

Acercamiento a los procesos de modelación de la calidad del agua en una subcuenca. Caso del río Virilla, Costa Rica

Approaching to water quality modeling processes in a subwatershed. The Virilla River case in Costa Rica

Abordagem dos processos de modelação da qualidade da água em uma sub-bacia. Caso do rio Virilla, Costa Rica

Rolando Sánchez-Gutiérrez¹ • Cinthya Gómez-Castro²

Received: *Nov/8/2019* • Accepted: *Mar/25/2020* • Published: *Jan/31/2021*

Resumen

Se realizó la implementación de un modelo de calidad del agua superficial, a través del cual se procuraba hacer un primer acercamiento a los procesos de modelado matemático como insumo para la gestión integrada de la cuenca media del río Virilla. El estudio se desarrolló específicamente en un tramo de 20 km que inicia en San Miguel de Santo Domingo y finaliza en San Antonio de Belén, se tiene como principal afluente el río Tibás y la inclusión de algunas descargas de aguas residuales provenientes de diversas actividades productivas. El enfoque que se utilizó fue cuantitativo, mediante el modelo MOHID Land con la aplicación de datos experimentales e históricos de las variables necesarias para el modelado. El modelo implementado es un programa numérico capaz de simular la dinámica existente entre agua-suelo y los procesos de transporte de solutos; en este caso, se eligió modelar la concentración de dos indicadores de calidad: el oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno. Los resultados obtenidos en la modelación presentaron un buen ajuste en contraste con los datos utilizados para la validación del modelo, los porcentajes de error obtenidos son calificados como muy buenos, buenos y satisfactorios, lo que en general se puede describir como un modelo aplicable. A pesar de esto, es necesario el desarrollo de una calibración más robusta que a su vez se acompañe de un análisis de sensibilidad. Es importante que en el nivel país exista una mayor diseminación del uso de esta herramienta para la gestión integrada del recurso hídrico, este estudio sirve como base para la futura modelación de otros parámetros fisicoquímicos del cuerpo de agua, así como la aplicación del mismo en otros ríos similares.

Palabras clave: Agua superficial; calidad del agua; modelación; MOHID Land; río Virilla

Rolando Sánchez-Gutiérrez, ✉ rolando.sanchez.gutierrez@una.ac.cr,  <https://orcid.org/0000-0002-5050-021X>
Cinthya Gómez-Castro, ✉ cgomez@esph-sa.com,  <https://orcid.org/0000-0002-0670-2500>

1 Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica

2 Apoyo al Desarrollo Empresarial, Empresa de Servicios Públicos de Heredia, Heredia, Costa Rica



Abstract

A surface water quality model was implemented as a first approach to mathematical modeling processes as an input for the integrated management of the middle basin of the Virilla River. The study was conducted in a 20 km-section covering from San Miguel de Santo Domingo to San Antonio de Belén, which is fed by the Tibás River as the main tributary and some discharges of wastewater resulting from various productive activities. The study used a quantitative approach and a MOHID Land model, as well as experimental and historical data of the variables needed for modeling. The model implemented is a numerical program that simulates the dynamics between water-soil and solute transport processes. For purposes of this study, two quality indicators, dissolved oxygen and biochemical oxygen demand, was the concentration modeled. The results obtained in the modeling presented a good adjustment in contrast to the data used for model validation; the error percentages obtained are rated as very good, good, and satisfactory, which can generally be described as an applicable model. Despite this, a more robust calibration needs to be developed along with a sensitivity analysis. There should be a greater dissemination of the use of this tool for the integrated management of water resources in the country. This study serves as a basis for the future modeling of other physicochemical parameters of water bodies, as well as its application in other similar rivers.

Keywords: Surface water; water quality; modeling; MOHID Land; Virilla River

Resumo

Foi realizada a implementação de um modelo de qualidade das águas superficiais, por meio do qual se buscava fazer uma abordagem inicial nos processos de modelação matemática como insumo para a gestão integrada da bacia média do rio Virilla. O estudo foi realizado especificamente em uma seção de 20 km que começa em San Miguel de Santo Domingo e termina em San Antonio de Belén, cujo principal afluente é o rio Tibás e a inclusão de algumas descargas de efluentes provenientes de várias atividades produtivas. A abordagem utilizada foi quantitativa, utilizando o modelo MOHID Land com a aplicação de dados experimentais e históricos das variáveis necessárias para a modelação. O modelo implementado é um programa numérico, capaz de simular a dinâmica existente entre água-solo e os processos de transporte de solutos; nesse caso, optou-se por modelar a concentração de dois indicadores de qualidade: o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. Os resultados obtidos na modelação apresentaram um bom ajuste em contraste com os dados utilizados para a validação do modelo, e as porcentagens de erro obtidas são classificadas como muito boas, boas e satisfatórias, que, de modo geral, podem ser descritas como um modelo aplicável. Apesar disso, é necessário desenvolver uma calibração mais robusta acompanhada de uma análise de sensibilidade. É importante, em nível nacional, haver uma maior disseminação do uso dessa ferramenta para a gestão integrada dos recursos hídricos, e que este estudo sirva de base para a futura modelação de outros parâmetros físico-químicos do corpo d'água, bem como sua aplicação em outros rios semelhantes.

Palavras-chave: Água superficial; qualidade da água; modelação; MOHID Land; rio Virilla.



INTRODUCCIÓN

Los ríos son un recurso natural muy importante, cuya calidad es amenazada debido a la explotación que actividades antrópicas ejercen para satisfacer las necesidades económicas y de desarrollo social a través de usos como; aprovechamiento para consumo, uso industrial, generación eléctrica, irrigación, recreación, navegación y descarga de aguas residuales municipales e industriales (Teodosiu *et al.*, 2016; Mena-Rivera *et al.*, 2018). La contaminación del recurso hídrico se ha convertido en un grave problema en el nivel mundial, es por esto que la calidad de los cuerpos de agua superficial representa un aspecto de gran relevancia que debe ser objeto fundamental de estudio (Ha, P. T. T. *et al.*, 2017; Slaughter, Hughes, Retief y Mantel, 2017). Estimaciones revelan que cerca del 40 % de la población no tiene acceso a servicios de saneamiento y el mayor impacto lo sufren los países que se encuentran en vías de desarrollo; en estos, aproximadamente el 90 % de las aguas residuales son descargadas sin ningún tipo de tratamiento a los ríos, lagos o zonas costeras, (Langergraber y Muellegger, 2005).

En Costa Rica el saneamiento de aguas residuales presenta un serio rezago y existen pocos recursos destinados a la inversión en el fortalecimiento de infraestructura para este (Ballester y Reyes, 2006; Bower, 2014); actualmente un 76 % de los hogares utiliza tanques sépticos como sistema de tratamiento y solo un 22 % posee conexión al alcantarillado o cloacas, siendo tratados antes de su vertido a un cuerpo receptor apenas el 8.2 % de los residuos líquidos domiciliarios (Herrera-Murillo, 2017; Mena-Rivera *et al.*, 2018). La Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales desarrollada en el 2016 pretende para el

2045 un manejo seguro de las aguas residuales (AyA, MINAE, MS 2016); no obstante, esto representa un gran desafío ya que los avances en saneamiento son pocos y en la actualidad el río Virilla, perteneciente a la cuenca del río Grande de Tárcoles, recibe los efluentes de aproximadamente el 67 % de la carga nacional de alcantarillado sanitario (Herrera-Murillo, 2017; Calvo-Brenes y Mora-Molina, 2012).

La alteración de características, físicas, químicas y microbiológicas del agua pueden ser debidas a las actividades naturales o antropogénicas; sin embargo, varios estudios han demostrado que esta última fuente es la principal causa de contaminación de aguas superficiales en zonas urbanas y que además existe una fuerte correlación con el aumento poblacional (Barrenha *et al.*, 2018; Calvo-Brenes y Mora-Molina, 2007; da Rocha *et al.*, 2018; Hofstra y Vermeulen, 2016; Lee *et al.*, 2017). Los efluentes de aguas residuales provenientes de procesos industriales, agrícolas y de los hogares, aportan gran cantidad de sustancias como fosfatos, nitratos, fertilizantes, pesticidas, metales pesados y materia orgánica (Calvo-Brenes y Mora-Molina, 2012; Álvarez-Cabria, Barquín y Peñas, 2016). Este tipo de contaminantes deterioran la calidad del agua y disminuyen la capacidad de autodepuración natural del río por lo que la evaluación del tipo, cantidad y variación temporal-espacial de estos contaminantes es de suma importancia, aunque las labores de monitoreo son costosas y existen ciertas limitaciones debido a los diversos procesos y fenómenos complejos que ocurren en estos ambientes, por ejemplo, la eutrofización, sedimentación, entre otros (Lee *et al.*, 2017; Taka, Aalto y Luoto, 2015; Valcárcel *et al.*, 2010).

Para evaluar la calidad en cuerpos de agua superficial, existen modelos matemáticos de simulación que mediante una serie



de sistemas de ecuaciones diferenciales o de derivadas parciales, proporcionan un valor de la concentración de contaminantes y otros indicadores en función del tiempo; esto se logra a través del manejo de las expresiones matemáticas que representan los diferentes componentes físicos, químicos y biológicos referentes a la calidad del agua. Estos modelos integran los mecanismos de transporte, su interacción con otros medios y los ciclos biológicos; a su vez deben ser una representación aproximada del sistema real y contener el mayor número de aspectos importantes del mismo, por ejemplo, caudales, relieve, geografía, clima, entre otros; sin que el grado de complejidad haga difícil su comprensión y aplicación (Benedini y Tsakiris, 2013; Holguín-González, 2014).

Actualmente las técnicas de modelación o simulación matemática de la calidad del agua, son herramientas muy importantes y ampliamente utilizadas en el nivel mundial, en el manejo integrado del recurso hídrico, una de las razones primordiales es que, a diferencia de los sistemas de monitoreo convencionales, los modelos matemáticos pueden brindar mayor cantidad de información en tiempo y espacio (Benedini y Tsakiris, 2013). Otro aspecto importante es que mediante la modelación se pueden reproducir una serie de eventos, con el propósito de evaluar escenarios derivados de las medidas de manejo implementadas dentro de los límites de la cuenca a estudiar (Nguyen, Keupers y Willems, 2018; Trolle *et al.*, 2014).

La importancia de la modelación de calidad para aguas superficiales ha incrementado en los últimos años ya que brinda proyecciones del estado de degradación ambiental de estos ecosistemas; además es una herramienta que brinda datos para establecer acciones dirigidas a la restauración y conservación del recurso, lamentablemente

en Costa Rica son pocos los estudios que han utilizado modelos para evaluar la calidad de aguas superficiales en función de la implementación de medidas de saneamiento, este estudio presenta un caso de aplicación para la implementación de un modelo de la calidad del agua en el río Virilla como insumo para la gestión integrada del recurso.

METODOLOGÍA

La investigación realizada es del tipo exploratoria con un enfoque cuantitativo en la que se realizó un acercamiento a los procesos de modelación matemática de la calidad del río Virilla, a través de la implementación del modelo MOHID Land, perteneciente a los sistemas MOHID Modelling Systems.

Descripción del área de estudio

El estudio se desarrolló en el sector medio de la subcuenca del río Virilla, específicamente entre los cantones Heredia, Belén, Santo Domingo y San Isidro de la provincia de Heredia. El modelo matemático de calidad de agua se implementó en un sector de aproximadamente 20 km del río Virilla, que inicia en San Miguel de Santo Domingo y finaliza en San Antonio de Belén, que tiene como principal afluente en ese tramo el río Tibás (Figura 1). Esta investigación se desarrolló en paralelo con los estudios de calidad de agua realizado por Mena-Rivera *et al* (2018), en los que se monitoreó la calidad del agua en 8 sitios de muestreo con una periodicidad bimensual desde octubre 2014 hasta marzo 2016, en la Figura 1 se muestra la ubicación de los sitios de monitoreo en el área de estudio.

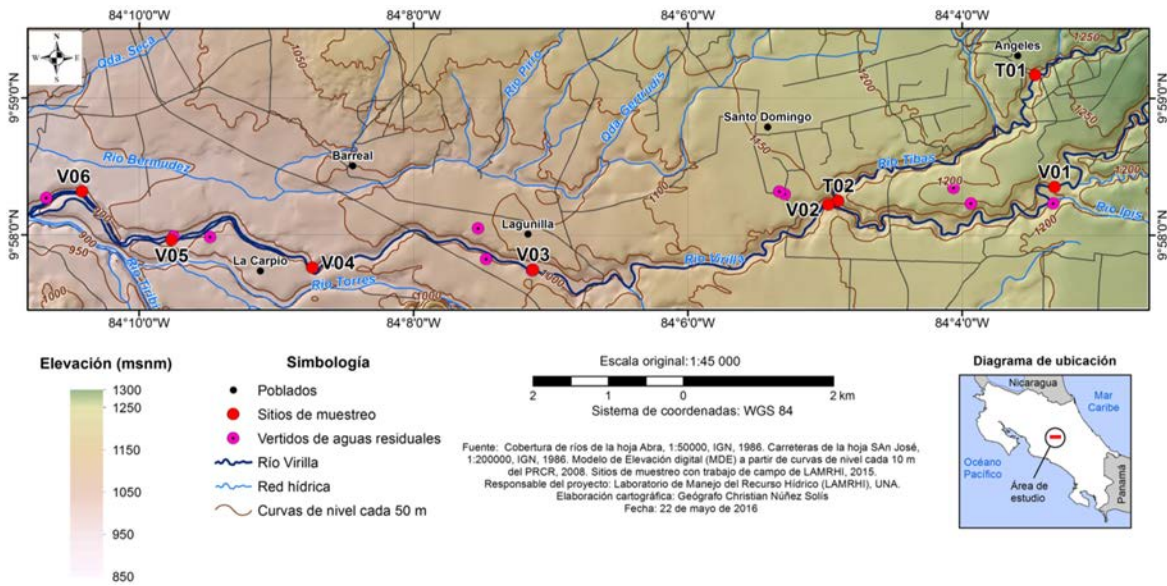


Figura 1. *Ubicación del área de estudio.*
 Fuente: Incluida en la imagen (LAMRHI-UNA,2016)

Esta zona es de especial importancia ya que se encuentra dentro del alcance del proyecto de Saneamiento Ambiental de la Provincia de Heredia e incluye la ubicación de la futura descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales (entre V04 y V05), por lo que al contar con una línea base de la condición del río, se podrá modelar escenarios futuros sobre algunos parámetros de calidad antes y después de la puesta en marcha de la planta de tratamiento de aguas residuales que se construirá en la zona.

Definición e implementación del modelo

MOHID Land es parte del sistema de modelación MOHID Modelling System, el modelo está física y espacialmente distribuido hasta en tres dimensiones, utiliza el enfoque de volumen finito para hacer los cálculos de las variables de estado y flujos a modelar, basándose en etapas de tiempo variables y en ecuaciones para balance de masa y momento (Epelde *et al.*, 2016).

Es un programa numérico capaz de simular la dinámica existente entre agua-suelo y los procesos de transporte de solutos; cuenta con una hidrodinámica robusta, el diseño de modelo permite simular de manera completa diversos procesos que ocurren en cuencas hidrográficas, lo que incluye procesos de evaporación, intercepción en follaje, evapotranspiración, crecimiento vegetal, escorrentía superficial, interacción con el medio poroso y otros relacionados con la calidad del agua (Barreto *et al.*, 2009; Brito *et al.*, 2015; Simonisei *et al.*, 2016). La implementación del modelo para la zona de estudio se llevó a cabo en varias etapas, en la Figura 2 se muestra un diagrama de flujo de las principales actividades asociadas.

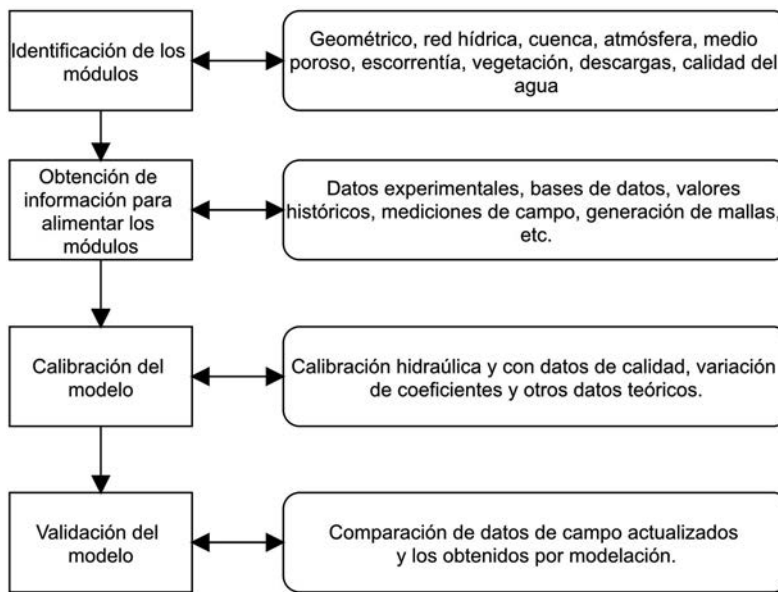


Figura 2. Diagrama de flujo de las principales actividades asociadas a la implementación del modelo MOHID-Land para la zona de estudio.

Fuente: propia del estudio

El modelo está constituido por una serie de módulos que integran gran cantidad de información para generar el modelaje matemático, se estudiaron las características básicas de cada módulo definido en la Figura 2; el objetivo fue identificar las necesidades de información para el adecuado funcionamiento del modelo, entre ellas destacan: discretización espacial-temporal, características hidráulicas e hidrológicas de la cuenca, descargas en el tramo de estudio, variables de calidad de agua, usos de suelo, tipos de vegetación, coeficientes de rugosidad, coeficiente de escorrentía, índice de evapotranspiración y precipitación. Esta información fue obtenida tanto de fuentes primarias (mediciones de campo y resultados de análisis de laboratorio) y fuentes secundarias (bases de datos, literatura científica, datos históricos de estaciones meteorológicas, etc.).

Módulo Geometry

El modelo se discretizó espacialmente para las tres dimensiones y temporalmente para régimen estacionario; se establecieron 10 capas con un espesor de 0.5 m cada una. La topografía del área de estudio se obtuvo del Modelo Digital de Elevación (MDT) de la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio de los Estados Unidos de América (NASA), el MDT fue producido mediante la recolección de imágenes satélites de ASTER y otras fuentes de información como Shuttle Radar Topography Mission.

La información está referenciada en coordenadas geográficas, cuyo Datum es el elipsoide WGS84 y se extrae en formato de puntos xyz. Posteriormente se generó la malla (GRID) con espaciamiento en x-y 0.001 m, el GRID en conjunto a los datos del MDT generan la malla de modelación con elevaciones asociadas (GRID DATA).

Módulo Drainage Network y Basin

La red hídrica se estableció en conjunto con la definición de la cuenca. Se tomó como punto de salida el sitio V05, lo que implica un área de drenaje de 1.000.000 m². En la Figura 3 se muestra la cuenca y red hídrica modelada.

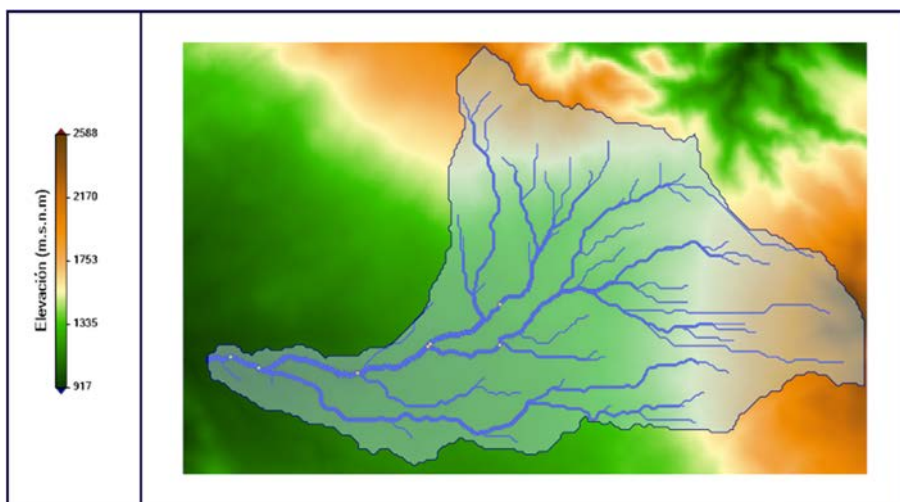


Figura 3. Cuenca y red de drenaje simulada.
Fuente: propia del estudio

La sección del río se definió de acuerdo con el orden de Strahler, se establecieron cuatro secciones transversales. En este método el primer orden representa las quebradas donde su aporte de caudal se da solamente por escorrentía, los órdenes aumentan conforme se intersecan las quebradas (Epelde *et al.*, 2016).

Módulo Atmosphere

La precipitación es un aspecto muy importante ya que es el factor determinante para el insumo de agua en el modelo; se utilizaron los datos históricos (1998-2015) de temperatura y precipitación de la estación del Instituto Meteorológico Nacional ubicada en Santa Lucía de Heredia (IMN-SL).

Módulo Run Off, Porous Media y Vegetation

Estos módulos permiten considerar dentro del modelo, la permeabilidad de los suelos y la escorrentía que se genera en la cuenca, además, el módulo de vegetación simula la interacción del agua con la vegetación de la cuenca, principalmente por

fenómenos de cobertura y absorción debido a raíces. Para la obtención de esta información se consultaron los trabajos de Chow (1959), Ortiz (2009) y Scho-sinski (2006) los cuales reúnen los datos necesarios para conformar estos módulos. Es importante destacar que la informa-

ción debe ser concordante según los tipos de uso de suelo existente en la zona para lo cual se validó con la información recopilada en el estudio de Mena *et al* (2018).

Módulo Water Quality y Discharges

Se simula la evolución de las propiedades del agua a través del enfoque Euleriano, al incluir los procesos de transporte de solutos debido a la difusión y advección; las descargas provenientes de otros ríos y procesos antropogénicos, así como procesos importantes que modifican la calidad del agua, por ejemplo: la interacción con sedimentos, reaireación superficial, sedimentación de material particulado, entre otros (Barreto *et al.*, 2009). Actualmente es posible simular hasta 24 parámetros de calidad del agua, no obstante, como un primer acercamiento se modelaron los parámetros de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno.

Las principales fuentes de la investigación para estos módulos fueron los resultados de calidad del agua publicados por Mena-Rivera *et al.*, (2018), Camacho (2003) y el levantamiento de información



relativa a los vertidos de aguas residuales al río Virilla, por diversas actividades productivas (Ministerio de Salud, 2014). En esta última fuente no se contaba con los datos de oxígeno disuelto para los efluentes descargados; no obstante, según la averiguación de Amand y Carlsson (2012); Hreiz, Lati-fi y Roche (2015) y Chan *et al* (2009); se utilizó un valor constante de 2.25 mg/L O₂ para la concentración de este parámetro en las aguas residuales.

Calibración y validación del modelo

El enfoque de calibración manual basado en la “prueba y error” ha sido comúnmente utilizado en diferentes estudios de modelación (Epelde *et al.*, 2016; Moriasi *et al.*, 2007; Vázquez *et al.*, 2002), ya que permite identificar los parámetros o componentes de mayor sensibilidad en el modelo. En este estudio la calibración se realizó mediante el ajuste manual de los indicadores de entrada al modelo, de manera que los resultados simulados fueran cercanos a los datos de calibración. Por su parte, la validación corresponde al proceso que busca cuantificar, con algún índice, evaluación estadística o técnica gráfica, la confiabilidad con la que el modelo es capaz de predecir resultados (Moriasi *et al.*, 2007). Para el presente estudio, se utilizaron los datos de caudal desde 1997 al 2016 en los sitios V01, V03 y V05, mientras que para la validación de la calidad de agua (OD y DBO) se utilizaron los datos de Mena-Rivera *et al* (2018), que evalúa el ajuste de los resultados a través de análisis gráfico para la comparación contra los límites determinados por la desviación estándar del conjunto de datos y el porcentaje de error obtenido respecto a los valores promedio.

ANÁLISIS Y RESULTADOS

Módulo Drainage Network y Basin

La información utilizada para definir las secciones transversales y los promedios de caudal fue obtenida de Camacho (2003), del levantamiento topográfico de la estación 24-27 del Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) y de los estudios de calidad del agua realizados por Mena-Rivera *et al* (2018), del 2014 al 2016 en la zona de estudio. La distribución de los valores de caudal en los sitios, V01, V03 y V05 se muestra en la Figura 4.

Módulo Atmosphere

La estación Santa Lucía del Instituto Meteorológico Nacional sirvió como base para la consulta de las variables más importante para este módulo, en la Tabla 1 se muestran los datos utilizados, estos corresponden al periodo comprendido de 1998 al 2015, es importante resaltar que esta información es de alta relevancia ya que corresponde al principal insumo para el flujo hídrico del modelo, además las variables de temperatura, evapotranspiración y temperatura del aire, influyen de manera directa en los procesos ejecutados por otros módulos.

Tabla 1. Valores de las variables hidrometeorológicas utilizadas en el Módulo Atmosphere

| Variable | Promedio |
|----------------------------------|----------|
| Precipitación (mm/h) | 0.26 |
| Temperatura aire (°C) | 21 |
| Humedad (%) | 79 |
| Evapotranspiración potencial (%) | 30 |

Nota: Elaboración propia con datos de Instituto Meteorológico Nacional (2015) y UNESCO (2007).

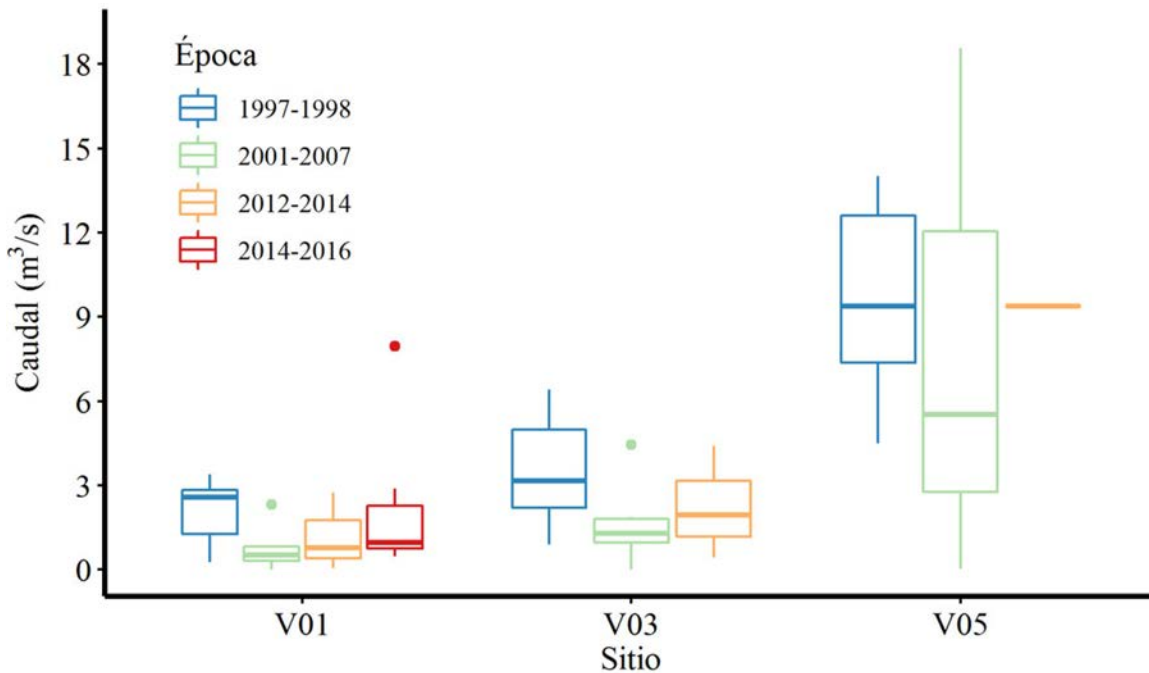


Figura 4. Caudales de algunos sitios de muestreo en la zona de estudio.
 Extraído de: Camacho (2003), Mena-Rivera et al (2018) e ICE (2012)

Módulo Run Off, Porous Media y Vegetation

El trabajo expuesto por Ortiz (2009), sirvió como base para la obtención de información relativa a los tipos y usos de suelo en la zona de estudio; además según Chow (1959), se asociaron los coeficientes de rugosidad e impermeabilidad diferenciados para cada uso de suelo; mientras que el trabajo de

Schosinski (2006), fue utilizado como base para determinar la profundidad de las raíces de cada tipo de cobertura vegetal. En la Tabla 2 se muestran las coberturas de suelo identificadas, los diferentes factores de impermeabilidad y de rugosidad asociados; un valor de impermeabilización de 0 permite que exista infiltración mientras que un valor de 0.5 permite que exista un 50 % de ella.

Tabla 2. Asignación de los coeficientes de impermeabilidad y rugosidad de acuerdo con el tipo de cobertura de suelo

| Cobertura | Descripción | Coeficientes | | Profundidad de raíces (m) |
|-------------------|---|-----------------|-----------|---------------------------|
| | | Impermeabilidad | Rugosidad | |
| Bosque secundario | Bosque y pasto. Buena condición hidrológica. | 0 | 0.080 | 2 |
| Café | Cultivos | 0 | 0.035 | 1 |
| Forestal | Bosque. Buena condición hidrológica. | 0 | 0.100 | 3 |
| No forestal | Espacios abiertos en buenas condiciones (Cobertura de pasto > 75 %) | 0 | 0.060 | 0.8 |



| Cobertura | Descripción | Coeficientes | | Profundidad de raíces (m) |
|---------------------|--|-----------------|-----------|---------------------------|
| | | Impermeabilidad | Rugosidad | |
| Plantación forestal | Bosque y pasto. Buena condición hidrológica. | 0 | 0.100 | 1 |
| Uso urbano | Zonas urbanizadas e industrial | 0.5 | 0.020 | 0.5 |
| Agua | Ríos y quebradas | NA | 0.030 | 0 |

Nota: Elaboración propia con la información recopilada de [Ortiz \(2009\)](#), [Schosinki \(2006\)](#) y [Chow \(1959\)](#).

Módulo Water Quality y Discharges

Se utilizaron los valores de calidad de agua reportados por [Mena-Rivera et al \(2018\)](#), se eligieron como base los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y el oxígeno disuelto (OD) (Figura 5), además se utilizó el valor promedio de temperatura reportado por el estudio (19.80 ± 2.85 °C) con el objetivo de alimentar las ecuaciones del modelo que simulan procesos dependientes de esta variable; mientras que los datos de ubicación, caudal, y parámetros de calidad de las descargas identificadas se muestran en la Tabla 3.

En la Figura 5, se observa una tendencia a la disminución en la cantidad de oxígeno disuelto y un aumento del DBO, esta correlación

inversa a pesar de ser baja, es significativa ($\rho = -0.34$, $p < 0.05$); lo cual concuerda con otros estudios realizados en ríos de Costa Rica, al indicar a su vez, que existe una desmejora en la calidad fisicoquímica del agua ([Calvo-Brenes y Mora-Molina, 2012](#); [Mena-Rivera et al., 2017](#)); en este caso particular, que considera la ubicación de los puntos de muestreo expuestos en la Figura 1, esta tendencia puede explicarse debido a que conforme disminuye la altitud de los sitios de muestreo, existe mayor cantidad de asentamientos urbanos, industrias y puntos de vertido de agua residuales sobre el río Virilla. Las líneas puntuadas que se muestran en las Figuras 5a y 5b, representan los valores promedio para cada una de estas variables, siendo el dato promedio con el cual se alimentó el modelo.

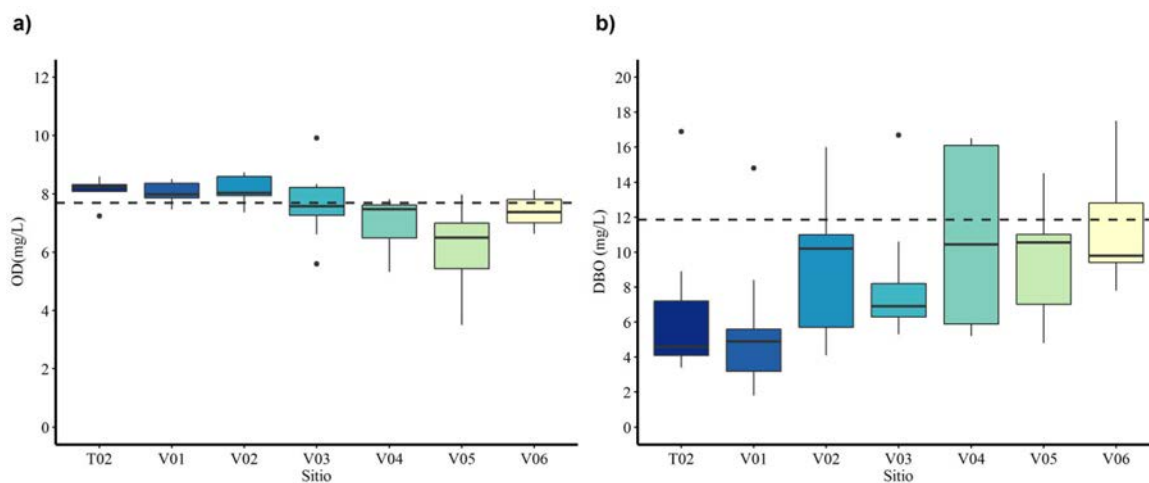


Figura 5. Concentraciones para los parámetros de calidad incluidos en módulo de Water Quality (a. Oxígeno disuelto, b. Demanda bioquímica de oxígeno).

Extraído de: [Mena et al \(2018\)](#).



Tabla 3. Ubicación, caudal y parámetros de calidad de las descargas identificadas

| Tipo de Actividad | Latitud | Longitud | Temperatura (°C) | Caudal (x10 ⁻³ m ³ /s) | S.S.T (mg/L) | DBO (mg/l) |
|---|-------------|--------------|------------------|--|--------------|------------|
| Fabricación de productos para alimentos | N 9° 58'03" | O 84° 07'32" | 27.4 | 0.61 | 74.9 | 236.2 |
| Beneficio de café | N 9° 58'14" | O 84° 03'20" | 24.9 | 0.89 | 84.2 | 166.2 |
| Red de alcantarillado sanitario | N 9° 57'45" | O 84° 07'08" | 24.6 | 38 | 43.7 | 83.0 |
| Condominio residencial | N 9° 58'06" | O 84° 03'58" | 11.8 | 0.15 | 8.6 | 1.3 |
| Centro comercial | N 9° 58'18" | O 84° 05'17" | 18.5 | 0.17 | 12.1 | 40.0 |
| Venta de combustibles | N 9° 57'49" | O 84° 05'20" | 16.2 | 0.36 | 4.6 | 12.0 |
| Fabricación de lozas | N 9° 57'50" | O 84° 07'28" | 24.5 | 0.18 | 15.5 | 21.5 |
| Tratamiento y disposición de residuos sólidos | N 9° 57'59" | O 84° 09'29" | 27.7 | 1.4 | 38.3 | 98.7 |
| Enseñanza primaria y secundaria | N 9° 58'14" | O 84° 03'56" | 25.0 | 1.0 | 22.0 | 15.0 |
| Fabricación de agregados asfálticos | N 9° 58'16" | O 84° 10'41" | 24.0 | 35 | 31.0 | 120 |
| Red de alcantarillado sanitario | N 9° 58'03" | O 84° 07'59" | 27.0 | 1.0 | 33.0 | 32.0 |

Nota: Elaboración propia con datos recopilados en el estudio a través de la autoridad reguladora (Ministerio de Salud, 2014); S.S.T: Sólidos Suspendedos Totales, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

En estudios realizados por Formica *et al.* (2015), se demostró que la inclusión de las fuentes puntuales y difusas de contaminación antropogénica a un cuerpo de agua, mejoran el ajuste de los valores modelados respecto a los valores medidos, considerando lo anterior, se incluyeron los valores presentados en la Tabla 3 ya que se pretendía representar el impacto que estas descargas ejercían sobre la calidad del agua en el río Virilla, considerando que con estas existe una representatividad adecuada en relación a las diversas actividades que se desarrollan en la zona de estudio.

Calibración

La calibración hidráulica del modelo se realizó utilizando los caudales de 1997-1998, pues corresponden al periodo que

cuenta con mayor cantidad temporal y espacial de valores (Figura 4). Aunado a esto, la distribución estadística de los datos no presentó diferencia significativa ($F=1.16$, $p=0.314$) respecto a los medidos en el periodo 2014-2016 para V01, por lo tanto, se utiliza los caudales de los puntos V01, V03 y V05 del estudio de Camacho (2003) para realizar la calibración del caudal (tabla 4).

Según Epelde *et al.* (2016), los sistemas de modelado numérico completamente distribuido en diferentes módulos (como el caso de MOHID), no requieren calibración, sin embargo, este mismo autor y los estudios realizados por Vázquez *et al.* (2002), demuestran que estos modelos usualmente son calibrados con el objetivo de mejorar los resultados, debido a factores como la resolución de las mallas en el modelo geométrico y las incertidumbres de las fuentes de datos.

Se utilizó el método de calibración manual basado en el enfoque de prueba y error, que obtiene diferentes simulaciones y resultados de modelación de acuerdo con los

Tabla 4. Caudales observados para el periodo 1997-1998.

| Sitio | V01 | V03 | V05 |
|----------------------------|---------------|---------------|----------------|
| Caudal (m ³ /s) | 2.246 ± 1.093 | 3.822 ± 2.047 | 10.153 ± 3.707 |

Nota: Elaborado con los datos de Camacho (2003).

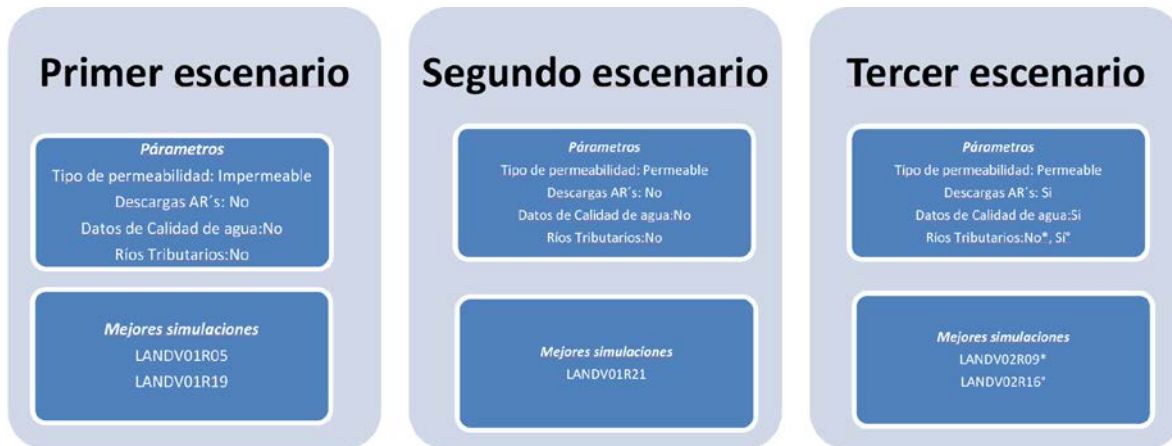


Figura 6. Escenarios y simulaciones realizadas para la calibración del modelo.

Fuente: propia del estudio

módulos que se integraban en el modelo, el primer escenario de simulaciones considera los módulos base (Geometry, Atmosphere, Drainage Network, Basin) y el Run Off, el segundo escenario incorpora los módulos Porous Media y Vegetation, finalmente el tercer escenario integra los módulos Water Quality y Discharges. En la Figura 6 se muestra el flujo de trabajo utilizado para la

calibración del modelo numérico a través de la evaluación de sensibilidad de cada módulo y las variables de las condiciones de cuenca que se calibraron, a saber: el coeficiente de Manning de la cuenca, el coeficiente de Manning del río, el contenido de agua saturada en el suelo y el número de curva utilizado para escorrentía; se eligieron las simulaciones que brindaron mejores resultados para hacer la comparación y discusión de estos.

En la Figura 7 se muestran los resultados obtenidos en las simulaciones para la calibración del modelo con base al caudal. Las diferencias entre la simulación LANDV01R05 y LANDV01R19 del primer escenario, corresponden al efecto de utilizar un coeficiente de Manning variable de acuerdo al uso del suelo en la cuenca, lo que

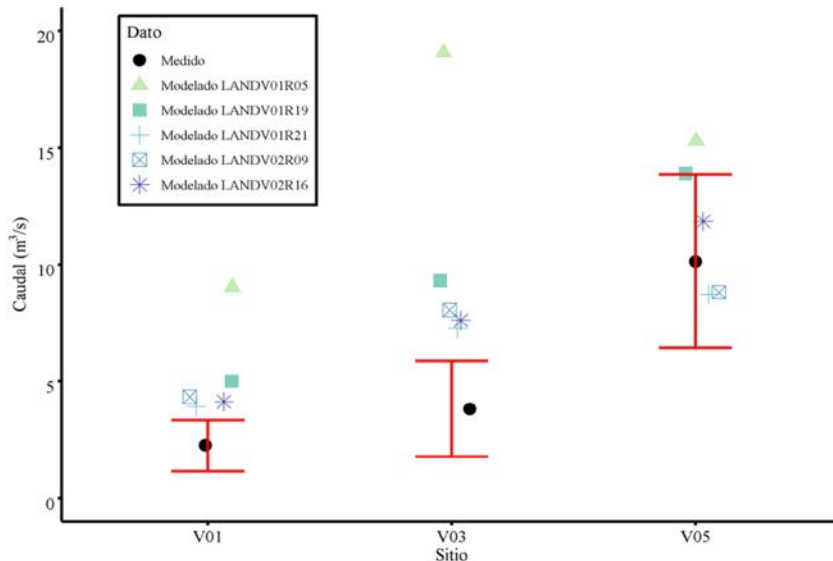


Figura 7. Simulaciones realizadas para la calibración del modelo integrando diversos módulos y variando parámetros hidrológicos e hidráulicos de la cuenca.

Fuente: propia del estudio



evidencia que este parámetro es sensible en el modelo, pues permite disminuir los caudales en los tres puntos de control, haciéndolo de manera más significativa en los puntos V01 y V03 ya que en la zona de V05 el coeficiente de Manning es mayor; este coeficiente se relaciona con la rugosidad del medio por donde fluye el agua y a su vez es parte de la ecuación que determina la velocidad del líquido, específicamente, tiene una relación inversa con la velocidad y por ende con el caudal (Chow, 1959).

Las diferencias con la simulación LANDV01R21 se deben a la incorporación del factor de permeabilidad, al demostrar que este factor también es relevante debido a que se observa una disminución en el caudal y a su vez un acercamiento a los valores de calibración; este comportamiento es predecible ya que se está habilitando la capacidad natural del suelo de infiltrar la precipitación al generar un menor aporte por escorrentía. De las simulaciones obtenidas bajo el segundo escenario, LANDV01R21 presentó los mejores resultados, sirviendo como base para realizar las simulaciones del tercer escenario; en la Figura 8 se muestra la variación en toda la zona de estudio para los factores modificados en los primeros dos escenarios.

Los resultados obtenidos en el caudal LANDV02R09 son debidos a la modificación en el coeficiente de Manning para el río, pasando de utilizar 0.030 a 0.040; además de la utilización de un número de curva variable de acuerdo con el uso del suelo. El coeficiente de Manning utilizado es recomendado por Camacho (2003), justificando este valor como típico para los ríos encañonados y de características montañosas, típicos de la cuenca del río Grande de Tárcoles, sin embargo, los resultados obtenidos no muestran variaciones significativas, lo que implica que los factores variados son poco sensibles en el modelo.

Finalmente, los resultados obtenidos para la simulación LANDV02R16, son producto de modificaciones en el coeficiente theta de saturación, este factor determina la cantidad de agua que puede ser infiltrada y utilizada en la transpiración de las plantas, así como la cantidad que fluye hacia los ríos como caudal base, no obstante, no se observan variaciones significativas para los primeros dos sitios de control, únicamente para el sitio V05 donde aumenta el caudal. A pesar de que en ninguna simulación se logró obtener valores de caudal que coincidieran con el rango de calibración para los 3 sitios de control; se toma la simulación LANDV02R16 como el mejor escenario ya que incorpora la

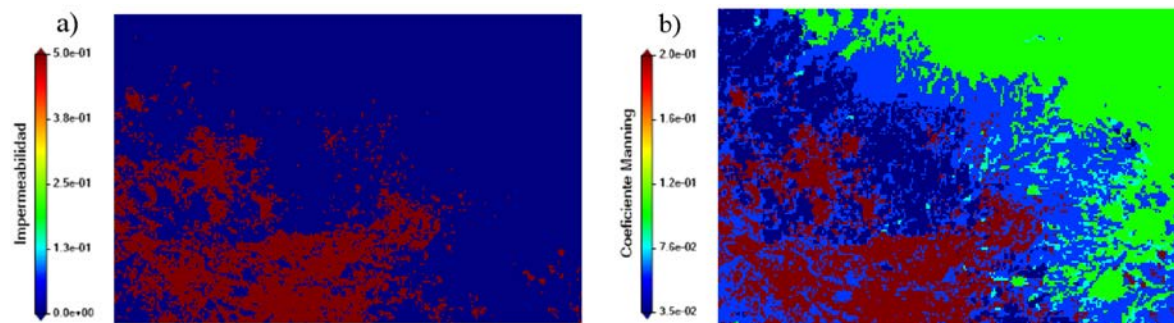


Figura 8. Variación del coeficiente de permeabilidad (a) y coeficiente de Manning en la cuenca (b).

Fuente: propia del estudio



mayor cantidad de factores que fueron sujetos de calibración, además es el que simula los resultados con una tendencia paralela a los valores de calibración y al menos en el último punto de control el valor simulado se encuentra dentro del rango de calibración.

Validación

En el tercer escenario se incorporaron los módulos de descargas, calidad de agua y ríos tributarios con el objetivo de validar

los resultados simulados contra los parámetros de calidad de agua medidos en el estudio de [Mena-Rivera et al \(2018\)](#). La validación del modelo requiere ser descrita mediante un conjunto de indicadores que provea información en relación con la bondad de ajuste de los datos modelados con los datos medidos, es recomendable realizar una integración de técnicas gráficas y de estimadores cuantitativos con el objetivo de visualizar el comportamiento de los datos y a la vez calificar el desempeño del método contra valores estandarizados ([Moriassi et al., 2007](#)).

En la Figura 9 se muestra el ajuste de los datos modelados en comparación contra los rangos determinados por la desviación estándar del conjunto de datos medidos, para ambas variables se puede deducir que existe un buen ajuste de los resultados obtenidos por el modelo con las mejores dos simulaciones; no obstante, en la Figura 10 se muestra la comparación de los resultados obtenidos respecto al porcentaje de error, observándose que la simulación LANDV02R16 presenta los mejores resultados, lo que resalta la importancia y complementariedad de realizar el proceso de validación de manera simultánea con técnicas gráficas y estadísticas ([Fonseca et al. 2014](#))

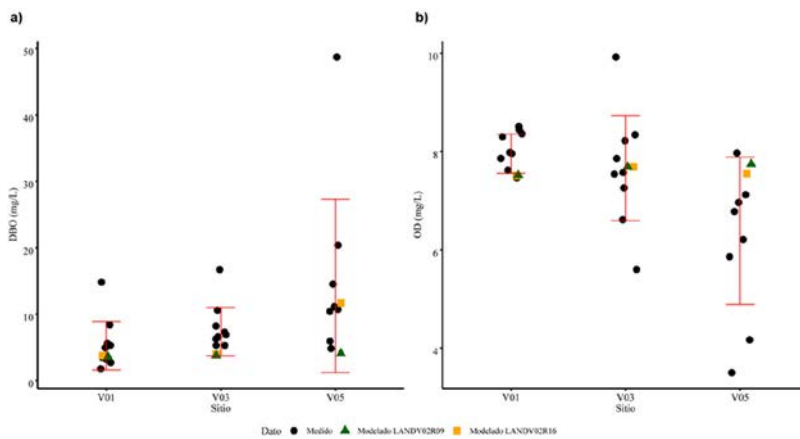


Figura 9. Comparación de los valores simulados contra los valores medidos por [Mena-Rivera et al \(2018\)](#).

Fuente: propia del estudio

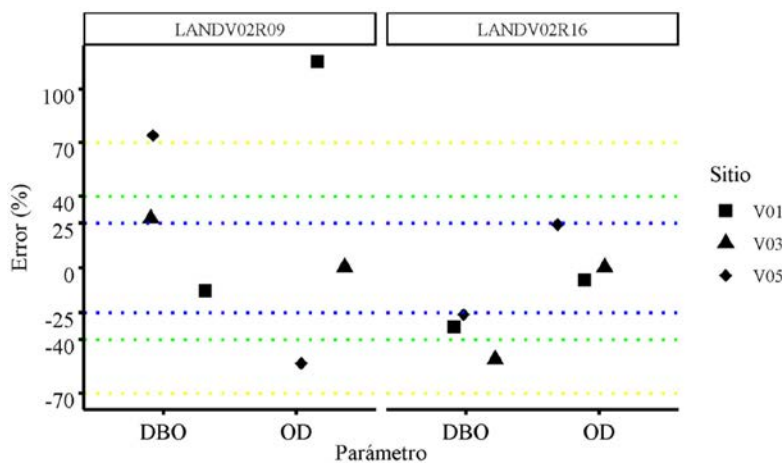


Figura 10. Porcentajes de error obtenidos en las simulaciones del tercer escenario de validación.

Fuente: propia del estudio.



De acuerdo con los trabajos de *Moriassi et al. (2007)* y *Pathak et al. (2018)* un modelo para la calidad de agua aplicado a las variables no conservativas, como los nutrientes (nitrógeno y fósforo), es satisfactorio cuando los porcentajes de error oscilan entre un 40-70 %, buenos entre un 25-40 % y muy buenos si son menores a este último rango. Puesto que el oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno son indicadores de calidad que se encuentran correlacionados y son variables no conservativas a lo largo de un cuerpo de agua ya que son fuertemente influenciadas por procesos de aireación y desoxigenación naturales, así como por la descarga de aguas residuales (*Fonseca et al., 2014; Mena-Rivera et al., 2017*), se puede establecer como criterio de comparación los rangos antes descritos para estas variables, por lo anterior se concluye que los resultados de la simulación final (LANDV02R16), son muy buenos para el oxígeno disuelto y buenos para la DBO.

CONCLUSIONES

Se logró implementar un modelo matemático para la calidad del agua en la subcuenca media del río Virilla, que representa un primer acercamiento a la utilización de una herramienta innovadora para la gestión integrada del recurso hídrico. Esto se realizó para dos de los indicadores más importantes en la evaluación de la calidad de cuerpos de agua superficial: oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno. Los resultados obtenidos en el estudio permiten establecer una línea base para futuros procesos de modelación de otros indicadores de calidad; es recomendable replicar la experiencia adquirida en este estudio para la modelación de la concentración del ión amonio ya que de esta manera se complementarían los 3

indicadores que permiten evaluar la calidad del agua a través del Índice Holandés, según lo establece el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficial de Costa Rica (Decreto 33903-MINAE-S).

El proceso para la modelación de la calidad del agua superficial es complejo, principalmente por la gran cantidad de variables que deben integrarse de forma precisa y certera, además, la escasez de información en el país para muchas de esas variables, hace que la implementación de estos modelos sea un reto importante. Actualmente países europeos y de la región latinoamericana, como parte de sus estrategias de gestión del recurso hídrico, han comenzado a establecer lineamientos nacionales para el desarrollo e implementación de estos modelos, esto debería representar un precedente y justificación para que en Costa Rica exista mayor interés por parte de la academia y de las instituciones nacionales pertinentes por propiciar el uso de esta herramienta.

Los resultados obtenidos con el modelo para ambas variables son en términos generales aceptables, sin embargo, es necesario una optimización de estos resultados a través de una calibración más robusta, donde se incluya un análisis de sensibilidad para las variables calibradas, así como una actualización de los datos de alimentación al modelo. Estudios de *Fonseca et al. (2014)* demuestran que existe un efecto positivo en el desempeño del modelo cuando se amplía la escala temporal de modelación a periodos mensuales, así cuando se incrementa el número de datos de calidad con los que se le alimenta.

Es importante realizar esfuerzos en el monitoreo de calidad para quebradas y ríos tributarios en la zona de estudio ya que, según los datos obtenidos, la diferencia entre las dos mejores simulaciones radica



en la inclusión de los ríos tributarios como descargas al cuerpo de agua modelado, lo que constata lo planteado por [Formica et al. \(2015\)](#) de que la inclusión de descargas puntuales o difusas al cuerpo de agua modelado mejora el ajuste de los resultados simulados y los medidos.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo fue elaborado en el marco del proyecto de investigación de la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Costa Rica: “Contribución al saneamiento ambiental de la subcuenca del río Virilla mediante el desarrollo de un estudio de modelación matemático de la calidad del agua en el río Virilla.”, código SIA 0126-14. Se agradece a los participantes, colaboradores y estudiantes asistentes del proyecto, que en alguna medida aportaron en las giras de campo, análisis de laboratorio, interpretación de resultados entre otros (Laboratorio de Microbiología y Laboratorio de Hidrología Ambiental de la Escuela de Ciencias Biológicas; Laboratorio de Análisis y Servicios Químicos y Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Escuela de Química). Se agradece también a la Empresa de Servicios Públicos de Heredia el apoyo brindado a través del proceso de Apoyo al Desarrollo Empresarial.

DECLARACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

El porcentaje total de contribución para la conceptualización, preparación y corrección de este artículo fue el siguiente: R.S-G. 50 % y C.G-C. 50 %.

DECLARACIÓN DE DISPONIBILIDAD DE LOS DATOS

Los datos que respaldan los resultados de este estudio serán puestos a disposición por el autor correspondiente R.S-G, previa solicitud razonable.

REFERENCIAS

- Álvarez-Cabria, M.; Barquín, J. & Peñas, F. J. (2016). Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: relationships with natural and anthropogenic factors. *Science of the Total Environment*, 545-546(1), 152-162. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109>
- Amand, L. & Carlsson, B. (2012). Optimal aeration control in a nitrifying activated sludge process. *Water Research*, 46(7), 2101-2110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.023>
- Ballesteros, M. & Reyes, V. (2006). Water Quality Management in Central America: Case Study of Costa Rica. En A. K., Biswas, B., Braga, C., Tortajada, D. J., Rodríguez. (Eds.), *Water Quality Management in the Americas* (pp. 179-198). New York: Springer Berlin Heidelberg. doi: https://doi.org/10.1007/3-540-30444-4_12
- Barrenha, P. I. I.; Tanaka, M. O.; Hanai, F. Y.; Pantano, G.; Moraes, G. H.; Xavier, C. & Moze-to, A. A. (2018). Multivariate analyses of the effect of an urban wastewater treatment plant on spatial and temporal variation of water quality and nutrient distribution of a tropical mid-order river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1). doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6386-4>
- Barreto, I.; Ezzatti, P. & Fossati, M. (2009). *Estudio inicial del modelo*. Montevideo, Uruguay: Universidad de la República, Instituto de Computación. Recuperado de <https://www.fing.edu.uy/inco/pedeciba/bibliote/reptec/TR0910.pdf>
- Benedini, M. & Tsakiris, G. (2013). *Water Quality Modelling for Rivers and Streams*. New York: Springer Dordrecht Heidelberg. doi: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5509-3>



- Bower, K. M. (2014). Water supply and sanitation of Costa Rica. *Environmental Earth Sciences*, 71(1), 107-123. doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2416-x>
- Brito, D.; Campuzano, F. J.; Sobrinho, J.; Fernandes, R. & Neves, R. (2015). Integrating operational watershed and coastal models for the Iberian Coast: watershed model implementation - A first approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 138-146. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.022>
- Calvo-Brenes, G. & Mora-Molina, J. (2007). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad del agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Río Reventazón. Parte I: análisis de la contaminación de cuatro ríos del área metropolitana. *Revista Tecnología En Marcha*, 20(2), 1-9. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4835515.pdf>.
- Calvo-Brenes, G. & Mora-Molina, J. (2012). Análisis de la calidad de varios cuerpos de agua superficiales en el GAM y la Península de Osa utilizando el Índice Holandés. *Revista Tecnología en Marcha*, 25(5), 37-44. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/291072704_Analisis_de_la_calidad_de_varios_cuerpos_de_agua_superficiales_en_el_GAM_y_la_Peninsula_de_Osa_utilizando_el_Indice_Holandes
- Camacho, L. A. (2003). *Modelación de la calidad del agua en el río Grande de Tárcoles*. San José, Costa Rica.
- Chan, Y. J.; Chong, M. F.; Law, C. L. & Hassell, D. G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(1-2), 1-18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.06.041>
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. New York: McGraw-Hill. Recuperado de <http://web.ipb.ac.id/~erizal/hidrolika/Chow%20%20OPEN%20CHANNEL%20HYDRAULICS.pdf>
- Da Rocha, M. P.; Dourado, P. L. R.; Cardoso, C. A. L.; Cândido, L. S.; Pereira, J. G.; de Oliveira, K. M. P. & Grisolia, A. B. (2018). Tools for monitoring aquatic environments to identify anthropic effects. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(2). doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6440-2>
- Epelde, A. M.; Antiguada, I.; Brito, D.; Juach, E.; Neves, R.; Garneau, C. & Sánchez-Pérez, J. M. (2016). Different modelling approaches to evaluate nitrogen transport and turnover at the watershed scale. *Journal of Hydrology*, 539, 478-494. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.066>
- Fonseca, A.; Botelho, C.; Boaventura, R. A. R. & Villar, V. J. P. (2014). Integrated hydrological and water quality model for river management: a case study on Lena River. *Science of the Total Environment*, 485-486, 474-489. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.111>
- Formica, S. M.; Sacchi, G. A.; Campodonico, V. A.; Pasquini, A.; & Cioccale, M. (2015). Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(4), 327-341. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-49992015000400001&script=s-ci_abstract
- Ha, P. T. T.; Kokutse, N.; Duchesne, S.; Villeneuve, J. P.; Bélanger, A.; Hien, H. N. & Bach, D. N. (2017). Assessing and selecting interventions for river water quality improvement within the context of population growth and urbanization: a case study of the Cau River basin in Vietnam. *Environment, Development and Sustainability*, 19(5), 1701-1729. doi: <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9822-7>
- Herrera-Murillo, J. (2017). *Informe Estado de la Nación en Desarrollo Sostenible 2017 sobre el uso y estado de los recursos: Recurso Hídrico*. San José, Costa Rica: Programa Estado de la Nación. Recuperado de <http://repositorio.conare.ac.cr/handle/20.500.12337/1085>
- Hofstra, N. & Vermeulen, L. C. (2016). Impacts of population growth, urbanisation and sanitation changes on global human Cryptosporidium emissions to surface water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 219(7), 599-605. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.06.005>
- Holguín-González, J. (2014). *Estudio de actualización del modelo de calidad del agua del río Palo 2011 tramo puente Guachené - Bocas del Palo*. Recuperado de https://crc.gov.co/files/GestionAmbiental/RHidrico/INFORME_MODELACION_DEL_RIO_PALO_CONVENIO_MARCO_25-05-2012.pdf



- Hreiz, R.; Latifi, M. A. & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: state of the art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900-920. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Instituto Meteorológico Nacional. (2015). *Reporte histórico de estación meteorológica Santa Lucía, UNA-Heredia 1998-2015*. [base de datos]. Datos sin procesar o no publicados.
- Langergraber, G. & Muellegger, E. (2005). Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems? *Environment International*, 31(3), 433-444. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.006>
- Lee, I.; Hwang, H.; Lee, J.; Yu, N.; Yun, J. & Kim, H. (2017). Modeling approach to evaluation of environmental impacts on river water quality: a case study with Galang River, Kuantan, Pahang, Malaysia. *Ecological Modelling*, 353, 167-173. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.01.021>
- Mena-Rivera, L.; Salgado-Silva, V.; Benavides-Benavides, C.; Coto-Campos, J. M. & Swinscoe, T. H. A. (2017). Spatial and seasonal surface water quality assessment in a tropical urban catchment: Burío River, Costa Rica. *Water*, 9(8), 1-12. doi: <https://doi.org/10.3390/w9080558>
- Mena-Rivera, L.; Vásquez-Bolaños, O.; Gómez-Castro, C.; Fonseca-Sánchez, A.; Rodríguez-Rodríguez, A. y Sánchez-Gutiérrez, R. (2018). Ecosystemic Assessment of Surface Water Quality in the Virilla River: towards Sanitation Processes in Costa Rica. *Water*, 10(7), 1-16. doi: <https://doi.org/10.3390/w10070845>
- Ministerio de Ambiente y Energía, Ministerio de Salud e Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. Costa Rica (2016). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales*. San José, Costa Rica: AyA, MINAE, MS. Recuperado de <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Política%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf>
- Ministerio de Salud. (2014). *Reportes operacionales de aguas residuales vertidas en el río Virilla 2012-2014* [base de datos]. Datos sin procesar o no publicados.
- Moriassi, D.; Arnold, J.; Van Liew, M.; Binger, R.; Harmel, R.; & Veith, T. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Nguyen, T.T.; Keupers, I. & Willems, P. (2018). Conceptual river water quality model with flexible model structure. *Environmental Modelling and Software*, 104, 102-117. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.03.014>
- Ortiz Malavassi, E. (2009). *Atlas Digital de Costa Rica 2008*. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica. Recuperado de https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/3140/infor_proyecto_atlas2008.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pathak, D.; Whitehead, P. G.; Futter, M. N. & Sinha, R. (2018). Water quality assessment and catchment-scale nutrient flux modeling in the Ramganga River Basin in north India: an application of INCA model. *Science of the Total Environment*, 631-632, 201-215. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.022>
- Schosinsky, G. (2006). Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos. *Revista Geológica de América Central*, 34-35, 13-30. <https://doi.org/10.15517/rgac.v0i34-35.4223>
- Simionesei, L.; Ramos, T. B.; Brito, D.; Jauch, E.; Leitão, P. C.; Almeida, C. & Neves, R. (2016). Numerical simulations of soil water dynamics under stationary sprinkler irrigation with Mohid-Land. *Irrigation and Drainages*, 65(1), 98-111. doi: <https://doi.org/10.1002/ird.1944>
- Slaughter, A. R.; Hughes, D. A.; Retief, D. C. H. & Mantel, S. K. (2017). A management-oriented water quality model for data scarce catchments. *Environmental Modelling and Software*, 97, 93-111. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.015>
- Taka, M.; Aalto, J. & Luoto, M. (2015). Spatial Modelling of Stream Water Quality Along an Urban-Rural Gradient. *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography*, 97(4), 819-834. doi: <https://doi.org/10.1111/geoa.12118>
- Teodosiu, C.; Barjoveanu, G.; Sluser, B. R.; Popa, S. A. E. & Trofin, O. (2016). Environmental assessment of municipal wastewater discharges: a comparative study of evaluation methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 395-411. doi: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1029-5>



- Trolle, D.; Spigel, B.; Hamilton, D. P.; Norton, N.; Sutherland, D.; Plew, D. & Allan, M. G. (2014). Application of a Three-Dimensional Water Quality Model as a Decision Support Tool for the Management of Land-Use Changes in the Catchment of an Oligotrophic Lake. *Environmental Management*, 54(3), 479-493. doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0306-y>
- UNESCO. (2007). *Balance hídrico superficial de Costa Rica. Período: 1970-2002*. Montevideo, Uruguay: Programa Hidrológico Internacional. Recuperado de <https://www.suelos-cr.com/documentos/Balance.PDF>
- Valcárcel, L.; Borroto, J.; Alberro, N.; Griffith, J.; Derivet, M.; Flores, P.; Cuesta, J.; Rodríguez, M.; Herrero, Z.; Rodríguez, A. & Domínguez, J. (2010). Modelación de la calidad del agua en el segmento medio del río Luyanó. *Ciencias Nucleares*, (47), 16-23. Recuperado de <http://scielo.sld.cu/pdf/nuc/n47/nuc034710.pdf>
- Vázquez, R., Feyen, L., Feyen, J., & Refsgaard, J. (2002). Effect of grid size on effective parameters and model performance of the MIKE-SHE code. *Hydrological Processes*, 16, 355-372. <https://doi.org/10.1002/hyp.334>



Acercamiento a los procesos de modelación de la calidad del agua en una subcuenca. Caso del río Virilla, Costa Rica (Rolando Sánchez-Gutiérrez • Cinthya Gómez-Castro). *Uniciencia* is protected by Attribution-NonCommercial-NoDerivs 3.0 Unported (CC BY-NC-ND 3.0)