

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



**“SIMULACIÓN NUMÉRICA DEL COMPORTAMIENTO DE LA CALIDAD DE
AGUA EN RÍOS CONTAMINADOS, A PARTIR DE DATOS DE
MONITOREO PUNTUALES”**

POR

ING. NORA BÁRBARA GUILLERMO RANGEL

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA AMBIENTAL**

DICIEMBRE, 2016

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



**“SIMULACIÓN NUMÉRICA DEL COMPORTAMIENTO DE LA CALIDAD DE
AGUA EN RÍOS CONTAMINADOS, A PARTIR DE DATOS DE
MONITOREO PUNTUALES”**

POR

ING. NORA BÁRBARA GUILLERMO RANGEL

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA AMBIENTAL**

DIRECTOR DE TESIS

DR. ADRIÁN LEONARDO FERRIÑO FIERRO

DICIEMBRE, 2016

CONTENIDO

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 ANTECEDENTES.....	8
1.2 JUSTIFICACIÓN.....	14
1.3 HIPÓTESIS.....	16
1.4 OBJETIVOS.....	16
1.4.1 Objetivo general.....	16
1.4.2 Objetivos particulares	17
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	18
2.1 MODELO DE TRANSPORTE Y NUTRIENTES	18
2.2 MODELACIÓN DE TEMPERATURA	20
2.3 MODELACIÓN DE NUTRIENTES	22
2.3.1 Nitrógeno	22
2.3.2 Fósforo	27
2.3.3 Algas.....	30
2.3.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (DBOC).....	31
2.3.5 Oxígeno disuelto.....	33
2.2 MODELACIÓN DE CONSTITUYENTES ARBITRARIOS.....	36
CAPÍTULO 3. MÉTODO.....	37
3.1 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	37
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIONES	41
4.1 EVALUACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL RÍO PESQUERÍA Y EFECTOS PROVOCADOS POR LA BAJA CALIDAD DEL AGUA.....	41
4.1.1 Temperatura.....	41
4.1.2 Algas.....	42
4.1.3 Oxígeno disuelto.....	43
4.1.4 Demanda bioquímica de oxígeno.....	44
4.1.5 Nitrógeno	45
4.1.6 Fósforo	46
CONCLUSIONES.....	47
RECOMENDACIONES.....	48
BIBLIOGRAFÍA.....	49

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN

El agua juega un papel muy importante en el desarrollo de la vida, siendo base para el bienestar social y el desarrollo económico. Actualmente, a medida que el desarrollo urbano incrementa, aumenta con él la demanda de agua, así como las descargas de efluentes contaminantes (SEMARNAT, 2010).

La urbanización implica la consolidación de cientos de miles de hectáreas continuas. La ciudad es uno de los ecosistemas profundamente alterados del planeta. Las ciudades viven en permanente déficit ecológico, pues la carga de demandas de su población excede la producción del terreno, lo que lleva a usar bienes y servicios naturales importados de ecosistemas continuos y ubicados a grandes distancias de sus territorios.

La contaminación se distingue por la presencia de sustancias, perjudiciales para la salud y el bienestar humano y que ocasionan un desequilibrio ecológico (CENAPRED, 2013).

Siendo la contaminación dañina en las características físicas, químicas y biológicas del aire, la tierra y el agua (que afectan nocivamente la vida humana o de algunas especies) el desarrollo industrial y las condiciones de vida, porque se pueden malgastar e incluso deteriorar los recursos naturales renovables.

Las descargas de agua residual son una fuente importante de contaminación de agua en los ríos. Comúnmente, estos residuos son descargados en el agua superficial por medio de sistemas de alcantarillado, sin embargo, existen casos en los que los residuos industriales son descargados directamente en cuerpos de agua superficial, sin ser tratados previamente.

El contenido de estos tipos de descargas es variado. En los residuos domésticos se puede encontrar desde orina y heces fecales, hasta detergentes, mientras que en el agua residual industrial se puede encontrar infinidad de desechos provenientes de los procesos que genera cada fábrica, como son los metales pesados.

El contaminante se puede encontrar en el agua de distintas formas, viaja grandes distancias, dependiendo de la estabilidad del trayecto, el estado físico en que se encuentre el contaminante y la velocidad de flujo del río.

El agua presente en las cercanías de las ciudades, está siendo afectada por el desarrollo industrial que implica la urbanización. Los derrames de químicos industriales tienen un impacto en la calidad no sólo del agua, sino de la vida marina, en general.

El daño provocado lleva a elevados costos de reabastecimiento, a la búsqueda de nuevas fuentes para explotar, llegando a ser el tratamiento de estas fuentes complicado y la calidad no es la misma. Utilizar el agua de un río que está a una distancia cercana de la ciudad no es equivalente a utilizar agua que se encuentra a decenas de kilómetros, la calidad del agua se deteriora (Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey I.P.D., 2011).

Un claro ejemplo de la situación ya mencionada es el río Pesquería, ubicado en la región hidrológica Bravo- Conchos, dentro de la subcuenca del río San Juan, especialmente el tramo ubicado a lo largo de la zona metropolitana de Monterrey en el estado de Nuevo León, México. Este río se ve altamente afectado por contaminación provocada por industria, desechos urbanos y actividad agrícola, lo que ha llevado a la transformación del río, de un ambiente agrícola a lugares densamente poblados en los que predominan los asentamientos irregulares a partir de la década de 1980.

La condición de la disponibilidad del agua no refleja la magnitud del problema que enfrentan tanto la sociedad como los ecosistemas naturales. La calidad del agua superficial o subterránea se deteriora debido a las descargas continuas de agua residual doméstica e industriales sin un tratamiento previo a su descarga que elimine los contaminantes existentes en ellas, así como los escurrimientos con plaguicidas provenientes de las actividades agrícolas, poniendo en riesgo la salud de la población, así como la estabilidad e integridad del equilibrio existente (SEMARNAT, Informe de la situación del medio ambiente en México, 2012).

La calidad del recurso hídrico puede ser determinada mediante indicadores que consistan básicamente en una expresión sencilla de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros. Dichos índices de calidad pueden ser representados por un número, un nivel, una simple descripción verbal, un símbolo o un color.

La evaluación de la calidad del agua se debería llevar a cabo mediante un análisis de laboratorio, obteniendo resultados que determinen las características físicas y químicas que puedan estar afectando su uso, así como un grado de tratamiento.

El deterioro ocasionado en la calidad del agua ha llevado una alerta en el nivel mundial, debido al crecimiento de población, el ejercicio industrial, o agrícola, así como la amenaza del cambio climático. Los efectos en el ciclo hidrológico, afectan de diversas maneras el uso para consumo humano, para recreación, para industria y para agricultura, reduciendo la cantidad disponible en una determinada zona.

Los índices tienen la capacidad de resumir y simplificar la información, se pueden incluir en un modelo matemático para una evaluación espacio-temporal de la calidad del agua, creando un simple método que exprese la importancia de los datos, así como el daño y el deterioro de la calidad del agua.

La calidad del recurso hídrico puede ser evaluada mediante indicadores, que cuales consisten básicamente en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros. El índice puede ser representado por un número, un nivel, una descripción verbal, un símbolo o un color.

Los índices pueden usarse para mejorar o aumentar la información de la calidad del agua y su difusión comunicativa; sin embargo, no pretenden reemplazar los medios de transmisión de la información existente. De acuerdo con Ott (Environmental Indices, 1978) los posibles usos de los índices son seis:

- Manejo del recurso: los índices pueden proveer información a personas que toman decisiones sobre las prioridades del recurso.
- Clasificación de áreas: los índices se usan para comparar el estado del recurso en diferentes áreas geográficas.
- Aplicación de normatividad: en situaciones específicas y de interés es posible determinar si se está sobrepasando la normatividad ambiental y las políticas existentes.
- Análisis de la tendencia: en un período de tiempo, pueden mostrar si la calidad ambiental está disminuyendo o mejorando.
- Información pública: en este sentido, los índices pueden tener utilidad en acciones de concientización y educación ambiental.
- Investigación científica: tiene el propósito de simplificar una gran cantidad de datos de manera que se puedan analizar fácilmente y proporcionar una visión de los fenómenos medioambientales.

La evaluación de la calidad del agua se deberá realizar mediante un análisis de laboratorio, que ayudará a conocer las características físicas y químicas que puedan estar afectando su uso, así como un grado de tratamiento para su adecuado arreglo.

Los índices, debido a que representan una parte del problema en cuestión, tienen la capacidad de resumir y simplificar la información; por lo tanto, se pueden incluir en un modelo matemático, permitiendo así una variación espacio-temporal de la calidad del agua y creando un método simple para expresar la importancia de los datos.

El daño ocasionado a la calidad del agua ha lanzado una alerta de nivel mundial, debido al crecimiento de la población, al crecimiento incontrolable industrial, así como el crecimiento agrícola y la tendencia amenaza del cambio climático; pues todo afecta al ciclo hidrológico.

El deterioro de la calidad del recurso hídrico afecta de diversas maneras, dado que no se puede utilizar para consumo humano, ni para recreación, ni como insumo para la industria o la agricultura, además de que reduce la cantidad de agua disponible en una determinada zona.

La construcción de modelos surge de la necesidad de resolver determinados problemas cuando es difícil investigar fenómenos en su modo natural y cuando resulta aún más complejo predecir el comportamiento futuro.

Una modelación matemática de flujo de agua superficial puede llegar a ser una eficaz herramienta para el diseño de programas de remediación basados en el monitoreo continuo del recurso agua en un río.

Un modelo es una representación aproximada de los procesos que se llevan a cabo en el funcionamiento de un sistema, con el propósito de comprender, mediante un análisis detallado, la relación causa-efecto que ocurre en el lugar de interés.

Las simulaciones científicas tienen una gran utilidad ya que, con ella se puede experimentar dentro del sistema en cuestión y predecir su comportamiento ante posibles escenarios que sobre él se realicen o produzcan.

Como ya se mencionó, a medida que se incrementan los niveles de desarrollo y, por lo tanto, un aumento en el uso de los recursos hídricos y en la generación de descargas de efluentes contaminantes, se produce un deterioro gradual de la calidad del agua natural.

Este deterioro será consecuencia conjunta de las políticas de desarrollo y los métodos de control de la calidad del recurso hídrico que se adopten. Es necesario emprender iniciativas de investigación que ayuden a comprender la modelación numérica en los ríos, para de esta forma conocer y predecir los efectos en la calidad de agua, asociados a diferentes políticas de desarrollo o modelos de gestión del recurso hídrico.

Bajo este contexto, el presente proyecto describe las experiencias de modelación de calidad de agua en ríos, presentando en detalle la herramienta de simulación del programa computacional HEC-RAS, demostrando así, con ayuda de esta herramienta, el comportamiento de la calidad del agua en el flujo de un río; en este caso, el río Pesquería. Se describe una como estrategia para evaluar escenarios de diagnóstico y pronóstico de la evolución de los contaminantes para minimizar sus efectos negativos, desarrollando posibles soluciones, de recuperación a corto o mediano plazo, para este cuerpo de agua.

1.1 ANTECEDENTES

El caudal del río Pesquería nace en el estado de Coahuila y atraviesa los municipios de García, Monterrey, Escobedo y Apodaca del estado de Nuevo León. A lo largo de esta trayectoria sufre diversos problemas que lo ponen en riesgo de convertirse en uno de los ríos más contaminados de México.

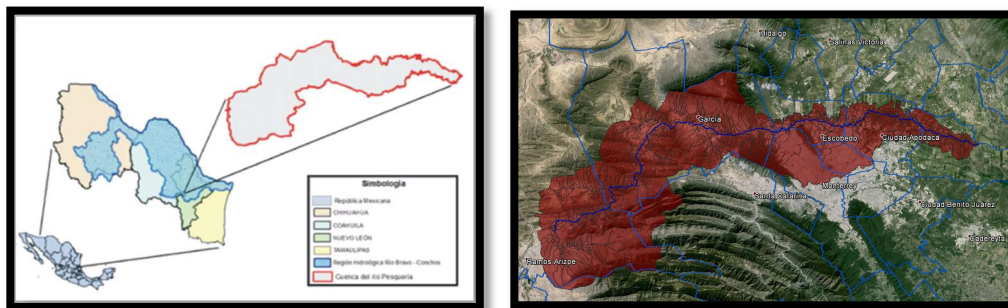


Figura 1.1. Ubicación de la cuenca río Pesquería, RH-24.
Fuente: (Ferreño Fierro, 2015)

El río y sus problemas se originan en el municipio de García, cuyo crecimiento demográfico explotó a partir de 1990, proyectándose en un 287 por ciento, pasando de 13 mil a 143 mil personas, según estadísticas, (1990-2010). Existen 112 fraccionamientos, y el número sigue creciendo debido a que algunos están en proceso de regularización (INEGI, 2011).

Al mismo tiempo, las riberas y sus cercanías sirven como tiradero de desechos, tanto para los vecinos como para personas ajenas a las comunidades cercanas.

La invasión de predios y los asentamientos irregulares son otro problema compartido por los cuatro municipios por los que pasa el afluente del río Pesquería, pero en los municipios de Escobedo y Apodaca, el problema se incrementa.

Por ejemplo, en el municipio de Escobedo existen tres descargas permisionadas: una es de una planta de Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, donde se encuentra un área de tratamiento de agua residual, una de PEMEX, que consiste en gas y petroquímica básica y otra de Metales Refinados S.A de CV.

El municipio de Apodaca es también el que descarga más desechos al río Pesquería. Algunos de ellos están regulados y cuentan con permiso, como las cuatro plantas de tratamiento de agua residual de Agua y Drenaje, localizadas en: Santa Rosa, Noreste, Pesquería y Dulces Nombres, además de la empresa Pieles y Grasas S. A. de C.V.



Figura 1.2. Tiradero clandestino ubicado en el municipio de Monterrey.

Sin embargo, existe una gran cantidad de descargas ilegales, que por su ubicación hacen casi imposible saber de dónde provienen, como es el caso del Antiguo Camino a Santa Rosa.

La industria no es el único contaminante de este cauce que, si bien lleva poca agua, en época de lluvias crece considerablemente. También se han detectado corrales ilegales de ganado bovino en al menos dos puntos. En cuanto a la invasión de predios, en este ayuntamiento es más perceptible el problema.

El interés científico por predecir los efectos de la incorporación de materia orgánica contenida en “aguas servidas” a los ríos o corrientes de agua producto de las actividades humanas dio lugar a que en 1920 se iniciaran los primeros estudios para conocer el efecto de la descarga de material orgánico biodegradable sobre el oxígeno disuelto de un río o corriente de agua. Resultado de esto fue el clásico modelo desarrollado a principios de 1920 por Streeter-Phelps, para analizar la capacidad de autodepuración del río Ohio, en EEUU. Este modelo fue el punto de partida para la conformación de los modelos de oxígeno disuelto y, en general, de los de calidad del agua los escurrimientos superficiales (Victorica, 1966).

Los modelos de calidad del agua han ido evolucionando conforme se han ido presentando problemas ambientales en las corrientes de agua. La descarga de

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

“aguas servidas” con o sin tratamiento, la intensificación de la actividad industrial, y la agricultura generan graves problemas en el medio acuático. El avance de la tecnología informática, la disponibilidad de equipos más rápidos y con mayor capacidad han influenciado en la evolución de los modelos de calidad del agua, es así que hoy en día se pueden encontrar modelos de calidad del agua cada vez más amigables e interactivos, con diferentes características y requisitos (Carrera, Junio 2011).

En Estados Unidos, en 1960, con la disponibilidad de computadores centrales, se desarrollaron varios modelos; algunos de los más destacados fueron: el programa de análisis de calidad del agua de estimulación temprana, el WASP, (Water Quality Analysis Stimulation Program), el Modelo estuario dinámico (DEM), (Dynamic Estuary Model), el Modelo de gestión de aguas pluviales (SWMM), (Storm Water Management Model) y Los primeros modelos QUAL. Después de este período muchos de estos modelos se convirtieron en la base para continuar el desarrollo de modelos. (Ambrose, Wool, & Barnwell, Noviembre 2009).

Surgieron numerosos modelos de distinta complejidad, algunos capaces de realizar pronósticos ante eventos hipotéticos, y otros aptos para manejar los recursos hídricos a escala regional. Estos modelos se caracterizan por la presencia de una fuerte base ecológica dirigida a una mejor representación de los procesos biológicos. Algunos de los modelos desarrollados en EEUU por algunos programas se mencionan en la tabla 1: (Ambrose, Wool, & Barnwell, Noviembre 2009).

Tabla 1.1. Modelos desarrollados en 1980

EPA, Centro de modelamiento de calidad del agua (CWQM) (Center for Water Quality Modeling)	Programa de simulación hidrológica- Fortran (HSPF)
	WASP3
	QUAL2E
	Sistema de modelado de análisis de Exposición
Cuerpos de Ingenieros del Ejército, Estación	CE-QUAL-R1
	CE-QUAL-W2
	CE-QUAL-RIV1

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

experimental de vías navegables.	
Cuerpo de Ingenieros de Ejército	HEC-RAS
	HEC-DSS
	HEC-HMS

Algunos de estos modelos unidimensionales desarrollados todos en 1980 continúan empleándose en la actualidad.

El incremento en el uso del recurso hídrico y el aumento de descargas de efluentes contaminados puede ir produciendo un deterioro gradual de la calidad del agua natural, en parte consecuencia de las políticas de desarrollo y de los métodos de control de la calidad del recurso hídrico que se adopten. Los modelos de calidad de agua ayudan a predecir el comportamiento de las fuentes superficiales sometidas a descargas de efluentes contaminantes y predecir la evolución de la calidad del agua, implementando diferentes políticas de desarrollo y alternativas de control de descargas. Esto permite establecer acciones preventivas antes de que aparezcan consecuencias negativas (Guano, 2014).

Los modelos de calidad del agua permiten predecir el contenido futuro de varios contaminantes o parámetros de la calidad de agua. Esto ayudará a tomar decisiones más acertadas en torno al manejo del recurso hídrico (Riecken, 1995).

Así también, los modelos de calidad del agua son útiles para evaluar diversos escenarios y predecir el impacto que tendrán varias alternativas de manejo del recurso hídrico, ya que conceden información anticipada de calidad del agua de la construcción de embalses, traslado de recursos inter-cuenca, incremento de la tasa de reutilización del uso del agua, construcción de obras de tratamiento y conducción de efluentes, etc. (Guano, 2014).

Una vez contruidos, calibrados y validados, los modelos matemáticos de calidad del agua permiten una comprensión de los mecanismos que producen las variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua natural, seleccionar las

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

variables relevantes y los procesos de mayor importancia en el sistema. Esto permite tomar decisiones rápidas para manejar los recursos.

Los modelos matemáticos de calidad del agua constituyen herramientas para evaluar la probabilidad en que ocurren los eventos críticos de contaminación, constituyendo una ayuda extraordinaria para establecer políticas de prevención (Guano, 2014).

Por ejemplo, HEC-RAS (Hydrology Engineering Center- River Analysis System) es un software de dominio público desarrollado en el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU.

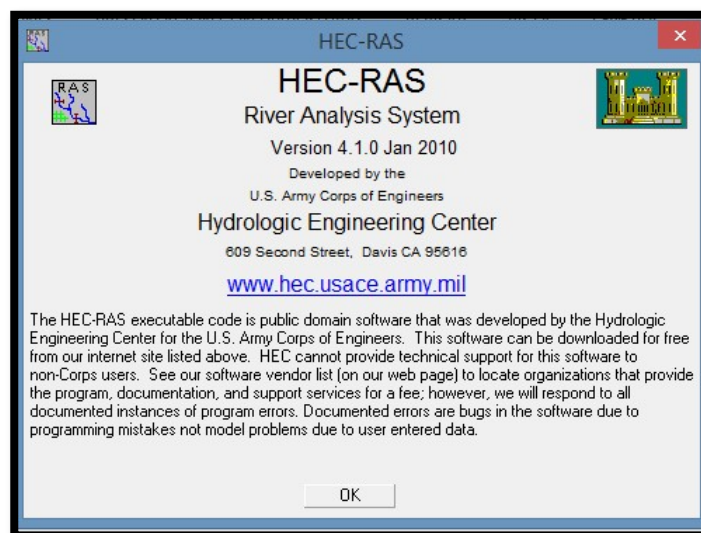


Figura 1.3. Programa HEC-RAS.

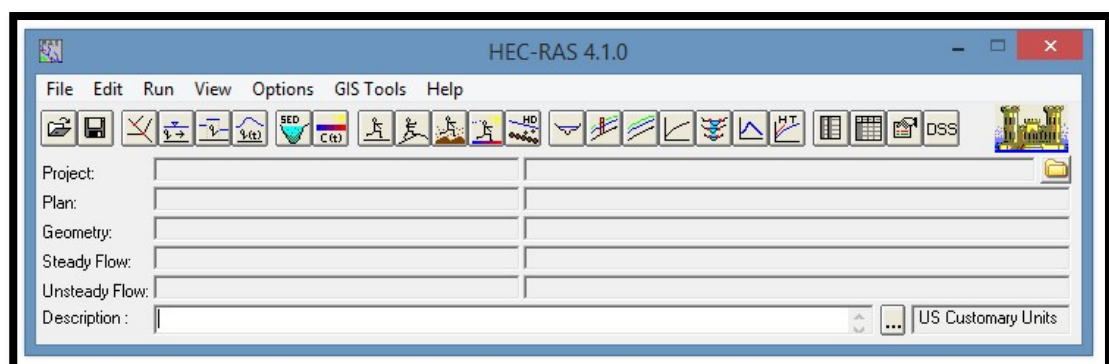


Figura 1.4. Programa HEC-RAS, ventana principal del software.

HEC-RAS, mediante modelos, realiza cálculos hidráulicos en una dimensión, régimen permanente y no permanente, para una red completa de cauces abiertos, canales y ríos, ya sean naturales o artificiales. La versión 4.0 incorpora una serie de nuevas funciones dentro de las cuales se encuentra el módulo de calidad de agua. HEC-RAS utiliza un enfoque unidimensional derivado de la ecuación de energía de fluidos desarrollada por Bernoulli, para calcular la altura de escurrimiento en flujos gradualmente variados. Se realiza un cálculo iterativo, comenzando por un punto de características conocidas y se avanza en función de la estimación de la pérdida de energía (Guano, 2014).

El módulo de calidad de agua permite realizar un análisis de calidad utilizando el esquema numérico QUICKEST-ULTIMATE para resolver una ecuación unidimensional de advección dispersión. (Guano, 2014).

Los parámetros requeridos para el modelo son: Nitrógeno de Nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$), Nitrógeno de Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$), Nitrógeno Orgánico (OrgN), Nitrógeno de Amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), Fósforo Orgánico (OrgP), Ortofosfato (PO_4), Algas, Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (DBOC) y Oxígeno disuelto (OD), todos estos en unidades de miligramos por litro (mg/l).

1.2 JUSTIFICACIÓN

Los ríos y corrientes de agua superficial, están continuamente expuestos a descargas de residuos y vertimientos de diferente naturaleza que pueden potencialmente afectar la salud pública y la vida acuática, limitar los usos del agua, afectar la ecología y causar pérdidas de amenidad del paisaje.

Al hacer un análisis de los problemas de la calidad del agua en el área metropolitana de Monterrey, se piensa que esta ha sido una zona de extenso crecimiento industrial y poblacional en las últimas décadas, lo que ha redundado en dramáticos aumentos de la demanda de servicios de agua potable y drenaje que no

han sido satisfechos; esta zona se distingue también por la relativa escasez de sus mantos acuíferos y las bajas precipitaciones pluviales.

Por otro lado, el acelerado desarrollo local ha significado mayores montos de desechos domésticos e industriales que han llevado a graves niveles de contaminación de los cuerpos receptores locales. El agua residual que se genera en esa área se encuentra contaminada por diversas sustancias provenientes de una zona industrial altamente diversificada; entre ellas se enlistan altas concentraciones de metales pesados como plomo, níquel y mercurio.

Salvo el tratamiento que algunas empresas dan a sus descargas residuales, el agua servida del área metropolitana de Monterrey no recibe tratamiento primario o secundario.

Los modelos de transporte y calidad del agua sirven como herramientas en estudios de recursos hídricos y de saneamiento del medio ambiente que buscan una aplicación efectiva de técnicas para el manejo y control de la calidad del agua (Camacho & DiazGranados, 2003).

La construcción de los modelos surge de la necesidad de resolver determinados problemas cuando es difícil investigar fenómenos en su modo natural, y cuando resulta aún más complejo predecir el comportamiento futuro.

La reciente y creciente mejora de los recursos computacionales ha hecho factible el desarrollo y aplicación de complejos modelos numéricos, espacialmente distribuidos, para evaluar diversos procesos a varias escalas incluyendo la calidad de agua de una cuenca hidrográfica (Guano, 2014).

Varios autores se han preocupado por proponer métodos, marcos de modelación y bancos de información cuyo objetivo final es el de obtener modelos predictivos que se conviertan en herramientas útiles para las comunidades.

La calidad del agua en los sistemas naturales, en particular en las aguas continentales, influye en la salud de los ecosistemas acuáticos y limita los usos del recurso hídrico. Una adecuada gestión de los recursos hídricos es uno de los factores principales para el uso eficiente del agua y, en consecuencia, para alcanzar

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

un desarrollo sostenible que proporcione un equilibrio entre el hombre y el medio ambiente.

Actualmente, el crecimiento urbano desordenado en las ciudades propicia el incremento de descargas de efluentes contaminados en los ríos. Lo anterior ha ocasionado un deterioro gradual de la calidad del agua, en su trayecto por zonas urbanas. Particularmente, los contaminantes en los ríos generan un gran problema en la salud de los seres vivos y ponen en riesgo la vida humana. Por lo tanto, es de imperiosa necesidad contar con modelos de calidad de agua que permitan predecir el contenido futuro de varios contaminantes o parámetros de la calidad de agua a lo largo del mismo y no en monitoreos puntuales. Esto ayudará a tomar decisiones más acertadas en torno al manejo del recurso hídrico; lo cual, a su vez, podrá reducir o mitigar considerablemente los efectos negativos y restaurar la calidad del agua.

Por tales motivos, salta a la vista la importancia de la cantidad y calidad del agua del río Pesquería, ya que su agua se destina para muchos usos diferentes, entre ellos: el riego de cultivos agrícolas, la pesca, la recreación, etc.

1.3 HIPÓTESIS

Si se desarrolla un modelo matemático de los componentes hidrológicos y de la calidad del agua en ríos contaminados debido a las descargas de efluentes, se tendrá una herramienta para diagnosticar la evolución de los contaminantes existentes en el río y se tendrán escenarios de diagnóstico y pronóstico para la determinación de soluciones que permitan minimizar los efectos negativos.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo general

Elaborar una simulación numérica de los componentes hidrológicos y de la calidad del agua de un río, con base en el análisis de datos de monitoreo puntual del área en estudio, como estrategia para evaluar escenarios de diagnóstico y

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

pronóstico de la evolución de los contaminantes para minimizar sus efectos negativos.

1.4.2 Objetivos particulares

- Obtener y analizar la información disponible de los monitoreos puntuales de calidad del agua en el río Pesquería (Zona Metropolitana de Monterrey).
- Calibrar y validar el modelo hidráulico y de calidad del agua utilizando el modelo matemático HEC-RAS, en el río en estudio para definir y simular el comportamiento de los contaminantes en su trayecto desde el Municipio de García, N.L. hasta su confluencia con el río Salinas.
- Analizar los resultados de las simulaciones hidráulicas y de calidad del agua del río Pesquería, considerando los efectos de las descargas de efluentes contaminantes y su relación con los cambios producidos en el escurrimiento natural por infraestructura urbana dentro del cauce.
- Evaluar y comparar escenarios de diagnóstico y pronóstico de la evolución de los contaminantes en el río Pesquería, para minimizar sus efectos negativos y así tomar decisiones más acertadas en torno al manejo de este recurso hídrico.

CAPÍTULO 2.

MARCO TEÓRICO

2.1 MODELO DE TRANSPORTE Y NUTRIENTES

El programa HEC-RAS 4.0 contiene un módulo computacional que representa el transporte de escalares, acoplado a la hidrodinámica. Su modelo matemático se basa en una ecuación unidimensional de advección-dispersión, expresada por la ecuación (2.1):

$$\frac{\partial(V\phi)}{\partial t} + \frac{\partial(Q\phi)}{\partial t} \Delta x = \frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma A \frac{\partial \phi}{\partial t} \right) \Delta x + s$$

Donde:

ϕ = Temperatura del agua (°C) o concentración (OD, DBO, Algas, etc.)

V = Volumen del segmento considerado (m³),

Γ = Coeficiente de dispersión longitudinal ($\frac{m^2}{s}$),

S = Fuente o sumidero ($\frac{kg}{s}$).

HEC-RAS aproxima la ecuación (2.1) mediante el algoritmo QUICKEST (Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics with Estimated Streaming Terms). Este algoritmo está basado en una formulación de volumen de control con valores en las celdas de las variables de pendientes escritas en términos de una interpolación cuadrática, usando los valores de los nodos adyacentes junto con el valor del próximo nodo hacia adelante.

Este esquema numérico presenta un error de truncamiento de tercer orden espacial y temporal, que atenúa las oscilaciones propias de los esquemas centrados y de la disipación numérica, característica de los esquemas regresivos, aún para condiciones altamente advectivas. (Guano Avila, 2014).

El sistema dispone también la opción del algoritmo QUICKEST-ULTIMATE, para el caso en que se presenten oscilaciones sin correspondencias físicas. El sistema HEC-RAS utiliza para el modelo de transporte células, que se establecen inicialmente entre dos secciones hidráulicas transversales. Los puntos computacionales se localizan entre secciones transversales pares.

El modelo organiza los constituyentes y fuentes y sumideros en tres grupos principales:

A. Modelado de temperatura. - calcula las fuentes de energía, los sumideros y la temperatura del agua.

B. Modelado de nutrientes.

- Nitrógeno

- Nitrito disuelto (NO_2) (mgN / L)
- Nitrato disuelto (NO_3) (mgN / L)
- El nitrógeno orgánico disuelto (OrgN) (mgN / L)
- Nitrógeno amoniacal disuelto (NH_4) (mgN / L)

- Fósforo

- Fósforo orgánico disuelto (ORGP) (mgP / L)
- Ortofosfato disuelto (PO_4) (mgP / L)

- Algas (A) (mgA / L)

- Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (CBOD) (mgDBOC / L)

- Oxígeno disuelto (mgOD / L)

Muchas de las reacciones de calidad del agua están fuertemente influenciadas por la temperatura. Las constantes de velocidad se especifican a una temperatura de referencia de 20 ° C y se corrigen a la temperatura local del agua.

La relación entre la velocidad de reacción y la temperatura se modela con la ley de velocidad Arrhenius:

$$k_T = k_{20}^{\theta(T-20)} \quad (2.2)$$

Donde:

K_T = Constante de velocidad a temperatura T

K_{20} = Constante de velocidad a 20 °C

T = Coeficiente de corrección de temperatura

El coeficiente de corrección de la temperatura para estas reacciones de calidad del agua generalmente se establece en 1,024 para las reacciones físicas y de 1,047 para las reacciones químicas con algunas excepciones.

C. Modelado de constituyentes arbitrarios. - Son trazadores simples, configurados por el usuario, son independientes de la temperatura del agua y los nutrientes.

2.1.1 MODELACIÓN DE TEMPERATURA

La temperatura del agua es una de las características físicas más importantes en el desarrollo de diversos fenómenos que ocurren en los sistemas acuáticos. Su variación afecta a varios parámetros de calidad del agua. Las tasas de reacción química y biológica aumentan con el aumento de la temperatura del agua; las tasas de crecimiento y respiración dependen de la temperatura y la mayoría de los organismos tienen intervalos de temperaturas diferentes dentro de los cuales se reproducen y compiten.

La toxicidad de los contaminantes, la eficacia de los tratamientos de agua, el sabor y el olor también se ven afectados por la temperatura del agua. Además, la evolución, la distribución y la ecología de los organismos acuáticos están fundamentalmente afectados por la temperatura del agua. (Guano Avila, 2014).

Existen muchos factores que están involucrados, en la variación de la temperatura de los ríos. Generalmente se pueden clasificar en cuatro grupos diferentes:

- i. condiciones atmosféricas,
- ii. la topografía;
- iii. flujo de descarga
- iv. lecho

Las condiciones atmosféricas son de los factores más importantes y son los principales responsables de los procesos de intercambio de calor que se producen en la superficie del agua, incluyendo los cambios de fase. La topografía o entorno geográfico también es importante porque influye en las condiciones atmosféricas.

El flujo de descarga, sobre todo en función de la hidráulica fluvial (por ejemplo, la entrada y salida), influye principalmente en la capacidad de calefacción (volumen de agua) y / o refrigeración a través de la mezcla de agua de diferentes fuentes, incluyendo intercambios térmicos de cauces. (Caissie, 2006)

El intercambio de calor de la superficie de aire/agua y en la superficie de lecho/agua es donde se produce el intercambio energético, al menos en los tramos donde las entradas/salidas, tales como afluentes entrantes, efluentes térmicos y extracciones de agua, son insignificantes.

La mayoría de los modelos de la temperatura del agua utilizan ecuaciones de conservación de energía para calcular las temperaturas de la superficie. Estas ecuaciones expresan la energía como la tasa de flujo de energía, en unidades de julios por segundo ($J s^{-1}$) o vatios (W), en la superficie del agua en un ángulo perpendicular. La energía que entra en la superficie está normalizada para el área de manera que se utilizan las unidades de densidad de energía de flujo ($W m^{-2}$), en lugar de vatios. Otras unidades de la energía incluyen Calorías (Cal) y de unidades térmicas británicas (BTU).

2.1.2 MODELACIÓN DE NUTRIENTES

2.1.2.1 Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los constituyentes de la materia orgánica que forma parte de las proteínas de las células y es indispensable en el crecimiento de los organismos fotosintéticos, es un parámetro modelado en HEC-RAS versión 4.0.

Las especies de nitrógeno que se encuentran comúnmente en el agua del río son nitrógeno orgánico disuelto (OrgN); nitrógeno de amonio disuelto (NH_4); nitrito disuelto (NO_2); nitrato disuelto (NO_3) y nitrógeno orgánico. Estas son indispensables para el desarrollo de la vida animal y vegetal en el agua. Las primeras cuatro formas (disueltas) son variables permanentes en HEC-RAS.

Dentro del agua aeróbica natural hay una transformación constante de nitrógeno orgánico (OrgN) a amonio (NH_4), a nitrito (NO_2), y finalmente a nitrato (NO_3). El amoníaco, junto con los nitritos y nitratos, es un típico indicador de contaminación del agua. Concentraciones elevadas son motivo de preocupación para la salud humana y del ganado. La presencia de amoníaco indica una degradación incompleta de la materia orgánica.

Algunos modelos a menudo representan el ciclo del nitrógeno mediante una sola ecuación de nitrificación o combinan el nitrógeno y DBO carbonosa en un único constituyente que representa la DBO total.

Muchos modelos no incluyen nitrógeno orgánico como un componente separado. Este es importante en muchas situaciones para distinguir entre las concentraciones de nitrógeno y amoníaco orgánicos.

- *Nitrógeno Orgánico Disuelto (OrgN)*

En el modelo, la única fuente interna de nitrógeno orgánico es la respiración de algas, y disminuye por hidrólisis para formar el amonio y por la sedimentación del nitrógeno orgánico.

$$\frac{dOrgN}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 OrgN - \sigma_4 OrgN$$

Donde:

α_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno. (mgN mgA) Este es un parámetro establecido por el usuario, describe la fracción de algas que contribuyó al almacenamiento de nitrógeno. Ver tabla 2.1.

ρ^* = La tasa de respiración de algas locales (dia^{-1}).

β_3 = constante de velocidad: hidrólisis de OrgN a amonio (día^{-1}) El nitrógeno orgánico por hidrólisis se convierte en amonio, la velocidad de hidrólisis es menor en ambientes anóxicos en comparación que en aerobios. La velocidad de reacción es de primer orden con respecto a la biomasa heterotrófica presente

Es un parámetro establecido por el usuario y depende de la temperatura. Ver tabla 2.1.

σ_4 = constante de velocidad: velocidad de sedimentación de N orgánico.

Es un parámetro establecido por el usuario, dependiente de la temperatura. Ver tabla 2.1.

- *Amonio*

Las fuentes internas de amonio (NH_4) que se considera en el modelo incluyen hidrólisis de nitrógeno orgánico (OrgN), y la absorción (difusión) de los bentos. Sumideros internos incluyen la oxidación de amonio para formar nitrito (NO_2) y consumo por las algas.

$$\frac{dN_4}{dt} = \beta_3 \text{OrgN} + \frac{\sigma_3}{d} - \beta_1 (1 - \exp^{-KNR \cdot OD}) NH_4 - F_1 a_1 \mu A$$

NH ₄ Fuente/sumidero =	$\beta_3 \text{OrgN}$	Hidrolisis (OrgN → NH ₄)
	$+ \frac{\sigma_3}{d}$	Difusión de Bentos
	$-\beta_1 (1 - \exp^{-KNR \cdot DOX}) NH_4$	Oxidación (NH ₄ → NO ₂)
	$-F_1 a_1 \mu A$	Consumo de algas.

Donde:

β_3 = Constante de velocidad: hidrólisis de OrgN a amonio (dia⁻¹) Parámetro considerado en la sección de nitrógeno orgánico.

β_1 = Constante de velocidad: Oxidación de amonio a nitrito (dia⁻¹). La velocidad oxidación de NH₄ es fijado por el usuario.

σ_3 = Tasa fuente de bentos: amonio (mgN m⁻² dia⁻¹) La tasa de fuente de bentos NH₄ es establecida por el usuario.

d = profundidad del canal promedio (m) La profundidad de la columna de agua es pasada al modelo de calidad del agua desde el modelo hidráulico.

μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia⁻¹).

a_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno. (mgN/mgA⁻¹).

KNR = Coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación (mgO⁻¹L) Parámetro establecido por el usuario, generalmente ajustado a 0.6.

GL = limitación de crecimiento de algas (sin unidades) Valor calculado.

F_1 = fracción captada por las algas del almacenamiento de amonio (sin unidades).

La fracción captada por las algas del almacenamiento de amoníaco es un valor calculado. Es una función del factor de preferencia de nitrógeno (PN) introducido por el usuario y de las variables de estado amonio (NH₄) y nitrato (NO₃):

$$F_1 = \frac{P_N NH_4}{P_N NH_4 + (1 - P_N) NO_3}$$

El factor de preferencia para el amoníaco (PN) varía entre cero y uno. Al establecer el valor 1 se indica que la preferencia de las algas es por el amonio (NH₄). Al establecer el valor 0 se indica la preferencia de algas por el nitrato (NO₃).

- *Nitritos (NO₂)*

La fuente interna de nitrito es la oxidación de amonio (NH₄) a nitrito modelada es la oxidación de nitrito (NO₂) a nitrato (NO₃). El único sumidero modelado es la oxidación de nitrito (NO₂) a nitrato (NO₃). Fuentes y sumideros para el almacenamiento de nitrito son:

$$\frac{dNO_2}{dt} = \beta_1(1 - \exp^{-KNR*OD})NH_4 - \beta_2(1 - \exp^{-KNR*OD})NO_2$$

$$\begin{aligned} \text{NO}_2 \text{ Fuente/sumidero} &= \beta_1(1 - \exp^{-KNR \text{ DOX}}) NH_4 \\ &\quad \text{Oxidación (NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2) \\ &\quad - \beta_2(1 - \exp^{-KNR \text{ DOX}}) NO_2 \\ &\quad \text{Oxidación (NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3) \end{aligned}$$

Donde:

β_1 = constante de velocidad: Oxidación de amonio a nitrito (día⁻¹).

β_2 = constante de velocidad: Oxidación de nitrito a nitrato (día⁻¹).

Avanza rápidamente. Dependiente de la temperatura.

KNR = coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación (mgO^1L).

- *Nitratos (NO_3)*

La única fuente de nitrato en la oxidación de nitrito (NO_2) a nitrato (NO_3). El único sumidero modelado es la captación de algas. Fuentes y sumideros para el almacenamiento de nitrato son:

$$\frac{d\text{NO}_3}{dt} = \beta_2(1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}})\text{NO}_2 - (1 - F_1)\alpha_1\mu A$$

$$\begin{aligned} \text{NO}_3 \text{ Fuente/sumidero} = & \quad \beta \cdot (1 - \exp^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}}) \text{NO}_2 \\ & \text{Oxidación (NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3) \\ & - (1 - F_1) \alpha_1 \mu A \quad \text{Captación algas} \end{aligned}$$

Donde:

β_2 = constante de velocidad: Oxidación de nitrito a nitrato (dia^{-1}).

KNR = coeficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación (mgO^{-1}L).

α_1 = fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno (mgN mgA^{-1}).

μ = Tasa de crecimiento local de algas (dia^{-1}).

F_1 = fracción captada por las algas del almacenamiento de amonio (Sin unidades).

- *Tablas constantes de velocidad y parámetros de nitrógeno.*

Los Valores e intervalos sugeridos para los parámetros de nitrógeno se proporcionan en la tabla 2.1. Predeterminados se muestran en la tabla coinciden con los especificados en el código modelo. Para la mayoría de los coeficientes, por defecto se establecen en el valor más bajo del intervalo.

Tabla 2.1. Parámetros para fuentes de nitrógeno y sumideros

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Intervalo Sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura Para la Corrección de Coeficiente (Θ)
B ₃	Constante de velocidad: hidrolisis de $OrgN \rightarrow NH_4$	día ⁻¹	0.02-0.4	0.02	1.047
B ₁	Constante de velocidad: hidrolisis de $NH_4 \rightarrow NO_3$	día ⁻¹	0.1-1.0	0.1	1.083
B ₂	Constante de velocidad: hidrolisis de $NO_3 \rightarrow NO_2$	día ⁻¹	0.20-2.0	0.2	1.047
σ_4	Velocidad de sedimentación de N orgánico	día ⁻¹	0.001-0.1	0.001	1.024
σ_3	Tasa fuente de bentos: amonio	mgN m ⁻² día ⁻¹	Variable	0	1.074
KNR	Coefficiente de primer orden de inhibición de la nitrificación	Sin unidades	0.6-0.7	0.6	No corrección
PN	Factor de preferencia de nitrógeno	Sin Unidades	1= NH_4 0= NO_3	1	No corrección
α_1	Fracción de la biomasa de algas que es nitrógeno	mgN mgA ⁻¹	0.07-0.09	0.07	No corrección

Fuente: Manual de usuario HEC-RAS versión 4.0

2.1.2.2 Fósforo

El fósforo es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. El ciclo del fósforo funciona como el ciclo de nitrógeno en muchos aspectos. La forma orgánica del fósforo procede de la muerte de las algas, que luego se convertirá a la forma inorgánica, disponible para las algas para la producción primaria.

Dos especies de fósforo se modelan en el programa HEC-RAS: fósforo orgánico disuelto (OrgP), y Ortofosfato inorgánico disuelto (PO₄).

Fuentes y sumideros, así como los parámetros que controlan sus tasas se describen en detalle a continuación.

- *Fósforo orgánico*

La única fuente de fósforo orgánico (OrgP) en un cuerpo de agua, es la respiración de algas. Los sumideros internos para fósforo orgánico son el decaimiento del fósforo orgánico para formar ortofosfato (PO₄), y la sedimentación. A continuación, se presenta la ecuación diferencial que representa la transformación de fósforo de una forma a otra:

$$\frac{dOrgP}{dt} = \alpha_2\rho A - \beta_4 OrgP - \sigma_5 OrgP$$

OrgP Fuente/sumidero	=	+ $\alpha_2\rho A$	Respiración de Algas.
		- $\beta_4 OrgP$	Decaimiento (OrgP → PO ₄)
		- $\sigma_5 OrgP$	Sedimentación

Donde:

OrgP = Concentración de fósforo orgánico. (mgP/L)

β_4 = Tasa de solubilidad de fósforo orgánico: oxidación de OrgP a PO₄ (dia⁻¹)
Parámetro establecido por el usuario y dependiente de la temperatura.

σ_5 = Tasa de sedimentación de fósforo orgánico (dia⁻¹) Parámetro establecido por el usuario. Dependiente de la temperatura.

ρ = Tasa de respiración de algas locales (dia⁻¹).

α_2 = Contenido específico de fósforo en la biomasa de las algas. (mgP mgA⁻¹).
Parámetro establecido por el usuario.

- *Ortofosfato (PO_4)*

Hay dos fuentes internas de fosfato disuelto (PO_4): decaimiento de fósforo orgánico ($OrgP$); y difusión de los bentos. El único sumidero interno de fosfato (PO_4) es la captación por las algas. La ecuación diferencial que gobierna la fuente ortofosfato es:

$$\frac{dPO_4}{dt} = \beta_4 OrgP + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A$$

PO_4 Fuente/sumidero = $\beta_4 OrgP$ Decaimiento ($OrgP \rightarrow PO_4$)
 $+ \sigma_2/d$ Difusión de Bentos.
 $-\alpha_2 \mu A$ Captación por algas.

- *Tablas constantes de velocidad y parámetros de nitrógeno*

Valores e intervalos sugeridos en el programa HEC-RAS, para los parámetros de fósforo, se proporciona en la tabla 2.2.

Tabla 2.2. Parámetros para fuentes y sumideros de fosforo.

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Intervalo Sugerido	Valor por defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de Coeficiente (Θ)
β_4	Tasa de solubilidad del fosforo orgánico $OrgN \rightarrow PO_4$	día ⁻¹	0.01-0.7	0.01	1.047
σ_5	Tasa de sedimentación de fósforo orgánico	día ⁻¹	0.001-0.1	0.001	1.024
σ_2	Tasa de producción de béntica de fósforo disuelto	mgP m ⁻² día ⁻¹	Variable	0.0	1.074
α_2	Contenido específico de fósforo en la biomasa de las algas.	mgP mgA ⁻¹	0.01-0.02	0.01	No corrección

Fuente: Manual de usuario HEC-RAS versión 4.0

2.3.3 Algas

El modelo de calidad de agua soporta sólo algas del fitoplancton flotando libremente y consumen los nutrientes de la columna de agua.

La respiración y el crecimiento de las algas afectan la concentración de algas (A); las concentraciones de nutrientes ((NH₄, NO₃, PO₄, OrgN and OrgP), y oxígeno disuelto (OD). Durante el día, la fotosíntesis de algas produce oxígeno disuelto y durante la noche, en la respiración, utilizan oxígeno. Las algas utilizan fósforo y nitrógeno en sus formas inorgánicas disueltas (NH₄, NO₃, PO₄). Las algas son una fuente de las formas orgánicas de nitrógeno (OrgN) y fósforo (OrgP).

La clorofila-a (CHL)

La clorofila-a se considera directamente proporcional a la concentración de biomasa de las algas. La relación lineal entre la clorofila-a y la biomasa de las algas se presenta en la ecuación:

$$CHL = \alpha_0 A$$

Donde:

CHL	=	Concentración de clorofila (mg Cl ^{-a} L ⁻¹).
α_0	=	Contenido de clorofila-a en la biomasa de las algas. ($\mu\text{gChl-a/mgA}$)
A	=	Concentración de biomasa de algas (mgA/L)

El contenido de clorofila-a en la biomasa de algas, es un valor establecido por el usuario y no depende de la temperatura. Ver tabla 2.3.

- Tabla de constantes de velocidad y parámetros para algas

Los valores e intervalos sugeridos por el Manual de Usuario del programa HEC-RAS versión 4.0, para los parámetros de algas se proporcionan en la tabla

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

2.3. Para la mayoría de los coeficientes, se sugiere emplear el valor más bajo del intervalo.

Tabla 2.3. Valores de intervalo sugeridos para las constantes y parámetros de velocidad de algas.

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Intervalo Sugerido	Valor por Defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (Θ)
α_0	Conversión <i>alga</i> → <i>clorofilia</i> – <i>a</i>	$\mu\text{g Chla}$ mga^{-1}	10-100	10	No corrección
$\mu_{\text{máx}}$	Tasa máxima de crecimiento de algas	día^{-1}	1.0-3.0	1.0	1.047
P	Tasa de respiración de las algas	día^{-1}	0.05-0.5	0.05	1.047
KL	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (Luz)	Wmseg^{-1}	4-20	4	No corrección
KN	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (nitrógeno)	mgN/L	0.01-0.30	0.01	No corrección
Kp	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación (fósforo)	mgP/L	0.001-0.05	0.001	No corrección
λ_0	Coefficiente de extinción de la luz independiente de las algas	m^{-1}	≥ 0.03	0.03	No corrección
λ_1	Coefficiente lineal de auto-oscurecimiento producido por las algas	$\text{m}^{-1}/(\mu\text{g Chla/L})$	0.0007-0.07	0.007	No corrección
λ_2	Coefficiente no lineal de auto-oscurecimiento producido por algas	$\text{m}^{-1}/(\mu\text{g Chla/L})^{2/3}$	Variable	0.05	No corrección
σ_1	Tasa de producción béntica (Algas)	M día^{-1}	0.1-2.0	0.1	1.024

Fuente: Manual de usuario HEC-RAS versión 4.0

2.3.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (DBOC)

La DBOC es la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer biológicamente la materia orgánica carbonácea y se determina en el laboratorio a una temperatura de 20° C y en 5 días (DBO₅), mediante procedimientos estandarizados de incubación.

El programa HEC-RAS versión 4.0 asume una reacción de primer orden para describir la desoxigenación de DBOC en el río.

La función DBOC expresada en el modelo también tiene en cuenta la eliminación de DBOC adicional debido a la sedimentación.

$$\frac{dDBOC}{dt} = -K_1 DBOC - K_3 DBOC$$

$$\begin{aligned} \text{DBOC Fuente/sumidero} &= -K_1 DBOC \quad (\text{oxidación}) \\ &\quad -K_3 DBOC \quad (\text{sedimentación}) \end{aligned}$$

Donde:

K_1 = Coeficiente de desoxigenación (día^{-1}) Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura

K_3 = Tasa de pérdida de DBO carbonoso por sedimentos (día^{-1}). Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura.

- [Tabla de constantes de velocidad y parámetros para DBOC.](#)

En la tabla 2.4 se presentan valores e intervalos sugeridos para los parámetros de DBOC. En el manual del usuario de HEC-RAS se recomienda emplear el valor más bajo del rango para la modelación

Tabla 2.4. Parámetros para fuentes y sumideros para DBOC.

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Intervalo Sugerido	Valor por Defecto	Coeficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (Θ)
K_1	Coeficiente de desoxigenación (DBOC)	día^{-1}	0.02-3.4	0.02	1.047
K_3	Tasa de sedimentación (DBOC)	día^{-1}	-0.36-0.36	0	1.024

Fuente: Manual de usuario HEC-RAS versión 4.0

2.3.5 Oxígeno disuelto.

El balance de oxígeno en un sistema acuático depende de la capacidad de reaeración de la corriente. Esta capacidad es una función de los procesos de advección y difusión que ocurre dentro del sistema acuático y de las fuentes y sumideros internos de oxígeno. La mayor fuente de oxígeno, además de la reaeración de la atmósfera, es la del oxígeno producido por la fotosíntesis y el oxígeno contenido en el flujo de ingreso.

Las pérdidas incluyen la respiración de algas, la demanda de oxígeno del sedimento, demanda bioquímica de oxígeno carbonácea y la oxidación de amonio y nitrito.

Fuentes y sumideros de oxígeno son:

$$\frac{dOD}{dt} = K_2(O_{sat} - OD) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1DBOC - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1NH_4$$

OD Fuente/sumidero =

- K₂ (O_{sat}-OD) Reaireación
- A (α₃μ-α₄ρ) Fotosíntesis y respiración
- K₁DBOC Demanda DBOC
- K₄/d Consumo béntico de oxígeno
- α₅ β₁ NH₄ Oxidación de amonio
- α₆ β₂ NO₂ Oxidación de nitrito

Donde:

- OD = La concentración de oxígeno disuelto (mgOD/L).
- Osat = La concentración oxígeno disuelto de saturación (mgO/L)
- α₃ = Valor calculado. Función de la temperatura del agua.
Producción específica de oxígeno por crecimiento de las Algas (mgO/mgA). Valor introducido por el usuario.
- α₄ = Consumo específico de oxígeno por respiración de las algas. (mgO/mgA) V a l o r introducido por el usuario.

- α_5 = Consumo específico de oxígeno para la oxidación de amonio (NH_4) (mgO/mgN). Valor introducido por el usuario.
- α_6 = Consumo específico de oxígeno para la oxidación de nitritos (NO_2) (mgO/mgN) Valor introducido por el usuario.
- μ = Tasa de crecimiento de las algas. (días^{-1}). Dependiente de la temperatura.
- ρ = Tasa de respiración de las algas. (días^{-1}). Dependiente de la temperatura.
- A = Concentración de la biomasa de las algas(mgA/L)
- DBOC = Concentración de DBO Carbonácea (mg/L)
- K_1 = Coeficiente de desoxigenación (día^{-1}). Este parámetro establecido por el usuario y además es dependiente de la temperatura.
- K_2 = Tasa de reaireación (día^{-1}).
La Aireación es el proceso de intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera a través de la interface aire-agua. En este modelo, la reaireación se simula como un proceso de gradiente de flujo, el producto de una constante de velocidad de la reaireación (K_2) y la diferencia entre la concentración real y saturada de oxígeno disuelto. Este parámetro es fijado por el usuario y dependiente de la temperatura.
- K_4 = Tasa de consumo demanda béntico de oxígeno ($\text{mg m}^2 \text{ día}^{-1}$).

Este parámetro es fijado por el usuario y dependiente de la temperatura.

β_1 = Tasa de oxidación biológica el amonio: oxidación de amonio a nitrito (día^{-1}).

β_2 = Tasa de oxidación biológica de los nitritos (día^{-1})

- *Tabla de constantes de velocidad y parámetros para OD.*

El manual de usuario HEC-RAS, en su versión 4.0, recomienda utilizar los valores de más bajo intervalo para la modelación.

Tabla 2.5. Parámetros para fuentes y sumideros para OD.

Símbolo	Descripción	Unidad	Qual 2E Intervalo Sugerido	Valor por Defecto	Coefficiente de Temperatura para la corrección de coeficiente (Θ)
α_3	O ₂ para el crecimiento de las algas	mgO mgA-1	1.4-1.8	1.4	No corrección
α_4	O ₂ para la respiración de las algas	mgO mgA-1	1.6-2.3	1.6	No corrección
α_5	O ₂ para la oxidación de amonio	mgO mgN-1	3.0-4.0	3.0	No corrección
α_6	O ₂ para la oxidación de nitritos	mgO mgN-1	1.0-1.14	1-0	No corrección
K ₂	Tasa de re aireación	día^{-1}	0-100	0	1.024
K ₄	Demanda béntica de oxígeno	mgO/m ² día	Variable	0	1.060

Fuente: Manual de usuario HEC-RAS versión 4.0.

2.2 MODELACIÓN DE CONSTITUYENTES ARBITRARIOS.

Los constituyentes arbitrarios son trazadores simples, establecidos por el usuario; son independientes de la temperatura del agua y los nutrientes. La ecuación diferencial que gobierna los componentes arbitrarios no conservativos es:

$$\text{Constituyente Arbitrario (fuente / sumidero)} = KC$$

Dónde:

C = Concentración del componente arbitrario.

K = constante de velocidad (día^{-1})

Tenga en cuenta que el usuario debe introducir explícitamente un signo negativo para esta reacción y simular decaimiento, también se debe tomar en cuenta que el valor de K se establece en un número negativo, por descomposición de primer orden.

CAPÍTULO 3.

MÉTODO

3.1 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Para un análisis de calidad del agua en el río Pesquería fueron necesarios datos de muestreo de calidad, esto con el fin de proveer información y la comprensión necesaria para el manejo inteligente y adecuado del recurso agua. De ahí surge la importancia de la recolección de datos que describan los atributos físico-químicos del recurso en cuestión, estableciendo un comportamiento de los mismos a lo largo del espacio-tiempo y la correspondencia que tengan entre sus características.

La información de entrada está relacionada con los datos de control del software, con la identificación de proyecto, la climatología, las condiciones de frontera y, en este caso, los datos sobre las fuentes de contaminación.

La información recopilada se obtuvo de las campañas de muestreo empleadas por el Organismo Cuenca Río Bravo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en el río Pesquería, de tres años consecutivos. Estas muestras se tomaron en 13 puntos estratégicos, ubicados a lo largo del río, dentro de los municipios de García, Monterrey, General Escobedo y Apodaca, de Nuevo León.



Figura 3.1. Puntos de muestreo a lo largo del río Pesquería.

Como datos de entrada para el modelo, se emplearon valores mensuales de los años 2012, 2013 y 2014. Todos los resultados obtenidos de las muestras, de acuerdo con la fecha en que fueron tomadas, se acondicionaron conforme al sistema de unidades involucrado en el software HEC-RAS.

Una vez seleccionados los datos de calidad, se realizó un análisis estadístico de éstos (estimar la media, desviación estándar, entre otros), con el fin de llegar a deducciones en el cálculo de probabilidades. Esta información ayudó a la correcta interpretación y clasificación de los datos llevando, a cabo un mejor control de los resultados obtenidos.

Tabla 3.1. Ejemplo de datos de entrada para el modelo

Monitor eo	Muni cipio	Al ga s	DBO _T O _T	N_ NH 3	N_ NO 2	N_ NO 3	N_ OR G	OD_ MG L	ORT O_P O4	P_ TO T	PH_C AMP O	TEMP _AGU _A	TEMP _AM _B
OCRBR 5029M1 -161212	Apod aca	30	11	12. 660 5	0.6 444	7.5 006	4.7 867	6.75	1.324	1.6 17	7.98	19.7	25.9
OCRBR 5029M1 -251112	Apod aca	20	13	4.3 8	0.6 938	4.6 42	11. 57	6.12	1.7	2.2 7	7.59	22.7	27.2
OCRBR 5029M1 -281012	Apod aca	22	11	11. 640 3	0.2 849	7.8 582		5.83	2.875 1	2.6 78 1	7.26	26.7	28.9
OCRBR 5030M1 -161212	Apod aca	30	14	12. 594 4	0.5 579	6.9 144	4.9 187	6.43	1.789	2.0 64	7.87	17.6	25.5
OCRBR 5030M1 -251112	Apod aca	22	10	6.6 392	0.6 217	3.9 446	8.6 883	3.6	1.627 6	2.2 22 3	7.31	22	27.8
OCRBR 5030M1 -281012	Apod aca	20	8	12. 038 4	0.7 19	5.8 049		3.82	2.377 8	2.2 16 2	7.41	28.5	28.4

Ferriño (2015) nos permitió disponer del modelo hidrodinámico, calibrado y validado que realizó en su proyecto “Propuesta para determinar áreas de amortiguamiento en ríos afectados por el crecimiento urbano como estrategia para prevenir inundaciones”. Una vez simulado el modelo hidráulico, se procedió a construir el modelo de calidad del agua, introduciendo los datos requeridos por el programa, creando así un proyecto nuevo para realizar la simulación de la temperatura y los nutrientes.

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

Posteriormente, se procedió a definir las áreas de análisis, establecidas entre secciones transversales, denominadas como “celdas”. Estas celdas indican la variación que pueden presentar los componentes de calidad del agua. Para esta investigación se utilizaron 13 áreas de análisis, correspondientes a los 13 puntos de monitoreo puntual en el río.

Una vez definidos los tamaños de las celdas, se dio entrada a los datos de calidad obtenidos de los muestreos, de los parámetros a modelar, así como a los valores requeridos para establecer las condiciones iniciales del río. En este apartado se introdujeron los valores establecidos como límite en la Norma Oficial Mexicana Nom-127-Ssa1-1994, "Salud Ambiental, Agua Para Uso Y Consumo Humano-Límites Permisibles De Calidad Y Tratamientos A Que Debe Someterse El Agua Para Su Potabilización".

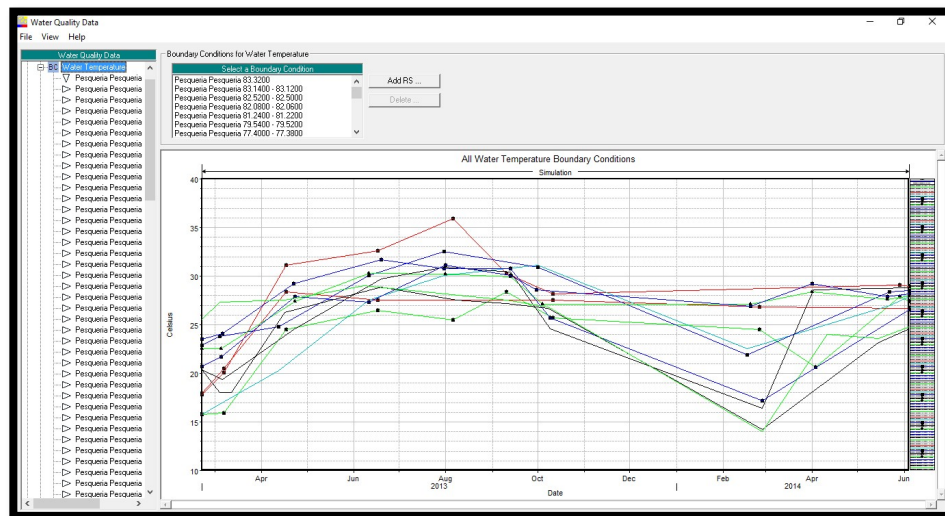


Figura 3.2. Datos de calidad obtenidos en los muestreos.

De igual manera que se dio entrada a los datos de calidad, se introdujo un conjunto de datos meteorológicos, en los que se incluyen parámetros como la temperatura del aire, la humedad relativa, la radiación solar, la velocidad del viento y la nubosidad. La información recopilada se obtuvo de los históricos de la estación denominada como Facultad de Agronomía UANL (años 2012 al 2014), de la red de estaciones del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y

Pecuarías (INIFAP), siendo ésta la estación más cercana a la zona en estudio y que posee los datos suficientes para la modelación.

Con la correcta admisión de los datos requeridos en el modelo por el software HEC-RAS, se procedió a iniciar la simulación de calidad del agua, produciendo gráficas de resultados, calculados para cada una de las variables de salida en cada uno de los sitios de muestreo.

Una vez realizadas todas las modificaciones y adaptaciones, la calibración del modelo será verificada con la comparación de las gráficas que presenten los resultados del modelo con los datos de campo. Esto conducirá a conclusiones positivas y negativas, presentando dos casos: en el primer caso, el modelo será considerado como válido y listo para emplearlo como herramienta en distintas situaciones; en el segundo caso se presenta la posibilidad de una recalibración del modelo.

CAPÍTULO 4.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1 EVALUACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL RÍO PESQUERÍA Y EFECTOS PROVOCADOS POR LA BAJA CALIDAD DEL AGUA.

Para el correcto análisis y evaluación de la evolución de la contaminación del río pesquería se tomó como ejemplo el día 14 de marzo de 2014, debido a que en este tiempo se presentaron serios problemas de contaminación en el río.

A continuación, se presenta una selección de resultados de la simulación de la calidad del agua del río Pesquería, calibrado y validado. Se comparan los resultados obtenidos con el HEC-RAS y los valores medidos en las campañas de muestreo.

4.1.1 Temperatura

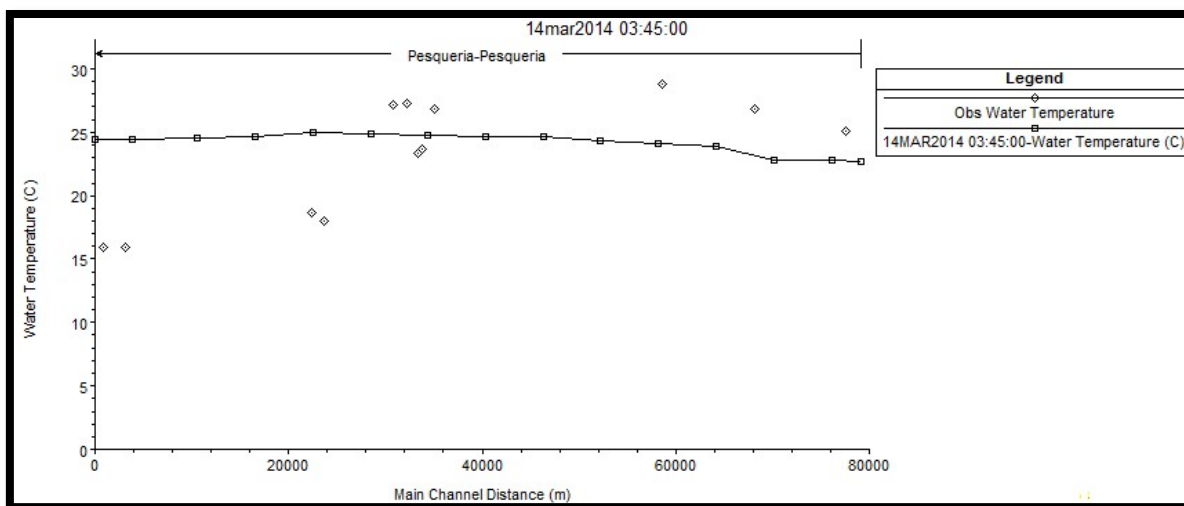


Figura 4.1.- Simulación de la evolución de la temperatura.

La norma oficial mexicana, NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residual

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

en aguas y bienes nacionales, establece que el límite máximo permisible de la temperatura en un río es de 40 °C.

De acuerdo con lo observado en la temperatura del agua, ésta se encuentra dentro del límite permisible; sin embargo, la contaminación térmica es una forma importante de contaminación en sistemas acuáticos y ocurre, en la mayoría de los casos, cuando el agua se utiliza para el enfriamiento de las plantas industriales cercanas. Es liberada al medio ambiente a una temperatura mayor que en la que se encontraba naturalmente.

El parámetro de temperatura es el valor más susceptible a este tipo de contaminación, debido a que el agua es el regulador de temperatura más abundante y económico que utiliza la industria.

4.1.2 Algas

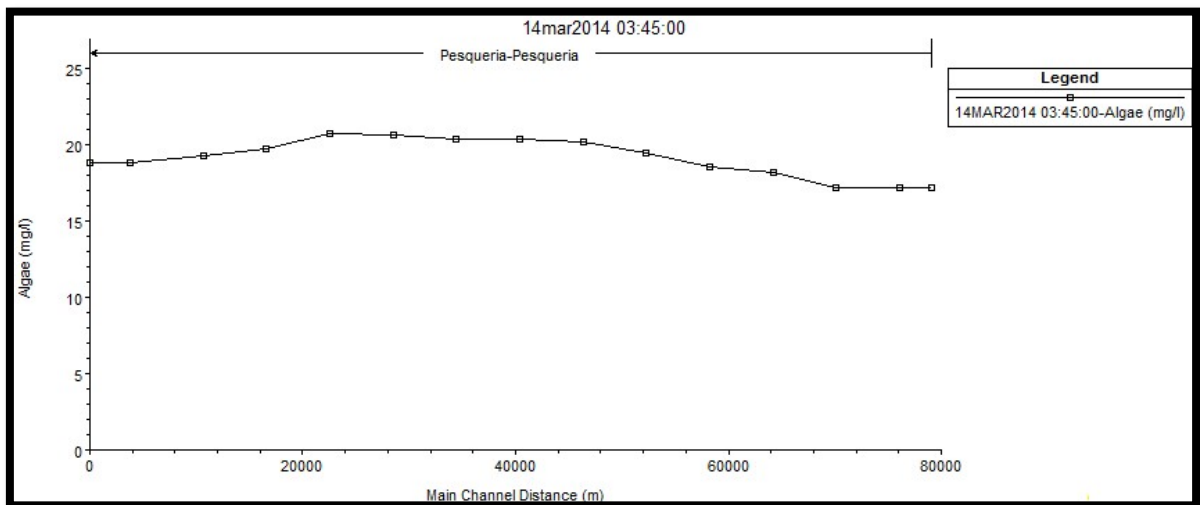


Figura 4.2.- Simulación de la evolución de las algas.

Los nutrientes como el nitrógeno y el fosforo son esenciales para la vida; sin embargo, su presencia en exceso en el agua superficial puede provocar eutrofización, lo que llevaría al crecimiento descontrolado de algas, consumiendo

Simulación numérica del comportamiento de la calidad de agua en ríos contaminados, a partir de datos de monitoreo puntuales.

así el oxígeno existente en el lugar y provocando la muerte de los restantes componentes del cuerpo de agua.

En este caso, el valor de algas se calculó teóricamente, debido a que en los datos de monitoreo proporcionados por la CONAGUA, este valor no fue medido.

Niveles superiores de los 20 mg/l de nitrógeno indican la presencia de algas, así como también que por cada 1 gr de fósforo deberán existir 100 grs. de algas.

4.1.3 Oxígeno disuelto

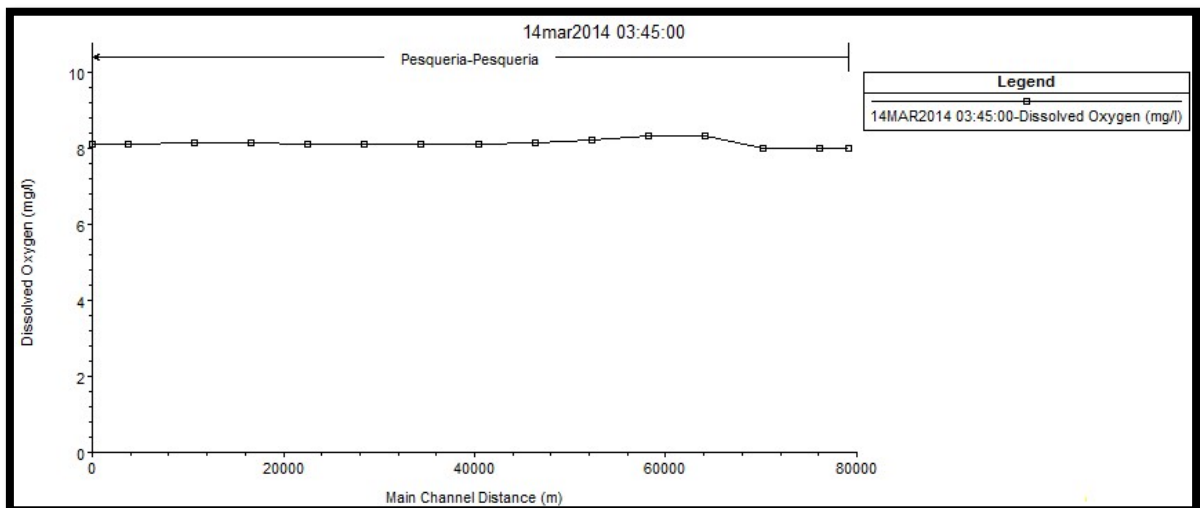


Figura 4.3.- Simulación de la evolución del oxígeno disuelto.

La principal fuente de oxígeno en el agua es el absorbido desde la atmósfera, incrementando sus niveles con el constante movimiento del agua. El agua limpia suele estar saturada de oxígeno, que es fundamental para la vida; sin embargo, niveles bajos de oxígeno disuelto, como se muestran en la figura 3, indican contaminación por materia orgánica y, por lo tanto, que hay incapacidad para mantener vida y con ello, una dañina calidad del agua.

El problema más frecuente es la descarga de desechos orgánicos e inorgánicos en un cuerpo de agua, ocasionando un descenso en las concentraciones de OD, lo que interfiere con los usos benéficos del agua.

4.1.4 Demanda bioquímica de oxígeno.

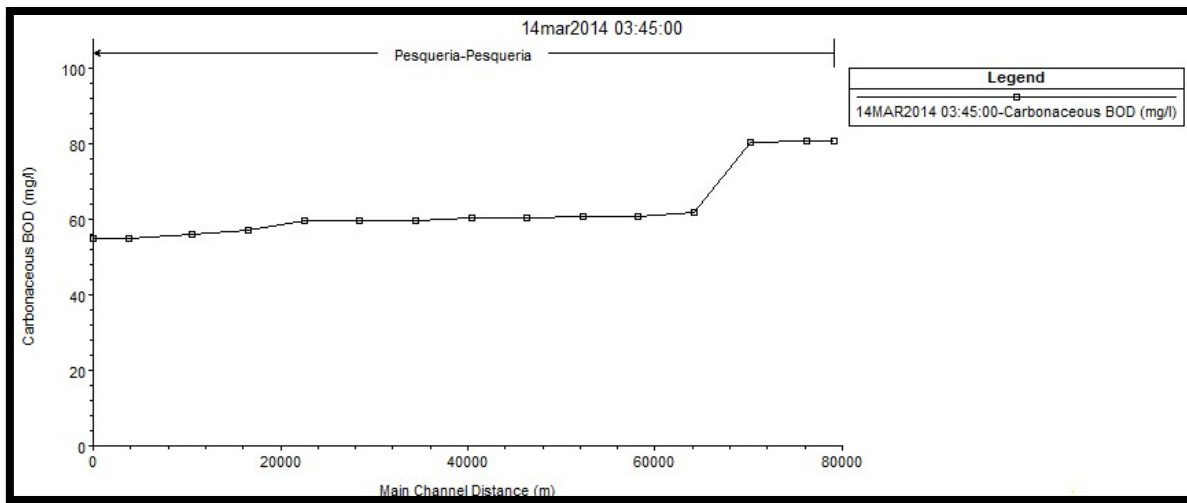


Figura 4.4.- Simulación de la evolución de la demanda bioquímica de oxígeno.

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para, oxidar, degradar o estabilizar la materia orgánica en condiciones aeróbicas. Esta puede verse afectada por la muerte y excreción de algas, zooplancton, peces y bacterias, así como por la demanda béntica.

La norma oficial mexicana, NOM-001-SEMARNAT-1996, establece que el límite máximo permisible de la demanda bioquímica de oxígeno en los ríos es para uso en riego agrícola, de 150-200 mg/l; para uso público urbano, 75-150 mg/l; y para la protección de vida acuática es de 30-60 mg/l.

Como se puede observar en este período, los niveles estuvieron casi al límite, y, por tanto, la DBO dio una referencia de calibración indicando que en este tiempo se presentaron daños considerables en la calidad del agua.

4.1.5 Nitrógeno

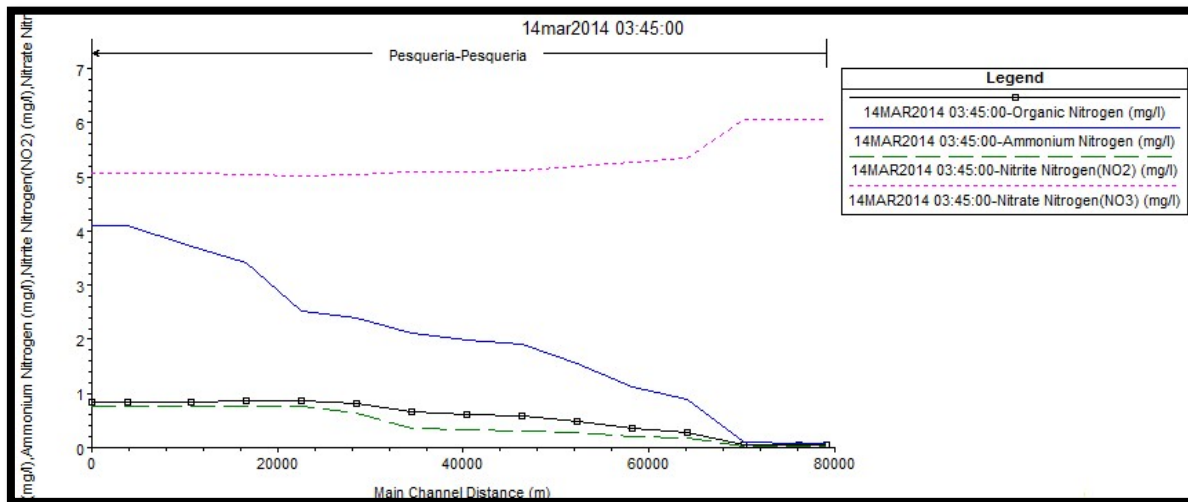


Figura 4.5.- Simulación de la evolución del nitrógeno total

El nitrógeno es un contribuyente de la materia orgánica, indispensable en los organismos fotosintéticos para el desarrollo de la vida animal y vegetal en el agua. La presencia de estos componentes es un indicador de contaminación en el agua, que en concentraciones elevadas puede llegar a ocasionar daños en la salud, ya que indica una degradación incompleta de la materia orgánica.

La norma oficial mexicana, NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, indica valores permisibles de Nitratos (NO_2) 10 mg/l, nitritos (NO_3) de 1 mg/l y nitrógeno amoniacal de 0.5 mg/l.

De acuerdo con los resultados obtenidos, el nitrógeno amoniacal presenta niveles por encima de la norma, siendo uno del componente que mayor daño ocasiona a la calidad del agua, porque al oxidarse se convierte en nitratos y nitritos, los que también se encuentran presentes y en altos niveles de concentración. Esto indica contaminación por agua residual agrícola, así como contaminación por actividad bacteriológica, lo que lleva a la descomposición de los componentes orgánicos.

4.1.6 Fósforo

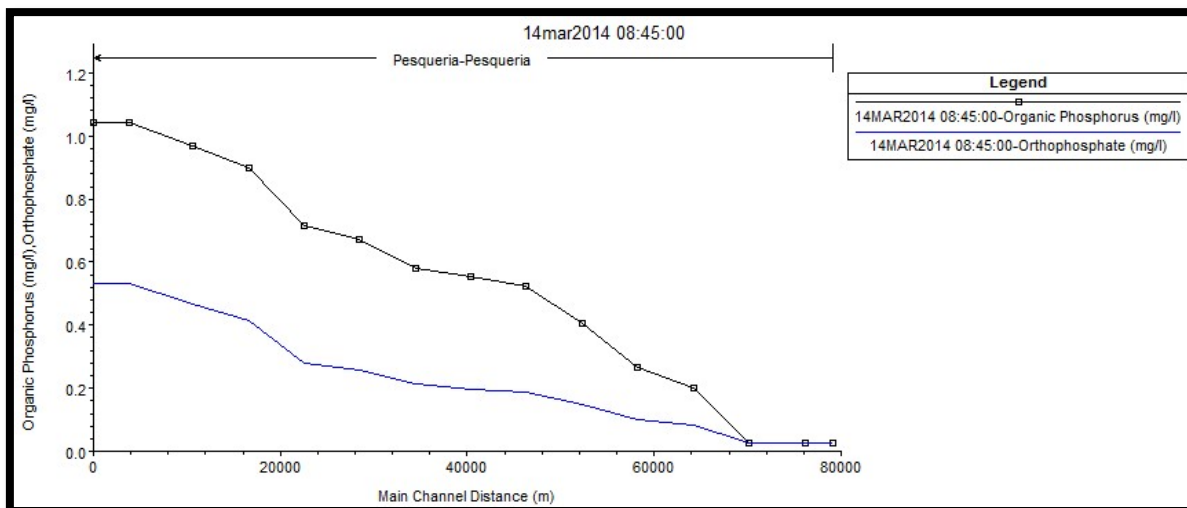


Figura 4.6.- Simulación de la evolución del fósforo orgánico y el ortofosfato.

El fósforo es un nutriente esencial para la vida, identificado como uno de los parámetros más críticos debido a su influencia en el proceso de eutrofización, al igual que el nitrógeno. Problemas comunes relacionados con la eutrofización son el uso de recreación restringido y efectos negativos en la salud por el consumo del agua.

La eutrofización ha llegado a ser un problema grave en muchas áreas donde se requiere el uso del agua para la agricultura y la producción animal intensiva, por lo que, para proteger el recurso agua, es importante limitar el ingreso de fosfatos a los cuerpos de agua.

La presencia de fosfatos en el agua tiene un origen muy variado. Éstos se añaden en algunos tratamientos de agua, pero muy comúnmente es en forma de aditivo a detergentes para el lavado de la ropa o la limpieza en general, así como también se puede encontrar en el uso de fertilizantes, abonos orgánicos, fitosanitarios, etc., influyendo así de manera negativa en la calidad del agua.

CONCLUSIONES

1.- Los parámetros medidos y calculados en la presente investigación proporcionan una idea aproximada del estado en que se encuentra el río Pesquería, con base en la calidad del agua que presenta, otorgando una mayor claridad sobre los procesos biológicos que se llevan a cabo, así como las actividades que se realizan en el río y de los posibles problemas existentes en el mismo.

2.- Las características fisicoquímicas del agua son de gran importancia, debido a que interactúan con las propiedades del suelo, lo que provoca la variación en cada uno de los valores de los parámetros medidos en el agua. Todos estos factores obligan a considerar que las modificaciones generadas en las aguas vertidas a un río deban mantener un equilibrio tal que evite que un componente se convierta en un factor limitante del crecimiento del sistema natural.

3.- La simulación realizada, como se puede observar en los resultados, es una herramienta que ayudará no solo para dar una idea del grado de contaminación existente en un río, sino también para ubicar los sitios con mayor contaminación, para determinar el contaminante que esté ocasionando un mayor daño.

4.- Con base en lo anteriormente mencionado, la información arrojada por el modelo de calidad del agua ayudará también a idear mejores soluciones que ataquen directamente el problema en cuestión, sin necesidad de agravar otros factores que no provoquen daño alguno, o bien, que su proceso sea benéfico para la vida acuática.

5.- En esta investigación los datos proporcionados por el Organismo Cuenca Río Bravo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), no incluyen valores medidos de algas, sin embargo, estos valores fueron determinados teóricamente debido a que la simulación y los resultados arrojados por el software tendrían un menor nivel de confianza, dado que las algas; interactúan de forma directa con el nitrógeno, el fósforo y el oxígeno disuelto.

RECOMENDACIONES

1.- Para futuras investigaciones se recomienda que, al organizar campañas de muestreo en los ríos, éstas se realicen de manera periódica y sean orientadas a la recopilación de información confiable y útil para obtener una mejor aproximación a la realidad; así como que también se tome en cuenta el parámetro de algas, ya que éstas proporcionan información importante sobre la calidad del agua.

2.- El continuo avance tecnológico incita no sólo a comprender los modelos matemáticos, sino también a emprender iniciativas de investigación que utilicen o desarrollen un modelo matemático. El uso de estos modelos ayudar a conocer, y entender de una manera más sencilla y predecir los efectos que provocan los diferentes problemas planteados en un proyecto.

3.- Para llevar a cabo una correcta modelación es importante efectuar un análisis estadístico de los datos a utilizar, ya que la validez de las simulaciones producidas dependerá de la calidad y la cantidad de información que se tenga disponible.

BIBLIOGRAFÍA

- Ambrose, R., Wool, T., & Barnwell, T. (Noviembre 2009). Development of Water Quality Modeling in the United States.
- Caissie, D. (20 de May de 2006). The thermal regime of rivers.
- Camacho, L., & DiazGranados, M. (2003). Metodología para la obtencion de un modelo predictivo de transporte soluto y de calidad del agua en ríos- Caso Río Bogotá. *Seminario internacional de Hidroinformación en la Gestión Integrada de los Recurso Hídricos*.
- Carrera. (Junio 2011). Modelación de oxigeno disuelto y material organica y su influencia de la distribucion y diversidad de indicadores bentonicos de la Cuenca del Río San Pedro en el tramo Amaguaña Guangopolo. *ESPE sede Sangolqui*. Sangolqui, Ecuador.
- Castillo. (s.f.). Modelos de Calidad del Agua.
- Cazcarra, Á. M. (2014). Simulación hidráulica esquematizada de los canales principales de la Comunidad General de Riego de Alto Argón mediante el programa informatico HEC-RAS.
- CENAPRED. (2012). *Atlas Nacional de Riesgos*. DF.
- CENAPRED. (2013). *Centro Nacional de Prevencion de Desastres*. Obtenido de Subsistema de Información sobre riesgos, peligros y vulnerabilidad.: <http://www.atlasnacionalderiesgos.gob.mx/index.php/riesgos-sanitario-ecologicos/contaminacion-de-aire-del-agua-suelos-y-alimentos>
- Flores Laureano, J. S. (1997). *Evaluacion de la Caliad del Agua del Río San Juan, en el Estado de Nuevo León*. Linares: Tesis de Maestría.
- Guano, M. E. (2014). *Manual Basico para la modelación numerica de la calidad del agua en los ríos*. Quito: Escuela Politecnica Nacional.
- HEC-RAS River Analysis System*. (2010). Us Army Corps of Engineers, Hidrologic Engineering Center.
- INEGI. (2011). *Instituto Nacional de Estadistica y Geografia*. Obtenido de Censo de Población y Vivienda 2010: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=19>
- Ott, W. (1978). *Enviromental Indices*.

Performing a Water Quality Analysis. (2010). En *HEC-RAS River Analysis System User's Manual* (págs. 663-736).

Riecken, S. (January de 1995). *Compendium of Water Quality Models*.

SEMARNAT. (2010). *Guía Incorporación de la variable ambiental*. Gobierno Federal.

SEMARNAT. (2012). *Informe de la situación del medio ambiente en México*.

Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey I.P.D. (2011). *Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey I.P.D.* Obtenido de La urbanización afecta la calidad del agua.: <http://www.sadm.gob.mx/PortalSadm/jsp/prensa.jsp?id=579>

Universidad Nacional de Catamarca. (2007). *Area Ecología*. Recuperado el 18 de Noviembre de 2014, de <http://www.editorial.unca.edu.ar/Publicacione%20on%20line/Ecologia/impacto2.html>

Victorica, J. D. (1966). *Modelo para simular la evolución de oxígeno disuelto en embalses*. México.