

**Título:** Modelación de la calidad del agua del río Sagua la Grande (embalse “Alacranes”-Desembocadura)

**Autores:** Alejandro Sueiro Garra, Agustín García Rodríguez y Ginet García Cogler  
alejandros@infomed.sld.cu

## **Resumen**

El río Sagua la Grande delimita la mayor cuenca hidrográfica de la provincia Villa Clara. En su parte baja es represado por el embalse “Alacranes” para luego seguir su cauce recorriendo la ciudad homónima hasta desembocar en el mar. En este trayecto, sus aguas son empleadas en múltiples actividades socio - económicas que se ven amenazadas; sobre todo por su impacto en la salud humana; por la contaminación antropogénica y la falta de estudios sobre su calidad y capacidad de autodepuración. Los modelos matemáticos de calidad de agua constituyen una herramienta efectiva empleada a escala mundial para sustentar la planificación de estrategias sanitarias y de conservación de ecosistemas que aseguren la autodepuración de las aguas superficiales. A partir de un detallado análisis de datos existentes y otros tomados experimentalmente, se propone un modelo conceptual definido por ocho secciones con características morfológicas, hidrodinámicas y de contaminación particulares, que determinan las bases para elaborar un modelo preliminar de calidad de agua del río Sagua la Grande (tramo embalse “Alacranes”-Desembocadura) que se establece a partir del modelo expandido de OD-DBO de Streeter y Phelps, ajustado a las particularidades del sistema en estudio, donde se considera un estado estacionario de las características fluviales y contaminantes del río en época de seca. Como resultado fundamental de la investigación se obtiene por primera vez un modelo matemático que puede ser utilizado con adecuado grado de confianza para evaluar y prevenir; de manera preliminar; las características de calidad de agua y autodepuración de la corriente fluvial del río Sagua la Grande en su último recorrido correspondiente al tramo “Embalse Alacranes”–Desembocadura, de especial importancia económico - social y su respectivo impacto en la salud humana de la región.

**Palabras clave:** autodepuración, salud, modelo, río.

## Introducción

Se afirma que el agua es la base de la vida<sup>1</sup>. La extracción excesiva de los recursos hídricos con el fin de satisfacer la demanda y usos del agua para la agricultura, la industria o el consumo directo, puede sobrepasar su capacidad de reposición natural<sup>2</sup>.

El concepto de calidad del agua se relaciona con su y con la concentración de impurezas que contiene. La calidad se define por las características del agua en función de parámetros físicos (turbidez, color, organolépticos, temperatura y conductividad eléctrica), químicos (pH, dureza, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno y demanda química de oxígeno) y biológicos (microorganismos como bacterias, hongos, algas, protozoos y virus, e incluso seres vivos de mayor tamaño como larvas de insectos o ciertas especies de algas<sup>3, 4</sup>.

El ciclo natural del agua tiene una gran capacidad de purificación<sup>5</sup>. La autodepuración; según Mladeno<sup>6</sup>; es un conjunto de fenómenos físicos, químicos y biológicos, que tienen lugar en el curso del agua de modo natural y que provocan la destrucción de materias extrañas incorporadas a un río.

Un modelo matemático de calidad del agua consta de formulaciones que definen los procesos físicos, biológicos y químicos que supuestamente ocurren en un cuerpo de agua<sup>7</sup>. Estos modelos se emplean para sustentar la planificación de estructuras sanitarias, predecir el impacto sobre la calidad de las aguas y definir sectores diferenciales del río y sus posibles usos<sup>8</sup>.

Se han creado varios modelos de calidad del agua como QUAL2E, QUAL2K<sup>9</sup>, WASP6<sup>10</sup> y los empleados en el río Almendares<sup>11, 12, 13, 14</sup>. La tendencia en la modelación de estos sistemas sigue siendo el diseño de modelos lo más simplificados y accesibles posible, con el menor número de variables que permitan una certera información para evaluar y prevenir la capacidad de autodepuración de la corriente fluvial en estudio<sup>15</sup>. El modelo simplificado de Streeter y Phelps<sup>8</sup> se reporta en general como una herramienta eficaz para el estudio y planificación de estrategias medioambientales encaminadas a establecer modelos de calidad de agua de ecosistemas fluviales, como es el río Sagua la Grande, para el cual no existen estudios reportados de este tipo.

La mayor cuenca hidrográfica de la provincia de Villa Clara tiene como arteria principal al río Sagua la Grande. El cauce correspondiente a su parte baja se ve interrumpido por el embalse "Alacranes", tras el cual atraviesa la ciudad hasta su desembocadura. A lo largo de esta trayectoria se desarrollan un grupo de actividades económicas, deportivas, recreativas y

socioculturales que son tradicionales para el poblado de Sagua la Grande. Un deterioro visible en la calidad de las aguas que corren por este tramo del río ha condicionado que las autoridades sanitarias locales se proyecten en contra de la realización de estas actividades.

**Objetivo General:** establecer un modelo preliminar de calidad de agua del río Sagua la Grande (tramo embalse “Alacranes” - Desembocadura) que permita evaluar y prevenir eventualmente la capacidad de autodepuración de su corriente fluvial.

### **Materiales y métodos**

La investigación se desarrolló entre 2015 y 2016. Se realizó una amplia consulta documental, aportada por las entidades visitadas, así como los resultados de entrevistas a directivos y trabajadores de estas entidades: Dirección Municipal de Recursos Hidráulicos, Dirección Municipal de Acueducto y Alcantarillado, Dirección Municipal de Higiene y Epidemiología, Dirección Municipal de Planificación Física, INDER, Empresa Azucarera “Héctor Rodríguez”, UEB “ALEVICRAN”, Empresa Electroquímica “9 de Abril”, Fábrica de Bujías “Neftalí Martínez”, Fábrica de Conservas “La Favorita”, Hospital Docente “Mártires del 9 de Abril” y Matadero “Lorenzo González”. La información compilada fue contrastada con los informes sobre carga contaminante generada y dispuesta al río, emitidos por la Delegación Provincial del CITMA de Villa Clara.

Parte del estudio topográfico se realizó mediante hojas cartográficas a escala 1:10000 (4184-I-d-6, 4184-I-b-6, 4184-I-d-3, 4184-I-d-2, 4184-I-d-5, 4184-II-b-2 y 4184-II-d-2). También se analizaron imágenes satelitales y planos digitalizados, estos fueron procesados mediante el software MapInfo, versión 10.5.

Se llevó a cabo una expedición de campo que constó de dos partes, una a campo traviesa, siguiendo el cauce del río en su trayectoria no navegable (12,5 km aproximadamente) y la otra sobre una embarcación, siguiendo los 22,8 km navegables desde el Embarcadero hasta la desembocadura, tomando por el “río Nuevo”.

Durante la expedición se establecieron puntos de medición cuyas coordenadas fueron tomadas mediante un receptor GPS (Global Positioning System: sistema de posicionamiento global) marca Meridian Platinum Magellan. En cada punto se tomaron medidas de ancho y profundidad (en el medio entre las dos riberas) del río con una cinta métrica de 100 m de longitud, a la que se ató una plomada en su extremo inicial. También se determinó la

velocidad superficial de la corriente registrando el tiempo (t) empleado por un pedazo de plástico flotante en recorrer la longitud de 5 m correspondiente a una cuerda a la que se encontraba atado, relacionados mediante la ecuación  $V_m = \frac{\sum_1^{35} 5}{t}$ . El procedimiento se realizó tres veces, promediándose sus valores para definir el valor medio de la velocidad superficial (Vm).

Otro grupo de mediciones estuvieron en función de la determinación del oxígeno disuelto (OD). Estas se realizaron mediante un medidor de oxígeno disuelto (u oxímetro) marca HANNA instrument, HI 9142. Se realizaron determinaciones a profundidades de 0,4 m, 1 m y 2 m y se tomó la temperatura en cada punto con un termómetro de la misma marca.

Las mediciones realizadas, sumadas a la investigación cartográfica y la información brindada por la Dirección Municipal de Recursos Hidráulicos, sirvieron de base para la determinación de las características hidrodinámicas del río. Para ello se asumió un régimen de caudal permanente, determinado por las entregas de agua a través de la bocatoma del embalse y la distribución posterior que se realiza de estos volúmenes de agua en la Derivadora. La relación entre el caudal y el área de la sección transversal del río se describe mediante la ecuación  $Q = A * U$ , donde Q (m<sup>3</sup>/s) es el caudal, A (m<sup>2</sup>) es el área de la sección transversal y U (m/s) se corresponde con el valor medio de la velocidad de la corriente.

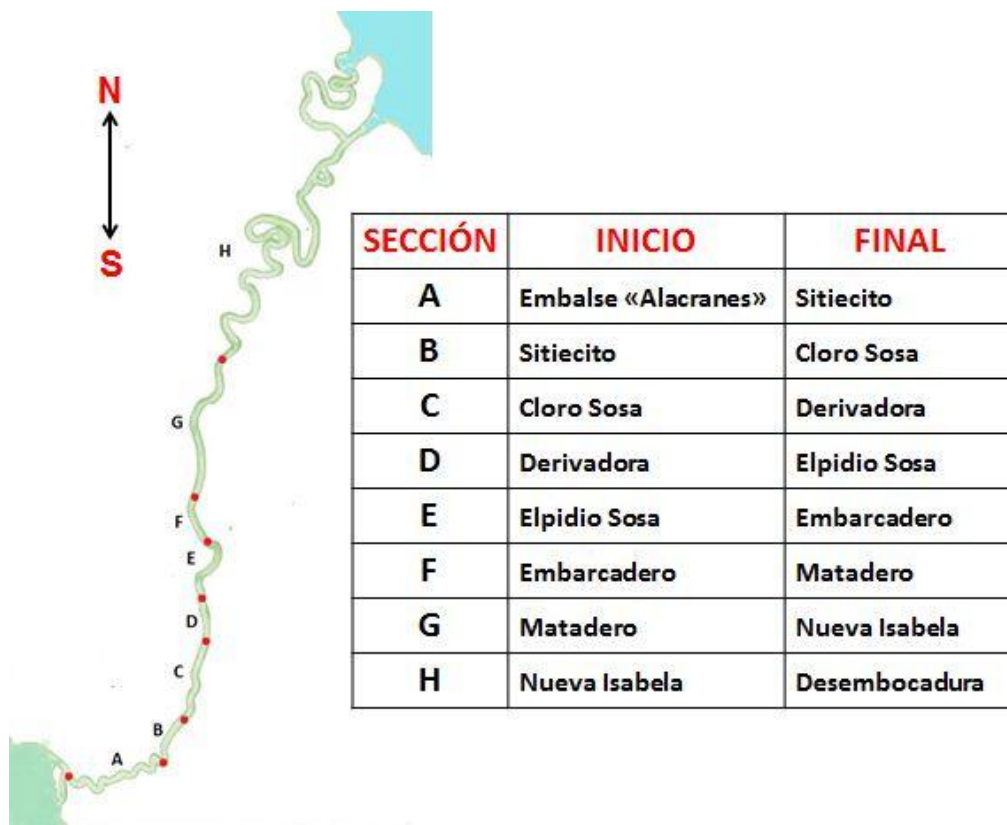
Para el cálculo del área de la sección transversal del río, se asumió que esta sigue la geometría de una semielipse, siguiendo entonces la ecuación

$A = \frac{\pi * a / 2 * H / 2}{2}$ , donde a (m) es el ancho del río y H (m) es su profundidad máxima.

Para la solución analítica del modelo se empleó la metodología propuesta por Chapra<sup>8</sup>.

## Resultados

La integración de toda la información procesada permitió determinar ocho secciones continuas dentro del tramo de estudio (figura 1). Cada sección se caracterizó por condiciones hidrodinámicas propias, con parámetros morfológicos del río regulares y por el grado de calidad de sus aguas según el criterio del OD. A partir de la información compilada, se definieron las principales características morfológicas e hidrodinámicas de cada sección integrante del modelo conceptual determinado para el tramo en estudio así como las características fundamentales de las fuentes de contaminación identificadas e incluidas en este estudio (tabla 1).



**Figura 1.** Representación del modelo conceptual definido para el río Sagua la Grande (tramo: embalse "Alacranes" - Desembocadura).

**Tabla 1.** Parámetros morfológicos, hidrodinámicos y características de los principales aportes contaminantes determinados para las diferentes secciones que componen el modelo conceptual del tramo de río en estudio (embalse "Alacranes" - Desembocadura).

Sección	Parámetros morfológicos e hidrodinámicos						Aportes contaminantes		
	L	A	P	Á	V	C	F	DBO <sub>5</sub>	D <sub>DBO<sub>5</sub></sub>
A	5,06	26,5	1,2	12,48	0,403	5,03	5,0300	2,6	
B	1,34	40,0	1,1	17,27	0,291	5,03			67,46
C	2,87	50,0	1,3	25,51	0,197	5,03	0,0004	75,0	
E	1,07	30,0	0,9	10,60	0,123	1,3	0,0003	1113,0	
F	2,18	30,0	1,2	14,13	0,092	1,3			1424,72
G	1,25	40,0	2,5	39,25	0,033	1,3	0,0040	846,0	
H	4,66	48,0	2,8	52,75	0,025	1,3	0,0003	533,0	
A	15,35	53,0	5,0	104,01	0,012	1,3	5,0300	2,6	

**Simbología.** S: Sección, L: longitud (m), A: Ancho (m), P: Profundidad (m), Á: Área (m<sup>2</sup>), C: Caudal (m<sup>3</sup>/s), F: Flujo (m<sup>3</sup>/s), DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxígeno (mg/l), D<sub>DBO<sub>5</sub></sub>: Descarga de DBO<sub>5</sub> (kg/km.d)

El modelo desarrollado describe el balance de masa asumiendo una cinética de primer orden y que la dispersión no es significativa con relación a la advección en el transporte de masa. En general, se supone que el sistema puede describirse por medio de un número de secciones, en cada una de las cuales los parámetros del modelo (constantes de reacción, velocidad, etc.) son relativamente constantes. La solución analítica de las ecuaciones diferenciales se aplica para el cálculo de las concentraciones de las sustancias a intervalos regulares dentro de cada sección, considerando las actividades dentro del mismo e ignorando el efecto de los contornos y actividades más allá de los mismos. La solución completa se obtiene mediante la unión de las soluciones para las distintas secciones. Las concentraciones en el punto extremo de entrada deben ser conocidas. En los nodos o puntos de unión de secciones consecutivas, es posible que se presenten descargas puntuales, cuyo efecto se incorpora a la solución, evaluando la concentración de cada componente como resultado de la mezcla con el flujo tributario mediante un balance de masas. Esta concentración se usa como condición de contorno de entrada para la sección subsiguiente. El modelo propuesto se representa a partir de un sistema de ecuaciones diferenciales (**Ec. 1 - Ec. 6**).

$$\text{Ec. 1.} \quad \frac{\partial L}{\partial t} = -KrL + \frac{W_L}{A}$$

$$\text{Ec. 2.} \quad \frac{\partial N}{\partial t} = -Kr_N N + \frac{W_N}{A}$$

$$\text{Ec. 3.} \quad \frac{\partial D}{\partial t} = -KaD + KdL + K_N N + DOS - M$$

$$\text{Ec. 4.} \quad Kr = Kd + Ks$$

$$\text{Ec. 5.} \quad Kr_N = Ks_N + K_N$$

$$\text{Ec. 6.} \quad M = P - R$$

De las ecuaciones diferenciales anteriores se obtienen las siguientes soluciones analíticas representadas por las ecuaciones 7 a la 10 (**Ec. 7 - Ec. 10**):

$$\text{Ec. 7.} \quad L = L_0 \times e^{\frac{-KrX}{U}} + \frac{W_L}{AKr} \left( 1 - e^{\frac{-KrX}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 8.} \quad N = N_0 \times e^{\frac{-Kr_N X}{U}} + \frac{W_N}{AKr_N} \left( 1 - e^{\frac{-Kr_N X}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (I).} \quad D = D_0 \times e^{\frac{-KaX}{U}}$$

$$\text{Ec. 9 (II).} \quad + \frac{KdL_0}{Ka - Kr} \left( e^{\frac{-KrX}{U}} - e^{\frac{-KaX}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (III).} + \frac{K_N N_0}{K_a - K_{r_N}} \left( e^{-\frac{K_{r_N} X}{U}} - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (IV).} + \frac{-(P - R)}{K_a} \left( 1 - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (V).} + \frac{DOS}{K_a} \left( 1 - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (VI).} + \frac{K_d W_L}{K_a K_r A} \left( 1 - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right) - \frac{K_d W_L}{A K_r} \left( \frac{e^{-\frac{K_r X}{U}} - e^{-\frac{K_a X}{U}}}{K_a - K_r} \right)$$

$$\text{Ec. 9 (VII).} + \frac{K_N W_N}{K_a K_{r_N} A} \left( 1 - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right) - \frac{K_N W_N}{K_{r_N} A} \left( \frac{e^{-\frac{K_{r_N} X}{U}} - e^{-\frac{K_a X}{U}}}{K_a - K_{r_N}} \right)$$

Quedando la ecuación integrada del modelo de la forma:

$$D = D_0 \times e^{-\frac{K_a X}{U}} + \frac{K_d L_0}{K_a - K_r} \left( e^{-\frac{K_r X}{U}} - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right) + \frac{K_d W_L}{K_a K_r A} \left( 1 - e^{-\frac{K_a X}{U}} \right) - \frac{K_d W_L}{A K_r} \left( \frac{e^{-\frac{K_r X}{U}} - e^{-\frac{K_a X}{U}}}{K_a - K_r} \right)$$

La definición de los términos de las ecuaciones anteriores es la siguiente:

D (mg/l): déficit de oxígeno disuelto en el punto X; D<sub>0</sub> (mg/l): déficit de oxígeno disuelto en el punto de mezcla con la descarga; K<sub>a</sub> (d<sup>-1</sup>): constante de reaireación; L (mg/l): demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBO<sub>C</sub>); L<sub>0</sub> (mg/l): valor de la DBO<sub>C</sub> en el punto de descarga; K<sub>d</sub> (d<sup>-1</sup>): constante de desoxigenación de la DBO<sub>C</sub>; K<sub>r</sub> (d<sup>-1</sup>): constante de remoción total de DBO<sub>C</sub>; N (mg/l): demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada (DBO<sub>N</sub>); N<sub>0</sub> (mg/l): valor de la DBO<sub>N</sub> en el punto de mezcla con la descarga; K<sub>r<sub>N</sub></sub> (d<sup>-1</sup>): constante de remoción total de DBO<sub>N</sub>; K<sub>N</sub> (d<sup>-1</sup>): constante de desoxigenación de la DBO<sub>N</sub>; W<sub>L</sub> (kg/km·d): descarga dispersa lineal uniforme de la DBO<sub>C</sub>; W<sub>N</sub> (kg/km·d): descarga dispersa lineal uniforme en la DBO<sub>N</sub>; DOS (g/m<sup>2</sup>.s): demanda de oxígeno disuelto de los sedimentos; K<sub>s</sub> (d<sup>-1</sup>): constante de sedimentación; P (mg/l·d): tasa de producción de oxígeno por fotosíntesis de las algas; R (mg/l·d): tasa de consumo de oxígeno por la respiración; U (km/d): velocidad media de la corriente del río; X (km): distancia hasta el punto de descarga; A (m<sup>2</sup>): área de la sección transversal del río.

El modelo se plantea en términos de déficit de oxígeno disuelto (D), de manera que su magnitud se corresponde con los valores de oxígeno disuelto (OD) y la concentración del OD de saturación (OD<sub>s</sub>) en el punto que se analice, relacionados según  $D = OD_s - OD$ .

Así mismo, los valores de DBO que maneja el modelo son los de la denominada DBO última, para la conversión de los valores de  $DBO_5$  en DBO última, se asumió 1,43 como valor típico de la razón:  $DBO/DBO_5=1,43$ .

A partir de los valores registrados se pueden hacer las sustituciones correspondientes para el cálculo del déficit de oxígeno disuelto según el modelo propuesto para cualquier distancia (X) dentro del tramo del río estudiado, que es el indicador que define el criterio de calidad de aguas en este trabajo. La data experimental obtenida permitió; mediante el método de prueba y error; ajustar el modelo. Sin embargo, solo fue suficiente para calibrar el mismo de forma preliminar, de ahí que la propuesta resulte una versión preliminar del modelo de calidad de aguas para la parte baja del río Sagua la Grande.

La calibración del modelo arrojó una media del porcentaje de error que osciló entre 4.0 y 9.4 en los diferentes tramos. Se consideró un adecuado nivel de afinidad entre el comportamiento de los datos obtenidos experimentalmente con respecto a los calculados por el modelo. De manera general; excepto en tres pequeños segmentos; los valores experimentales del OD se encuentran por debajo que los obtenidos mediante el modelo. Esto pudiera deberse a la subestimación de los valores de carga contaminante que se manejaron para la confección del modelo.

En este sentido; específicamente en las secciones F, G y H; también pudieron influir las características de salinidad de estas aguas. Al aumentar la salinidad; como ocurre en estas secciones con el aumento gradual de la cuña salina propia del estuario; los valores teóricos de ODs disminuyen.

Los tres segmentos en que los valores de  $OD_E$  (oxígeno disuelto experimental) son superiores a los valores de  $OD_T$  (oxígeno disuelto teórico) se encuentran en las secciones A, D y E respectivamente. Una posible causa de este comportamiento para la sección A pudiera deberse a las fluctuaciones del caudal del río que tienen lugar en este trayecto, que dependen de las entregas de volúmenes de agua que hace el embalse. En el caso correspondiente a la sección D, es muy probable que el valor superior de  $OD_E$  registrado se corresponda con la desestimación que se hizo de la fuente de reaeración artificial que provoca el dique construido en la Derivadora. Esta obra ingenieril provoca una pequeña cascada cuyos efectos no fueron tenidos en cuenta en el modelo. Al respecto, Domínguez y colaboradores<sup>13</sup> sugieren que las secciones que involucran fuentes aportadoras de oxígeno ( $W_{OD}$ ), deben incorporarse al modelo.

De manera similar, en la sección E, al nivel del puente “General Carrillo”, la profundidad del río disminuye considerablemente en un trayecto de 30 m aproximadamente. Esta característica, sumada a un fondo pedregoso (producto de escombros derivados de sucesivos derrumbes que ha sufrido el mencionado puente) condiciona la presencia de pequeños rápidos que indudablemente aportan OD a las aguas adyacentes donde se determinaron los valores superiores de  $OD_E$  para esta sección.

Un ejercicio sobre las propiedades predictivas inherentes a la aplicación del modelo de calidad de agua propuesto para el río Sagua la Grande (tramo embalse "Alacranes - Desembocadura) se expresa en la figura 2, que muestra cómo podría variar la evolución del OD del sector más comprometido (II) con respecto al estado actual, si la carga contaminante dispuesta por la ciudad se redujese en dos tercios y la del Matadero a la mitad.

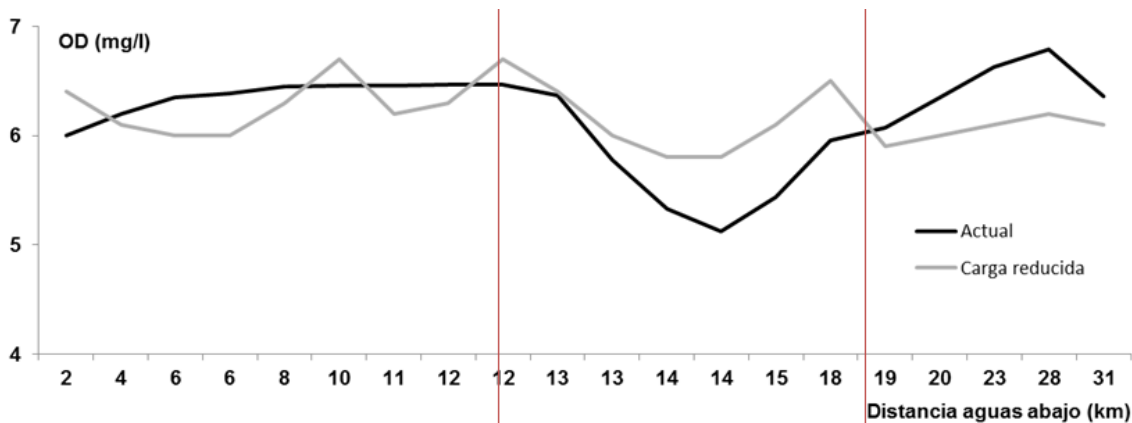


Figura 2. Evolución comparativa del OD para las condiciones actuales y como respuesta predictiva ante una reducción de las cargas contaminantes dispuestas por la ciudad (2/3 del valor actual) y el Matadero (1/2 del valor actual).

Como se puede apreciar, mediante el modelo es posible predecir una mejoría considerable en la calidad de las aguas según criterio del OD (curva “Carga reducida” de la figura 10) para el sector en cuestión a partir de las nuevas condiciones impuestas. Según el modelo propuesto, solamente en un pequeño segmento del sector los valores de OD se encontrarían por debajo de los 6 mg/l, con valores mínimos de 5,8 mg/l, superiores a los 5,1 mg/l que establece el modelo para las condiciones actuales. El resto del sector recupera valores superiores a los 6 mg/l, que pronostican una respuesta de autodepuración progresiva para la zona más comprometida con la calidad de sus aguas ante acciones de gestión ambiental que conlleven a las condiciones propuestas en este ejercicio.

De esta manera, el modelo puede aplicarse repetidas veces con diferentes conjuntos de datos de entrada, para simular diferentes condiciones del sistema estudiado, lo cual permite predecir los efectos de varios planes y políticas en el sentido espacial y temporal.

## Conclusiones

1. Se propone un modelo conceptual para el río Sagua la Grande (tramo embalse “Alacranes” - Desembocadura) determinado por ocho secciones, teniendo en cuenta las características morfológicas, hidrodinámicas, fuentes de contaminación antropogénica y condiciones de flujo que no son afectadas por las mareas.
2. La comparación de los resultados experimentales con los obtenidos por el modelo demuestran la capacidad de este para comprobar que el sector que fluye desde el Embarcadero hasta 1 km aguas abajo del Matadero constituye el más comprometido desde el punto de vista de la autodepuración.

## Referencias bibliográficas

- 1- Cosgrove, W. J. y Rijsberman, F. R. *World water vision: Making water everybody's business*. 2010. World Water Council, Earthscan, Londres, Inglaterra.
- 2- Naranjo, C., Garcés, G., González, D., Muñoz, S. y Musle, Y. Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cu para ríos cubanos. *Rev. Tecnura*, 2005, No 17: 65-76.
- 3- Martial, J. *El suministro de agua de la Ciudad de México: mejorando la sustentabilidad*. National Academy Press, 2016, Washington, D.C.
- 4- Espinosa, G. *Gestión y fundamentos de evaluación de impacto ambiental*. Banco Interamericano de Desarrollo – BID Centro de Estudios para el Desarrollo – CED. 2018, Santiago, Chile.
- 5- CEPAL, PNUMA (Comisión Económica de las Naciones Unidas para América Latina y el Caribe, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). *La sostenibilidad del desarrollo en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades, Conferencia Regional de América Latina y el Caribe preparatoria de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 23-24 de octubre de 2001, Río de Janeiro, Brasil*.

- 6- Mladenov, N., Strzepek, K. y Serumola, O. M. Water quality assessment and modelling of an effluent-Dominated stream: the Notwane river, Botswana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 109: 97–121.
- 7- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. y Vanrolleghem, P. River water quality model No. 1 (RWQM1). *Scientific and Technical Report*, 2001, No. 12, ISBN: 1900222825.
- 8- Chapra, S. C. Surface Water Quality Modeling. *McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering*. New York: McGraw-Hill Companies, Inc. 1997.
- 9- Chapra, S. y Pellettier, G. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating. 2003
- 10- Wool, T. A., Ambrose, R. B., Martin, J. L. y Comer, E. A. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)*. Version 6.0 DRAFT: User's Manual. 2006.
- 11- Borroto, J., Domínguez, J., Abreu, A. M. y Ortueta, M. Estudios de contaminación y transporte de poluentes en el río Almendares con técnicas de trazadores y modelos matemáticos. *Memorias del III Taller de la cátedra de Medio ambiente del CITMA*, 1997. ISBN 01673-01673, IMP-06.
- 12- Domínguez, J., Borroto, J. y Hernández, A. Medición de caudal en el río Almendares empleando  $^{99m}\text{Tc}$  como radiotrazador. *Contribución a la educación y la protección ambiental*, 1998. Vol. *Hombre y Medio Ambiente*. ISBN 959-02-0213-6, pp173.
- 13- Domínguez, J., Borroto, J. y Hernández, A. Metodología para la evaluación y planificación de estrategias de saneamiento de ríos empleando el modelo de Streeter y Phelps. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*. 2005. Vol. 6. ISBN 959-7136-35-X.
- 14- Domínguez, J., Borroto, J. y Hernández, A. Calibración de modelos matemáticos de calidad de agua para valorar el impacto de estrategias de saneamiento del río Almendares. *Revista CENIC en Ciencias Químicas*. 2005. Vol.6 No.2.
- 15- Pettersson, A., Arheimer, B. y Joahnsson, B. Nitrogen concentrations simulated with HBVN: New response function and calibration strategy. *Nordic Hydrology*, 2017. 32 (3), pp. 227-248.