf_{CM} : pérdidas de carga en la conductora maestra, (m); K_{CM} : coeficiente característico de la conductora principal, (s^2/m^5); f_{supCM} : coeficiente de fricción supuesto de la conductora maestra, (adim.); L_{CM} : longitud de la conductora maestra, (m); D_{CM} : diámetro de la conductora principal, (m), y Q_{CM} : caudal que circula por la conductora maestra, (m^3/s).

Previamente se procede a suponer un valor del coeficiente de fricción de la conductora maestra o principal CM, f_{supCM} , y una vez obtenido el caudal de la conductora maestra o total del sistema general, Q_{CM} , se procede idénticamente a los pasos 3 y 4, ahora para el caso de la tubería principal.

7mo paso. Realizar el balance de caudales en el nodo principal NP

A través de la expresión (12), y teniendo en cuenta los caudales que aportan todas las conductoras secundarias a este, se debe comprobar que esta suma sea igual al Q_{CM} calculado en el paso previo:

$$Q_{CM} = \sum_{i=1}^n Q_{CSI} \quad (12)$$

De no cumplirse esta igualdad, se debe variar el valor de la cota piezométrica en el nodo principal hasta que la verificación sea válida. Una vez conseguido este objetivo, se debe terminar revisando el balance del sistema hidráulico en general, a través de la ecuación de equilibrio general del sistema:

$$Q_{CM} = \sum_{i=1}^n Q_{CSI} = \sum_{i=1}^n Q_{TISi} \quad (13)$$

Para una mejor comprensión de la metodología descrita, se aplicará el procedimiento propuesto para la simulación hidráulica de los sistemas fuentes por bombeo para un ejemplo real. El caso de estudio será un sistema fuente por bombeo interconectado de estaciones de bombeo, compuesto por un campo de pozos, en el cual operan cuatro estaciones de bombeo en un esquema de operación de demanda constante y fija.

03 APLICACIÓN DEL MÉTODO DE ITERACIÓN EN EL NODO COMO PROCEDIMIENTO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA PARA LOS SISTEMAS FUENTE POR BOMBEO.

Como información del sistema fuente por bombeo se tiene que el servicio de abasto será continuo durante las 24 horas con un caudal constante. En la tabla 1 se brinda información sobre las características hidráulicas del sistema fuente por bombeo, compuesto por un campo de pozos (sistema multinodal) como el que se ilustra en la figura 1. La cota piezométrica del nivel del agua en el tanque de regulación, $Z_t = 50,00$ m (cota de descarga de la tubería en el depósito). Se utilizarán tuberías polietileno de alta densidad (PEAD). La rugosidad absoluta del material de PEAD es de $2,5 \cdot 10^{-6}$ m. La presión nominal de diseño de dichas tuberías será de 10 atm (PN 10). Se ha tomado como valor indicativo para el diseño y la operación del sistema, un rango de velocidad recomendable de $1 \div 1,8$ m/s (INRH 2006). Se plantea un valor de la viscosidad cinemática de 10^{-6} m²/s.

Tabla 1. Información de las características hidráulicas del campo de pozos (Ver figura 1)

Caudal (L/s)	Longitud tuberías (m)	Cotas y niveles dinámicos (m)
Caudal de diseño del sistema fuente	250,00	Conductora maestra CM o principal CP
Caudal de diseño de la bomba 1	60,00	Conductora secundaria 1 CS_1
Caudal de diseño de la bomba 2	60,00	Conductora secundaria 2 CS_2
Caudal de diseño de la conductora secundaria 1 CS_1	120,00	Tubería de impulsión secundaria 1 TIS_1
Caudal de diseño de la bomba 3	70,00	Tubería de impulsión secundaria 2 TIS_2
Caudal de diseño de la bomba 4	60,00	Tubería de impulsión secundaria 3 TIS_3
Caudal de diseño de la conductora secundaria 2 CS_2	130,00	Tubería de impulsión secundaria 4 TIS_4
Diámetros de las tuberías del sistema hidráulico (m)		
D_{CM}	D_{CS_1}	D_{CS_2}
0,5552	0,3524	0,3966
	D_{TIS_1}	D_{TIS_2}
	0,2776	0,2776
	D_{TIS_3}	D_{TIS_4}
	0,2776	0,2776

Se presentan los polinomios representativos de la curva característica de carga-capacidad, ajustadas a una ecuación de grado 2 como el propuesto por la expresión (1), para las cuatro bombas rotodinámicas, siendo iguales las bombas 1 y 2 (Q en m³/s y H en m).

$$\text{Bombas 1 y 2: } H_{B1} = 85,989 - 146,46Q - 4087,63Q^2 \quad (14)$$

$$\text{Bomba 3: } H_{B3} = 88,304 - 86,643Q - 4692,857Q^2 \quad (15)$$

$$\text{Bomba 4: } H_{B4} = 73,760 - 22,276Q - 4782,313Q^2 \quad (16)$$

1er paso. Suponer valores de cotas piezométricas en el nudo principal, CP_{NP} y en los nodos secundarios que tributen a él, CP_{NSn} .

Se comienzan los cálculos tomando valores iniciales de las cotas piezométricas en el NP , en el NS_1 y en el NS_2 , de 59,531 m, 75,908 m y 64,323 m, respectivamente.

2do paso. Calcular las pérdidas de carga en las conductoras secundarias, hf_{CSn} .

Trabajando con la ecuación (4) se obtienen valores de hf_{CS1} de 16,377 m y de hf_{CS2} de 4,792 m.

3er paso. Determinar los caudales de circulación por las conductoras secundarias, Q_{CSn} .

Se suponen valores iniciales de los coeficientes de fricción en las dos conductoras secundarias, f_{supCS1} y f_{supCS2} de 0,02. A partir de asumir estos coeficientes de fricción iniciales, se calculan los caudales de circulación de ambas conductoras secundarias a través de la ecuación (5): $Q_{CS1} = 0,134013 \text{ m}^3/\text{s} = 134,013 \text{ L/s}$ y $Q_{CS2} = 0,119290 \text{ m}^3/\text{s} = 119,290 \text{ L/s}$. Como se había apuntado, esto es un procedimiento iterativo en el cual se trabajan con las ecuaciones (6) y (7), tomando un criterio de parada del error relativo de 0,1%. Luego de cinco ciclos iterativos, se obtienen los siguientes resultados: $N_{RCS1} = 605675,99$; $N_{RCS2} = 468920,64$; $f_{realCS1} = 0,012781833$; $f_{realCS2} = 0,013340008$; $Q_{CS1} = 0,167636 \text{ m}^3/\text{s} = 167,636 \text{ L/s}$ y $Q_{CS2} = 0,146063 \text{ m}^3/\text{s} = 146,063 \text{ L/s}$.

4to paso. Calcular los caudales de circulación por las tuberías de impulsión secundarias, Q_{TISn} .

Con la información de los niveles dinámicos en los pozos de las estaciones de bombeo y las cotas piezométricas en los nodos secundarios NS_n , se procede a calcular los caudales que circulan por las tuberías de impulsión secundarias, Q_{TISn} . Tal como se procedió en el paso anterior, se inició el cálculo de los cuatro caudales con un valor supuesto de los coeficientes de fricción para las cuatro tuberías de 0,02, teniendo en cuenta el criterio de parada del error relativo de 0,1%.

Empleando la ecuación (8) y las ecuaciones de los polinomios representativos de la curva característica H vs. Q de las bombas que operan en el campo de pozos (14), (15) y (16) y aplicando el teorema de Cardano-Vieta (ecuación 9), se calculan los caudales de circulación por las tuberías de impulsión secundarias, obteniéndose: $Q_{TIS1} = 0,051005 \text{ m}^3/\text{s} = 51,005 \text{ L/s}$; $Q_{TIS2} = 0,054426 \text{ m}^3/\text{s} = 54,426 \text{ L/s}$; $Q_{TIS3} = 0,068990 \text{ m}^3/\text{s} = 68,990 \text{ L/s}$ y $Q_{TIS4} = 0,056036 \text{ m}^3/\text{s} = 56,036 \text{ L/s}$. En el proceso se calcularon, además: $N_{RTIS1} = 233941,68$; $N_{RTIS2} = 249632,56$; $N_{RTIS3} = 316429,42$; $N_{RTIS4} = 257017,11$; $f_{realTIS1} = 0,015159264$; $f_{realTIS2} = 0,014976931$; $f_{realTIS3} = 0,014340784$ y $f_{realTIS4} = 0,014896219$.

5to paso. Realizar el balance de caudales en los nodos secundarios NS_n .

Realizando el balance de caudales en cada nodo a través de la expresión (10), se verifica que esta suma sea igual al Q_{CSn} calculado en el paso 3.

$$Q_{CSI} = \sum_{i=2}^2 Q_{TISn} = Q_{TIS1} + Q_{TIS2} = 0,051005 + 0,054426 = 0,105432 \text{ m}^3/\text{s} = 105,432 \text{ L/s}$$

$$Q_{CS2} = \sum_{i=2}^2 Q_{TISn} = Q_{TIS3} + Q_{TIS4} = 0,068990 + 0,056036 = 0,125027 \text{ m}^3/\text{s} = 125,027 \text{ L/s}$$

Como se puede observar, los caudales que aportan las tuberías de impulsión secundarias a sus respectivos nodos secundarios, difieren a los obtenidos para las conductoras secundarias en el paso 3. Al no cumplirse la condición del balance en ambos nodos, se vuelve a suponer un nuevo valor de cota piezométrica en ambos nudos secundarios y repetir el proceso hasta que queden equilibrados ambos subsistemas. Cómo ambas sumatorias dan menores a los gastos calculados en el 3er paso, se procede a disminuir las cotas piezométricas en ambos nodos secundarios; y viceversa en caso contrario.

Luego de un proceso iterativo de cinco ciclos para ambos nodos, se obtienen las cotas piezométricas que hacen el balance nulo. Los valores de ambas cotas son: $CP_{NS1} = 69,125 \text{ m}$ y $CP_{NS2} = 63,292 \text{ m}$. Los gastos de circulación por ambos subsistemas son: $Q_{TIS1} = 0,060980 \text{ m}^3/\text{s} = 60,980 \text{ L/s}$; $Q_{TIS2} = 0,064084 \text{ m}^3/\text{s} = 64,084 \text{ L/s}$; $Q_{CS1} = 0,125138 \text{ m}^3/\text{s} = 125,138 \text{ L/s}$; $Q_{TIS3} = 0,070261 \text{ m}^3/\text{s} = 70,261 \text{ L/s}$; $Q_{TIS4} = 0,057741 \text{ m}^3/\text{s} = 57,741 \text{ L/s}$ y $Q_{CS2} = 0,127907 \text{ m}^3/\text{s} = 127,907 \text{ L/s}$.

6to paso. Calcular el caudal de circulación por la conductora principal o maestra, CM , Q_{CM} .

Con la cota piezométrica definida en el nodo principal en el primer paso, y la cota piezométrica en el tanque de regulación o de compensación T , se debe suponer un valor del coeficiente de fricción de la conductora maestra o principal, f_{supCM} . Al estar equilibrados los subsistemas 1 y 2, y fijada la cota piezométrica en el nodo principal, se procede a calcular el subsistema nodo principal-depósito de descarga. Al igual que en los pasos donde se calculan los caudales de circulación, se parte de asumir un valor preliminar del coeficiente de fricción de la conductora maestra, $f_{supCM} = 0,02$. Trabajando con la expresión (11), se obtiene un valor de $Q_{CM} = 0,313712 \text{ m}^3/\text{s} = 313,712 \text{ L/s}$, con las correspondientes variables hidráulicas del sistema: $N_{RCM} = 719436,30$; $f_{realCM} = 0,012370075$.

7mo paso. Realizar el balance de caudales en el nodo principal NP

A través de la expresión (12), y teniendo en cuenta los caudales que aportan todas las conductoras secundarias a este, se puede comprobar que la suma de estos es superior al Q_{CM} calculado en el paso anterior.

$$Q_{CM} = \sum_{i=1}^2 Q_{CSi} = 0,125138 + 0,127907 = 0,253045 \text{ m}^3/\text{s} = 253,045 \text{ L/s}$$

En este caso, al ser inferior el gasto afluente al nodo que el que sale, se procede a disminuir la cota piezométrica en el nodo principal, y viceversa, si fuera el caso contrario. Como resultado de un proceso iterativo, se logra determinar el valor de la cota piezométrica del nodo principal que garantiza el balance del nodo, a saber: $CP_{NP} = 58,116 \text{ m}$, siendo el caudal que circula por el subsistema, $Q_{CM} = 0,287363 \text{ m}^3/\text{s} = 287,363 \text{ L/s}$.

Por último, se procede a verificar el balance general del sistema hidráulico general a través de la ecuación (13):

$$Q_{CM} = \sum_{i=1}^n Q_{CSi} = 0,287363 \text{ m}^3/\text{s} = 287,363 \text{ L/s} \neq \sum_{i=1}^n Q_{TISi} = 0,253065 \text{ m}^3/\text{s} = 253,065 \text{ L/s}$$

Al no quedar en equilibrio el sistema hidráulico en general, se pasa a repetir el proceso desde el primer paso, disminuyendo los valores de las cotas piezométricas en todos los nodos del sistema, ya que el valor del gasto total que aportan las cuatro bombas, es superior al caudal que entra al nodo principal. En aras de la extensión del trabajo, se presenta el resultado definitivo con la solución que logra equilibrar el sistema hidráulico general.

Tabla 2. Información hidráulica de la solución general del sistema hidráulico.

Tubería	Q (L/s)	V (m/s)	N_R (adim.)	f (adim.)	Cotas piezométricas (m)
TIS_1	63,512	1,049	291305,12	0,014557548	CP_{NS1} (m) 67,256
TIS_2	66,549	1,099	305235,24	0,014434487	
TIS_3	73,010	1,206	334866,56	0,014195504	CP_{NS2} (m) 61,006
TIS_4	61,359	1,014	281429,38	0,014649533	
CS_1	130,064	1,333	469928,34	0,013347186	CP_{NP} (m) 56,961
CS_2	133,116	1,077	427354,46	0,01355846	
CM o CP	264,242	1,091	605985,55	0,012734024	$CP_t = Z_t = 50,00$ m

Para la resolución de este ejemplo, -que se considera sencillo-, se ha invertido un tiempo considerable, el cual se va incrementando en función de la incorporación de nuevos subsistemas. Para agilizar los cálculos, se propone utilizar la herramienta del SOLVER del programa Excel, con la cual se puede obtener una solución óptima para distintos problemas de decisión, tomando en cuenta una medida de desempeño (función objetivo), parámetros, variables de decisión y restricciones. De esta forma, se pueden ajustar los valores de las celdas de variables de decisión (cotas piezométricas de los nodos) para que cumplan con los límites de las celdas de restricción (rango de los valores de solución de las cotas piezométricas en los nodos) y brinde el resultado deseado en la celda objetivo (ecuación de balance en el nodo). Con este complemento, se han obtenido los resultados presentados en la tabla 2.

En este sentido, se presentan sendas ecuaciones que brindan soporte para el cálculo de los límites del rango de valores de solución de las cotas piezométricas en los nodos. Estas expresiones han sido formuladas para las tuberías de PEAD de fabricación nacional con clase PE-100, trabajando con un rango práctico de velocidades de 0,5 m/s a 2,0 m/s y un intervalo de diámetros interiores de 129,6 mm (PN 16 atm.) a 937,8 mm (PN 5 atm.). Con ambas ecuaciones se podrá calcular las pendientes de las rasantes de energía mínima y máxima, que se utilizarán para determinar los valores mínimo y máximo que podrá alcanzar el valor de la cota piezométrica en los nodos.

$$S_{hf\min.} = \frac{hf_{\min.}}{L} = 1,661828 \cdot 10^{-4} D^{-1,197798} \quad (17)$$

$$S_{hf\max.} = \frac{hf_{\max.}}{L} = 2,121091 \cdot 10^{-3} D^{-1,175441} \quad (18)$$

Donde: $S_{hf\min.} = hf_{\min.}/L$: pendiente de la rasante de energía mínima o pérdida carga unitaria mínima para una conducción, (adim.); $S_{hf\max.} = hf_{\max.}/L$: pendiente de la rasante de energía máxima o pérdida carga unitaria máxima para una conducción, (adim.), y D : diámetro de la conducción, (m).

Ambos valores extremos en un nodo particular serán determinados a partir de la cota piezométrica del nodo precedente (aguas abajo). Para este caso de estudio, los valores límites del intervalo de las cotas piezométricas quedarían determinados como:

$$CP_{NPmín.} = CP_T + S_{hfmín.}L_{CM}; CP_{NSI,2mín.} = CP_{NPmín.} + S_{hfmín.}L_{CSI,2} \quad (19)$$

$$CP_{NPmáx.} = CP_T + S_{hfmáx.}L_{CM}; CP_{NSI,2máx.} = CP_{NPmáx.} + S_{hfmáx.}L_{CSI,2} \quad (20)$$

04 CONCLUSIONES

La simulación hidráulica de los sistemas fuentes por bombeo es importante para obtener respuestas sobre la operación de dichos sistemas, las cuales serán tenidas en cuenta en la gestión de estos. Como se ha apuntado, no se ha podido encontrar en la literatura especializada, una propuesta de solución para este tipo de sistemas ramificados que tienen una particularidad única (unificación de ramales y de gastos en vez de bifurcación y división de estos), a pesar de ser incluso, un sistema hidráulico muy presente en las obras hidráulicas de abasto de agua a la población.

Uno de los métodos de resolución de abordaje iterativo que se aborda comúnmente en el análisis hidráulico de los sistemas fuentes ramificados, es el empleado para resolver el Problema de los Tres Tanques. Este método de solución iterativo consiste en ir suponiendo valores de cotas piezométricas en los nodos, en función de los valores del balance de caudales, ΔQ , (ecuación de balance de masa), aumentando los valores de estas, si ΔQ resulta positivo, y viceversa, para cada subsistema que conforma el sistema hidráulico general y en su conjunto. Esta es la base conceptual del Método de iteración en el nodo que se desarrolla en el trabajo.

En este artículo, como primero de un conjunto sobre esta temática que se pretende elaborar, se centró en formular la metodología del Método de iteración en el nodo. Este procedimiento se basa en un enfoque de análisis por subsistemas componentes del sistema hidráulico en general, ofreciendo un procedimiento de resolución para hallar los valores de las cotas piezométricas en los nodos que resultan en la solución hidráulica general del sistema.

05 REFERENCIAS

- Cabrera E.** (2009). "Ingeniería hidráulica aplicada a los sistemas de distribución de agua", Editorial Unidad Docente Mecánica de Fluidos, Universidad Politécnica de Valencia, t. 1 y 2, 3^{ra} edición, ISBN 978-846-13-3949-5, Valencia, España.
- Castilla A. y Galvis G** (1993). "Bombas y estaciones de bombeo", Centro Inter-Regional de Abastecimiento y Remoción de Agua (CINARA)-Universidad del Valle, Ed. Ultragraf Editores, ISBN 978-777-98-6726-5, Cali, Colombia.
- Fuertes V. S et al.** (2002). "Modelación y diseño de redes de abastecimiento de agua", Editorial Grupo de Mecánica de los Fluidos, Universidad Politécnica de Valencia, 1^{ra} edición, ISBN 84-89487-06-5, Valencia, España.
- Galguera C. L.** (2015). "Metodología para el diseño y simulación hidráulica de un sistema fuente por bombeo desde campo de pozos", Trabajo de diploma, Facultad de Ingeniería Civil, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría", Cujae, La Habana, Cuba.
- Haestad Methods et al.** (2003). "Advanced water distribution modeling and management", Editorial Haestad Press, First edition, ISBN 0-9714141-2-2, Waterbury, Connecticut, United States of America

Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH) (2006). "Instructivo para la utilización de Tuberías y Accesorios de PEAD", 63 pp., La Habana, Cuba

Martínez Y. (2011). "Metodología para el diseño hidráulico de las estaciones de bombeo para acueducto", Tesis de doctorado, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría" (Cujae), La Habana, Cuba.

Martínez Y. y Riaño F. (2010). "Características peculiares de la operación de bombas rotodinámicas en paralelo", Ciencias Técnicas Agropecuarias, 19 (2): 38-43, Universidad Agraria de La Habana Fructuoso Rodríguez (UNAH), ISSN 1010-2760, Mayabeque, Cuba.

Miranda Y. (2013). "Metodología para el diseño hidráulico de las estaciones de bombeo en función de la velocidad específica", Trabajo de diploma, Facultad de Ingeniería Civil, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría", Cujae, La Habana, Cuba.

Pardo R. y Ruiz M. I. (1980). "Algunas consideraciones sobre el funcionamiento de bombas en paralelo", *Revista Ingeniería Hidráulica*, 1 (1): 20-28, Instituto Superior Politécnico Superior "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba

Turiño, I. M. (1996). "Procedimientos metodológicos para el diagnóstico operacional en sistemas de bombeo mediante modelos matemáticos", Tesis de doctorado, Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Central de las Villas Marta Abreu (UCLV), Santa Clara, Cuba.

Conflictos de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

Contribución de los autores

Yaset Martínez Valdés <https://orcid.org/0000-0001-9770-022X>

Participó en la elaboración de la metodología de cálculo para la aplicación del Método de iteración en el nodo, así como en el trabajo del procesamiento de los datos del ejemplo de cálculo, haciendo contribuciones en su análisis e interpretación. Participó en la búsqueda de referentes bibliográficos y en la redacción del trabajo.

Félix Abelis Riaño Valle <https://orcid.org/0000-0002-9342-6064>

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación y en el análisis de los resultados del caso de estudio, así como en la búsqueda de información bibliográfica, revisión y redacción del trabajo en su versión final.

ç

Modelación numérica de inundaciones compuestas en el malecón tradicional de La Habana

Daniela Córdova de Horta

E-MAIL: danielitach096@gmail.com

Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de la Habana "José Antonio Echeverría"

Luis Fermín Córdova López

E-MAIL: cordovalopez1962@gmail.com

Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de la Habana "José Antonio Echeverría"

RESUMEN

Las inundaciones compuestas en zonas costeras urbanas han aumentado debido al cambio climático y a la combinación de eventos extremos como lluvias intensas y sobreelvaciones del mar. Este estudio presenta la modelación numérica de inundaciones compuestas en el malecón tradicional de La Habana utilizando los modelos Iber v3.2, SWMM v5.1 e Iber-SWMM. Se evaluaron tres escenarios: inundación pluvial, costera y compuesta, identificando su impacto en la red de drenaje urbano. Los resultados indican que las inundaciones compuestas no son una suma lineal de los efectos individuales, sino que intensifican los niveles de agua y el colapso del drenaje. La modelación numérica permite identificar zonas críticas y optimizar estrategias de mitigación ante eventos extremos en ciudades costeras.

PALABRAS CLAVES:

Drenaje urbano, Iber-SWMM, inundaciones compuestas, modelación numérica.

Numerical modeling of compound flooding in the traditional Malecón of Havana

ABSTRACT

Compound flooding in urban coastal areas has increased due to climate change and the combination of extreme events such as heavy rainfall and sea level surges. This study presents the numerical modeling of compound flooding in the traditional Malecón of Havana using the Iber v3.2, SWMM v5.1, and Iber-SWMM models. Three scenarios were evaluated: pluvial, coastal, and compound flooding, identifying their impact on the urban drainage network. The results indicate that compound flooding is not a linear sum of individual effects but intensifies water levels and drainage system collapse. Numerical modeling enables the identification of critical areas and optimization of mitigation strategies against extreme events in coastal cities.

KEYWORDS: Compound flooding, Iber-SWMM, numerical modeling, urban drainage.

01 INTRODUCCIÓN

Las inundaciones en zonas costeras urbanas representan un desafío creciente debido a la combinación de factores hidrometeorológicos extremos y la vulnerabilidad de la infraestructura. El concepto de inundaciones compuestas surge de la interacción entre precipitaciones intensas y la sobreelevación del nivel del mar, lo que genera efectos no lineales que intensifican la magnitud del evento y afectan los sistemas de drenaje pluvial.

A nivel internacional, diversos estudios han abordado las inundaciones compuestas en ciudades costeras.(Wahl, Jain, Bender, Meyers, & Luther, 2015) identificaron la ocurrencia conjunta de marejadas ciclónicas y precipitaciones extremas como un factor crítico en la planificación urbana.(Moghimi, Myers, Pe'eri, Zhang, & Yi, 2021) destacaron la importancia de la modelación numérica para evaluar la interacción de estos eventos y su impacto en la infraestructura de drenaje. En el contexto latinoamericano, investigaciones han demostrado que las ciudades con drenaje pluvial insuficiente presentan una mayor susceptibilidad a eventos extremos, especialmente en áreas de alta densidad poblacional.

El malecón tradicional de La Habana es una zona altamente vulnerable a las inundaciones compuestas. La combinación de intensas lluvias y marejadas ciclónicas ha generado recurrentes eventos de anegamiento, afectando la movilidad urbana y la seguridad de la población. La necesidad de mejorar la capacidad de predicción y gestión del riesgo en esta zona motiva la presente investigación, que busca evaluar el comportamiento de estos fenómenos mediante modelación numérica.

El objetivo principal del estudio es simular y analizar la dinámica de las inundaciones compuestas en el malecón de La Habana utilizando los modelos Iber v3.2, SWMM v5.1 e Iber-SWMM. Se comparan distintos escenarios de inundación con el fin de identificar zonas críticas y evaluar el impacto de la red de drenaje urbano bajo condiciones extremas.

02 METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde al Malecón Tradicional de La Habana, ubicado en la zona costera norte de la ciudad de La Habana, Cuba. Este sector es una de las áreas urbanas más expuestas a eventos de inundación, debido a su proximidad al mar y a la topografía relativamente plana del territorio (Figura 1).



Figura 1. Límites de la zona de estudio

UBICACIÓN Y CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS

La Habana es la capital de Cuba y la ciudad más poblada del país, con una población de más de dos millones de habitantes. Se encuentra en la región occidental de la isla, entre los paralelos 22°58' y 23°10' de latitud norte y los meridianos 82°30' y 82°06' de longitud oeste. Sus costas están limitadas por el Estrecho de la Florida, lo que la hace vulnerable a los efectos de fenómenos meteorológicos extremos como huracanes, frentes fríos y tormentas tropicales.

El Malecón Tradicional de La Habana abarca aproximadamente 2,7 km² y se encuentra en el municipio de Centro Habana. Limita al norte con el litoral habanero, al este con el municipio Habana Vieja, al sur con el municipio Cerro, y al oeste con Plaza de la Revolución. La topografía del área es predominantemente llana, con elevaciones menores a los tres metros sobre el nivel del mar en algunos sectores próximos al malecón (Fallas, 2007).

VULNERABILIDAD A INUNDACIONES

El área de estudio se caracteriza por una alta frecuencia de inundaciones costeras y pluviales. Durante eventos de marejadas ciclónicas, el nivel del mar supera la altura del muro del malecón, provocando penetraciones del mar que afectan la movilidad urbana y la infraestructura. Simultáneamente, el sistema de drenaje pluvial trabaja a presión, lo que ocasiona el colapso de la red de alcantarillado en varios puntos críticos (Gutierrez, 2012).

Históricamente, se han registrado múltiples eventos de inundaciones extremas en el Malecón de La Habana, siendo el huracán Wilma en octubre de 2005 uno de los más severos. Este fenómeno generó una marejada ciclónica con olas de hasta 6 metros de altura, provocando la penetración del mar en un tramo de aproximadamente 400 metros tierra adentro (Figura 2) (González-Vázquez, 2008). Estos eventos ponen en evidencia la necesidad de desarrollar metodologías de modelación numérica para evaluar y mitigar el impacto de futuras inundaciones.



Figura 2. Estragos ocasionados por el huracán Wilma en la zona del Malecón de La Habana

INFRAESTRUCTURA DE DRENAJE PLUVIAL

La red de drenaje pluvial del Malecón Tradicional de La Habana es de tipo drenaje dual, compuesta por un sistema superficial de escorrentía y un sistema soterrado de alcantarillado. Sin embargo, debido a la antigüedad de la infraestructura y la acumulación de sedimentos, la eficiencia del drenaje se ve reducida, especialmente cuando la sobre elevación del mar impide la descarga natural del agua de lluvia.

El estudio del drenaje pluvial en este sector es fundamental para comprender el comportamiento de las inundaciones compuestas, ya que la interacción entre las lluvias intensas y la marejada ciclónica puede generar colapsos hidráulicos en la red. En este sentido, la modelación numérica mediante Iber-SWMM permitirá analizar en detalle cómo estos factores afectan la capacidad de drenaje y qué medidas pueden implementarse para optimizar su funcionamiento.

03 MODELOS NUMÉRICOS UTILIZADOS

Para la modelación de las inundaciones compuestas en el Malecón Tradicional de La Habana, se emplearon modelos numéricos ampliamente utilizados en estudios de hidrodinámica e hidrología urbana. Se seleccionaron tres modelos principales: Iber v3.2, SWMM v5.1 e Iber-SWMM, los cuales fueron utilizados en conjunto para evaluar la interacción entre la escorrentía superficial y el drenaje pluvial.

MODELO IBER V3.2

Iber v3.2 es un modelo bidimensional (2D) de flujo en lámina libre, utilizado para la simulación de flujos turbulentos en régimen no permanente. Está basado en las ecuaciones de aguas someras (Saint-Venant 2D), permitiendo la representación detallada del comportamiento de las inundaciones pluviales y costeras (Bladé Castellet, Cea, & Corestein, 2014).

Para este estudio, Iber v3.2 se utilizó para modelar:

- La evolución de los calados durante los eventos de inundación.
- La propagación del agua en la zona urbana del malecón.
- La identificación de zonas de mayor riesgo de anegamiento.

MODELO SWMM V5.1

El Storm Water Management Model (SWMM v5.1) es un modelo desarrollado por la Environmental Protection Agency (EPA) para la simulación de redes de drenaje urbano. Su aplicación

en este estudio permite analizar el comportamiento de la red de drenaje pluvial en respuesta a eventos de precipitación extrema y evaluar su capacidad para gestionar la escorrentía superficial(Rossman, 2005).

Las principales características de SWMM v5.1 incluyen:

- Modelación detallada de la red de alcantarillado y su capacidad de drenaje.
- Evaluación del flujo en el sistema de drenaje dual, considerando interacciones entre la escorrentía superficial y el alcantarillado.
- Simulación de diferentes escenarios de precipitación y su efecto en el sistema de drenaje urbano.

MODELO ACOPLADO IBER-SWMM

Dado que las inundaciones compuestas implican la interacción entre la escorrentía superficial y la red de drenaje, se utilizó una versión acoplada de Iber y SWMM. Este acoplamiento permite una representación más precisa de los procesos hidrodinámicos y su influencia en el sistema de drenaje urbano(Bladé Castellet et al., 2014).

El acoplamiento de Iber-SWMM se basa en la transferencia bidireccional de información entre los dos modelos:

- Iber proporciona datos sobre el nivel de agua en la superficie, lo que permite evaluar el impacto de la inundación en zonas urbanas.
- SWMM modela el flujo en la red de alcantarillado y su capacidad de captación, determinando si el sistema es capaz de evacuar el agua de lluvia o si ocurre un retorno de flujo debido a la sobreelevación del mar.

04 DISEÑO DE LOS ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

Para evaluar el impacto de las inundaciones en el Malecón Tradicional de La Habana, se definieron tres escenarios principales de simulación, considerando distintos mecanismos de generación del evento y su interacción con el sistema de drenaje urbano.

Los tres escenarios fueron diseñados con base en datos históricos y modelaciones previas de eventos extremos en la zona de estudio. Se establecieron valores de precipitación y niveles de sobreelevación del mar, correspondientes a distintos períodos de retorno, asegurando una representación realista de las condiciones hidrometeorológicas adversas.

ESCENARIO 1: INUNDACIÓN PLUVIAL

Este escenario modela el efecto de una lluvia extrema sin considerar la influencia del mar. Se analizó la capacidad de la red de drenaje pluvial para gestionar el escurrimiento superficial.

CONDICIONES DE SIMULACIÓN:

- Evento de precipitación con un período de retorno de 100 años.
- Consideración exclusiva del escurrimiento superficial.

- Simulación con una duración de 5 horas.

OBJETIVO DEL ESCENARIO:

- Determinar los niveles máximos de inundación en distintos puntos de observación.
- Generar un mapa de máxima peligrosidad en la zona de estudio.

ESCENARIO 2: INUNDACIÓN COSTERA

Este escenario modela el impacto de la marejada ciclónica generada por el huracán Wilma en 2005, sin considerar precipitación extrema. Se evalúa el efecto de la sobreelevación del mar en la infraestructura urbana y el sistema de drenaje.

CONDICIONES DE SIMULACIÓN:

- Definición del sobrepaso del oleaje en la zona de estudio.
- Simulación con una duración de 5 horas.

OBJETIVO DEL ESCENARIO:

- Obtener el mapa de máxima peligrosidad asociado al impacto de la marejada ciclónica.
- Definir los niveles de inundación en distintos puntos de observación.

ESCENARIO 3: INUNDACIÓN COMPUESTA

Este escenario combina la precipitación extrema con el efecto de la marejada ciclónica, simulando una situación crítica en la que ambos fenómenos ocurren simultáneamente.

CONDICIONES DE SIMULACIÓN:

- Combinación de los escenarios anteriores (pluvial y costero).
- Evaluación del efecto de la interacción entre ambos eventos.
- Simulación con una duración de 5 horas.

OBJETIVO DEL ESCENARIO:

- Evaluar la interacción de la precipitación y la marejada ciclónica en el sistema de drenaje.
- Identificar zonas críticas con mayores niveles de inundación.

05 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de la modelación numérica permitieron evaluar la magnitud y el comportamiento de las inundaciones en el Malecón Tradicional de La Habana, comparando los tres escenarios simulados. En el caso de la inundación pluvial, se observó que la acumulación de agua en ciertas zonas superó los 1.90 m, lo que evidencia la insuficiencia del drenaje pluvial para manejar eventos de alta intensidad. En particular, la Figura 3 muestra el mapa de inundación generado con el hidrograma original, destacando la extensión de las áreas afectadas.



Figura 3. Mapa de inundación para el Hidrograma original

Posteriormente, se realizó un ajuste en la simulación reduciendo el hidrograma en un 50%, lo que permitió modelar con mayor precisión el alcance de la inundación, como se observa en la Figura 4. Sin embargo, incluso con este ajuste, en los puntos de observación 2 (Calle Marina y Jovellar), 11 (Paseo del Prado y Genios) y 10 (Calle Blanco y Trocadero), los niveles de calado alcanzaron 1.94 m, 1.64 m y 1.36 m, respectivamente. La Figura 5 muestra el mapa con la ubicación de estos puntos de observación dentro del Malecón Tradicional de La Habana. Estos resultados sugieren que, bajo condiciones extremas, el sistema de drenaje no tiene la capacidad de evacuar completamente el agua de lluvia, provocando acumulaciones significativas en zonas bajas.

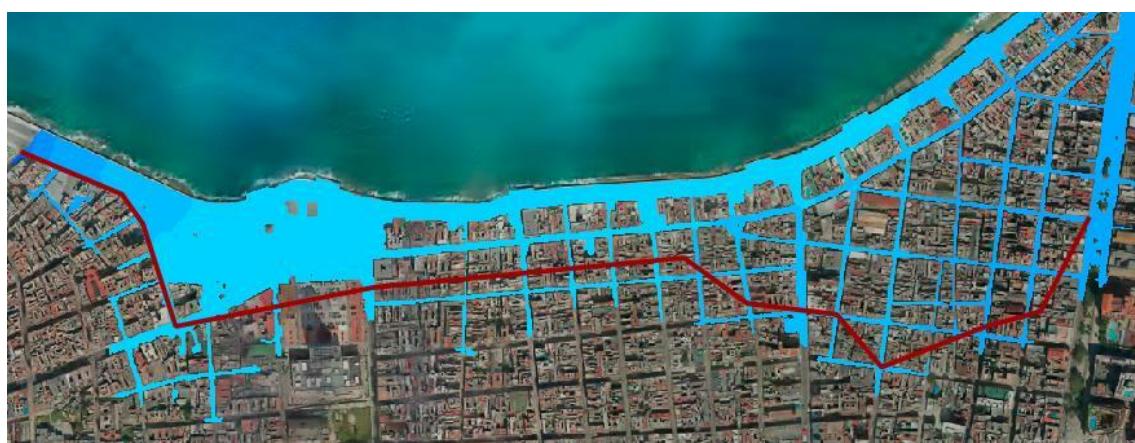


Figura 4. Mapa de inundación para el Hidrograma reducido un 50%.



Figura 5. Puntos de observación.

Cuando se analizó la inundación costera, los resultados indicaron que la penetración del agua de mar tiene un impacto significativo en la infraestructura urbana y en el sistema de drenaje. La Figura 6 presenta el mapa de inundación generado por el huracán Wilma en el municipio de Centro Habana, mostrando que la marejada ciclónica provocó un incremento de los niveles de agua en las zonas más expuestas. En los puntos de observación 2 (Calle Marina y Jovellar), 11 (Paseo del Prado y Genios) y 10 (Calle Blanco y Trocadero), los niveles de calado aumentaron respecto al escenario pluvial, alcanzando 2.05 m, 1.92 m y 1.76 m, como se detalla en la Figura 7. Esto demuestra que la entrada del agua de mar no solo afecta la movilidad urbana, sino que también compromete la funcionalidad del sistema de drenaje pluvial, generando un agravamiento de la inundación en comparación con el escenario de lluvia extrema.

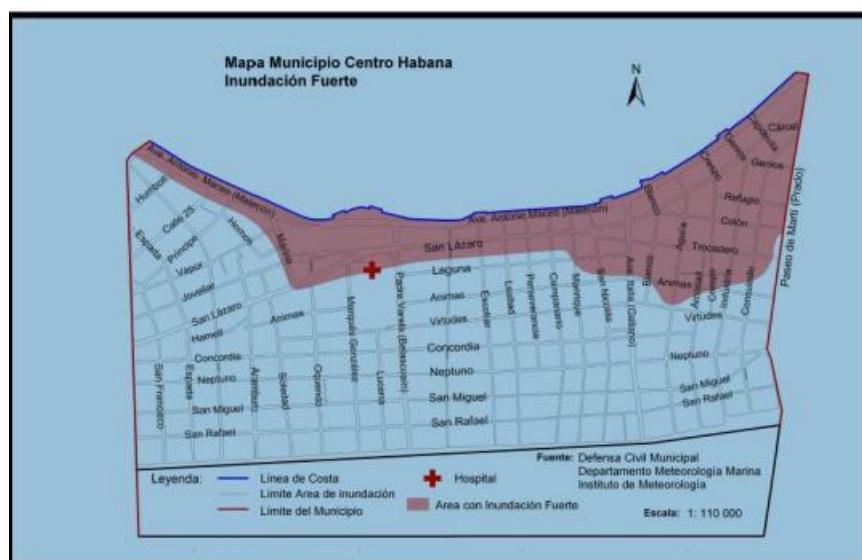


Figura 6. Mapa de inundación Municipio Centro Habana huracán Wilma.

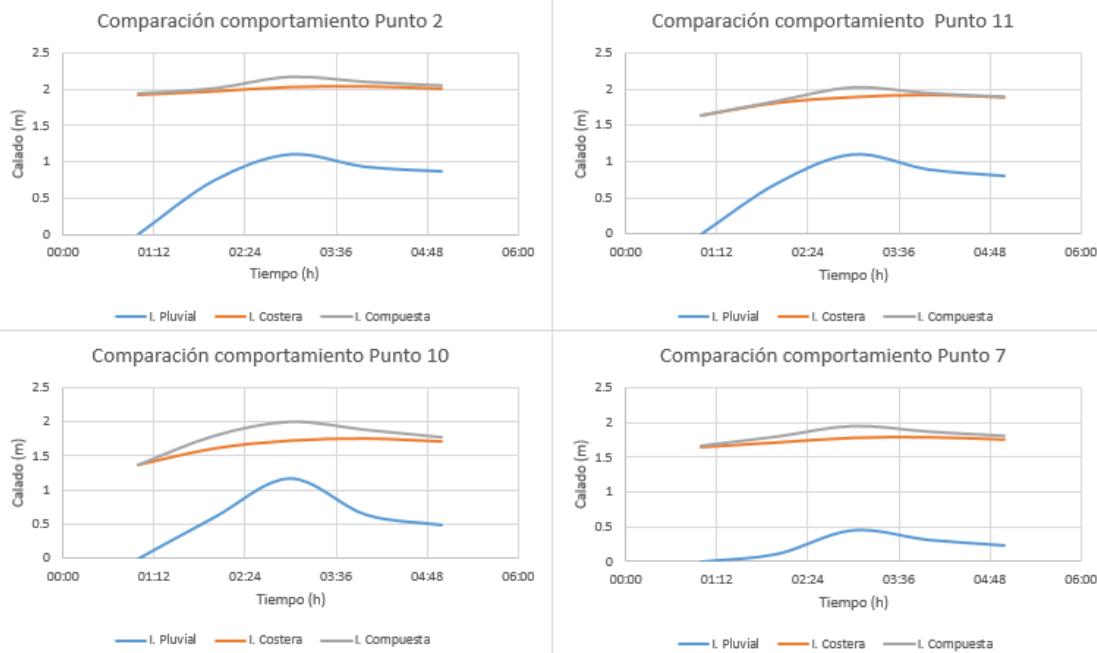


Figura 7. Gráficos de la comparación del calado en los puntos 2; 11; 10 y 7.

El tercer escenario, correspondiente a la inundación compuesta, mostró que la combinación de lluvias intensas con la marejada ciclónica genera efectos amplificados que no pueden explicarse simplemente como la suma de los dos fenómenos. En la Tabla 1 se observa que los niveles de calado en este escenario fueron los más altos, con valores de 2.17 m en el punto 2 (Calle Marina y Jovellar), 2.03 m en el punto 11 (Paseo del Prado y Genios) y 2.00 m en el punto 10 (Calle Blanco y Trocadero), lo que confirma la no linealidad del fenómeno. Además, el análisis de los mapas de peligro de inundación (Figura 8) reveló que dos zonas dentro del área de estudio pasaron de tener un nivel de peligro bajo a un nivel medio, lo que indica un aumento significativo del riesgo para la población y la infraestructura. La evaluación de estos resultados sugiere que la planificación del drenaje y la gestión de riesgos en el Malecón de La Habana no pueden basarse exclusivamente en la evaluación de eventos individuales, sino que deben considerar escenarios compuestos donde la interacción de distintos factores hidrometeorológicos puede intensificar las condiciones de anegamiento.

Tabla 1. Comparación de los resultados de los tres tipos de inundaciones estudiadas.

Puntos de control		Calado (m)				
		1:00	2:00	3:00	4:00	5:00
I. Pluvial	2	0	0,75	1,11	0,93	0,87
	11	0	0,70	1,10	0,89	0,81
	10	0	0,60	1,17	0,64	0,49
	7	0	0,11	0,45	0,31	0,23
I. Costera	2	1,93	1,98	2,04	2,05	2,02
	11	1,64	1,81	1,89	1,92	1,88
	10	1,36	1,61	1,73	1,76	1,71
	7	1,65	1,72	1,79	1,80	1,76

Puntos de control		Calado (m)					
		1:00	2:00	3:00	4:00	5:00	
Escenario I.Compuesta	T(s)	2	1,94	2,01	2,17	2,10	2,05
	11	1,64	1,84	2,03	1,95	1,90	
	10	1,36	1,79	2,00	1,88	1,77	
	7	1,67	1,80	1,95	1,87	1,81	

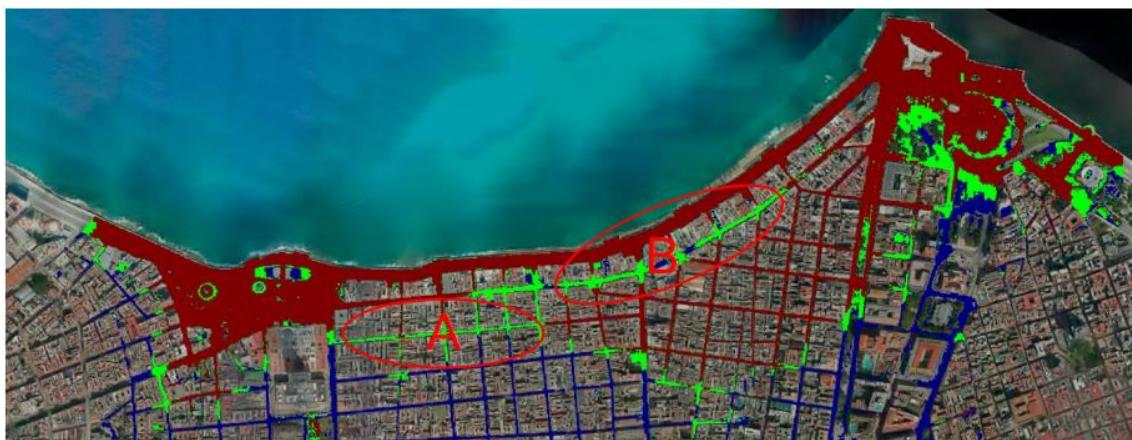


Figura 8. Mapa de peligro de la inundación compuesta.

Uno de los aspectos más relevantes del estudio fue la evaluación del sistema de drenaje urbano en la mitigación de estos eventos. La Figura 9 muestra la evolución de los calados en los puntos de observación cuando se incorpora el drenaje dual en la simulación. En algunos sectores, como el punto 2 (Calle Marina y Jovellar), el drenaje pluvial logró reducir el nivel de agua en 0.93 m, lo que representa una disminución del 48% respecto al escenario sin drenaje. Sin embargo, en otros puntos críticos, como el punto 10 (Calle Blanco y Trocadero), la capacidad del sistema de drenaje fue insuficiente, registrando un calado final de 1.64 m a pesar de la operación del sistema pluvial. Esto sugiere que, si bien el drenaje urbano tiene un impacto positivo en la reducción del nivel de inundación, su capacidad sigue siendo limitada frente a eventos de gran magnitud, lo que resalta la necesidad de estrategias adicionales para mitigar el impacto de las inundaciones en la ciudad.

Finalmente, la identificación de zonas críticas dentro del área de estudio permitió reconocer dos sectores con alto riesgo de inundación. La primera zona comprende la intersección de Calle Marina y Jovellar (punto 2), donde se registró el mayor nivel de acumulación de agua en el escenario compuesto, con valores superiores a 1.90 m. La segunda zona abarca el tramo desde Galeano hasta el Paseo del Prado, donde la inundación se intensificó considerablemente debido a la combinación de los efectos pluviales y costeros. En la Figura 10, que presenta el mapa de peligrosidad según la norma ACA, se observa que la mayor parte del Malecón Tradicional de La Habana se encuentra dentro de una zona de alta peligrosidad, lo que confirma la vulnerabilidad de la infraestructura urbana frente a eventos hidrometeorológicos extremos.

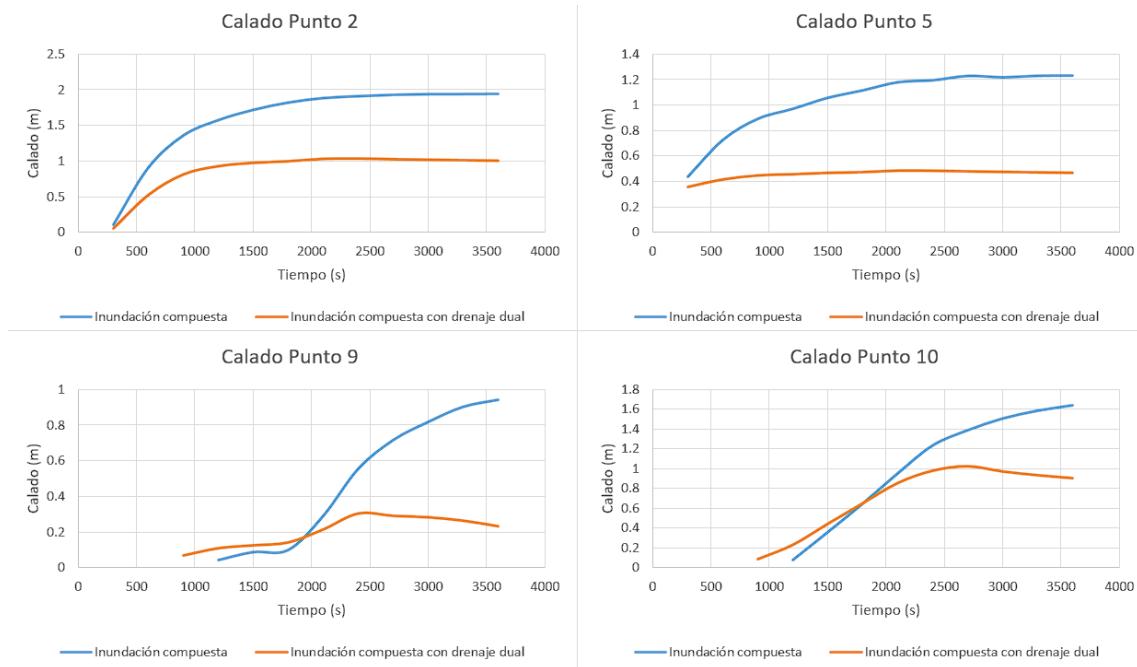


Figura 9. Comportamiento de los calados en los puntos de observación.

Peligro de la inundación	Rango de calado (m)
Bajo	< 0,5
Moderado	0,5 < X < 1
Alto	> 1

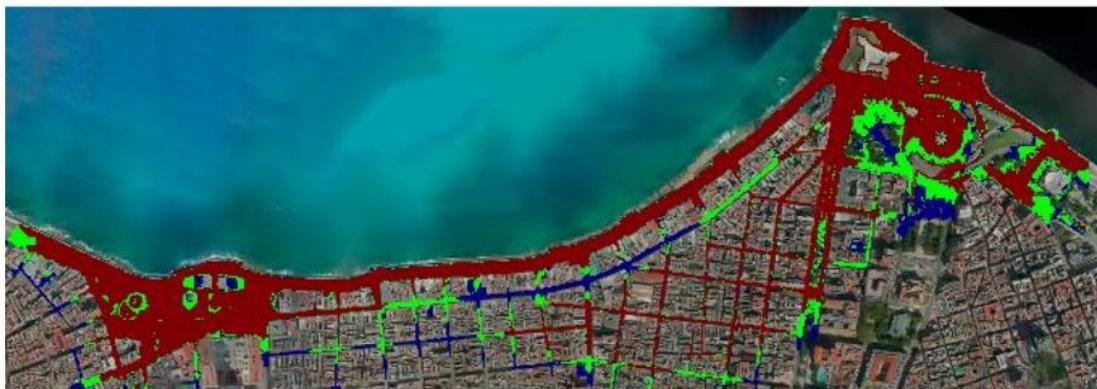


Figura 10. Mapa de peligrosidad norma ACA.

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian que la inundación compuesta genera los mayores niveles de acumulación de agua y que el sistema de drenaje urbano, aunque funcional, no es suficiente para mitigar los efectos de estos eventos extremos. Se concluye que la planificación y gestión del riesgo en la zona deben incluir estrategias de adaptación más robustas, considerando la interacción de múltiples factores para evitar un agravamiento de las condiciones de anegamiento.

06 CONCLUSIONES

- En los últimos años han aumentado el número de eventos de inundaciones compuestas debido al cambio climático de ahí la necesidad de desarrollo de herramientas numéricas para la simulación de estos eventos meteorológicos y sus efectos.
- La urbanización trae consigo un incremento del volumen de escurrimiento, el caudal máximo y la velocidad de traslado del mismo. También disminuye el tiempo de concentración.
- Para la modelación de inundaciones compuestas se hace necesario el acoplado de uno o más modelos numéricos. Comúnmente puede ser la combinación de modelos hidrológicos, de circulación oceánica, e hidráulicos, los cuales se pueden acoplar de forma unidireccional, flexible y fijos.
- Se aplica por primera vez el modelo Iber-swmm para el estudio de inundaciones compuestas generadas por sobrepaso del oleaje, intensas lluvias y surgencia fenómenos asociados a la ocurrencia de huracanes con resultados satisfactorios.
- Los resultados obtenidos en el estudio de la inundación compuesta en el malecón Tradicional, demuestran la no linealidad que presenta este fenómeno, concluyendo que no puede asumirse como la suma de los calados generados por las inundaciones por separados.
- Se demuestra que las inundaciones compuestas incrementan los niveles de inundación, y generan el colapso de la red de drenaje pluvial por efecto combinado de las intensas lluvias, el rebase del oleaje y la marea de tormenta.
- La simulación dinámica de las inundaciones compuestas teniendo en cuenta la red de drenaje pluvial (sistema menor) y la escorrentía superficial (sistema mayor), en zonas urbanas costeras es la mejor opción para el estudio de este fenómeno.
- Las zonas críticas a señalar son: zona número 1, esquina de calle Marina y Jovellar; zona número 2 que comprende desde la calle Galeano hasta la calle Paseo del Prado, teniendo como límite norte la calle San Lázaro e límite sur la calle Áimas.

07 REFERENCIAS

- Bladé Castellet, E., Cea, L., & Corestein, Y.** (2014). Modelización numérica de inundaciones fluviales Numerical modelling of river inundations. *Ingeniería del Agua*, 18. doi:10.4995/ia.2014.3144
- Fallas, J.** (2007). Modelos digitales de elevación: Teoría, métodos de interpolación y aplicaciones. *Escuela de Ciencias Ambientales. Universidad Nacional, Costa Rica.*
- González-Vázquez, J.** (2008). Análisis de los efectos ocasionados por el huracán Wilma sobre la infraestructura portuaria de Cozumel y propuesta de parámetros de diseño para muelles en la zona. *Ingeniería Civil (Tesis de Licenciatura), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.*

Gutierrez, A. M. (2012). Simulación de las inundaciones costeras en la zona del Malecón tradicional. Propuesta de Solución. *Trabajo de Diploma (en opción al título de Ing. Hidráulico), Fac. de Ing. Civil, Inst. Superior Politécnico José Antonio Echeverría, La Habana, Cuba.*

Moghimi, S., Myers, E. P., Pe'eri, S., Zhang, Y., & Yi, F. (2021). Forecasting Compound Floods in Complex Coastal Regions. *Eos*.

Rossman, L., Dickinson, R., Schade, T., Chan, C., Burgess, E. and Huber, W. . (2005). SWMM5: The USEPA's newest tool for urban drainage analysis'. 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, 1-8.

Wahl, T., Jain, S., Bender, J., Meyers, S. D., & Luther, M. E. (2015). Increasing risk of compound flooding from storm surge and rainfall for major US cities. *Nature Climate Change*, 5, 1093-1097.

Conflictos de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

ORCID de los autores

Daniela Córdova de Horta <https://orcid.org/0000-0002-7284-9682>

Luis Fermín Córdova López <https://orcid.org/0000-0001-8175-6819>

Estrategias sanitarias para el manejo de residuos sólidos en distritos de la costa peruana

ANA MILAGROS MORALES VERGARAYE-MAIL:
moralesvergaraymilagros@gmail.com

Universidad Nacional del Santa, Perú

ROSA AGUSTINA BUSTAMANTE ROJAS

Universidad César Vallejo, Perú

MILTON CÉSAR GIRALDO MÉNDEZ

Universidad César Vallejo, Perú

CRUZ MARGARITA SÁNCHEZ SILVA

Universidad César Vallejo - Sede Trujillo, Perú

RESUMEN

El objetivo fue proponer nuevas estrategias sanitarias para el manejo de residuos sólidos frente a la contaminación ambiental local en distritos de la costa peruana. Estudio cuantitativo, proyectivo, con modalidad proyecto factible. Se empleó un muestreo censal en tres municipalidades de Lima Metropolitana, trabajando con 62 funcionarios con competencia en materia ambiental. Los resultados indican en el diagnóstico que existen valores muy bajos que deben ser atendidos; en lo que respecta a la factibilidad, la matriz FODA determinó que la propuesta es viable. Se concluye que las estrategias sanitarias propuestas para el manejo de residuos sólidos en los distritos costeros de la costa peruana pueden ser efectivas en la reducción de la contaminación ambiental local y la promoción de un entorno más saludable y sostenible.

PALABRAS CLAVES: Costas; gestión ambiental; gestión integral de residuos sólidos; gobierno local; sostenibilidad

Sanitary strategies for solid waste management in districts of the Peruvian coast

ABSTRACT

The objective was to propose new sanitary strategies for the management of solid waste in the face of local environmental pollution in districts of the Peruvian coast. Quantitative, projective study, with feasible project modality. A census sampling was used in three municipalities of Metropolitan Lima, working with 62 officials with competence in environmental matters. The results indicate in the diagnosis that there are very low values that should be addressed; as far as feasibility is concerned, the SWOT matrix determined that the proposal is viable. It is concluded that the proposed sanitary strategies for solid waste management in the coastal districts of the Peruvian coast can be effective in reducing local environmental pollution and promoting a healthier and more sustainable environment.

KEYWORDS: coastal areas; environmental management; integrated solid waste management; local government; sustainability

01 INTRODUCCIÓN

La gestión adecuada de los residuos sólidos es un desafío ambiental de alcance global que afecta a comunidades de todo el mundo, debido a la creciente producción de residuos y su inadecuado manejo representan una amenaza constante para el medio ambiente y la salud pública (Sáez y Urdaneta, 2014); en este contexto, es imperativo desarrollar estrategias sanitarias innovadoras que aborden eficazmente esta problemática, promoviendo prácticas sostenibles y minimizando los impactos negativos en los entornos locales y globales (Baldim et al., 2020).

En este sentido, la gestión de residuos sólidos se ha convertido en un desafío apremiante a nivel mundial en las últimas décadas, promovido por la creciente urbanización y el aumento de la producción de residuos, numerosas regiones del planeta se enfrentan a problemas relacionados con la acumulación de desechos, la contaminación ambiental y la pérdida de recursos naturales (Jacho Briones et al., 2022). Las costas, en particular, son ecosistemas frágiles que se ven amenazados por la gestión inadecuada de residuos sólidos, sin embargo, esta problemática no sólo afecta la calidad de vida de las poblaciones costeras, sino que también tiene impactos significativos en la biodiversidad marina y en la calidad del agua (Baldim et al., 2020).

En el caso de América Latina, con una extensa línea costera que abarca desde México hasta Argentina, se enfrenta a desafíos similares en lo que respecta a la gestión de residuos sólidos en sus zonas costeras (Baldim et al., 2020), ello motivado a la rápida urbanización y el crecimiento de la población en las ciudades costeras han llevado a un aumento en la generación de desechos, a menudo superando la capacidad de los sistemas de gestión existentes, sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados en algunos países de la región, la falta de infraestructura adecuada y la conciencia ambiental limitada han contribuido a la persistente acumulación de residuos en playas, ríos y áreas circundantes (Sáez y Urdaneta, 2014).

Ahora bien, la costa peruana, con su impresionante belleza natural y rica biodiversidad, es un tesoro nacional que merece ser preservado y protegido, sin embargo, en los últimos años, ha experimentado un aumento alarmante en la contaminación ambiental, principalmente debido al inadecuado manejo de los residuos sólidos (Ibárcena Fernández, 2019). En este particular se reconoce que la gestión inadecuada de los residuos sólidos en los distritos de la costa peruana ha llevado a la proliferación de vertederos a cielo abierto, la acumulación de desechos en las playas y ríos, y la contaminación del agua y el suelo (Ibárcena Fernández, 2019), además, la falta de infraestructura adecuada y la conciencia ambiental limitada han contribuido a agravar esta situación crítica (Sáez y Urdaneta, 2014).

A raíz de la exposición que antecede, debe precisarse que la gestión adecuada de los residuos sólidos en las áreas costeras es de vital importancia por diversas razones: a) estas regiones albergan una riqueza ecológica única, que incluye ecosistemas marinos frágiles, playas prístinas y una diversidad de vida silvestre (Ibárcena Fernández, 2019); b) la acumulación de desechos en estas áreas amenaza directamente la biodiversidad marina y terrestre, poniendo en riesgo la salud de los océanos y la subsistencia de las comunidades que dependen de ellos (Jacho Briones et al., 2022); c) la contaminación de playas y cuerpos de agua afecta negativamente al turismo, una fuente crucial de ingresos para muchas economías costeras (Faciolince-Gómez y Mejía-Mercado, 2020); d) la gestión inadecuada de los residuos sólidos también conlleva riesgos para la salud pública, ya que puede dar lugar a la propagación de enfermedades y a la contaminación de recursos hídricos utilizados para el consumo humano (Ibárcena Fernández, 2019).

Partiendo de la exposición anteriormente argüida, surgió como interrogante ¿Cuáles son las estrategias sanitarias más efectivas y sostenibles para mejorar la gestión de residuos sólidos en los distritos de la costa peruana y mitigar así la contaminación ambiental en estas áreas? Razón por la cual se planteó como objetivo proponer nuevas estrategias sanitarias para el manejo de residuos sólidos frente a la contaminación ambiental local en distritos de la costa peruana.

02 MÉTODOS

El estudio surgió desde un enfoque cuantitativo, siendo de tipo proyectivo, el cual de acuerdo con (Hurtado, 2012) busca dar soluciones a problemas reales que se perciben no sólo desde la óptica del investigador, sino que son sentidas por la población. Además, la pesquisa tuvo una modalidad denominada proyecto factible, la cual es descrita por la Universidad Pedagógica Experimental Libertador - UPEL (2016) como aquellas investigaciones prácticas orientadas a resolver problemas sociales, en las cuales se evidencian tres momentos orientadores, a saber: a) diagnóstico, para determinar la necesidad por parte de los involucrados, los cuales en el caso de esta investigación corresponden a la muestra seleccionada; b) factibilidad, en la cual se determina la viabilidad de aplicación de la propuesta, en este caso, se hará un estudio de factibilidad a través de una matriz FODA; c) diseño de la propuesta, en la cual se expresan todos los elementos propios de las acciones a mejorar o intervenir.

En este sentido, el universo correspondió a todos los distritos costeros del Perú de norte a sur, desde el Departamento Tumbes, hasta el Departamento Tacna, por lo que la población se circunscribió a tres municipalidades distritales de Lima Metropolitana con acceso a costas, específicamente en la dirección correspondiente con competencia en materia ambiental, para un total de 62 personas asociadas.

Ahora bien, tomando en cuenta la población, se decidió emplear un muestreo no probabilístico de tipo censal, por lo cual la muestra estuvo conformada por un total de 62 funcionarios distritales con competencia directa en materia ambiental y responsables de las políticas municipales para la gestión de los residuos sólidos en costas.

Por su parte, para la recolección de datos se decidió emplear como técnica la encuesta, empleando como instrumento un cuestionario de autoconstrucción, fundamentado en tres dimensiones cada una de ellas con sus respectivos indicadores, los cuales se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Dimensiones e indicadores base del instrumento

Dimensiones	Indicadores
<i>Ambiental</i>	1- Contaminación de cuerpos de agua 2- Calidad del aire en vertederos y áreas cercanas 3- Eficiencia en la gestión de residuos
<i>Social y económica</i>	1- Impacto en la salud pública 2- Participación comunitaria 3- Costos y beneficios económicos
<i>Institucional y política</i>	1- Cumplimiento de regulaciones 2- Capacidad institucional 3- Participación ciudadana y transparencia

Cada uno de los indicadores estuvo acompañado por tres ítems a evaluar, lo cual permitió obtener un total de 18 preguntas, las cuales tenían una escala de respuesta tipo Likert que iban desde 1=Nunca a 5= Siempre. Cabe destacar que estas respuestas en el proceso de interpretación de resultados fueron interpretadas por niveles, en donde:

- 1 y 2= Nivel bajo
- 3= Nivel medio
- 4 y 5= Nivel alto

El instrumento pasó por un proceso de validación a través de juicio de expertos, consultando a un total de 23 ingenieros ambientales con especialidad en la gestión de residuos sólidos, con una amplia trayectoria en el desarrollo de investigaciones, quienes valoraron, en promedio, la aplicabilidad del mismo es un 95.33%. Adicionalmente, se determinó la confiabilidad del instrumento a partir de la consistencia interna de Alfa de Cronbach, teniendo como resultado un 0.87, por lo que se consideró altamente confiable.

Por su parte, para el inicio de la investigación se dirigieron misivas a los burgomaestres de cada municipalidad, a fin de solicitar el permiso respectivo, manifestando la intención investigativa, los alcances del estudio y la garantía del anonimato a partir de los principios de bioética; una vez obtenido los permisos respectivos, se realizó una reunión con la muestra seleccionada, a fin de dar a conocer las aspiraciones de la investigación y proceder con la firma del consentimiento informado, además de la aplicación del instrumento como parte del diagnóstico. Los resultados cuantitativos fueron procesados a través de estadística descriptiva con apoyo del paquete estadístico SPSS V-23.

03 RESULTADOS

Los resultados del estudio se presentan a continuación a partir de los tres momentos contemplados en un proyecto factible: diagnóstico, factibilidad y propuesta.

DIAGNÓSTICO

En la tabla 2 se presentan los resultados estadísticos por indicador de cada una de las dimensiones evaluadas con los trabajadores municipales.

Tabla 2. Resultados descriptivos por dimensión

Dimensiones	Indicadores	Bajo		Medio		Alto	
		f	%	f	%	f	%
Ambiental	Contaminación de cuerpos de agua	11	17, 74	34	54, 84	17	27, 42
	Calidad del aire en vertederos y áreas cercanas	8	12, 90	38	61, 29	16	25, 81
	Eficiencia en la gestión de residuos	14	22, 58	27	43, 55	21	33, 87
Social y económica	Impacto en la salud pública	9	14, 52	41	66, 13	12	19, 35

Dimensiones	Indicadores	Bajo		Medio		Alto	
		f	%	f	%	f	%
Participación comunitaria	19	30, 65		27	43, 55	16	25, 81
	Costos y beneficios económicos	27	43, 55	21	33, 87	14	22, 58
Institucional y política	Cumplimiento de regulaciones	21	33, 87	30	48, 39	11	17, 74
	Capacidad institucional	25	40, 32	28	45, 16	9	14, 52
	Participación ciudadana y transparencia	16	25, 81	32	51, 61	14	22, 58

De lo presentado en la tabla 2, se puede comprender que, con respecto a la dimensión ambiental, en promedio, los participantes consideran que esta se encuentra en un nivel medio en un 53,23%, siendo el indicador “calidad del aire en vertederos y áreas cercanas” el de mayor influencia en este particular con un 61,29%, pero, además, se aprecia que la “contaminación de cuerpos de agua” es considerada en nivel medio con un 54,84%.

Ahora bien, en lo que respecta a la dimensión social y económica, esta también se encuentra en un nivel medio, con un 47,85%, siendo el indicador “impacto en la salud pública” la más influyente con un 66,13%, aunque se aprecia que la “participación comunitaria” influye en un 43,55% en esta dimensión.

Por su parte, la dimensión institucional y política también tuvo un desempeño medio con un 48,39%, siendo que el indicador “participación ciudadana y transparencia” es el de mayor influencia con un 51,61%, aunque el indicador “cumplimiento de regulaciones” aporta un 48,39% en el desempeño del mismo.

Con base a estos resultados, se puede comprender que, aunque los encuestados manifiestan que el desempeño de cada dimensión se ubica en el nivel medio, se aprecia que existen valores muy bajos que deben ser atendidos, a fin de optimizar la gestión de los residuos sólidos en la región costera, lo cual corresponde a una de las tareas pendientes de la gestión del desarrollo para construir ciudades más resilientes y sostenibles

A raíz de la exposición que antecede, debe precisarse que la gestión adecuada de los residuos sólidos en las áreas costeras es de vital importancia por diversas razones: a) estas regiones albergan una riqueza ecológica única, que incluye ecosistemas marinos frágiles, playas prístinas y una diversidad de vida silvestre (Ibárcena Fernández, 2019); b) la acumulación de desechos en estas áreas amenaza directamente la biodiversidad marina y terrestre, poniendo en riesgo la salud de los océanos y la subsistencia de las comunidades que dependen de ellos (Jacho Briones et al., 2022); c) la contaminación de playas y cuerpos de agua afecta negativamente al turismo, una fuente crucial de ingresos para muchas economías costeras (Faciolince-Gómez y Mejía-Mercado, 2020); d) la gestión inadecuada de los residuos sólidos también conlleva riesgos para la salud pública, ya que puede dar lugar a la propagación de enfermedades y a la contaminación de recursos hídricos utilizados para el consumo humano (Ibárcena Fernández, 2019).

FACTIBILIDAD

Una vez culminado el proceso de recolección de datos en la fase diagnóstico, se procedió a la determinación de la viabilidad de la propuesta, para ello, se realizó el análisis a través de la matriz FODA, cuyos detalles se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Factibilidad a partir de la matriz FODA

	Factores positivos	Factores negativos
Factores internos	Fortalezas	Debilidades
	<ul style="list-style-type: none"> ● Conciencia creciente ● Riqueza en recursos naturales ● Potencial turístico 	<ul style="list-style-type: none"> ● Falta de infraestructura ● Desafíos de concientización ● Recursos limitados
Factores externos	Oportunidades	Amenazas
	<ul style="list-style-type: none"> ● Apoyo internacional ● Tecnología y mejores prácticas ● Colaboración con recicladores informales 	<ul style="list-style-type: none"> ● Presión demográfica ● Contaminación marina ● Cambios en las regulaciones

- **Estrategias de fortalezas y oportunidades (FO):** La creciente conciencia sobre los problemas ambientales en la sociedad peruana (F) se combina con la oportunidad de obtener apoyo internacional y financiamiento para proyectos ambientales (O). Esta combinación fortalece la viabilidad de la propuesta, ya que la conciencia pública puede respaldar la implementación de estrategias sanitarias y el apoyo internacional puede proporcionar los recursos necesarios para su ejecución.
- **Estrategias de debilidades y amenazas (DA):** La falta de infraestructura adecuada para la gestión de residuos sólidos (D) se enfrenta a la amenaza de cambios en las regulaciones ambientales (A). Abordar esta debilidad es esencial para garantizar la viabilidad de la propuesta, ya que el incumplimiento de las regulaciones podría resultar en sanciones y problemas legales. La inversión en infraestructura es necesaria para cumplir con los estándares y mitigar las amenazas legales.
- **Estrategias de fortalezas y amenazas (FA):** La conciencia creciente sobre los problemas ambientales (F) puede ayudar a enfrentar la amenaza de la presión demográfica y el aumento en la generación de residuos (A). Al educar y movilizar a la población sobre la gestión de residuos sólidos, se puede contrarrestar el aumento de residuos y sus impactos negativos. Esto fortalece la viabilidad de la propuesta al involucrar activamente a la comunidad en la solución.
- **Estrategias de debilidades y oportunidades (DO):** La falta de recursos limitados para la gestión de residuos sólidos (D) se puede superar aprovechando la oportunidad de acceder a tecnologías avanzadas y mejores prácticas en gestión de residuos (O). Al adoptar eficazmente estas tecnologías y prácticas, la propuesta puede lograr una gestión más eficiente de los recursos disponibles y mejorar la viabilidad a pesar de las limitaciones financieras.

04 PROPUESTA

ASPECTOS CONCEPTUALES

Una de las teorías clave en la gestión de residuos es la jerarquía de gestión de residuos, la cual establece una secuencia de acciones preferidas para abordar los residuos sólidos, que van desde la prevención en la fuente y la reducción en la generación hasta la disposición final segura (Saidón, 2019). En el contexto de los distritos costeros, donde la generación de residuos puede ser especialmente problemática debido al turismo y la densidad poblacional, la aplicación de esta jerarquía es esencial para minimizar el impacto ambiental.

Por su parte, la sostenibilidad ambiental es otro pilar fundamental en la gestión de residuos sólidos, la cual sostiene que las acciones actuales no deben comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus necesidades (Muñoz-Montilla, 2022). Aplicada a la gestión de residuos en la costa peruana, esta teoría insta a adoptar enfoques que minimicen los impactos negativos en los ecosistemas marinos y costeros, preservando así estos valiosos recursos naturales para las generaciones venideras.

También, la sostenibilidad económica es crucial, debido a que la inversión en infraestructura y tecnologías para la gestión de residuos puede generar empleo local y fomentar la economía circular al promover el reciclaje y la reutilización de materiales (González Macías et al., 2022). Esta teoría económica respalda la idea de que una gestión adecuada de residuos sólidos puede tener beneficios económicos significativos para los distritos costeros.

En tanto, la participación comunitaria es un concepto teórico que enfatiza la importancia de involucrar a las comunidades locales en la toma de decisiones y la implementación de estrategias de gestión de residuos; en este contexto, la teoría destaca que las comunidades locales no solo son afectadas por la gestión de residuos, sino que también pueden desempeñar un papel activo en su solución (Polo-Garzón y Villa Velasco, 2021). Fomentar la participación y el empoderamiento de las comunidades costeras puede llevar a una mayor conciencia ambiental, prácticas de gestión de residuos más responsables y una mayor cooperación en la implementación de estrategias sanitarias efectivas.

OBJETIVOS

- Desarrollar e implementar un sistema integral y sostenible de gestión de residuos sólidos en los distritos costeros de la costa peruana, con el fin de mitigar la contaminación ambiental local y promover un entorno más saludable y sostenible.
- Diseñar e implementar programas educativos y de concientización ambiental dirigidos a las comunidades costeras para fomentar la separación en la fuente, la reducción de residuos y la participación activa en la gestión de residuos sólidos.
- Establecer una infraestructura moderna y eficiente para la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de residuos sólidos, incluyendo la promoción de prácticas de reciclaje y compostaje.

- Colaborar con organizaciones internacionales y agencias de desarrollo para obtener apoyo financiero y técnico que respalde la implementación de las nuevas estrategias sanitarias, asegurando la sostenibilidad y el éxito a largo plazo del sistema de gestión de residuos en la costa peruana.

JUSTIFICACIÓN

La urgencia de desarrollar nuevas estrategias sanitarias para el manejo de residuos sólidos en los distritos costeros de la costa peruana se fundamenta en la crítica situación de contaminación ambiental que enfrenta esta región. La gestión inadecuada de los residuos sólidos ha dado lugar a la contaminación del suelo, el agua y el aire, amenazando gravemente los frágiles ecosistemas marinos y poniendo en riesgo la salud de las comunidades locales. La costa peruana alberga una biodiversidad marina excepcional y valiosos recursos naturales, que son esenciales tanto para la sustentabilidad económica como para la preservación del patrimonio natural del país. Esta propuesta se convierte en un imperativo no sólo para proteger el medio ambiente, sino también para impulsar el desarrollo económico sostenible en la región, garantizar la salud pública y cumplir con las crecientes regulaciones ambientales. Además, busca fomentar la conciencia ambiental y la participación activa de las comunidades, allanando el camino hacia una cultura de gestión de residuos más responsable y sostenible.

ASPECTOS TÉCNICOS DE LA PROPUESTA

La propuesta reposa sobre la base de tres áreas de acción a llevar a cabo, siendo estas: a) promoción de la separación de la fuente; b) ampliación de programas de aprendizaje; c) fomento del compostaje (Tabla 4). Cabe destacar que todas estas acciones deben llevarse a cabo a través de la formación de líderes comunitarios, quienes sean garantes de replicar la información y ejercer como contralores para que las mismas puedan llevarse a cabo.

Tabla 4– Contenido de la propuesta

Eje temático	Definición operacional	Objetivo	Acciones a desarrollar
Promoción de la separación en la fuente	Esta estrategia se centra en la concientización y educación de las comunidades locales para fomentar la separación de residuos en sus hogares y negocios desde el momento de su generación, lo que facilita su posterior tratamiento y reciclaje.	Fomentar la separación adecuada de residuos en el origen para facilitar su reciclaje y disposición adecuada	<ul style="list-style-type: none"> ● Educación y concienciación: Inicie una campaña de educación pública que explique la importancia de la separación en la fuente y cómo se deben clasificar los diferentes tipos de residuos, como papel, cartón, vidrio, plástico y orgánicos. ● Entrega de contenedores de reciclaje: Proporcione a los hogares y empresas contenedores de reciclaje claramente etiquetados para cada tipo de residuo. Asegúrese de que estos contenedores sean de fácil acceso y estén ubicados en áreas convenientes.

Eje temático	Definición operacional	Objetivo	Acciones a desarrollar
			<ul style="list-style-type: none"> ● Recogida selectiva: Establezca un programa de recogida selectiva que recoja los diferentes tipos de residuos separados en la fuente de manera regular. Coordine horarios y rutas para garantizar una recogida eficiente. ● Incentivos para la participación: Implemente sistemas de incentivos, como descuentos en tarifas de recolección de basura o premios para comunidades que cumplan consistentemente con la separación en la fuente.
Ampliación de programas de reciclaje	<p>Esta medida implica la expansión y fortalecimiento de programas de reciclaje existentes o la creación de nuevos programas para recolectar, clasificar y reciclar materiales reciclables, reduciendo así la cantidad de residuos enviados a vertederos.</p>	<p>Desarrollar programas de reciclaje efectivos que abarquen una amplia gama de materiales reciclables.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Identificación de materiales clave: Realice un análisis de los materiales reciclables más comunes en su área y priorice la expansión de la recogida y reciclaje de estos materiales. ● Alianzas con recicladores locales: Colabore con recicladores locales y empresas de reciclaje para establecer puntos de recolección y sistemas de reciclaje eficientes. ● Educación continua: Ofrezca talleres y capacitaciones regulares sobre reciclaje y cómo participar activamente en programas de reciclaje a nivel comunitario. ● Monitoreo de resultados: Implemente un sistema de seguimiento para medir la cantidad de materiales reciclados y los beneficios ambientales y económicos asociados. Comparta estos resultados con la comunidad para demostrar el impacto positivo de sus esfuerzos.

Eje temático	Definición operacional	Objetivo	Acciones a desarrollar
Fomento del compostaje	El compostaje se promueve como una forma de gestionar los residuos orgánicos de manera sostenible, convirtiéndolos en compost que puede utilizarse para mejorar la fertilidad del suelo y reducir la necesidad de vertederos	Reducir la cantidad de residuos orgánicos enviados a vertederos mediante la promoción del compostaje doméstico y comunitario.	<ul style="list-style-type: none"> ● Entrega de composteras domésticas: Distribuya composteras a los residentes y brinde capacitación sobre cómo utilizarlas de manera efectiva. ● Compostaje comunitario: Establezca puntos de compostaje comunitario donde los residentes puedan llevar sus residuos orgánicos y participar en actividades de compostaje conjuntas. ● Uso de compost: Promueva el uso del compost producido en jardinería y agricultura local, y brinde información sobre sus beneficios para mejorar la salud del suelo. ● Incentivos para el compostaje: Ofrezca incentivos, como descuentos en tarifas de recolección de basura o la distribución gratuita de compost, para fomentar la participación en el compostaje.

DISCUSIÓN

A lo largo de la propuesta, se observa que puede haber un aumento en la conciencia ambiental de las comunidades costeras (Sáez y Urdaneta, 2014), debido a que la educación y las campañas de concientización pueden resultar ser efectivas para motivar a las personas a separar sus residuos en sus hogares y lugares de trabajo (Faciolince-Gómez y Mejía-Mercado, 2020). Este cambio cultural hacia la separación en la fuente no solo reducirá la cantidad de residuos mixtos, sino que también mejorará la calidad de los materiales reciclables, facilitando su posterior procesamiento y venta.

En lo que respecta a la expansión de programas de reciclaje puede ser un éxito en términos de desviación de residuos de los vertederos y la generación de beneficios económicos para los distritos costeros (Ibárcena Fernández, 2019), pues la instalación de más contenedores de reciclaje y la educación sobre la importancia del reciclaje llevarán a un aumento en la cantidad de materiales reciclables recolectados; esto no sólo reducirá la presión sobre los vertederos locales, sino que también generará ingresos a través de la venta de materiales reciclables a empresas locales (Jacho Briones et al., 2022). Además, puede haber un efecto positivo en la creación de empleo, ya que se necesitará personal adicional para la recolección y clasificación de los materiales reciclables.

Adicionalmente, la promoción del compostaje contribuirá significativamente a la reducción de la cantidad de residuos orgánicos enviados a vertederos y, al mismo tiempo, generará un recurso

valioso para la agricultura local (Ibárcena Fernández, 2019), debido a que los talleres de entrenamiento y la distribución de composteras pueden resultar en la adopción generalizada de prácticas de compostaje en hogares y comunidades. En este contexto se espera como resultado, se producirá una cantidad significativa de compost de alta calidad que se utilizará para mejorar la fertilidad del suelo en la agricultura local (Sáez y Urdaneta, 2014). Esta práctica no solo minimizará la necesidad de fertilizantes químicos, sino que también mejorará la calidad de los productos agrícolas, lo que beneficia tanto a los agricultores como a los consumidores.

La colaboración con organizaciones internacionales y agencias de desarrollo desempeña un papel crucial en el éxito de la implementación de las estrategias sanitarias propuestas, pues la inversión financiera y el apoyo técnico proporcionados por estas organizaciones pueden propiciar la expansión más rápida de la infraestructura de gestión de residuos y el fortalecimiento de las capacidades locales (Jacho Briones et al., 2022). Esta colaboración contribuirá en gran medida a la sostenibilidad a largo plazo de las iniciativas y proporciona un modelo para futuros proyectos de desarrollo sostenible en la costa peruana.

En conjunto, la implementación de estas estrategias sanitarias aquí propuestas pueden tener un impacto positivo en la gestión de residuos sólidos en los distritos costeros de la costa peruana, sin embargo, es importante destacar que el proceso de cambio cultural y la sostenibilidad de estas iniciativas requieren un compromiso continuo (Jacho Briones et al., 2022); además, la replicación de estas estrategias en otras áreas costeras del país presenta un potencial significativo para mitigar la contaminación ambiental y promover un desarrollo más sostenible (Baldim et al., 2020). El éxito de esta propuesta subyace en la importancia de abordar la gestión de residuos sólidos de manera integral, involucrando a la comunidad y aprovechando las alianzas estratégicas para lograr un impacto duradero en el medio ambiente y la calidad de vida de las personas en la costa peruana.

05 CONCLUSIONES

Las estrategias sanitarias propuestas para el manejo de residuos sólidos en los distritos costeros de la costa peruana pueden ser efectivas en la reducción de la contaminación ambiental local y la promoción de un entorno más saludable y sostenible. La promoción de la separación en la fuente conlleva a un cambio cultural positivo, con comunidades que participarán activamente en la separación de residuos en sus hogares y lugares de trabajo, reduciendo así la cantidad de residuos mezclados y mejorando la calidad de los materiales reciclables.

La expansión de programas de reciclaje puede tener un impacto significativo en la desviación de residuos de los vertederos locales, generando ingresos a través de la venta de materiales reciclables y fomentando la creación de empleo. Además, el fomento del compostaje contribuirá a la reducción de residuos orgánicos, generando un recurso valioso para la agricultura local, mejorando la fertilidad del suelo y reduciendo la necesidad de fertilizantes químicos.

La colaboración con organizaciones internacionales y agencias de desarrollo es fundamental para el éxito de la implementación, pues pueden proporcionar el apoyo financiero y técnico necesario para fortalecer las capacidades locales y garantizar la sostenibilidad a largo plazo de las iniciativas. No obstante, es importante reconocer que la sostenibilidad de estas estrategias depende en gran medida de un compromiso continuo y del apoyo constante de las comunidades locales y las autoridades.

RECOMENDACIONES

Para garantizar la continuidad y el éxito a largo plazo de estas estrategias sanitarias, se recomienda la creación de un comité de seguimiento y evaluación que supervise la implementación de las iniciativas y realice un monitoreo constante de los indicadores clave de rendimiento. Este comité debería estar compuesto por representantes de las comunidades locales, autoridades municipales, organizaciones de la sociedad civil y agencias de desarrollo. Además, se debe considerar la posibilidad de expandir estas estrategias a otras áreas costeras del Perú, adaptándolas a las necesidades y contextos locales específicos, con el objetivo de replicar el éxito alcanzado en la gestión de residuos sólidos y la promoción de un entorno más limpio y sostenible en todo el país.

06 REFERENCIAS

- Baldim, M. L. L. S., Guedes, L. C. V., y Camarini, G.** (2020). Política nacional de resíduos sólidos. Profanações, Vol. 7, N° esp.2, pp. 6–25. <https://doi.org/10.24302/prof.v7iesp.2.2978>
- Faciolince-Gómez, É., y Mejía-Mercado, E. L.** (2020). Alteración del Ecosistema en la Ciénega de las Quintas en Cartagena - Colombia. Saberes, Vol. 13, N° 2, pp. 1-19. <https://doi.org/10.25213/1794-4384/1302.0010>
- González Macías, C. J., Villalobos Sánchez, K. I., Lozoya Muñoz, L. A., y Toscano Moctezuma, J. A.** (2022). El papel de la adaptabilidad como impulsora de la competitividad y sostenibilidad económica: una revisión de literatura con enfoque descriptivo. Revista Doxa Digital, Vol. 12 N° 22, pp. 69-91. <https://doi.org/10.52191/rdojs.2022.233>
- Hurtado, J.** (2012). El proyecto de investigación. Comprensión holística de la metodología de la investigación (7ma edición). Sypal Quirón Ediciones, ISBN 980-6306-06-6. Caracas
- Ibárcena Fernández, W.** (2019). Estudio de la contaminación por metales pesados en las costas de Tacna - Perú. Ciencia y Desarrollo, N° 11, pp. 113–118. <https://doi.org/10.33326/26176033.2007.11.238>
- Jacho Briones, C., Pernía, B., y Pozo Cajas, M.** (2022). Abundancia, Distribución de Macrobasura y Propuesta de Gestión de Desechos Sólidos No Peligrosos en la Comunidad de Puerto Roma. Investigatio, N° 18, pp. 1-33. <https://doi.org/10.31095/investigatio.2022.18.1>
- Muñoz-Montilla, A. N.** (2022). Ruta formativa: hacia la configuración de una cultura de sostenibilidad ambiental. Trilogía Ciencia Tecnología Sociedad, Vol. 14, N° 27, pp. 1-24. <https://doi.org/10.22430/21457778.2137>
- Polo-Garzón, C., y Villa Velasco, C. C.** (2021). Procesos de ciudad y participación comunitaria. Una mirada a través de casos de estudio. Equidad y Desarrollo, Vol. 1, N° 37, pp. 99-121. <https://doi.org/10.19052/eq.vol1.iss37.5>
- Sáez, A., y Urdaneta, J.** (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. Choice Reviews Online, Vol. 44, N° 03, pp. 121-135. <https://doi.org/10.5860/choice.44-1347>
- Saidón, M.** (2019). Análisis de alternativas para la gestión actual de residuos en la Ciudad de Buenos Aires a partir de distintos criterios. Gestión y Ambiente, Vol. 22 N° 1, pp. 115-127. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n1.78338>

Universidad Pedagógica Experimental Libertador - UPEL. (2016). Manual de trabajos de grado de especialización y maestría y tesis doctorales (5ta ed.). UPEL – FEDUPEL: Vicerrectorado de Investigación y Postgrado, ISBN 980-273-441-1. Caracas

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

ORCID de los autores

[Ana Milagros Morales Vergaray](https://orcid.org/0009-0002-9341-1687) https://orcid.org/0009-0002-9341-1687

[Rosa Agustina Bustamante Rojas](https://orcid.org/0000-0002-5699-4353) https://orcid.org/0000-0002-5699-4353

[Milton César Giraldo Méndez](https://orcid.org/0000-0003-4625-0032) https://orcid.org/0000-0003-4625-0032

[Cruz Margarita Sánchez Silva](https://orcid.org/0000-0002-6401-8766) https://orcid.org/0000-0002-6401-8766

Llenado y/o vaciado de depósitos en sistemas fuentes por bombeo. Parte III

Yaset Martínez ValdésE-MAIL: yaset@civil.cujae.edu.cu

Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría"

David Ernesto Marón DomínguezE-MAIL: dmaron@cemat.cujae.edu.cu

Centro de Estudios de Matemáticas (CEMAT), Instituto de Ciencias Básicas (ICB), Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría"

RESUMEN

En el presente trabajo se realiza una comparación entre el modelo analítico y el modelo discreto para el cálculo de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuente por bombeo, para los tres esquemas de operación típicos que se presentan en la práctica. Ambas metodologías de cálculo se comparan para 22 variantes que abarcan las tres tipologías de diseño y operación en dichos sistemas, utilizando para este fin la herramienta MATLAB versión R2024b. Se demuestra que los dos procedimientos arrojan valores aproximados en la mayoría de las variantes para los tres casos de estudio, con la excepción, de cuando el coeficiente característico de la conducción es cero. Haciendo un análisis de las ventajas y desventajas de ambos modelos, se concluye que el método discreto, el cual representa exactamente el fenómeno hidráulico de la simulación temporal del proceso, es el procedimiento que brinda las soluciones más precisas.

KEYWORDS: Llenado, vaciado, depósitos, sistemas fuentes, bombeo, comparación

Filling and/or emptying of reservoirs in pumped well systems.
Part III

ABSTRACT

In this paper, a comparison is made between the analytical model and the discrete model for the calculation of tank filling and/or emptying times in pumped source systems, for the three typical operation schemes that are presented in practice. Both calculation methodologies are compared for 22 variants covering the three typologies of design and operation in these systems, using for this purpose the MATLAB tool version R2024b. It is shown that the two procedures yield approximate values in most of the variants for the three cases of study, with the exception of when the characteristic coefficient of the conduction is zero. Analyzing the advantages and disadvantages of both models, it is concluded that the discrete method, which accurately represents the hydraulic phenomenon of the temporal simulation of the process, is the procedure that provides the most accurate solutions.

PALABRAS CLAVES:

Filling, emptying, tanks, source systems, pumping, comparison



01 INTRODUCCIÓN

La determinación de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuente por bombeo es un tema que ha sido poco abordado en la literatura. Martínez y Marón (2023) proponen dos metodologías de cálculo con dos enfoques diferentes, uno analítico y otro discreto, este último mediante dos procedimientos, en función de la altura y del tiempo, con el objetivo de determinar el tiempo de llenado y/o vaciado de los depósitos en este tipo de sistemas fuentes.

Ambas metodologías, se centran en la resolución de un modelo de cálculo discreto y analítico que tienen en cuenta las principales variables hidráulicas que describen tres esquemas o casos de diseño y operación de los sistemas fuentes por bombeo. Los modelos de cálculo se implementan en el sistema de cómputo numérico MATLAB versión R2024b para la comparación de diferentes variantes de los esquemas de diseño descritos. Ambos procedimientos matemáticos se emplean en la resolución de ejemplos prácticos donde se ilustran los tres casos de operación para distintas variantes y alternativas de cálculo (Martínez y Marón 2024).

En el presente trabajo se utiliza la plataforma de programación y cálculo numérico MATLAB versión R2015a, para la comparación de ambos modelos en la obtención de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuente por bombeo para diferentes variantes de los esquemas descritos. Se tienen en cuenta las principales variables hidráulicas que caracterizan los tres casos de diseño y operación con amplia presencia en la práctica de los sistemas fuentes por bombeo. Estos pueden ser descritos a partir de un esquema de diseño típico (esquematizado según la dirección del flujo): fuente de abasto (depósito de succión de sección regular uniforme) → tubería(s) de succión (válvulas, accesorios, etc. se incluyen mediante su longitud equivalente característica) → estaciones de bombeo (bomba(s) de iguales o diferentes características hidráulicas) → tubería(s) de impulsión (válvulas, accesorios, etc. se incluyen mediante su longitud equivalente característica) → depósito de descarga (regulación o de compensación de sección regular uniforme con entrada libre y/o forzada con cota de entrega fija) (Martínez 2011).

Debido a que este tema no ha sido abordado con profundidad en la literatura, y debido al gran interés que presenta en el análisis y simulación de los sistemas fuente por bombeo, la determinación de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuentes por bombeo, es que se ha decidido abordar en este trabajo la resolución de ambos modelos y su comparación para diferentes escenarios de operación.

02 DESARROLLO

A partir de un esquema típico de diseño definido, se pueden describir cuatro casos de estudio, los cuales mantienen la misma tipología de diseño, variando solamente las condiciones hidráulicas y de operación de dichas instalaciones. Para los objetivos que se pretenden exponer en este trabajo, el desarrollo de las metodologías de cálculo analítico y discreto se realiza solamente para los casos 2, 3 y 4, ya que el caso 1, al mantenerse constante el gasto de bombeo en el tiempo, este puede obtenerse mediante la ecuación de aforo volumétrico (Martínez y Marón 2023).

METODOLOGÍAS DE CÁLCULO PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS TIEMPOS DE LLENADO Y/O VACIADO DE LOS DEPÓSITOS EN LOS SISTEMAS FUENTE POR BOMBEO

ALGORITMO DEL MODELO DISCRETO PARA LOS TRES CASOS DE ESTUDIO

- **Modelo discreto en función de la altura**

El proceso de simulación consiste de los siguientes pasos (Martínez y Marón 2023) (Ballart 2018):

1. Para el instante t_0 (instante inicial de la simulación) se parte como conocidos los siguientes datos del sistema: información reológica (deben garantizarse que no cambian en el tiempo), características hidráulicas de las bombas rotodinámicas (en especial el polinomio representativo de la curva H vs. Q), materiales de las tuberías, diámetros, presión nominal de diseño y rugosidades absolutas, niveles de agua en los depósitos de succión y descarga, consumos en los nudos de unión (si existieren), números de tuberías que convergen o salen de los nudos y depósitos, así como la ecuación del área en planta del tanque en función de la altura del tanque (si los depósitos tienen tipología prismáticas o circulares, esta expresión es una constante igual al área en planta de los depósitos)
2. Para t_0 se determinan las condiciones de equilibrio hidráulico utilizando las ecuaciones básicas de Continuidad y de Bernoulli en régimen permanente, lo que permite el cálculo del caudal, Q_0 en el sistema y las cargas a presión en los nudos (si existieren). Para los depósitos, la solución anterior permite obtener los caudales de entrada y/o salida (llenado y/o vaciado). Para el instante inicial, t_0 la secuencia de cálculo sería:

A partir de la ecuación de Bernoulli aplicada para el instante inicial, t_0 se obtiene:

$$Z_{s0} + H_{B0} = Z_{t0} + hf_{s0} = Z_{t0} + K_n Q_0^n \quad (1)$$

Dónde: Z_{s0} : cota topográfica del nivel del agua en el depósito de succión para t_0 , (m); H_{B0} : carga que desarrolla la bomba para el caudal entregado en el instante inicial, Q_0 , (m); Z_{t0} : cota topográfica del nivel del agua en el depósito de descarga para t_0 , (m); hf_{s0} : pérdidas de carga que se producen en el sistema de tuberías para Q_0 , (m) y K_n : coeficiente característico de la conducción, (s^2/m^5).

Introduciendo en la expresión (1) el polinomio representativo de la curva característica H_B vs. Q , y calculándose las pérdidas de carga a partir de la ecuación de Darcy-Weisbach, se obtiene:

$$Z_{s0} + A \pm BQ_0 - CQ_0^2 = Z_{t0} + hf_{DW0} = Z_{t0} + K_{DW0} Q_0^2 \quad (2)$$

$$hf_{DW} = K_{DW} Q^2 = 0,0826 f \frac{L_{eq}}{D^5} Q^2 \quad (3)$$

Dónde: hf_{DW} : pérdidas de carga en la conducción obtenidas por la fórmula de Darcy-Weisbach, (m); hf_{DW0} : pérdidas de carga en la conducción obtenidas por la fórmula de Darcy-Weisbach para el instante t_0 , (m); f : coeficiente de fricción de la tubería determinado por la fórmula de Swamee-Jain, (adim.); L_{eq} : longitud equivalente del sistema, (m); D : diámetro interior de la tubería, (m); Q : caudal de circulación, (m^3/s); K_{DW} : coeficiente característico de la conducción, (s^2/m^5); K_{DW0} : coeficiente característico de la conducción para el instante t_0 , (s^2/m^5); A : coeficiente del polinomio representativo de la curva H vs. Q que define el valor de la carga que desarrolla la bomba para caudal cero, (m); B : coeficiente del polinomio característico de la curva H vs. Q que depende de la geometría del diseño de la bomba, (s/m^2) y C : coeficiente del polinomio específico de la curva H vs. Q que está en función de las pérdidas de carga en el interior de la bomba, (s^2/m^5).

$$f = \frac{0,25}{\left[\log \left(\frac{\varepsilon}{3,7D} + \frac{5,74}{N_R^{0,9}} \right) \right]^2} \quad (4)$$

Dónde: f : coeficiente de fricción de la tubería, (adim.); ε : rugosidad absoluta asociada al material de la tubería, (m); D : diámetro interior de la tubería, (m) y N_R : número de Reynolds que caracteriza el flujo en la conducción, (adim.).

$$N_R = \frac{vD}{\nu} = \frac{4Q}{\pi D \nu} \quad (5)$$

Dónde: N_R : número de Reynolds que caracteriza el flujo en la conducción, (adim.); v : velocidad media de circulación en la tubería, (m/s); D : diámetro interior de la tubería, (m); ν : viscosidad cinemática del fluido, (m^2/s) y Q : caudal de circulación en la conducción, (m^3/s).

Introduciendo la expresión (3) en la (2), y resolviendo la ecuación de segundo orden resultante por el Teorema de Cardano-Vieta, se obtiene la siguiente expresión para el caso del instante inicial:

$$Q_0 = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW0} + C)(Z_{t0} - A - Z_{s0})}}{2(K_{DW0} + C)} \quad (6)$$

El valor de K_{DW0} correspondiente para t_0 depende del valor de f_0 , lo cual deriva en un proceso iterativo en función de f :

- 2.1. Suponer un valor de f_0
- 2.2. Calcular K_{DW0} a través de la expresión (3)
- 2.3. Calcular Q_0 por la ecuación (6)
- 2.4. Calcular el valor de f_0 a partir de Q_0 obtenido en el paso anterior
- 2.5. Comparar el valor de f_{0c} con el valor supuesto en el primer paso, teniendo en cuenta un error relativo de parada, $\xi_r \leq 1\%$. Si esta condición no se cumple debe repetirse la rutina de cálculo hasta garantizar su consecución
3. Una vez obtenido el valor de Q_0 se procede con un proceso de discretización en función de Δh . Los valores de Δh pueden asumirse constantes o variables a lo largo de la altura del depósito, siendo la primera opción la más adecuada para depósitos de sección regular prismática. Como se ha apuntado anteriormente, mientras más pequeños sean los valores de Δh , se podrán obtener resultados numéricos más precisos. En este paso se procede a asumir el primer valor de h , h_1 siendo válido recordar que: H_t y/o H_c (según sea el caso) queda definido como la sumatoria de los diferentes intervalos h ($h_0 = 0$ (depósito de descarga vacío o depósito de succión lleno) para el instante inicial $t_0 = 0$), sean iguales o diferentes, según la siguiente expresión:

$$\sum_{i=1}^n h_i = h_1 + h_2 + h_3 + \dots + h_n = H_{t,c} \quad (7)$$

4. Con el valor de h_1 se procede a calcular el volumen correspondiente a esa primera dovela atendiendo a la figura 1, como: $V_1 = A \cdot h_1$. Es evidente que la sumatoria de los diferentes volúmenes

será el volumen del depósito. El valor de h_1 se utilizará también para calcular la nueva cota Z_{t1} correspondiente a la cota topográfica del nivel del agua en el depósito de descarga para el tiempo t_1 como: $Z_{t1} = Z_{t0} + h_1$

5. Con estas dos variables definidas (V_1 y Z_{t1}), se pasará a repetir el paso 2 ahora para el cálculo de Q_1 , donde quedarán definidos en el proceso f_1 y K_{DW1}
6. Con ambos valores de gastos, Q_0 y Q_1 se procede a determinar el caudal medio, Q_{m1} que entra o sale de los depósitos en el intervalo de t_0 a t_1 , correspondiente a esa primera dovela

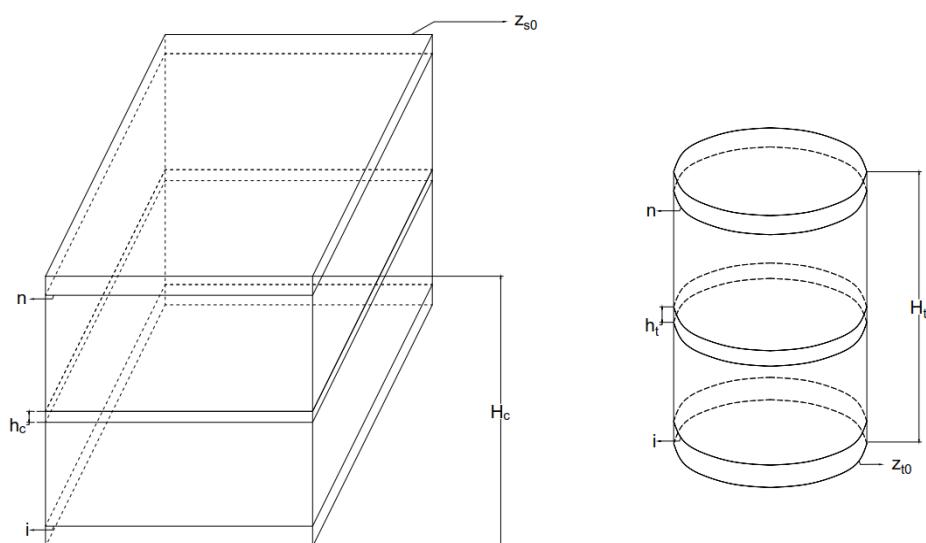


Figura 1. Esquemas de dos tipologías típicas de depósitos de sección regular.

7. Por último, con Q_{m1} y el V_1 se calcula el t_1 mediante la ecuación de aforo volumétrico:

$$Q = \frac{V}{t} \Rightarrow t_1 = \frac{V_1}{Q_{m1}} \quad (8)$$

Dónde: Q : caudal de llenado o vaciado de un depósito mediante bombeo, (m^3/s); V : capacidad volumétrica de un depósito, (m^3) y t : tiempo de llenado del depósito, (s).

8. Repetir el procedimiento para nuevos valores de h en el depósito para determinar los respectivos valores de tiempo de llenado o vaciado de cada dovela diferencial, t según sea el caso. El tiempo de llenado, t_{ll} o de vaciado, t_v de un depósito total o parcial, se calculará a través de la siguiente sumatoria de los tiempos de llenado o vaciado de cada dovela según la ecuación (9). Debe entenderse que a medida que el depósito de descarga o de aspiración se vaya llenando o vaciando, respectivamente, cada tiempo de llenado o vaciado de las dovelas va reduciendo su valor, o sea, se cumple que: $t_1 > t_2 > t_3 > \dots > t_n$.

$$\sum_{i=1}^n t_i = t_1 + t_2 + t_3 + \dots + t_n = t_{ll,v} \quad (9)$$

Para la aplicación del método del modelo discreto en función de la altura, se deben tener en cuenta varias particularidades que responden a cada caso. En este sentido, los casos 2 y 3 se pueden

considerar homólogos desde el punto de vista hidráulico. Atendiendo a esto, la ecuación (6) queda configurada para las n dovelas del depósito, para ambos casos, como:

$$Q_{i+1} = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_{ti} + h_{t(i+1)} - A - Z_s)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (\text{Caso 2}) \quad (10.a)$$

$$Q_{i+1} = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_t - A - Z_{si} + h_{c(i+1)})}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (\text{Caso 3}) \quad (10.b)$$

Es importante recordar que en el caso 2, el nivel del agua en el depósito de succión se mantiene constante, Z_s , mientras que en el caso 3 esto es una condición establecida para el depósito de descarga, Z_t . En ambas ecuaciones, h_t y h_c se toman como las variaciones del nivel del agua definidas para los depósitos de descarga (Caso 2) y succión (Caso 3) respectivamente.

El Caso 4 se puede tomar como el caso general de este tipo de problemas. Como se ha descrito arriba, y atendiendo a la singularidad del mismo, se deduce que existe una relación entre los volúmenes de los depósitos de aspiración, V_c y descarga, V_t , tal que: $V_c = V_t$, a partir de considerar que no existen aportes ni salidas de volúmenes al sistema. Teniendo en cuenta ese principio, se obtienen las siguientes formulaciones:

$$h_c A_c = h_t A_t \therefore h_c = h_t \frac{A_t}{A_c}; h_t = h_c \frac{A_c}{A_t} \left| R_A = \frac{A_t}{A_c} \therefore h_c = h_t \frac{A_t}{A_c}; h_t = h_c \frac{I}{R_A} \right. \quad (11)$$

Dónde: h_c : variación de nivel en el depósito de succión, (m); A_c : área de la sección en planta del depósito de succión, (m^2); h_t : variación de nivel en el depósito de descarga, (m); A_t : área de la sección en planta del depósito de descarga, (m^2) y R_A : relación de áreas de los depósitos, (adim.)

Introduciendo en la ecuación (10) las relaciones descritas en la expresión (11) se obtienen las siguientes expresiones:

$$Q_{i+1} = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_{ti} + h_{t(i+1)} - A - Z_{si} + h_{c(i+1)})}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (12.a)$$

$$Q_{i+1} = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)\left(Z_{ti} + h_{c(i+1)}\left(1 + \frac{I}{R_A}\right) - A - Z_{si}\right)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (12.b)$$

$$Q_{i+1} = \frac{-(\mp B) + \sqrt{(\mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_{ti} + h_{t(i+1)}(I + R_A) - A - Z_{si})}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (12.c)$$

- **Modelo discreto en función del tiempo**

El procedimiento analítico está estructurado por los siguientes pasos, de los cuales, los dos primeros, son los mismos para ambos métodos de cálculo, por lo cual se comienza desde el 3er paso (Martínez y Marón 2023) (Ballart 2018):

3. Una vez obtenido el valor de Q_0 se procede con un proceso de discretización en función de Δt . Es recomendable asumir valores constantes de Δt , sobre todo si se trata de depósitos de sección regular prismática. Al igual que en el caso del modelo de solución anterior, mientras más pequeños sean los valores de Δt (discretización más fina), se podrán obtener resultados numéricos más precisos. En este paso se adopta el concepto definido a través de la ecuación (9), asumiendo que, para el instante inicial, $t_0 = 0$.

4. A partir de introducir las siguientes relaciones (ecuación 13) en la expresión (2) para el cálculo del caudal en el instante t_{i+1} , se obtiene la fórmula (14) para los Casos 2 y 3:

$$h_t = \frac{\Delta V_t}{A_t} = \frac{Q_m t}{A_t} = \frac{(Q_i + Q_{i+1})t}{a}; a = \frac{I}{2A_t} \quad h_c = \frac{\Delta V_c}{A_c} = \frac{Q_m t}{A_c} = \frac{(Q_i + Q_{i+1})t}{b}; b = \frac{I}{2A_c} \quad (13)$$

$$Z_s + A \pm BQ_{i+1} - CQ_{i+1}^2 = Z_{ti} + (Q_i + Q_{i+1})at + K_{DW(i+1)}Q_{i+1}^2 \quad (\text{Caso 2}) \quad (14.a)$$

$$Z_{si} - (Q_i + Q_{i+1})bt + A \pm BQ_{i+1} - CQ_{i+1}^2 = Z_t + K_{DW(i+1)}Q_{i+1}^2 \quad (\text{Caso 3}) \quad (14.b)$$

Tomando como referencia esta última ecuación, las soluciones para ambos casos para un tiempo t se determinan como:

$$Q_{i+1} = \frac{-(at \mp B) + \sqrt{(at \mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_t + Q_0 at - Z_s - A)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (\text{Caso 2}) \quad (15.a)$$

$$Q_{i+1} = \frac{-(bt \mp B) + \sqrt{(bt \mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_t + Q_0 bt - Z_s - A)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (\text{Caso 3}) \quad (15.b)$$

Como parte del proceso de cómputo de los caudales Q_{i+1} , se calcularán los respectivos coeficientes de fricción, f_{i+1} y $K_{DW(i+1)}$ según lo apuntado en el paso 2.

5. Una vez que se calcule un gasto, se trabajará con las relaciones definidas en la ecuación (13) en función del caso que se trate para determinar h_t o h_c para cada intervalo de tiempo, t

6. Se repetirá este proceso hasta lograr completar la altura útil del depósito que se evalúa según el caso (llenado: Caso 2 y vaciado: Caso 3) atendiendo al concepto de la ecuación (7).

A partir del significado que enuncia la expresión (11) y las relaciones a y b de la ecuación (13), se adapta la expresión (15) en función de la variable de referencia de medición, h_c o h_t , obteniéndose para el Caso 4:

$$Q_{i+1} = \frac{-(Nt \mp B) + \sqrt{(Nt \mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_{t0} + Q_0 Nt - Z_{s0} - A)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (h_c: f(h_t)) \quad (16.a)$$

$$Q_{i+1} = \frac{-(Mt \mp B) + \sqrt{(Mt \mp B)^2 - 4(K_{DW(i+1)} + C)(Z_{t0} + Q_0 Mt - Z_{s0} - A)}}{2(K_{DW(i+1)} + C)} \quad (h_t: f(h_c)) \quad (16.b)$$

$$N = a(1 + R_a); M = b\left(\frac{I}{R_a} + I\right) \quad (16.c)$$

- Algoritmo del modelo analítico para los tres casos de estudio**

El modelo analítico consiste en, a partir de la ecuación de Continuidad, obtener mediante integraciones el tiempo de llenado y/o vaciado de los depósitos en diferentes casos de estudio. Este método, al contrario del discreto, proporciona una solución directa sin iteraciones para los tres casos de esquema de operación (Ballart 2018) (Martínez y Marón 2024). Se trabaja a partir de los datos fundamentales del sistema fuente por bombeo: área en planta A_t (m^2) del depósito de descarga y/o succión, polinomio representativo de la curva H vs. Q , diámetro de la conducción, D_c , rugosidad absoluta o relativa de la tubería, y longitud equivalente del sistema de tuberías, L_c .

Caso 2

Como es conocido para este esquema de operación, la cota de succión, Z_s no varía con el tiempo. La ecuación de referencia para calcular el tiempo de llenado, t_{ll} del tanque de descarga, en alcanzar una determinada altura, h es:

$$t_{ll} = A_t \left(\left[\sqrt{a + bh_t} + B \ln \left| \sqrt{a + bh_t} - B \right| \right] - \left[\sqrt{a_0} + B \ln \left| \sqrt{a_0} - B \right| \right] \right) \quad (17)$$

Siendo en este caso las variables auxiliares definidas como: $a = B^2 - 4(C - K)(A - Z_{t0} + Z_s)$; $b = 4(C - K)$ y $a_0 = B^2 - 4(C - K_0)(A - Z_{t0} + Z_s)$.

Como caso particular, se tiene la situación cuando el coeficiente característico B , de la curva carga-capacidad toma un valor cero. Esto sucede para bombas rotodinámicas con una velocidad específica, N_q entre 53 a 57 (Martínez 2011). Para esta particularidad, la expresión para calcular el tiempo de llenado, t_{ll} , es:

$$t = 2A_t \left(\sqrt{K_0 - C} \sqrt{A - Z_{t0} + Z_s} - \sqrt{K - C} \sqrt{A - Z_{t0} + Z_s - h_t} \right) \quad (18)$$

Caso 3

En este caso el nivel de la descarga en el depósito de descarga, Z_t , será constante a medida que, el nivel de agua de la cisterna o depósito de succión, Z_s baja a medida que pasa el tiempo por la extracción de agua. Para este caso, lo que se pretende calcular es el tiempo en el cual se vacía el cárcamo de bombeo, t_v independientemente de que nivel de llenado alcance el depósito de descarga. Matemáticamente, esta variante de operación es análoga al Caso 2. De esta forma la expresión general para determinar el tiempo de vaciado, t_v , quedaría como:

$$t_v = A_c \left(\left[\sqrt{a + bh_c} + B \ln \left| \sqrt{a + bh_c} - B \right| \right] - \left[\sqrt{a_0} + B \ln \left| \sqrt{a_0} - B \right| \right] \right) \quad (19)$$

Para este caso, las variables complementarias definidas son: $a = B^2 - 4(C - K)(A - Z_t + Z_{s0})$; $b = 4(C - K)$ y $a_0 = B^2 - 4(C - K_0)(A - Z_t + Z_{s0})$.

Para el caso particular de cuando el coeficiente B es cero, se procede de igual forma que para el Caso 2, obteniéndose la ecuación:

$$t_v = 2A_c \left(\sqrt{K_0 - C} \sqrt{A - Z_t + Z_{s0}} - \sqrt{K - C} \sqrt{A - Z_t + Z_{s0} - h_c} \right) \quad (20)$$

Caso 4

El funcionamiento hidráulico-matemático de este caso son la conjunción de los casos 2 y 3. Para este esquema, a medida que se llena el depósito de descarga, se va vaciando el de succión. A partir de esta definición, se plantea la igualdad: $V_t = V_c$, donde el volumen extraído de la cisterna termina bombeado hacia el tanque de descarga, lo cual conduce a: $A_c h_c = A_t h_t$. A partir de esta igualdad de conservación de la masa en el tiempo, se pueden obtener dos expresiones, las cuales, pueden ser usadas indistintamente en este caso, en función de lo que se pretenda calcular:

$$t_{II} = \frac{A_t}{M} \left(\left[\sqrt{a + bMh_t} + B \ln \left| \sqrt{a + bMh_t} - B \right| \right] - \left[\sqrt{a_0} + B \ln \left| \sqrt{a_0} - B \right| \right] \right) \quad (21)$$

Siendo en este caso las variables auxiliares definidas como: $a = B^2 - 4(C - K)(A - Z_{t0} + Z_{s0})$; $b = 4(C - K)$; $a_0 = B^2 - 4(C - K_0)(A - Z_{t0} + Z_{s0})$ y $M = 1 + \frac{A_t}{A_c}$

Para la variante particular de $B = 0$, la expresión resultante es:

$$t_{II} = \left(\frac{2A_t}{M} \right) \left(\sqrt{K_0 - C} \sqrt{A - Z_{t0} + Z_{s0}} - \sqrt{K - C} \sqrt{A - Z_{t0} + Z_{s0} - Mh_t} \right) \quad (22)$$

APLICACIÓN DE LOS MODELOS DE CÁLCULO ANALÍTICO Y DISCRETO PARA LOS TRES CASOS DE ESTUDIO.

Se aplicarán los algoritmos de cálculo en sus dos modelos, analítico y discreto (procedimiento en función de la altura) para los Casos 2, 3 y 4 para la resolución de ejemplos prácticos para los tres tipos de instalaciones de los esquemas descritos. Los datos de estas variantes se muestran en la tabla 1 que consta de 22 variantes de cálculo. Para la confección de estas variantes, se deciden probar todas las formas posibles que se pueden presentar en dichos esquemas:

- Los coeficientes característicos de la conducción y del polinomio representativo de la curva característica de carga-capacidad de la bomba rotodinámica, K y B , respectivamente, toman valores distintos de cero. Estos son los casos que representan la gran mayoría de los casos
- Las alternativas de $K \neq 0$ y $B = 0$, lo cual significa que la bomba rotodinámica cuenta con una curva H-Q modificada debido a un diseño especial, o producto de su diseño estándar o de este con modificaciones
- Las variantes donde $K = 0$ y $B \neq 0$, para aquellos casos donde trabajarán las bombas con sistemas estáticos puros ($\Delta Z \neq 0$ y $h_f = 0$)

- Aquellas alternativas donde $K = 0$ y $B = 0$, que se ven reflejados en la minoría de los casos de la práctica ingenieril.

A continuación, se explica cada variable: gasto de diseño de la bomba rotodinámica, Q , carga de diseño de la bomba, H_d ; velocidad específica de la bomba rotodinámica, N_q ; diámetro interior de las tuberías de succión y de descarga; variación de nivel del agua entre los depósitos de succión y descarga, ΔZ ; nivel inicial del agua para el instante $t = 0$ en el depósito de descarga, Z_{to} ; nivel inicial del agua para el instante $t = 0$ en el depósito de succión, Z_{so} ; nivel máximo del agua en el depósito de descarga, Z_t ; Longitud equivalente del sistema de tuberías (succión y descarga), L_e y coeficientes característicos del polinomio representativo de la curva H vs. Q de la bomba rotodinámica, A , B y C .

Tabla 1. Datos de los esquemas de operación y bombas rotodinámicas asociadas.

$Nº_v$ ar.	Q_d (L/s)	H_d (m)	N_q (adi m.)	D (m)	ΔZ (m)	Z_{so} (m)	Z_{to} (m)	Z_t (m)	L_e (m)	A (m)	B (s/m^2)	C (s^2/m^5)
1	60	80,00	16,0	0,2776	25,0	12,50	37,50	42,50	12849	83,14	387,49	-7331,64
2	60	80,00	16,0	0,2776	40,0	12,50	52,50	57,50	9345	83,14	387,49	-7331,64
3	80	58,00	23,6	0,2849	25,0	12,50	37,50	42,50	9343	63,65	169,50	-3002,29
4	80	58,00	23,6	0,2849	29,0	12,50	41,50	46,50	8210	63,65	169,50	-3002,29
5	100	47,00	30,8	0,3276	25,0	12,50	37,50	42,50	7074	54,23	84,05	-1563,25
6	100	47,00	30,8	0,3276	23,5	12,50	36,00	41,00	7556	54,23	84,05	-1563,25
7	120	40,00	38,1	0,3691	25,0	12,50	37,50	42,50	5346	48,40	41,28	-927,57
8	120	40,00	38,1	0,3691	20,0	12,50	32,50	37,50	7128	48,40	41,28	-927,57
9	140	35,00	45,5	0,377	25,0	12,50	37,50	42,50	3943	44,35	17,01	-598,69
10	140	35,00	45,5	0,377	17,5	12,50	30,00	35,00	6899	44,35	17,01	-598,69
11	160	32,00	52,0	0,4241	25,0	12,50	37,50	42,50	2960	42,17	3,75	-420,56
12	160	32,00	52,0	0,4241	16,0	12,50	28,50	33,50	6765	42,17	3,75	-420,56
13	170	31,30	54,5	0,4241	25,0	12,50	37,50	42,50	2775	41,85	0,00	-364,98
14	170	31,30	54,5	0,4241	15,6	12,50	28,15	33,15	6846	41,85	0,00	-364,98
15	180	29,00	59,4	0,4241	25,0	12,50	37,50	42,50	1832	39,87	-5,96	-302,34
16	180	29,00	59,4	0,4241	14,5	12,50	27,00	32,00	6640	39,87	-5,96	-302,34
17	200	28,00	64,3	0,469	25,0	12,50	37,50	42,50	1450	39,55	-10,34	-237,07
18	200	28,00	64,3	0,469	14,0	12,50	26,50	31,50	6765	39,55	-10,34	-237,07
19	220	27,00	69,3	0,469	25,0	12,50	37,50	42,50	1031	39,18	-13,70	-189,43
20	220	27,00	69,3	0,469	13,5	12,50	26,00	31,00	6957	39,18	-13,70	-189,43

Nº_v ar.	Q_d (L/s)	H_d (m)	N_q (adi m.)	D (m)	ΔZ (m)	Z_{so} (m)	Z_{to} (m)	Z_t (m)	L_e (m)	A (m)	B (s/m ²)	C (s ² /m ⁵)
21	240	26,00	74,5	0,5252	25,0	12,50	37,50	42,50	536	38,77	-16,32	-153,70
22	240	26,00	74,5	0,5252	13,0	12,50	25,50	30,50	6968	38,77	-16,32	-153,70

Además de esta información se declara que los depósitos de succión y descarga tienen una sección de diseño prismática y regular, siendo sus áreas en planta: $A_c = 1054,00 \text{ m}^2$ y $At = 527,00 \text{ m}^2$, respectivamente. Las alturas útiles en ambos depósitos son: $h_c = 2,50 \text{ m}$ y $h_t = 5,00 \text{ m}$ para la cisterna y el tanque de descarga, respectivamente; mientras que los volúmenes útiles para ambos reservorios son de $V_c = V_t = 2635,00 \text{ m}^3$.

Para el análisis de los tres casos de esquemas de operación, se tomarán como muestras las variantes 1, 2, 13, 14, 17, 18, 21 y 22 que abarcan todo el espectro del rango de operación. En la tabla 2 se presentan los resultados de los modelos analítico y discreto para el Caso 2 con una bomba. Se señala que para estas variantes se incluye en el análisis, la variación de la pendiente de la curva H vs. Q , P , obtenida a partir de la ecuación (23) (Sterling SIHI 2003).

$$P = \frac{H_0 - H_d}{H_d} \quad (23)$$

Donde: P : pendiente de la curva característica H vs. Q , (adim.); H_0 : carga de la bomba para caudal cero o válvula cerrada, (m) y H_d : carga de diseño de la bomba, (m).

Tabla 2. Resultados de los tiempos de llenado, tll, referentes del Caso 2 con una bomba.

Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 2		
				Tiempos de llenado (min.)		Error _{rel.} (%)
				Analítico	Discreto	
1	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	592,78	619,18	4,264
1			$K = 0; B \neq 0$	373,94	373,94	0,000
2	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	611,87	633,54	3,420
2			$K = 0; B \neq 0$	416,65	416,65	0,000
13	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	272,53	282,19	3,423
13			$K = 0; B = 0$	222,33	222,33	0,000
14	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	257,77	272,77	5,499
14			$K = 0; B = 0$	172,58	172,58	0,000
17	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	237,47	242,78	2,183
17			$K = 0; B \neq 0$	215,92	215,92	0,000
18	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	214,30	226,66	5,453

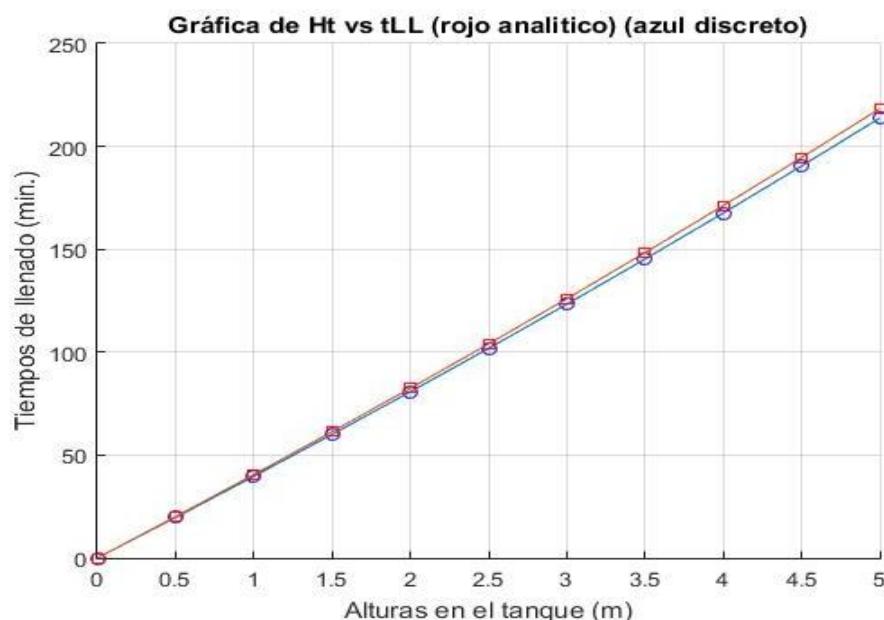
Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 2		
				Tiempos de llenado (min.)		Error _{rel.} (%)
				Analítico	Discreto	
18			$K = 0; B \neq 0$	151,29	151,29	0,000
21	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	204,27	206,12	0,897
21			$K = 0; B \neq 0$	198,72	198,72	0,000
22	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	174,14	183,95	5.333
22			$K = 0; B \neq 0$	129,54	129,54	0,000

En la figura 1 se observa el comportamiento de la variante 17 (error medio de todas las variantes) para la alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ (mayor error de las dos alternativas posibles) de los tiempos de llenado, H_t vs. t_{II} . En la tabla 3 se muestran los resultados de los tiempos de vaciado, t_v para el Caso 3 bajo el mismo análisis realizado para el Caso 2. En la figura 2 se puede apreciar el comportamiento de la variante 17 (error medio de todas las variantes) para la alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ (mayor error de las dos alternativas posibles) de los tiempos de llenado, H_c vs. t_v .

Tabla 3. Resultados de los tiempos de vaciado, t_v , referentes del Caso 3 con una bomba.

Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 3		
				Tiempos de llenado (min.)		Error (%)
				Analítico	Discreto	
1	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	610,57	637,73	4,259
1			$K = 0; B \neq 0$	383,21	383,21	0,000
2	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	635,67	658,06	3,402
2			$K = 0; B \neq 0$	430,07	430,07	0,000
13	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	317,67	329,35	3,546
13			$K = 0; B = 0$	258,15	258,15	0,000
14	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	281,74	298,43	5,593
14			$K = 0; B = 0$	187,93	187,93	0,000
17	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	290,92	297,88	2,336
17			$K = 0; B \neq 0$	264,56	264,56	0,000
18	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	235,71	249,64	5,580
18			$K = 0; B \neq 0$	166,23	166,23	0,000
21	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	259,82	262,40	0,983
21			$K = 0; B \neq 0$	253,08	253,08	0,000

Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 3		
				Tiempos de llenado (min.)		Error (%)
				Analítico	Discreto	
22	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	192,05	203,17	5,473
			$K = 0; B \neq 0$	143,04	143,04	0,000

Figura 2. Gráfica H_t vs. t_{LL} de la variante 17, alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ para el Caso 2.

En la tabla 4 se exponen los resultados de los tiempos de llenado, t_{II} , o vaciado, t_V , más indicativos del Caso 4, al igual que se procedió en los casos anteriores. En la figura 3 se observa el comportamiento de la variante 9 (error medio de todas las variantes) para la alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ (mayor error de las cuatro alternativas posibles) de los tiempos de llenado, H_t vs. t_{II} o t_V .

Tabla 4. Resultados de los tiempos de llenado, t_{II} , o vaciado, t_V , referentes del Caso 4 con una bomba.

Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 4		
				Tiempos de llenado (min.)		Error (%)
				Analítico	Discreto	
1	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	551,66	583,26	5,418
			$K = 0; B \neq 0$	393,09	393,09	0,000
2	23,6	0,0974	$K \neq 0; B \neq 0$	553,68	583,27	5,073
			$K = 0; B \neq 0$	416,04	416,04	0,000
13	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	265,31	259,42	2,270
			$K = 0; B = 0$	211,85	211,85	0,000

Variantes	N_q (adim.)	Pendiente curva H vs. Q (adim.)	Alternativas	Caso 4		
				Tiempos de llenado (min.)		Error (%)
				Analítico	Discreto	
14	54,5	0,3371	$K \neq 0; B = 0$	256,37	258,65	0,882
14			$K = 0; B = 0$	167,12	167,12	0,000
17	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	226,22	231,20	2,154
17			$K = 0; B \neq 0$	184,80	184,80	0,000
18	64,3	0,4125	$K \neq 0; B \neq 0$	208,62	220,58	5,422
18			$K = 0; B \neq 0$	136,22	136,22	0,000
21	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	193,29	195,00	0,877
21			$K = 0; B \neq 0$	152,98	152,98	0,000
22	74,5	0,4911	$K \neq 0; B \neq 0$	169,41	178,88	5,294
22			$K = 0; B \neq 0$	108,93	108,93	0,000

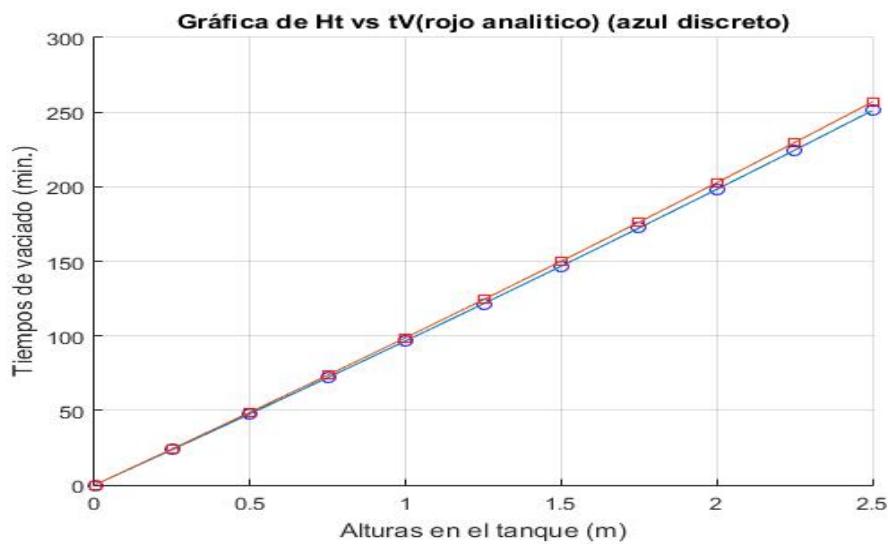


Figura 3. Gráfica H_t vs. t_V de la variante 17, alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ para el Caso 3.

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De estos resultados se pueden generalizar algunas cuestiones relevantes. Para todos los casos, para las dos primeras alternativas: $K \neq 0$ y $B \neq 0$ y $K \neq 0$ y $B = 0$, los valores de los tiempos de llenado y/o vaciado en el modelo discreto son mayores que los del modelo analítico, siendo en las dos últimas alternativas: $K = 0$ y $B \neq 0$, $K = 0$ y $B = 0$, iguales los tiempos de llenado y/o vaciado para ambos modelos de cálculo. Los errores relativos en forma modular entre ambos procedimientos, de forma general, van disminuyendo a medida que aumenta la velocidad específica y son cero como se han apuntado para las alternativas: $K = 0$ y $B \neq 0$, $K = 0$ y $B = 0$.

Este fenómeno sucede para ambas alternativas para todas las variantes. En este sentido, se puede sacar como conclusión que, el principal parámetro que afecta en los casos de operación para lograr coincidencia en ambos modelos es K , siendo la variable B no tan influyente en los resultados. Se puede apreciar en las gráficas de la figura 4 que, el comportamiento analítico de estas funciones es casi lineal, aunque las ecuaciones resultantes para los tres casos son análogos a funciones polinomiales irracionales.

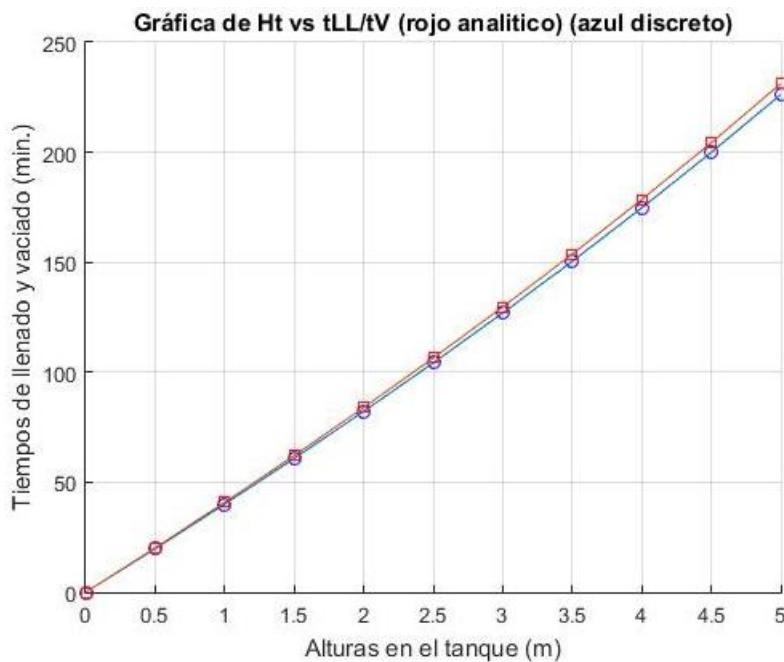


Figura 4. Gráfica H_t vs. t_{LL} o t_V , de la variante 17, alternativa $K \neq 0$ y $B \neq 0$ para el Caso 4.

Realizando un análisis de la variable K se puede apreciar que, a medida que este valor disminuye, los errores entre ambos modelos tienen el mismo comportamiento. Auxiliándonos de la ecuación (3), para lograr que el coeficiente característico de la conducción disminuya, deben reducirse los valores de f , L , aumentarse el diámetro, o la combinación de ambas situaciones. En la práctica, dado que el trazado de la conducción queda establecido, y, por lo tanto, la longitud de la tubería, solo serían plausibles las opciones de modificar f y D . No obstante, como es conocido, un incremento del diámetro, con una rugosidad absoluta ya definida en función del material elegido para la conductora, apunta directamente a una disminución de f y viceversa.

Por otro lado, a medida que aumenta N_q , lo hace en igual sentido la pendiente de la curva carga-capacidad, P . Una mayor pendiente, significa que el intervalo de gasto a recorrer durante el llenado y/o vaciado de los depósitos, ΔQ para una altura del depósito dado, h_t o h_c será menor y viceversa. Debido a eso es que, para velocidades específicas más grandes, para iguales condiciones de instalación, el error entre ambos métodos es menor. Todo esto conduce a la hipótesis comprobada de que la fuente de error en el cálculo del tiempo por ambos modelos, para los tres casos, reside en la variable K . Resulta que ella misma depende del gasto que se quiere integrar como función de la altura, dh en el método analítico, siendo la expresión resultante una función implícita de Q .

Por eso, cuando se elimina K en el análisis, se prescinde de ese error y se da la total coincidencia entre ambos modelos. Realizando un análisis de las ventajas y desventajas de los dos modelos, se finiquita que el método discreto, el cual representa fielmente el fenómeno hidráulico del proceso, es

el procedimiento que brinda las soluciones más precisas, aunque reconociendo que, aunque el método analítico es un procedimiento aproximado, resulta ser más sencillo que el discreto.

04 CONCLUSIONES

Como se ha apuntado anteriormente, esta es una línea de investigación poco estudiada en la literatura científica, lo cual lo hace un área temática aún abierta a investigaciones. Retomando la línea de investigación abordada en los dos artículos anteriores realizado por los autores, el objetivo de este trabajo se centró en realizar una mirada comparativa del modelo analítico y el discreto para el cálculo de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuente por bombeo para los tres esquemas de operación mediante la herramienta MATLAB versión R2015a.

Ambas metodologías de cálculo se aplican a 22 variantes de aplicación práctica. Se demostró que los dos procedimientos arrojan valores aproximados en la mayoría de las variantes para los tres casos de estudio. Solo en aquellas variantes donde el coeficiente de conducción de la conductora es cero, coinciden ambos modelos para todos los casos. Haciendo un análisis de las ventajas y desventajas de ambos modelos, se concluye que el método discreto, el cual representa exactamente la hidráulica del proceso es el procedimiento que brinda las soluciones más precisas.

A tono con esto, se plantea que el método analítico es un procedimiento aproximado, aunque más sencillo que el discreto. Solo para el caso de cuando $K = 0$, se podrán usar cualquiera de ambos modelos. Se ratifica que ambas metodologías son de gran utilidad en problemas prácticos donde sea necesario determinar el tiempo de llenado y/o vaciado de depósitos en un sistema de bombeo. En un próximo trabajo, se seguirán presentando los resultados comparativos de ambos modelos para otros escenarios de simulación, así como otros aspectos interesantes sobre esta temática.

05 REFERENCIAS

- Ballart D.** (2018). "Determinación de los tiempos de llenado y/o vaciado de los depósitos en los sistemas fuentes por bombeo", Trabajo de diploma, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cujae, La Habana, Cuba
- Martínez Y.** (2011). "Metodología para el diseño hidráulico de las estaciones de bombeo para acueducto", Tesis de doctorado, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cujae, La Habana, Cuba
- Martínez Y. y Marón D. E.** (2023). "Determinación del tiempo de llenado y/o vaciado de depósitos en sistemas fuentes por bombeo", Revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental, XLIV (4): 75-88, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cujae, ISSN-L:1680-0338, La Habana, Cuba
- Martínez Y. y Marón D. E.** (2024). "Llenado y/o vaciado de depósitos en sistemas fuentes por bombeo. Parte II.", Revista Ingeniería Hidráulica y Ambiental, XLV (4): 55-67, Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cujae, ISSN-L:1680-0338, La Habana, Cuba
- Sterling SIHI** (2003). "Principios básicos para el diseño de instalaciones de bombas centrífugas" (monografía), Sterling Fluid Systems Group, 7^{ma} edición, Madrid, España. Extraído de: <https://www.sterlingsih.com/cms/es/Spain/home/navegacion-rapida/descargas/libros.html> en abril de 2024

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Contribución de los autores

Yaset Martínez Valdés <https://orcid.org/0000-0001-9770-022X>

Participó en el diseño de la investigación y en la elaboración de las metodologías de cálculo para la determinación del tiempo de llenado y/o vaciado de los depósitos en un sistema fuente por bombeo. Colaboró en el procesamiento de los datos del ejemplo abordado en el artículo, haciendo contribuciones en su análisis e interpretación, así como en la búsqueda de información en la literatura especializada y en la redacción final del trabajo.

David Ernesto Marón Domínguez <https://orcid.org/0000-0003-4198-9962>

Realizó contribuciones en el diseño de la investigación y tuvo a su cargo la creación de los algoritmos de cálculo para el software MATLAB versión R2015a. Participó en el análisis de los resultados del trabajo y en la revisión y redacción del manuscrito en su versión final. Colaboró en el procesamiento de los datos del ejemplo abordado en el artículo, haciendo contribuciones en su análisis e interpretación, así como en la búsqueda de información en la literatura especializada y en la redacción final del trabajo.

Revisión bibliográfica sobre técnicas de biorremediación para el tratamiento del residuo por derrame de asfalto

Grettell Ramos Barceló

E-MAIL:

Facultad de Ingeniería Química, Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría

Yuletsis Díaz Rodríguez

E-MAIL: yuletdíaz78@gmail.com

Centro de Investigación del Petróleo (CEINPET)

RESUMEN

En el tratamiento de residuos por derrame de asfalto resulta prioritario implementar técnicas sostenibles para reducir su impacto ambiental. Estos residuos, derivados de la producción y mantenimiento de pavimentos, liberan compuestos tóxicos como metales pesados e hidrocarburos que contaminan suelos y aguas, especialmente durante fenómenos climáticos extremos. Métodos como el reciclaje en caliente, frío y la reutilización directa han demostrado eficacia en Cuba, disminuyendo costos y emisiones asociadas a la extracción de nuevos materiales. No obstante, la biorremediación emerge como alternativa para tratar estos residuos dado que con ella se alcanzan tasas de biodegradación superiores al 50% en suelos contaminados con hidrocarburos y derivados. Estas estrategias se alinean con políticas ambientales cubanas que promueven la economía circular y la minimización de residuos peligrosos.

KEYWORDS: Biorremediación; residuos de asfalto; tratamiento; contaminación

Literature review on bioremediation techniques for the treatment of asphalt spill waste

ABSTRACT

When treating asphalt spill waste, implementing sustainable techniques is a priority to reduce its environmental impact. This waste, derived from pavement production and maintenance, releases toxic compounds such as heavy metals and hydrocarbons that contaminate soil and water, especially during extreme weather events. Methods such as hot and cold recycling and direct reuse have proven effective in Cuba, reducing costs and emissions associated with the extraction of new materials. However, bioremediation is emerging as an alternative for treating this waste, as it achieves biodegradation rates of over 50% in soils contaminated with hydrocarbons and derivatives. These strategies are aligned with Cuban environmental policies that promote the circular economy and the minimization of hazardous waste.

PALABRAS CLAVES:

Bioremediation; asphalt waste; treatment; contamination

01 INTRODUCCIÓN

El asfalto, un material bituminoso de color negro proveniente de yacimientos naturales o como residuo de la refinación de crudos pétreos, es ampliamente utilizado en la construcción de pavimentos y otras aplicaciones de ingeniería civil. Sin embargo, su producción y manejo inadecuado puede generar residuos que provocan importantes desafíos ambientales. De ahí la necesidad de nuevas alternativas de manejo de los residuos, dada la creciente preocupación por el impacto ambiental tanto de la industria petrolera como de la construcción (Díaz Carrillo 2021).

Los residuos de asfalto presentan propiedades que los convierten en grandes agentes contaminantes, debido a su potencial para liberar sustancias nocivas al entorno que pueden afectar la calidad del suelo y las fuentes de agua subterránea (Rahmad et al. 2022). Los métodos de gestión más empleados en la actualidad son el reciclaje y la reutilización por su capacidad de reducir significativamente los costos de construcción y disminuir la necesidad de extraer nuevos recursos.

Tradicionalmente, se han desarrollado métodos de tratamiento para la contaminación gaseosa producida por las plantas de asfalto (Díaz Carrillo 2021). Sin embargo, la atención a la contaminación del suelo por residuos de asfalto ha sido menos frecuente. En tal situación, surge la necesidad de investigar y desarrollar nuevas alternativas de tratamiento específicamente diseñadas para abordar la contaminación del suelo por residuos de asfalto.

La biorremediación se presenta como una opción prometedora, ofreciendo una solución eficaz y respetuosa con el medio ambiente, para mitigar los impactos negativos de la contaminación por petróleo y sus derivados. Esta técnica utiliza microorganismos o sus enzimas para degradar y/o transformar contaminantes en sustancias menos tóxicas o no tóxicas, contribuyendo a la recuperación de ecosistemas dañados sin generar subproductos nocivos (Martínez Prado et al. 2011). Los métodos de biorremediación con potencialidades aplicables a residuos de asfalto incluyen la bioestimulación, que implica la adición de nutrientes para estimular la actividad de microorganismos nativos, y la bioaumentación que consiste en la introducción de microorganismos específicamente seleccionados para degradar los contaminantes presentes.

El objetivo de esta revisión es evaluar la potencialidad de técnicas de biorremediación, como bioestimulación y bioaumentación, para el tratamiento de residuos por derrame de asfalto y fomentar la efectividad del proceso. En tal caso se favorece la capacidad para degradar contaminantes y su sostenibilidad ambiental, cuando no es posible aplicar métodos tradicionales como el reciclaje en frío o caliente.

02 MATERIALES Y MÉTODOS

En el desarrollo de la revisión bibliográfica se seleccionaron diversos temas para su análisis, abarcando desde aspectos generales, como el concepto de asfalto y el impacto ambiental asociado a su producción, hasta cuestiones más específicas, como el manejo de residuos petrolizados y la aplicación de la biorremediación en el tratamiento de hidrocarburos. En la búsqueda de información se emplearon palabras clave relacionadas con el objeto de estudio, tales como biorremediación, residuos de asfalto, tratamiento y contaminación. Para garantizar la confiabilidad y actualidad de los datos, se consideraron fuentes como artículos de revistas académicas, tesis, proyectos y libros publicados en los últimos diez años.

03 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

GENERALIDADES DEL ASFALTO

El asfalto es un material bituminoso de color negro que proviene de yacimientos naturales o como residuo de la refinación de determinados crudos pétreos (Díaz Carrillo 2021). Dicho material está constituido básicamente de cuatro fracciones genéricas, que representan grupos de hidrocarburos con propiedades químicas similares: saturados, aromáticos, resinas y asfaltenos, conocidos como fraccionamiento SARA por sus iniciales. Este grupo de compuestos se subdividen según su polaridad en asfaltenos y maltenos. Los primeros presentan características polares y son la fracción más pesada que posee el asfalto. El segundo grupo (saturados, aromáticos y resinas) son compuestos orgánicos de baja polaridad (Victoria Palma et al. 2016).

En cuanto a las características físicas, el asfalto desarrolla propiedades ligantes y la consistencia disminuye al ser calentado. Los saturados son los compuestos más ligeros y afectan negativamente el grado de variación de la viscosidad en función de la temperatura, también conocido como susceptibilidad térmica. La fracción aromática mejora las propiedades físicas del material, las resinas mejoran su ductilidad y los asfaltenos contribuyen al aumento de la viscosidad, lo cual disminuye la susceptibilidad térmica. Dada la dificultad para distinguir claramente la fase continua y dispersa, el asfalto es considerado un sistema coloidal complejo de hidrocarburos (Victoria Palma et al. 2016).

La principal aplicación de los asfaltos es en la preparación de pavimentos, esta mezcla sirve para impermeabilizar la estructura, pues lo hace poco sensible al vapor ambiental y eficaz contra la penetración del agua proveniente de la precipitación. Así mismo es resistente a la acción mecánica de disgregación producida por las cargas de los vehículos, por mencionar algunos de sus beneficios (Victoria Palma et al. 2016). El asfalto por sus cualidades aglutinantes y sus propiedades físicas y químicas, es apto para numerosas aplicaciones, por ejemplo: cubiertas para techos, protección de cañerías, entre otras. En particular el que se emplea en pavimentos es llamado “cemento asfáltico” (Díaz Carrillo 2021).

IMPACTO AMBIENTAL EN LA PRODUCCIÓN DE ASFALTO

La producción de hormigón asfáltico y asfalto es de gran importancia a nivel mundial, lo cual está destinado obras de ingeniería, construcción, mejoramiento y mantenimiento de vías. Actualmente las plantas de procesamiento asociadas se encuentran distribuidas ampliamente por todo el planeta y constituyen una de las principales fuentes de crecimiento económico local y regional; por lo tanto, de bienestar para la sociedad en función de la eficiencia de la producción de estos materiales y su costo. Sin embargo, los efectos ambientales provocados por la producción de estos, el manejo inadecuado de desechos y la ausencia de un plan de gestión amigable con el ambiente pueden generar rechazo, dado que existen precedentes de efectos ambientales muy negativos afectando a la integridad de poblaciones cercanas a estos lugares. En el contexto ambiental, son consideradas potencialmente contaminantes, al provocar alteraciones negativas al medio socioambiental. Las plantas de asfalto caliente tienen un gran poder de contaminación atmosférica fundamentalmente y se perciben como un lugar antiestético que emite oscuros gases malolientes (Díaz Carrillo 2021).

CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS POR DERRAME DE ASFALTO

El asfalto es potencialmente perjudicial para el medio ambiente debido a su origen, el cual resulta de la destilación de la fracción más pesada del petróleo crudo, constituyendo un residuo semisólido o sólido. Este material está compuesto por una mezcla de hidrocarburos aromáticos, junto con metales como calcio (Ca), cromo (Cr), cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (Fe), plomo (Pb), sodio (Na), níquel (Ni) y vanadio (V). Además, contiene compuestos volátiles como benceno, acridina, carbazol, fenantreno, naftaleno, piridina y fenol. El impacto ambiental de estos compuestos es especialmente notable durante fenómenos climáticos como meteorización, inundaciones y lluvias intensas, que incrementan la liberación de estas sustancias al entorno (Rahmad et al. 2022).

Según estudios realizados por Rahmad y otros (Rahmad et al. 2022), acerca del impacto por contaminación al agua subterránea y el suelo de un ligante de asfalto modificado con polímero junto con un aditivo químico, el pavimento asfáltico representa un factor relevante en la contaminación del suelo, al estar directamente en contacto con este. En tal caso se facilita la transferencia de metales pesados y otras sustancias contaminantes puesto que, en el hormigón asfáltico expuesto a procesos de meteorización se han identificado trazas significativas de metales como bario (Ba), manganeso (Mn), plomo (Pb), níquel (Ni), estroncio (Sr), vanadio (V) y zinc (Zn). Estos contaminantes se depositan en la superficie del suelo y penetran hacia horizontes más profundos, lo que genera una disminución significativa en la cobertura vegetal proyectada, con reducciones del 30 al 40 %. La acumulación de metales pesados afecta negativamente la actividad biológica y enzimática del suelo, lo que conduce a su degradación general. Sin embargo, el factor más crítico para las plantas y otros organismos vivos es el grado de accesibilidad de estos metales, determinado por su movilidad en el medio. Dichos compuestos representan uno de los contaminantes más peligrosos en el suelo debido a su alta toxicidad y su característica de no ser biodegradables. Además, forman parte de la circulación biológica, se transfieren a lo largo de las cadenas alimenticias y generan una serie de consecuencias negativas. En casos de contaminación química extrema, se observa una disminución en la capacidad de autodepuración biológica de los suelos, pérdida de productividad y, en última instancia, la destrucción completa del ecosistema (Gumarova et al. 2022).

MANEJO DE RESIDUOS DE ASFALTO

Los residuos de asfalto, también conocidos como fresados o desechos asfálticos, requieren un manejo adecuado para minimizar su impacto ambiental y promover su reutilización (Asim et al. 2020). Existen diversos tratamientos y opciones para gestionar estos materiales.

El reciclaje en caliente es un proceso que consiste en calentar asfalto recuperado a temperaturas que varían entre 120 °C y 160 °C. Este calentamiento se lleva a cabo en plantas de producción o directamente en el lugar de trabajo mediante equipos especializados, como paneles de calefacción infrarrojos (CEDEX 2015). Posteriormente, el material calentado se combina con agregados nuevos y un ligante asfáltico, lo que da origen a una mezcla reutilizable denominada pavimento asfáltico reciclado (RAP) (Mendoza, Adame & Marcos 2020). Esta técnica destaca por su eficacia en proyectos de gran escala, ya que permite reintegrar grandes volúmenes de fresado directamente en nuevas capas de pavimento, optimizando recursos y reduciendo el desperdicio.

Por otro lado, el reciclaje en frío ofrece una alternativa que no requiere elevadas temperaturas. En este proceso, el asfalto existente se Tritura y se mezcla con aditivos como emulsiones asfálticas o cemento, todo realizado a temperatura ambiente. Al evitar el calentamiento, se reduce

significativamente el consumo de energía y las emisiones de carbono asociadas. La mezcla resultante puede aplicarse de inmediato sobre la superficie a rehabilitar, lo que facilita una rápida apertura al tráfico. Esta característica lo hace ideal para reparaciones urgentes, como el sellado de baches o el mantenimiento rutinario de vías (Almusawi et al. 2024).

La reutilización directa es otro método que simplifica el proceso de reciclaje al eliminar tratamientos adicionales. Consiste en recolectar y triturar residuos, como asfalto recuperado (RAP) o escombros de construcción, para emplearlos directamente como material base o relleno en la construcción de caminos. Esta práctica no solo reduce costos operativos, sino que también garantiza la estabilidad de las estructuras, siempre que los materiales cumplan con especificaciones técnicas rigurosas (Miranda Argüello & Aguiar Moya 2019).

Finalmente, el tratamiento químico introduce aditivos especializados, como rejuvenecedores, polímeros o estabilizadores, para modificar la estructura molecular del asfalto envejecido. Estos compuestos revierten efectos como el aumento de rigidez y la pérdida de ductilidad causados por la oxidación. Un ejemplo innovador es el uso de orujo de uva como antioxidante, el cual ha demostrado eficacia en la reducción del daño oxidativo, mejorando propiedades mecánicas clave como la flexibilidad y la resistencia (Rojas Rojas et al. 2021; González Castro, Mulato & Tellez 2015).

Reciclar el pavimento asfáltico (RAP de sus siglas en inglés) no es algo novedoso, mundialmente la reducción de los recursos de un pavimento flexible se hace mediante el RAP. Esto se define como el material recién fresado de un pavimento flexible durante la rehabilitación y construcción de este. Por ejemplo, en Hong-Kong se importa asfalto del extranjero y cada año se fresan cerca de 200 000 toneladas de mezcla asfáltica de las carreteras, que pueden aprovecharse en la construcción o rehabilitación de las mismas. Existe la necesidad de reutilizar el RAP debido a que se generan altos contenidos de recursos por reconstrucción o rehabilitación de carreteras, donde una de las posibles maneras de ampliar el uso del RAP sería incorporar el agregado en el cemento portland (Guzmán Ortiz et al. 2021).

En un estudio realizado por Robles y colaboradores (2024), para el mejoramiento mecánico de la carretera Lambayeque, carretera Illimo a Jayanca, se analizaron diferentes proporciones de pavimento reciclado en la mezcla asfáltica, evaluando su impacto en las propiedades mecánicas del pavimento resultante para el diseño de mezclas asfálticas utilizando pavimento reciclado. Los resultados mostraron que la incorporación de pavimento reciclado en las mezclas asfálticas no solo es viable, sino que también mejora ciertas características mecánicas del pavimento, como la resistencia a la fatiga y la capacidad de carga (Robles Godier & Cerna Llanos 2024).

No obstante, se comenta poco sobre los factores claves que afectan la calidad de las mezclas asfálticas. En el caso del tipo de asfalto en caliente uno de los factores clave es la contaminación del material por impurezas en los agregados o asfalto ya que pueden reducir la adherencia y durabilidad. Los agregados que garantizan la resistencia y duración de la mezcla son grava, piedra triturada, arena, aditivos modificadores de polímeros, emulsiones asfálticas y fibras. Con el uso de otros materiales se tiene el riesgo de provocar que el pavimento sea menos duradero, se afecte con cargas pesadas y condiciones climáticas adversas (Joke, Wim & Johan 2016). Por tal motivo no es posible recuperar todo el asfalto que se derrama pues se contamina con materiales no deseados. En tal situación es necesario recurrir a otros métodos de gestión compatibles con este tipo de residuos como pudiera ser el caso de tratamientos biológicos.

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE RESIDUOS PETROLIZADOS. BIORREMEDIACIÓN

La biorremediación es una solución eficaz y respetuosa con el medio ambiente que permite mitigar los impactos negativos de la contaminación por petróleo. Su aplicación contribuye a la recuperación de ecosistemas dañados, es menos costosa que otros métodos tradicionales y evita la generación de subproductos peligrosos. Además, se alinea con las estrategias globales para reducir los riesgos asociados al manejo de desechos tóxicos (Koshlaf & Ball 2017).

Dicha técnica basada en la capacidad que tienen los microorganismos de crecer a partir de la utilización de sustancias recalcitrantes al medio ambiente. Su aplicación para tratamiento de contaminantes orgánicos, está dirigida a una adecuada estimulación de los microorganismos para crecer y utilizarlos como fuente de alimento y energía, en un entorno favorable de humedad, temperatura y pH (Tapia Espinosa 2016). En este proceso, las enzimas microbianas están involucradas directamente en la transformación o degradación de los mismos hasta dióxido de carbono, sales, agua y otros productos inocuos al medio ambiente. La eficiencia depende de varios factores como la magnitud, toxicidad y degradabilidad de los contaminantes, así como la capacidad con la que se cuenta para monitorear el proceso. La biorremediación, puede llevarse a cabo en el lugar impactado, proceso conocido como *in situ*, o cuando la matriz contaminada se transfiere a otro lugar especialmente preparado para tales fines, lo cual se denomina *ex situ* (Cota Ruiz et al. 2019). Además, esta práctica de descontaminación es efectiva, de bajo costo, permite tratar grandes volúmenes de contaminantes y a diferencia de otros procedimientos de descontaminación, presenta un impacto ambiental mínimo (Núñez et al. 2010).

Las metodologías de biorremediación se clasifican según sus operaciones unitarias, ventajas, desventajas y el tipo de residuos que degradan con mayor eficacia. Una de ellas es el landfarming, técnica que busca la oxidación biológica de hidrocarburos presentes en el suelo mediante la estimulación de su microflora natural, como bacterias, hongos o levaduras. Para ello, se aplican fertilizantes, se realizan labores de arado y se implementa riego superficial. Este enfoque, definido como una bioestimulación dirigida, permite que los microorganismos utilicen los hidrocarburos como fuente de energía, acelerando así su degradación (Díaz Segredo 2022).

Otra metodología destacada es la fitorremediación, que emplea plantas y su microbiota asociada para eliminar, retener o reducir contaminantes ambientales. Este proceso opera a través de múltiples mecanismos, los cuales involucran distintas estructuras de las plantas, como raíces, hojas o tallos, aprovechando su capacidad natural para interactuar con sustancias tóxicas y transformarlas en compuestos menos dañinos (Hernández Valencia, Navas & Infante 2017).

El compostaje, por su parte, es un proceso biológico controlado que degrada contaminantes orgánicos mediante microorganismos en condiciones aeróbicas y temperaturas termófilas (entre 40 y 50 °C). Para ello, el suelo contaminado se excava y se mezcla con materiales ricos en materia orgánica, como restos vegetales, que mejoran su porosidad. La descomposición de estos compuestos añadidos genera calor, manteniendo las condiciones termófilas necesarias para optimizar la actividad microbiana (Díaz Segredo 2022).

Las biopilas representan otra alternativa, consistente en mezclar suelos contaminados con suelos pretratados o suelo capa vegetal y disponerlos en pilas estratégicas. En estas estructuras, la biorremediación se logra mediante aireación forzada, control de humedad, nutrientes, temperatura,

oxígeno y pH. La aireación puede realizarse por vacío o presión positiva, y se complementa con la adición de nutrientes para maximizar la actividad microbiana. Esta técnica ha demostrado éxito en la remediación de sitios afectados por derrames de petróleo, al promover la biodegradación y mineralización de contaminantes orgánicos (Cota Ruiz et al. 2019). Cabe destacar que las biopilas se definen como procesos biológicos controlados donde el suelo contaminado se organiza en montículos, se estimula la microbiota autóctona y se mantienen parámetros críticos para asegurar su eficacia (Castro Rodríguez et al. 2022).

Finalmente, el bioventeo aerobio se aplica en suelos con baja oxigenación, insuflando aire u oxígeno para favorecer la biodegradación aeróbica de contaminantes. En casos necesarios, se añaden nutrientes o surfactantes para mejorar la disponibilidad de los contaminantes. Este método es particularmente útil en suelos afectados por combustibles, compuestos orgánicos volátiles (COV), semivolátiles (COSVs), pesticidas y herbicidas no halogenados, ya que acelera la descomposición de estas sustancias sin requerir excavación extensiva (Hernández Hernández 2020).

MÉTODOS DE ESTIMULACIÓN

La biorremediación se ha considerado como una técnica emergente, ecológica y sostenible debido a su simplicidad, rentabilidad y a la capacidad metabólica de los microorganismos para degradar los hidrocarburos de petróleo en el suelo. Para potenciar la eficiencia y efectividad de los procesos de biorremediación se utilizan métodos de estimulación, cuando los requerimientos lo demandan. Básicamente, puede llevarse a cabo de forma natural (atenuación natural) o potenciarse con la introducción de nutrientes o aditivos (bioestimulación) o microorganismos (bioaumentación) (Castro Rodríguez et al. 2022; Romero Silva et al. 2019).

La bioaumentación es una estrategia dirigida a incrementar el número de microorganismos por unidad de volumen o masa de residuos o sustrato en tratamiento (Oña & Gualoto 2022). Esto se logra, inyectando microorganismos en el sistema de tratamiento. Los microorganismos injectados deben haber sido obtenidos *in situ*. Cuando en la fuente no existe la cepa necesaria para la degradación de un contaminante específico o cuando la tasa de biodegradación de la cepa local es muy baja, se emplearán microorganismos aislados *ex situ* (Díaz Segredo 2022).

En condiciones controladas esta es una técnica práctica y económicamente efectiva para eliminar la contaminación por hidrocarburos. Los microorganismos deben estar presentes en suficiente cantidad y diversidad. También deben tener asegurados sus requerimientos esenciales para lo cual se controlan rigurosamente parámetros como: nivel de oxígeno, nutrientes inorgánicos, acceso al sustrato, agua y otras condiciones como pH, temperatura, salinidad y propiedades del contaminante (Bermúdez Acosta 2012).

En la bioestimulación se incrementa el potencial de degradación de las comunidades microbianas naturales del lugar, pero sin modificar la diversidad genética, proporcionando las condiciones ambientales adecuadas mediante el uso de enmiendas tales como adición de nutrientes, regulación de condiciones redox, cambio de pH, u otras condiciones diversas sobre las que se puede influir (Díaz Segredo 2022).

La adición de nutrientes, sustratos o tensoactivos que estimulen el crecimiento y la actividad metabólica de los microorganismos degradadores presentes en la zona impactada implica generalmente, el empleo de fertilizantes, suplementos y/o factores de crecimiento. También pequeñas cantidades de contaminantes pueden actuar como estimulante natural, pues activan los

operones que regulan la síntesis de las enzimas que intervienen en el proceso de biorremediación (Bermúdez Acosta 2012). También la mejora de las condiciones ambientales desde el punto de vista nutricional, ha demostrado ser una de las mejores soluciones en términos de facilidad y manejo. Además, la bioestimulación presenta una notable ventaja frente a otras alternativas, porque los microorganismos ya están adaptados a las condiciones del sitio (Castro Rodríguez et al. 2022).

El uso de biosurfactantes permite mejorar y acelerar los procesos de biorremediación ya que impulsan la biodisponibilidad de hidrocarburos por las sustancias tensoactivas producidas por bacterias que crecen en su presencia. Estos productos son compuestos anfifílicos capaces de intercalarse en las interfases aire-agua y aceite-agua, por lo que disminuyen la tensión superficial e interfacial y promueven cambios en la mojabilidad del petróleo en el suelo. Además, disminuyen la viscosidad del aceite, promoviendo su fluidización; debido a ello los compuestos hidrocarbonados son liberados, solubilizados y/o dispersados en la fase acuosa para ser atacados enzimáticamente por los microorganismos biodegradadores. Derivado de lo anterior, se logra una mejoría en las tasas de biodegradación (Díaz Segredo 2022; Castillo Campos 2022).

Los biosurfactantes son producidos a partir de diversas especies de bacterias, levaduras y hongos, ya sea extracelularmente o como parte de la membrana celular. Presentan varias ventajas respecto a los surfactantes químicos: pueden obtenerse a partir de fuentes baratas y autosustentables, desechos y subproductos industriales; son biocompatibles, estables a condiciones ambientales extremas, sus concentraciones micelares críticas son pequeñas, son altamente biodegradables y su toxicidad es baja. Al ser producidos por diversos microorganismos, los biosurfactantes se encuentran en una amplia variedad química y estructural. Entre los principales microorganismos productores de biosurfactantes se encuentran especies del género *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Rhodococcus*, empleados en la industria petrolera para tratar derrames de hidrocarburos y en la biorremediación de suelos (Castillo Campos 2022).

APLICACIÓN DE LA TÉCNICA DE BIORREMEDIACIÓN

En el mundo se ha utilizado ampliamente esta técnica para el tratamiento de residuos petrolizados, así lo demostró Martínez en una de sus investigaciones donde analizó el proceso de biorremediación aeróbica de un suelo contaminado con hidrocarburos de petróleo, en México, utilizando lodos residuales (biosólidos) de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas como fuente alternativa de macro y micronutrientes. Los resultados demostraron que los lodos residuales estimularon eficazmente los microorganismos nativos del suelo, acelerando la degradación de hidrocarburos (Martínez Prado et al. 2011).

Ferreira y otros profesionales evaluaron la biorremediación de un suelo brasileño tropical contaminado con residuos aceitosos intemperizados provenientes de la industria petrolera. Los investigadores probaron tres concentraciones iniciales de hidrocarburos totales de petróleo (HTP): 15,3, 19,0 y 29,2 g/kg de suelo, durante un período de 60 días. El proceso de biorremediación demostró ser efectivo, logrando tasas de biodegradación de 84 %, 72 % y 55 % respectivamente para las tres concentraciones evaluadas. Los resultados indicaron que la concentración inicial de HTP influyó inversamente en la eficacia de la biodegradación (Ferreira Do Nascimento, Santos Oliveira & Pessoa De França 2013).

En Cuba existe experiencia práctica acerca del manejo de suelos contaminados con hidrocarburos, destacándose acciones de biorremediación para el manejo de los residuos sólidos petrolizados

generados por la limpieza de tanques de almacenamiento, con resultados prometedores en el desarrollo de la técnica de Landfarming. En este sentido se aplica fundamentalmente la bioestimulación para mejorar las cargas de nitrógeno y fósforo necesarias para el proceso. En dicho proceso se demostró una degradación de G y A e HCT a 140 días de proceso con tasas de biodegradación del 86 % y 85 % respectivamente. La cuantificación de fracciones del petróleo: saturados, aromáticos y asfaltenos, en 180 días de tratamiento tasas del 76 %, 81 % y 80 %, en cada caso (Romero Silva, Sánchez Peralta & Fernández Rangel 2016).

La biorremediación se ha consolidado también como una estrategia efectiva para la recuperación de ecosistemas contaminados, tal es el caso de manglares. Sobre ello se realizó un estudio de aplicación de esta tecnología en un área de manglar en la cayería norte del centro de Cuba en el cual se evaluó un sedimento contaminado con petróleo en un manglar y se desarrolló una estrategia de recuperación mediante biorremediación aplicando las técnicas de bioaumentación y bioestimulación (Romero Silva et al. 2021).

Igualmente, otros residuos contaminados con hidrocarburos como cortes de perforación contaminados con diésel fueron tratados por un proceso de biorremediación mejorada, con acondicionadores orgánicos para su manejo y disposición final. El proceso se desarrolló a escala de campo empleando el método de bioestimulación. El seguimiento analítico se realizó mediante la medición de grasas y aceites, hidrocarburos totales según normas establecidas. La actividad microbiana se evaluó mediante la respirometría en suelos, con crecimiento exponencial entre 90 y 150 días. En la aplicación se logró una remoción superior al 70 % de los contaminantes y disminución del contenido de aromáticos en un 61 %. Además, no hubo toxicidad para la biota terrestre en el suelo tratado (Díaz Rodríguez et al. 2023).

Los estudios analizados demuestran la eficacia de la biorremediación en la degradación de hidrocarburos, con aplicaciones exitosas en suelos agrícolas, manglares y residuos contaminados con hidrocarburos, alineándose con políticas ambientales que priorizan la gestión responsable de recursos y la reducción de impactos ecológicos. No obstante, si bien existen reportes prometedores sobre la biodegradación de fracciones pesadas en contextos controlados, la literatura carece de estudios exhaustivos que evalúen la eficacia de las técnicas biológicas en matrices dominadas por asfaltenos, especialmente bajo condiciones ambientales variables. Esta limitación subraya la necesidad de profundizar en el desarrollo de protocolos adaptados, la optimización de biosurfactantes y la caracterización de consorcios microbianos especializados, con el fin de ampliar el alcance de la biorremediación hacia residuos asfálticos más complejos y garantizar su aplicabilidad a escala industrial. Bajo este contexto se considera una arista que puede ser explorada para fomentar las prácticas asociadas con la mayor efectividad e inclusión en los protocolos de gestión para estos residuos.

04 REFERENCIAS

Díaz Carrillo, A., "Programa de educación ambiental para la comunidad de trabajadores de la Planta de Asfalto PC-3 del municipio de Consolación del Sur". Tesis de Maestría. Universidad de Pinar del Río Hermanos Saíz Montes de Oca. Pinar del Río, Cuba. 2021. Disponible en: <https://rc.upr.edu.cu/handle/DICT/4063>

Rahmad, S., et al., "Assessment of metal leaching from rediset-polymer modified asphalt binder on groundwater and soil contamination". *Case Studies in Construction Materials* 2022, 16, p. 1-13 ISSN 2214-5095. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2022.e01108>

Martínez Prado, A., et al., "Biorremediación de suelo contaminado con hidrocarburos empleando lodos residuales como fuente alterna de nutrientes". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 2011, 27(3), p. 241-252 ISSN 0188-4999. Disponible en: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000300009

Victoria Palma, C., et al., "Modificación de asfalto con elastómeros para su uso en pavimentos". *AFINIDAD* LXXIII 2016, 574, p. 119-124. Disponible en: <https://files01.core.ac.uk/download/pdf/45665856.pdf>

Gumarova, Z.M., et al., "Transformation of the chemical properties of soils in the zone of influence of the asphalt concrete plant". *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 2022, 979, p. 1-6. Disponible en: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/979/1/012159>

ASIM, N., et al., "Wastes from the petroleum industries as sustainable resource materials in construction sectors: opportunities, limitations, and directions". *Journal of Cleaner Production* 2020, p. 1-45. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125459>

Centro de Estudios de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). "Reciclado de pavimentos asfálticos". ed. Ministerio de Fomento and Ministerio de Medio Ambiente 2015. Disponible en: <https://cdn.transportes.gob.es/portal-web-cedex/NR/26C518BE-1802-4803-82B1FBE634B03B03/119932/RECICLADODEPAVIMENTOSASFALTICOS.pdf>

Mendoza, J.F., E. Adame, O.A. Marcos. "Beneficios ambientales del reciclaje de pavimentos". Instituto Mexicano del Transporte 2020, 1(184), p. 1-2. Disponible en: <https://imt.mx/resumen-boletines.html?IdArticulo=504&IdBoletin=184>

Almusawi, A., et al., "Enhancing waste asphalt durability through cold recycling and additive integration". *Functional Composite Materials* 2024, 5, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s42252-024-00061-7>

Miranda Argüello, F. And J.P. Aguiar Moya. "Mezclas asfálticas con rap: pavimentos asfálticos reciclados". PITRA-LanammeUCR 2019, 10(1), p. 1-9. Disponible en: <https://www.lanamme.ucr.ac.cr/repositorio/bitstream/handle/50625112500/1421/Boletin%201%20Mezclas%20asf%C3%A1lticas%20con%20RAP.pdf?sequence=1>

Rojas Rojas, G., et al., "Modificación del asfalto con orujo de uva roja como material antioxidante". *Revista Infraestructura Vial / LanammeUCR* 2021, 23(41), p. 1-10 ISSN 2215-3705. Disponible en: <https://doi.org/10.15517/iv.v23i41.44419>

González Castro, C.A., J.C. Mulato, And J.D. Tellez. "Variación del envejecimiento del asfalto (60-70) debido a la inclusión de polvo de orujo producto de la cepa Cabernet Sauvignon, producido por la Industria Enológica". Tesis de grado. Universidad Católica de Colombia. 2015. Disponible en: <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/2972>

Guzmán Ortiz, D.V., et al., "Uso agregado de pavimento asfáltico reciclado para un pavimento rígido". Ingeniería, Investigación y Tecnología 2021, XXII(1) p. 1-11 ISSN 2594-0732. Disponible en: <https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2021.22.1.005>

Robles Godier, N.R And Cerna Llanos, W.A. "Diseño de mezclas asfálticas con pavimento reciclado para el mejoramiento mecánico en la carretera Lambayeque – Illimo". Tesis de grado. Universidad Señor de Sipán. Pimentel, Perú. 2024. Disponible en: <https://repositorio.uss.edu.pe/handle/20.500.12802/13134>

Joke, A., V.D.B. Wim, And B. Johan, "Review and environmental impact assessment of green technologies for base courses in bituminous pavements". *Environmental impact assessment review* 2016, 60, p. 129-147 ISSN 0195-9255. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.EIAR.2016.04.005>

Koshlaf, E. And A.S. Ball. "Soil bioremediation approaches for petroleum hydrocarbon polluted environments". *AIMS Microbiol.* 2017, 3(1), p. 25-49. Disponible en: <https://doi.org/10.3934/microbiol.2017.1.25>

Tapia Hinojosa, M.P. "Evaluación de la eficiencia de la remoción de hidrocarburos totales de lodos petrolizados empleando un procedimiento de oxidación química". Tesis de maestría. Escuela Politécnica Nacional. Quito, Ecuador. 2016. Disponible en: <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/15632>

Cota Ruiz, K., et al., "Biorremediación: actualidad de conceptos y aplicaciones". *Biotecnia* 2019, 21(1), p. 37-44 ISSN 1665-1456. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=672971082005>

Núñez, R., et al., "Biorremediación de la contaminación de petróleo en el mar". Cub@: Medio Ambiente y Desarrollo; Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente 2010, 19, p. 1-6 ISSN 1683-8904. Disponible en: <http://www.cmad.ama.cu/index.php/cmad/article/download/146/421>

Díaz Segredo, J.L., "Proyecto para el manejo de residuos sólidos petrolizados de la empresa de perforación y extracción de petróleo Majagua". Tesis de grado. Universidad de Moa. Universidad de Moa. Holguín, Cuba. 2022. Disponible en: <http://ninive.ismm.edu.cu/handle/123456789/4105>

Hernández Valencia, I., G. Navas, And C. Infante. "Fitoremedación de un suelo contaminado con petróleo extra pesado con *Megathyrsus maximus*". Revista Internacional de Contaminación Ambiental 2017, 33(3), p. 495-503. Disponible en: <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.03.12>

Castro Rodríguez, D.J., et al., "Despliegue de la función calidad para determinar los requisitos de diseño en biopilas experimentales a escala de banco, evaluadas como alternativa resiliente para la degradación de residuos petrolizados". Revista Chilena de Ingeniería 2022, 30(3), p. 439-454 ISSN 0718-3305. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052022000300439>

Hernández Hernández, D., "Biotratamiento a cortes de perforación contaminados con diésel". Tesis de grado. Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría. La Habana, Cuba. 2020.

Romero-Silva, R., et al., "*Bioremediation of soils contaminated with petroleum solid wastes and drill cuttings by Pleurotus sp. strains under different treatment scales*". bioRxiv 2019. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1101/588673>

Oña, T. And M. Gualoto. "La Biodiversidad al servicio del ambiente". Universidad Técnica del Norte. Ibarra, Ecuador. Ed UTN, 433 p. 2022. ISBN 978-9942-845-16-0. Disponible en: <https://dokumen.pub/biorremediacion-ambiental-la-biodiversidad-al-servicio-del-ambiente-1nbsped-9789942845160.html>

Bermúdez Acosta, J., "Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos a partir del uso de un consorcio bacteriano alóctono, en la zona costera de Punta Majagua". Tesis de maestría. Universidad Central Marta Abreu de las Villas. Cienfuegos, Cuba. 2012. Disponible en: <https://dspace.uclv.edu.cu/items/6852f24a-9bc7-4529-aedc-66162a061b49>

Castillo Campos, E., "Producción y evaluación de un biosurfactante para la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos". Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México. 2022. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.24275/uama.6738.9061>

Ferreira Do Nascimento, T.C., F.J. Santos Oliveira, F. Pessoa De França. "Biorremediación de un suelo tropical contaminado con residuos aceitosos intemperizados". Revista Internacional de Contaminación Ambiental 2013, 29(1), p. 21-28 ISSN 0188-4999 . Disponible en: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992013000100002

Romero Silva, R., C. Sánchez Peralta, D. Fernandez Rangel, "Biorremediación a lodos petrolizados generados de la limpieza de tanques". Cub@: Medio Ambiente y Desarrollo; Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente 2016, 30, p. 1-8 ISSN 1683-8904. Disponible en: <https://cmad.ama.cu/index.php/cmad/article/view/226/502>

Romero Silva, R., et al., "Estrategia de biorremediación en la recuperación de un ecosistema contaminado con petróleo". Infomin 2021, 13, p. 1-10. Disponible en: <https://infomin.edicionescervantes.com/index.php/i/article/view/200>

Díaz Rodríguez, Y., et al., "Aplicación en campo de la biorremediación mejorada a cortes de perforación contaminados con diésel". *Tecnociencia Chihuahua* 2023, XVII(1), p. 1-15 ISSN 2683-3360. Disponible en: <https://doi.org/10.54167/tch.v17i1.1146>

Conflictos de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

ORCID de los autores

[Grettell Ramos Barceló](https://orcid.org/0009-0007-6759-5677) https://orcid.org/0009-0007-6759-5677

[Yuletsis Díaz Rodríguez](https://orcid.org/0000-0002-0705-1439) https://orcid.org/0000-0002-0705-1439