



AUTONOMA

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA
CAMPUS I

COORDINACIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

“REVISIÓN DE MODELOS DE CALIDAD DE AGUAS
SUPERFICIALES POR MEDIO DE COMPONENTES
CONSERVATIVOS “

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN INGENIERÍA
EN HIDRÁULICA AMBIENTAL**

PRESENTA

ING. JOSÉ MANUEL GÓMEZ RAMOS

DIRECTOR DE TESIS

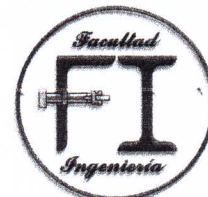
DRA. DAYSI ESCOBAR CASTILLEJOS

TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS, DE JUNIO DE 2014



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA C-I



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
03 Marzo de 2014.
Oficio F. I.01/0255/2014.

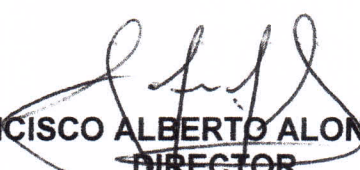
ING. JOSÉ MANUEL GÓMEZ RAMOS.

Alumno de la Maestría en Ingeniería
Con Especialidad en Hidráulica Ambiental
P r e s e n t e:

Por este medio comunico a Usted, que se le autoriza la impresión de su trabajo de tesis denominado: **“REVISIÓN DE MODELOS DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES POR MEDIO DE COMPONENTES CONSERVATIVOS”**, para que pueda continuar con los trámites de titulación para la obtención del Grado de Maestro en Ingeniería, con especialidad en Hidráulica Ambiental.

Sin otro particular por el momento, aprovecho el medio para enviarle un cordial saludo

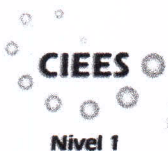
ATENTAMENTE
“POR LA CONCIENCIA DE LA NECESIDAD DE SERVIR”


DR. FRANCISCO ALBERTO ALONSO FARRERA
DIRECTOR



DIRECCIÓN DE LA
FACULTAD DE INGENIERÍA

C. c.p. Dra. Daisy Escobar Castillejos. Coordinador de Investigación y Posgrado.-Facultad
C. c.p. Archivo/minutario
FAAF/masn*



**“AÑO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
Y DEL DR. MANUEL VELASCO SUÁREZ”**



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas,
02 de Abril de 2014.

DR. FRANCISCO ALBERTO ALONSO FARRERA
DIRECTOR DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS
P R E S E N T E

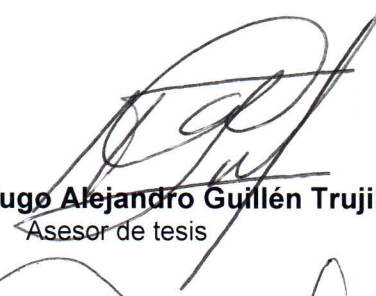
En nuestra calidad de sinodales del Examen de Grado de Maestría en Ingeniería (Hidráulica Ambiental) del **Ing. José Manuel Gómez Ramos**, nos permitimos manifestarle la aceptación del trabajo de tesis titulada: **"Revisión de Modelos de Calidad de Aguas Superficiales por Medio de Componentes Conservativos"**

Quedamos enterados de que formaremos parte del jurado del examen de grado, en la fecha y hora que se nos comunicará posteriormente.

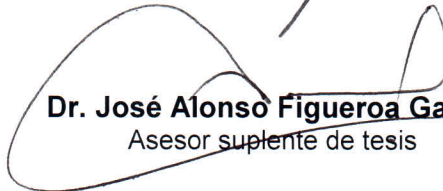
ATENTAMENTE



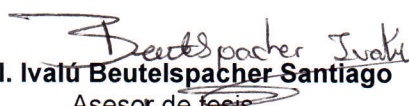
Dra. Daisy Escobar Castillejos
Director de tesis



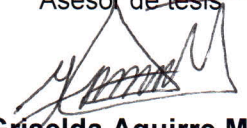
Dr. Hugo Alejandro Guillén Trujillo
Asesor de tesis



Dr. José Alonso Figueroa Gallegos
Asesor suplente de tesis



M.I. Iván Beutelspacher Santiago
Asesor de tesis



M.I. Griselda Aguirre Medina
Asesor suplente de tesis

Dedicatorias

A tu paciencia y comprensión, preferiste sacrificar tu tiempo para que yo pudiera cumplir con el mío. Por tu bondad y sacrificio me inspiraste a ser mejor para tí, ahora puedo decir que esta tesis lleva mucho de tí, gracias por estar siempre a mi lado, María de Los Ángeles.

Gracias a esas personas importantes en mi vida, que siempre estuvieron listas para brindarme toda su ayuda, ahora me toca regresar un poquito de todo lo inmenso que me han otorgado. Con todo mi amor esta tesis se las dedico a ustedes: María de Los Ángeles, Nadia Arely y Carlos Mario, mis amores.

Agradecimiento

El presente trabajo de tesis, primeramente me gustaría agradecerle a ti Dios por bendecirme, para llegar hasta donde he llegado, porque hiciste realidad este sueño anhelado.

A mi esposa María de Los Ángeles, a mis hijos Nadia Arely y Carlos Mario, por ser parte significativa en mi vida y por hacer un papel de una familia verdadera en todo momento, gracias por su apoyo, comprensión y amor.

A mi directora de tesis, Dra. Daisy Escobar Castillejos, por su esfuerzo y dedicación, quien con sus conocimientos, su experiencia, su paciencia y su motivación, ha logrado en mí que pueda terminar mis estudios con éxito.

Son muchas las personas que han formado parte de mi vida profesional a las que me encantaría agradecerles su amistad, consejos, apoyo, ánimo y compañía en los momentos más difíciles de mi vida. Algunas están aquí conmigo y otras en mis recuerdos y en mi corazón, sin importar en donde estén quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado y por todas sus bendiciones

Para ellos: Muchas gracias y que Dios los bendiga.

Índice

PRESENTACIÓN	6
I. INTRODUCCIÓN	8
I.1. OBJETIVO GENERAL	9
I.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
I.3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.	10
I.4. JUSTIFICACIÓN	11
II. PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	13
II.1. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA EN ESTUDIO.	13
II.1.1. Suelo.....	14
II.1.2. Clima.	14
II.1.3. Vegetación.	14
II.1.4. Fauna.	15
II.1.5. Hidrología.....	15
II.2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	15
II.3. SUBSTANCIAS CONTAMINANTES DEL AGUA.	16
II.3.1. Microorganismos Patógenos.....	16
II.3.2. Desechos orgánicos.....	17
II.3.3. Sustancias químicas inorgánicas.	17
II.3.4. Nutrientes vegetales inorgánicos.....	17
II.3.5. Compuestos orgánicos.....	17
II.3.6. Sedimentos y materiales suspendidos.....	18
II.3.7. Sustancias radiactivas.	18
II.3.8. Contaminación térmica.	18
II.4. PARÁMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA.	18
II.5. CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL.....	19
II.5.1 Río Grijalva	19
II.5.2 Río Sabinal.....	20
III. MARCO TEÓRICO.....	22
III.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE RÍOS.	22
III.1.1. Características abióticas de Ríos.	23
III.1.2. Características bióticas de Ríos.	23
III.2. CONTAMINANTES CONVENCIONALES EN RÍOS.....	24
III.3. TIPOS DE MODELOS DE COMPONENTES CONSERVATIVOS.....	25
III.4. TIPOS DE MODELOS DE CALIDAD EN RÍOS.	27
III.5. AQUA - TX POR LA EPA.....	28
III.5.1. Limitaciones del modelo del QUAL - 2E (Romero, 2005).....	31
III.6 MODELO DE STREETER AND PHELPS.....	31
III.6.1 Déficit Crítico y Distancia Crítica (Dc, Xc).....	35
III.7. CONSTANTES CINÉTICAS.....	37
III.7.1. Efecto de la temperatura.	38
III.8. SEDIMENTACIÓN DE CDBO.	39

III.9. OTRAS FUENTES Y CONSUMOS.....	41
III.10. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE.....	43
III.11. ERROR DE LOS MODELOS.....	44
III.12. ANÁLISIS DE PRIMER ORDEN.....	44
III.13. MODELO WASP5.....	46
III.14. FORMULACIÓN GENERAL DE MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS.....	46
III.15. DISPER	47
III.15.1. Ecuación de Dispersión Longitudinal	47
III.15.2. Límites de aplicación.....	49
III.16. OTROS MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD EN RÍOS.....	50
III.17. GASTO DE CONSERVACIÓN ECOLÓGICA.....	50
IV.- METODOLOGÍA.....	53
V. RESULTADOS.....	55
V.1. Simulación de la calidad del agua.	55
V.2.- Proyección de la calidad del agua.	55
VI.-CONCLUSIÓN.....	57
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	59
VIII. ANEXOS.....	63
VIII.1.-VALORES DE LA CALIDAD DE AGUA DE DIFERENTES RÍOS.....	63

Índice de Figuras

Figura No 1.- Uso del Suelo y Vegetación	13
Figura No. 2. Niveles de Curso de Río.....	22
Figura No. 3. Algunas soluciones hipotéticas están representadas por las siguientes gráficas. ...	34
Figura No. 4.- Balance de masa para el déficit de oxígeno disuelto (D.O)	41

Índice de Cuadro

Cuadro 1. Volúmenes de agua del río Grijalva	19
Cuadro 2. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva	19
Cuadro 3. Volúmenes de agua del Río Sabinal	20
Cuadro 4. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Sabinal, 100 metros antes de descargar al rio Grijalva	20
Cuadro No. 5. Fuentes de producción y de consumo	32
Cuadro No. 6. Variación de velocidades y profundidades usadas en las ecuaciones anteriores, para flujos aireados a 20 °C.	37
Cuadro No. 7 Coeficientes de aireación de 1 ^{er} orden, para distintos ríos a 20°C.	38
Cuadro No. 8. Coeficientes de descomposición de 1 ^{er} orden, para distintos ríos a 20 °C.....	38
Cuadro No. 9. Factores θ , para la obtención de las constantes cinéticas reales.....	39
Cuadros No. 10. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva	63
Cuadro No. 11. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva	63
Cuadro No. 12. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grande.....	63
Cuadro No. 13. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Sabinal, 100 metros antes de descargar al rio Grijalva	63
Cuadro No. 14. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva – Sabinal, 20 metros después de descargar el rio Sabinal	63
Cuadro No. 15. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva – Sabinal, 100 metros después de descargar el rio Sabinal	63
Cuadro No. 16. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva	64

PRESENTACIÓN

Actualmente se extrae una cantidad de agua dulce para usos agropecuarios, abastecimiento público y para industrias autoabastecidas, donde el uso agropecuario tiene un más alto nivel de porcentaje de aprovechamiento. La cual posteriormente se contamina y es desechada a cuerpos receptores con o sin tratamiento, como es el caso del río Sabinal; quien a su vez dichas aguas es vertida al Río Grijalva.

Cabe señalar, que todos conocemos la calidad que posee el río Sabinal, el cual es uno de los afluentes con mayor contaminación, debido a que atraviesa la ciudad más grande del estado de Chiapas, aunado a esto, la inconciencia de sus habitantes, lo que hace que año con año se esté viendo destruido en su totalidad.

Dado lo anterior, el río Sabinal será nuestro vertedor de agua contaminada importante hacia el río Grijalva, para lo cual se deberá obtener para su modelación de dispersión de contaminantes en este último río, la calidad de estos dos ríos.

Finalmente, el presente estudio se realiza con el propósito de poder aportar herramientas para una mejor planeación del vertido de aguas contaminadas en la cuenca de río Grijalva, sobre el tramo “Cañón del Sumidero”, debido a que sobre este tramo se realizan actividades turísticas, como tirolesa, ciclismo de montaña, rappel, kayacs, natación, aviario, sendero de las mariposas, restaurantes, snack bar, plaza de artesanías, hospital de animales, anfiteatro, tienda de souvenirs “Parque Ecoturístico”, así como los Maratones de Natación que se llevan a cabo año con año. Por tal motivo, el querer ofrecer una mejor imagen visual de las aguas que recorre este imponente Cañón del Sumidero, hace que las dependencias gubernamentales inviertan para poseer no solo en una buena imagen, sino también una calidad aceptable de esta agua de acuerdo a las normas ecológicas nacionales.

I. INTRODUCCIÓN

I. INTRODUCCIÓN

Cuando nos encontramos con un problema de tipo climático se deben de considerar las interacciones entre los factores físicos, biológicos y ecológicos, además de aspectos económicos, culturales y legales; hasta ahora, la mayoría de las propuestas abordan solo algunos aspectos, lo que conduce a soluciones simples (Norma, 2008).

Así mismo y debido al interés de lograr un crecimiento económico sin destruir los sistemas ecológicos y climáticos, que forman la base de nuestra existencia es imprescindible el uso de análisis sistémicos, así como su simulación como herramienta matemática para resolver problemas en dichas disciplinas y que además coadyuven en la toma de decisiones.

Sin embargo, en la actualidad no se ha llegado a esos momentos de una toma de decisiones adecuada, tal es el caso que los mayores problemas de contaminación en el agua en México, se presentan en el Valle de México y el Sistema Cutzamala, seguidos por la península de Baja California. Por consiguiente, la contaminación del agua puede provocar enfermedades infecciosas intestinales; en el 2010, en nuestro país, estos padecimientos fueron la tercera causa de muerte en niños menores de un año, registrando 1,277 fallecimientos (INEGI, 2013).

Estas aguas de río llegan a desembocar en el mar, arrojando así que en el 2009 se monitorearon poco de 338 playas, de las cuales 99% resultaron con niveles de contaminación aceptables y las restantes contaminadas (SEMARNAT, 2009). En este caso el agua se contamina por desechos industriales, peligrosos, sólidos y/o domésticos.

En este sentido, es importante conocer estos problemas y soluciones, debidos a que el Estado de Chiapas, se encuentran grandes ríos, como el río Grijalva, donde este caudaloso río atraviesa el majestuoso Parque Nacional “Cañón del Sumidero”, que fue decretado y publicado en el Diario Oficial de la Federación el 08 de Diciembre de 1980, el cual tiene una extensión territorial de 217' 894,190.00 metros cuadrados.

De ahí la importancia de realizar una revisión bibliográfica para conocer los principales modelos que se han aplicado en diferentes lugares que cuentan con sistemas acuáticos como el nuestro.

En los Estados Unidos de Norte América existe un simulador muy aplicativo que es el caso de AQUA - TX “Calidad del Agua y Vida Acuática” de Environmental Protection Agency (EPA), la cual analizaremos en este documento.

I.1. OBJETIVO GENERAL

Revisar bibliográficamente los mejores modelos de la contaminación en ríos, por medio de componentes conservativos.

I.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Revisar bibliográficamente las ecuaciones para modelar la dispersión de contaminantes por medio de componentes conservativos.
- Conocer las condiciones fronteras para cada modelo de dispersión de contaminantes en medios acuáticos
- Encontrar limitantes para cada modelo de dispersión de contaminantes en medios acuáticos.
- Realizar comparaciones de los diferentes modelos y obtener el mejor para aplicar en este territorio chiapaneco.

I.3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

Chiapas cuenta con 256 km de litorales, lo que representa el 2.2% del total nacional. Los ríos chiapanecos son los aportan mayor caudal de agua, la alimentación se debe en gran parte, a las abundantes lluvias propias de los climas cálido - húmedo.

Los principales ríos son los siguientes: Grijalva, Usumacinta, Lagartero, Coatán, Suchiate, Tiltepec, Sanatenco, Pijijiapan, Pichucalco, Tulijá, y Tacotalpan, parte de estos ríos desembocan en el Pacífico y los demás en el Golfo de México (INEGI, 2010).

Por otro lado, durante el trayecto de algunos ríos, tal es el caso del Grijalva se desarrollan actividades acuáticas, como la Competencia Internacional de Natación “Maratón Cañón del Sumidero”, que viene a ponernos en alerta, de tener una buena calidad de agua en esta cuenca, para poderse desarrollar estos eventos (Natación, 2013). Sin embargo, el vertido de las aguas residuales sin previo tratamiento, así como el desalojo de aguas de ríos o arroyos que están prácticamente contaminados que se da a través de toda su trayectoria del río Grijalva, trayendo consigo que el río en cuestión no pueda disminuir su concentración de contaminantes de manera natural.

Por tal motivo y con la necesidad de aportar herramientas para el desarrollo de una mejor planeación de los vertidos de aguas residuales nuestros ríos de Chiapas y en especial al Grijalva y poseer un modelo adecuado para estos ríos en cuestión se presenta el documento “Revisión de Modelos de Calidad de Aguas Superficiales por medio de Componentes Conservativos”

I.4. JUSTIFICACIÓN

Debido a que año con año, se vienen desarrollando actividades acuáticas en ríos de Chiapas, así como competencias nacionales e internacionales de natación, es necesario tener una buena planeación para el vertido de nuestras aguas residuales con previo tratamiento, para mantenerlo en una buena calidad el agua de nuestros río para el desarrollo de actividad y competencias.

Por tal motivo, el presente trabajo pretende describir cual sería el modelo aplicativo para nuestros ríos en Chiapas, tomando en consideración variables que pueden encontrarse en nuestros estado de Chiapas, y de esta manera poder realizar un ordenamiento de las infraestructuras y descargas de aguas residuales que se tienen o se proyectan sobre estos ríos.

II. PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA

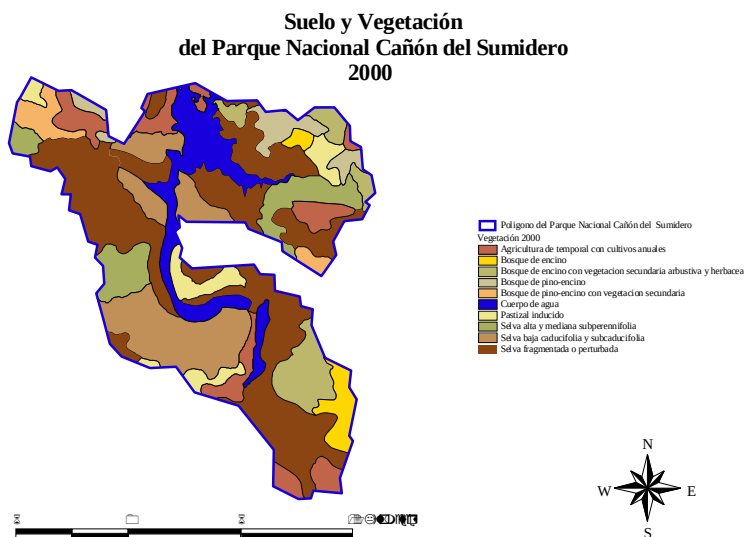
II. PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA

Con la finalidad de poder, seleccionar un modelo adecuado y además de dar a conocer la importancia de estos modelos en nuestro estado, es necesario tomar un área donde podamos ver escenarios de la problemática que existe en ríos de nuestro estado y aunado a esto un lugar donde esté más estudiado y se lleven actividades acuáticas “El Cañón del Sumidero”.

II.1. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA EN ESTUDIO.

El Parque Nacional “Cañón del Sumidero” abarca una superficie de 21,786 hectáreas y se encuentra entre los municipios de Chiapa de Corzo, Tuxtla Gutiérrez, San Fernando y Usumacinta, el cual fue decretado por el Gobierno Estatal el 24 de Mayo de 1972, posteriormente en el sexenio de Presidente Lic. José López Portillo como Parque Nacional en el Diario Oficial de la Federación el día 8 de diciembre del año de 1980, con el objeto de conservar y preservar los escenarios naturales, así como sus especies silvestres (Clara Luz Miceli, 2003) .

Figura No 1.- Uso del Suelo y Vegetación



Dentro de este Parque Nacional, se encuentra parte del caudaloso río Grijalva, el cual le atribuye una parte de origen del Cañón del Sumidero. El tramo en estudio inicia en una población llamada Cahuaré, municipio de Chiapa de Corzo y termina en la Presa Manuel Moreno Torres (Chicoasén), con una longitud aproximada del tramo de 25 kilómetros.

II.1.1. Suelo.

De acuerdo a la extinta Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, (SEMARNAP, 1999) y Delgadillo 1997, presenta suelo con una capa superficial, rica en materia orgánica no muy profunda, generalmente arcilloso (rojo-amarillo). Con paisaje accidentado, irregular con lomeríos; cerros pequeños y en ocasiones serranías y mesas.

Por otro lado, el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI, 1993), reporta suelos de dos tipos: uno predominante y otro secundario (E, Arenisca/2), del tipo rendzina y feósem háplico, respectivamente; con dos clases de textura, una entre gruesa y media (lado norte) y otra de textura media (sur), ambas zonas con fases físicas líticas.

II.1.2. Clima.

El clima del Parque Nacional es tropical con lluvia en verano (Vivó et al, 1971), con dos períodos bien definidos: el primero de precipitaciones máximas que se registran en los meses de julio y noviembre, es producto de las perturbaciones ciclónicas que se generan en el Golfo de México y el Mar Caribe, a las cuales se agregan ocasionalmente las del Océano Pacífico. El segundo período, es producto del estiaje que comprende los meses de diciembre a junio. La precipitación promedio anual es de 957 mm según la Comisión Federal de Electricidad (C.F.E., 1976).

II.1.3. Vegetación.

La vegetación característica es Selva Baja Caducifolia y Subperennifolia en pendientes suaves, suelo somero y poca humedad. Bosques templados localizados en las parte más altas, Cactáceas y Bromelias en las pendientes más pronunciadas. En las laderas con pendientes suaves, en el interior del cañón donde hay menor insolación y humedad, se encuentran selvas medias y altas perennifolias con epífitas y trepadoras. Sobre manantiales, riachuelos y escurrimientos de agua crecen begonias, helechos y musgos (Clara Luz Miceli, 2003).

II.1.4. Fauna.

En cuanto a fauna, se reportan 92 especies de aves, que constituyen el 13 % del total de especies localizadas en el Estado, como son: pelícano, café, lechuza mono, tucán cuello amarillo, hocofaisán, gavilán, garza blanca, tångara roja, entre otros.

Así mismo, se reportan 52 especies de mamíferos, que representan el 18 % de especies en el Estado, entre ellas: El jaguarundi, ocelote, tepezcuintle, mono araña, murciélagos (24 especies), ardilla gris, hormiguero, tigrillo, leoncillo, jabalí, venado cola blanca, zorrillo listado, aún es posible encontrar cocodrilo de río, iguana café, sapos y ranas (Clara Luz Miceli, 2003).

II.1.5. Hidrología.

En los que respecta a su hidrología señala que, el balcón geológico abarca 20 Kilómetro y el cauce del río Grijalva abre paso desde las sierras de Guatemala, entrando a Chiapas hasta desembocar en el Golfo de México. Los ríos más importantes que fluyen al Grijalva son: El Sabinal y Río Hondo, formando parte del Parque Nacional Cañón del Sumidero. Se encuentran canales naturales procedentes de las partes altas del macizo del Parque Nacional “Cañón del Sumidero”, los cuales son: arroyos El aguaje, El Potinaspak y El Mango.

II.2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA

El ciclo natural del agua tiene una gran capacidad de purificación. Pero esta misma facilidad de regeneración del agua, y su aparente abundancia, hace que sea el vertedero habitual en el que arrojamos los residuos producidos por nuestras actividades, como son: pesticidas, desechos químicos, metales pesados, residuos radiactivos, aguas residuales domésticas, etc. Hasta en los lugares más remotos se encuentran las aguas con cantidades mayores o menores de estos contaminantes, hasta el punto de hacerlas peligrosas para la salud humana, y dañinas para la vida.



La contaminación de las aguas puede proceder de fuentes naturales o de actividades humanas. En la actualidad la más importante, sin duda, es la provocada por el hombre. El desarrollo y la industrialización suponen un mayor uso de agua, una gran generación de residuos que muchos de los cuales van a parar a las aguas y el uso de estos medios de transportes fluviales y marítimos que, en muchas ocasiones, son causa de contaminación de las aguas (CONAGUA, 2005).

II.3. SUBSTANCIAS CONTAMINANTES DEL AGUA.

Hay un gran número de contaminantes del agua que se pueden clasificar de muy diferentes maneras. Sin embargo, aquí los clasificaremos de la siguiente manera:

II.3.1. Microorganismos Patógenos.

Son los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tifus, gastroenteritis diversas, hepatitis, etc. En los países en vías de desarrollo las enfermedades producidas por estos patógenos son uno de los motivos más importantes de muerte prematura, sobre todo de niños (Romero, 2005).

Normalmente estos microbios llegan al agua en las heces y otros restos orgánicos que producen las personas infectadas. Por esto, un buen índice para medir la salubridad de las aguas, en lo que se refiere a estos microorganismos, es el número de bacterias coliformes presentes en el agua. La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que en el agua para beber haya 0 colonias de coliformes por 100 ml de agua.

II.3.2. Desechos orgánicos.

Son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos, ganado, etc. Incluyen heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas, es decir en procesos con consumo de oxígeno. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, la proliferación de bacterias agota el oxígeno, y ya no pueden vivir en estas aguas peces y otros seres vivos que necesitan oxígeno. Unos buenos índices para medir la contaminación por desechos orgánicos son la cantidad de oxígeno disuelto, OD en agua, o la DBO (Demanda Biológica de Oxígeno) (Romero, 2005).

II.3.3. Sustancias químicas inorgánicas.

En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo. Si están en cantidades altas pueden causar graves daños a los seres vivos, disminuir los rendimientos agrícolas y corroer los equipos que se usan para trabajar con el agua (Metcalf, 1996).

II.3.4. Nutrientes vegetales inorgánicos.

Los nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutrofización de las aguas. Cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos, se agota el oxígeno y se hace imposible la vida de otros seres vivos. El resultado es un agua maloliente e inutilizable (Metcalf, 1996).

II.3.5. Compuestos orgánicos.

Muchas moléculas orgánicas como petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc. acaban en el agua y permanecen, en algunos casos, largos períodos de tiempo, porque, al ser productos fabricados por el hombre, tienen estructuras moleculares complejas difíciles de degradar por los microorganismos (CONAGUA, 2007).

II.3.6. Sedimentos y materiales suspendidos.

Muchas partículas arrancadas del suelo y arrastradas a las aguas, junto con otros materiales que hay en suspensión en las aguas, son, en términos de masa total, la mayor fuente de contaminación del agua. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos, y los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios de alimentación o desove de los peces, rellenan lagos o pantanos y obstruyen canales, rías y puertos (Romero, 2005).

II.3.7. Sustancias radiactivas.

Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y, a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos que las que tenían en el agua (Romero, 2005).

II.3.8. Contaminación térmica.

El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva, en ocasiones, la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos.

II.4. PARÁMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA.

Debido a la cantidad de parámetros que participan en el diagnóstico de la calidad del agua y a lo complejo que éste puede llegar a ser, se han diseñado índices para sintetizar la información proporcionada por esos parámetros. Los índices tienen el valor de permitir la comparación de la calidad en diferentes lugares y momentos, y de facilitar la valoración de los vertidos contaminantes y de los procesos de autodepuración.

Los primeros índices de calidad se aplicaron en los Estados Unidos en 1972. Constan de los valores de diferentes parámetros preseleccionados a los que se aplica un “peso” o importancia relativa en el total del índice. Para su cálculo se seleccionaron, en el caso de los Estados Unidos, el oxígeno disuelto, los coliformes fecales, el pH, la DBO, los nitratos, los fosfatos, el incremento de temperatura, la turbidez y los sólidos totales. En España se diseñó el índice de calidad con el oxígeno disuelto, los coliformes, el pH, el consumo de permanganato potásico, el amonio, los cloruros, el incremento de temperatura, la conductividad y los detergentes.

II.5. CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL

En relación a los usos que presentan los ríos antes referidos se puede decir que las aguas del Grijalva se utilizan para la generación de energía eléctrica, desarrollo de actividades turísticas, así como el riego de cultivos básicos, frutales, hortalizas y forrajes. No obstante, dependiendo del grado de conservación durante su trayectoria también se utilizan para el abastecimiento de agua potable de ciudades importantes como la capital del Estado, esparcimiento, pesca de autoconsumo y deportiva, así como para cubrir necesidades domésticas como el lavado de ropa y la descarga de aguas residuales. Es importante mencionar también que los materiales de la industria de la construcción, como arena y grava, son extraídos de los depósitos que se establecen en dicho río, lo cual representa una importante fuente de ingresos para las poblaciones ribereñas y los concesionarios de estos materiales pétreos.

Por otro lado, tanto el río Sabinal como los arroyos temporales que se desplazan en diferentes puntos de la subcuenca hidrológica del mismo nombre tienen como utilidad única y principal recibir las descargas de aguas negras de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, las cuales a su vez desembocan en el río Grijalva sin ningún tratamiento o al menos solo parcialmente, ya que la planta que se ubica en Paso Limón no opera al 100 %.

II.5.1 Río Grijalva

Cuadro 1. Volúmenes de agua del río Grijalva

Área de la Cuenca (Km ²)	Volumen Medio Anual (millones m ³)	Gasto Medio (m ³ /seg)	Máximo	Mínimo	Período
26,039	11,321.5	375.361	6,214-0	0	1962-1979

Fuente: CONAGUA, Departamento de Sistemas Hidrológicos

Cuadro 2. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Río Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO ₅	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
02TB30DA0030001	RIO GRIJALVA	1975-2000	140.71	3887.78	2.97	54.92	6.15	7.32	0.25	45.62	57.68	1806.58	28.27

Fuente: CONAGUA, Departamento de Sistemas Hidrológicos

II.5.2 Río Sabinal

Cuadro 3. Volúmenes de agua del Río Sabinal

Área de la Cuenca (Km ²)	Volumen Medio Anual (millones de m ³)	Gasto Medio (m ³ /seg)	Escurrimiento Medio Anual (millones de m3)	Precipitación Media Anual de la Cuenca (mm)
375	11.08	0.35	8	0.020

Fuente: CONAGUA, Departamento de Sistemas Hidrológicos

Cuadro 4. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Sabinal, 100 metros antes de descargar al rio Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO ₅	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00CI30EB1010001	RIO SABINAL	1997 - 1999	391.10	16,765.23	5.12	114.81	6.56	7.31	0.52	46.99	219.87	714.48	26.19

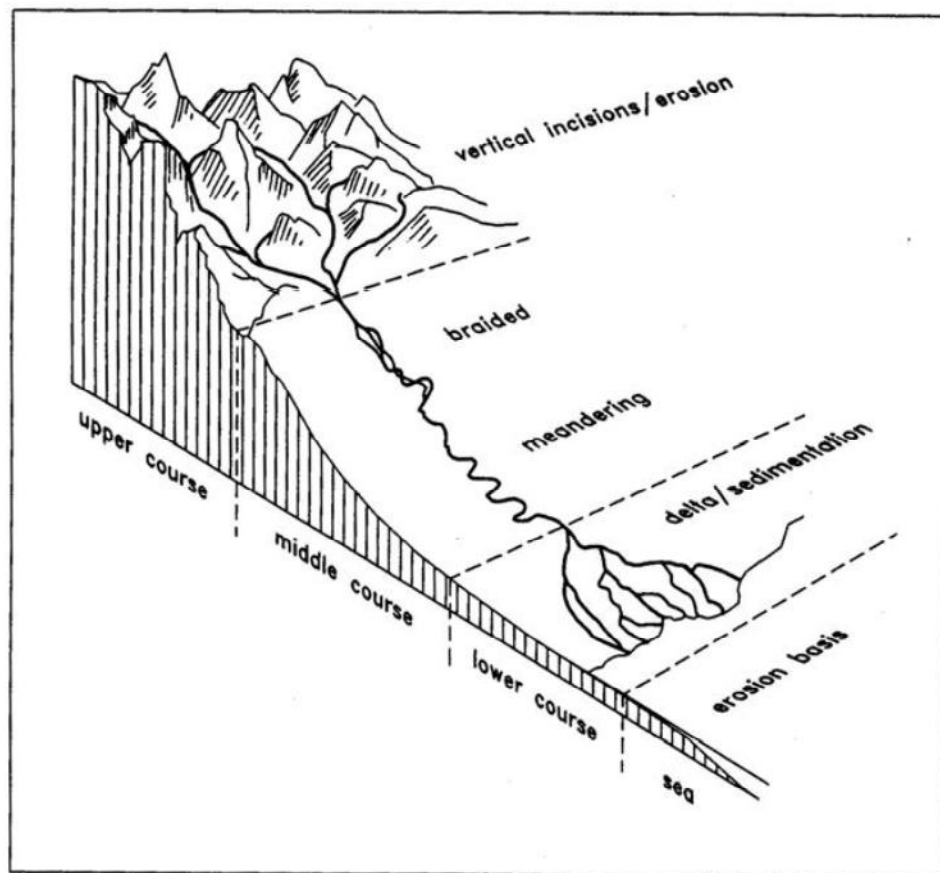
III. MARCO TEÓRICO

III. MARCO TEÓRICO.

III.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE RÍOS.

Los ríos transportan agua y sedimento desde las áreas de captación hasta el mar. El curso y la forma del fondo del río resultan de una interacción entre el agua y el sedimento. Las comunidades del río se adaptan a las condiciones locales medias y a sus variaciones estacionales, constituyendo sistemas abiertos más física que biológicamente controlados. Así mismo, las características esta desde el curso alto, curso medio y curso bajo. Tal y como se muestra en la figura siguiente (Menéndez, 2010).

Figura No. 2. Niveles de Curso de Río.



III.1.1. Características abióticas de Ríos.

Desde el punto de vista geomorfológico, el curso alto es la cuenca imbrífera, donde se producen mayormente los sedimentos aportados al sistema fluvial, el curso medio es la zona de transferencia, donde la entrada y salida de sedimentos son similares, y el curso bajo es el sumidero, es decir, el área donde se depositan de los sedimentos (Menéndez, 2010).

III.1.2. Características bióticas de Ríos.

En el curso alto del río la vegetación ribereña afecta fuertemente a las comunidades biológicas del curso de agua. Los ríos, pequeños y de pendiente abrupta, están ensombrecidos por los bosques ribereños. En consecuencia, el aporte de energía solar es limitado, por lo que la producción de biomasa es baja, mientras que el aporte de biomasa desde los bosques, como detritos, es alto. La comunidad biótica está dominada, entonces, por detritívoros y colectores. Los herbívoros raspadores, que utilizan primariamente la producción de biomasa de las algas, son de menor importancia en el proceso de disipación de energía ecológico (Menéndez, 2010).

En el curso medio del río se utilizan los aportes de biomasa y energía provenientes de aguas arriba, mientras que el aporte de detritos ribereños disminuye. Debido al creciente aporte de energía solar, la productividad primaria crece y supera, a menudo, la respiración de la comunidad. La comunidad biótica está ahora dominada por hervíboros raspadores y colectores que filtran las partículas de grano fino del agua.

En el curso bajo del río hay un alto aporte de materia orgánica de grano fino y sedimentos desde aguas arriba, lo cual causa turbidez, reduciendo el aporte de energía solar. La comunidad biológica está dominada por hervíboros raspadores. Debido a la disminución de las variaciones de temperatura, se establece una comunidad bien adaptada, con menor diversidad (Menéndez, 2010).

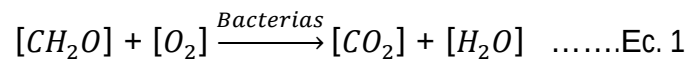
III.2. CONTAMINANTES CONVENCIONALES EN RÍOS.

Los contaminantes convencionales en ríos, son los siguientes:

- a) Demanda bioquímica de oxígeno, DBO.
- b) Nitrógeno amoniacal, NH_3
- c) Sólidos suspendidos totales, TSS
- d) Bacterias coliformes fecales totales.

d) DBO.

Es un parámetro de medición de las sustancias orgánicas biodegradables del agua y de la cantidad de oxígeno que será consumido en el proceso de degradación microbial. La reacción química que representa dicha demanda está dada por (Metcalf, 1995):



El parámetro de DBO es el parámetro químico más importante que permite asignar la salud ecológica de un cuerpo receptor de agua.

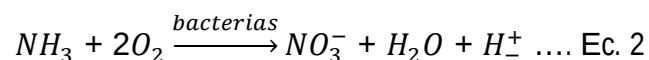
Los indicadores más importantes de bajo contenido de oxígeno disuelto en el agua son:

- Muerte de peces que habitan en las aguas.
- Olor y sabor molestos.
- Baja diversidad biológica.

Debido a la importancia de la presencia de oxígeno, los estándares de calidad del agua establecen concentraciones permeables de oxígeno disuelto (D.O.) igual o mayor que 5.0 mg/L en la mayoría de las ecuaciones y menor que 1.0 mg/L en todas las ocasiones.

e) Nitrógeno amoniacal.

El amoníaco es un químico adicional demandante de oxígeno en los sistemas acuáticos a través de procesos de nitrificación:



El amoníaco es tóxico, aún en bajas concentraciones a los peces y otras biotas acuáticas. Los estándares de calidad del agua establecen la concentración de Nitrógeno amoniacal diluido en 2.0 mg/L (Metcalf, 1995).

f) TSS.

Los sólidos suspendidos totales son considerados como el tercer contaminante convencional ya que genera un depósito de lodo con requerimientos de oxígeno, generando una disminución del oxígeno disuelto. A su vez también causan turbidez en las aguas receptoras. Los TSS son controlados en las plantas de tratamientos de agua por medio de procesos de sedimentación y compresión de bacterias coliformes.

g) Coliformes Fecales

Tanto bacterias fecales como totales son indicadores de la presencia de patógenos en ríos y corrientes. Son eliminados a través de procesos de clorinación en las plantas de tratamiento pero bajo en riesgo de formar compuestos clorinados tóxicos.

En situaciones en las que se asume que los estándares de calidad del amoniacal o del oxígeno disuelto son violados, se requiere del modelo matemático del seguimiento de la corriente en el que se incluyen las descargas de aguas residuales, por medio de la reducción de masa de DBO y $\text{NH}_4\text{-N}$ como influentes provenientes de cada planta y la puesta en marcha de una nueva simulación, el modelo puede ser aplicable, el modelo puede ser aplicable para estimar cargas permisibles, las cuales permiten mantener la corriente de estándares de calidad requeridos (Metcalf, 1995).

III.3. TIPOS DE MODELOS DE COMPONENTES CONSERVATIVOS.

Actualmente existen diferentes modelos para simular la calidad del agua en corrientes superficiales como SICLACOR y RIOSA, centrados principalmente en el comportamiento del oxígeno disuelto ante la presencia de materia orgánica proveniente de distintos tipos de descargas de aguas residuales, en virtud de que el contenido de oxígeno disuelto es fundamental para el sostenimiento de la vida acuática aerobia, y como fuente de abastecimiento de agua potable. Estos modelos consideran solamente las principales entradas y salidas, como la recreación a través de la superficie del cuerpo de agua, la solubilidad en función de la temperatura y la remoción debida a la actividad microbiana sobre la materia orgánica carbonosa (Rojas 2002).

Para iniciar la modelación de componentes conservativos, primeramente se harán consideraciones iniciales que servirán para el desarrollo de esta modelación (Canter, 1998).

- Considerar un volumen de control del río con un flujo a favor de la corriente Q , con una concentración de un componente C .
- Suponer una corriente lateral de escurrimiento superficial ΔQ_s , con una concentración C_s , en caso de existir.
- Suponer una contribución de aguas subterráneas con un flujo ΔQ_g y su concentración C_g .
- Suponer una corriente lateral como las descargas de aguas residuales puntuales con una ΔQ_r , con una concentración C_r .

El interés radica en determinar el impacto que ocasionará la entrada lateral que se considera de aguas residuales sobre el flujo principal del río en la calidad del agua. Por tal motivo, se considerará el principio de conservación de masa alrededor del volumen de control.

$$\text{Entrada} - \text{Salida} + \text{Generación} = \text{Acumulación}.$$

Como el planteamiento es para componentes conservativos, tendrá una suposición de que no existe generación.

$$QC + \Delta Q_s C_s + \Delta Q_g C_g + \Delta Q_r C_r - \left(Q + \frac{\partial Q}{\partial x} \Delta x \right) \left(C + \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \right) = \frac{\Delta VC}{\Delta t} \dots\dots\dots \text{Ec. 3}$$

Dónde:

Q : flujo, m^3/s

C : Concentración del componente conservativo, mg/m^3 (mg/l)

Δx : Longitud del río, km .

Resolviendo esta ecuación diferencial y dividiendo todo por Δx , nos da la siguiente expresión (Canter, 1998).

$$C_s \frac{\partial Q_s}{\partial x} + C_g \frac{\partial Q_g}{\partial x} + C_r \frac{\partial Q_r}{\partial x} - \frac{\partial(CQ)}{\partial x} = \frac{\partial(AC)}{\partial t} \dots\dots\dots \text{Ec. 4}$$

Hasta el momento se desea resolver esta ecuación mediante un método numérico, el cual facilite de manera rápida y directa el resultado que se espera.

III.4. TIPOS DE MODELOS DE CALIDAD EN RÍOS.

Los modelos de calidad en ríos se distinguen de varias maneras, según clasificación de Crabtren.

a) Investigación y Manejo

Estos modelos se han preparado en investigación, para facilitar la comprensión de las interacciones físicas, químicas y biológicas, procesos muy dinámicos y activos en ríos. De la misma manera son herramientas muy útiles para ayudar en el manejo y planeación para el control del sistema de ríos.

b) Estocástico y Determinístico

Los modelos determinísticos tienen una relación fija entre la entrada y salida de datos. Estas relaciones son estrictamente definidas y además se asume que no presentan variaciones aleatorias. Los modelos estocásticos permiten variaciones aleatorias en los sistemas naturales que se pretende simular. Actualmente los modelos presentan componentes determinísticos y estocásticos.

c) Dinámico y Estado permanente.

Los modelos de estado permanente asumen que todas las variables son independientes del tiempo, en cambio en los dinámicos todos los parámetros de entrada son variables en tiempo. Aunque esta diferencia no está muy clara puesto que existe modelosseudodinámicos en los cuales sólo algunas variables pueden cambiar.

d) Mecánico y Caja negra.

Los modelos mecánicos simulan los procesos que ocurren dentro del sistema del río de tal manera que describen los efectos de varios componentes cambiantes en el sistema. Los modelos de caja negra únicamente simulan las relaciones entre entradas y salidas sin representar los procesos que ocurren internamente.

III.5. AQUA - TX POR LA EPA

El paquete de Modelaje Aqua -TX la versión más actual de QUAL-2E (promovido por la EPA es aplicado para determinar ubicación de cargas residuales) (EPA, 2002).

QUAL - 2E incluye además la producción y el consumo de oxígeno por la actividad de las aguas la solubilidad en función de la presión barométrica y la remoción por oxidación del nitrógeno amoniacal en el proceso de nitrificación, así como la demanda bioquímica de oxígeno de los sedimentos.

Además, QUAL - 2E simula otros parámetros distintos al oxígeno disuelto que pueden o no estar relacionados con él, por ejemplo, la demanda bioquímica de oxígeno, temperatura nitrógeno, orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, fósforo orgánico y soluble, algas (como clorofila), coliformes fecales y componentes conservativos. Mientras más parámetros puedan ser simulados por un modelo, mayor es su utilidad en programas de calidad del agua, siempre que su calibración esté soportada por una base de datos adecuada y confiable.

Dicho paquete simula el oxígeno disuelto incluyendo todos los términos de la ecuación (5) pero también incluye eutroficación y nutrientes a través de la determinación de los parámetros nitrógeno orgánico, amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo orgánico, fosfatos, biomasa de fitoplanckton, bacteria coliforme, clorofato y temperatura.

Al cambiar las concentraciones iniciales de un río, tales como L_0 , N_0 , D_0 , es necesario llevar a cabo la segmentación del río. Las concentraciones iniciales pueden variar por las siguientes causas:

- Entrada de tributario o confluencia.
- Descarga del agua residual.
- Presencia de represas (reaireación rápida)

En el caso de la nueva descarga de aguas residuales al río, se lleva a cabo el cómputo de balance de masa promedio de las corrientes para las nuevas condiciones iniciales, aun siendo agitación completa en el punto $x=0$:

$$L_o = \frac{w + L_s Q}{Q + Q_w} \quad \text{Ec. 5}$$

Dónde:

L_o = Concentración inicial de CDBO en el punto $x = 0$, M/L^3

w = Descarga de agua residual, M/T

L_s = Concentración de CDBO entrando en el punto $x = 0$, M/L^3

Q = Velocidad de flujo del río, L^3/T

Q_w = Velocidad de flujo del agua residual L^3/T

En el caso de que la masa de agua residual que contiene el Concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (CDBO) es larga comparada con las fuentes río arriba y si la velocidad de flujo de agua residual es menor con respecto al río entonces la ecuación (5) se reduce a (EPA, 2002):

$$L_o = \frac{w}{Q} \quad \dots\dots \text{Ec. 6}$$

De igual forma se obtiene N_o en el punto $x = 0$ a partir del balance de masa de NDBO.

Para obtener la concentración déficit de D. O. se obtiene primero un promedio de la concentración de oxígeno disuelto y de la temperatura. Posteriormente el nuevo déficit de D. O. (representado por D_o) es calculado a partir del promedio de la temperatura en función del flujo del río.

$$C_o = \frac{Q_1 C_1 + Q_2 C_2}{Q_1 + Q_2} \quad \dots\dots \text{Ec. 7}$$

$$D_o = (C_{sat} - C_o) \text{ en } T_o \quad \dots\dots \text{Ec. 8}$$

Dónde:

C_o = Concentración inicial combinada de D.O., M/L^3

Q_1 = velocidad de flujo del río, L^3/T

C_1 = Concentración de D.O proveniente del río principal en el punto $x = 0$, M/L^3

Q_2 = Velocidad de flujo del tributario, L^3/T

C_2 = Concentración de D.O proveniente del tributario que entra en el punto $x=0$, M/L^3

T_o = Temperatura inicial combinada, $^{\circ}C$

T_1 = Temperatura del río principal, $^{\circ}C$

T_2 = Temperatura del tributario, $^{\circ}C$

D_o = Déficit inicial combinado de D.O, M/L^3

C_{sat} = Concentración de saturación de D_o en la temperatura T_o , M/L^3

Así mismo se requiere del nuevo segmento para evaluar los parámetros:

- Velocidad, U
- Demanda de oxígeno sedimentable, S
- Producción primaria neta, $P-R$
- CDBO residual debido a la producción por fuentes no puntuales, Lb
- Constante de velocidad de reaireación.

Puesto que en la ecuación 5 incluye la suposición de que U , S , Lb y $(P-R)$ son constantes a lo largo del río que se modela (EPA, 2002).

Un modelo alternativo, es WASP5, Water Quality Analysis Simulation Program, desarrollado por la U.S. EPA, para modelar los contaminantes en aguas superficiales que incluye la demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, nutrientes, contaminación bacteriológica y el movimiento de químicos tóxicos.

El modelo QUAL - 2E, desarrollado por la U.S. Environmental Protección Agency, es la herramienta utilizada en estos trabajos, para la simulación de la calidad del agua de las corrientes. Algunas de sus características que lo hacen apto para los fines que aquí se presentan, son:

- Se puede simular los principales parámetros de la calidad del agua: oxígeno disuelto. Demanda Bioquímica de oxígeno, nutrientes, organismos coliformes, y adicionalmente, un componente no conservativo y hasta tres componentes conservativos.

- Está diseñado para simular diferentes escenarios, estrategias alternativas o complementarias para conservar y mejorar la calidad del agua de corrientes superficiales.
- Permite evaluar la capacidad de asimilación y dilución de contaminantes del cuerpo receptor.
- Se pueden incluir múltiples descargas de aguas residuales y aprovechamientos.
- Incluye módulos para modelar fenómenos físicos, como la dilución de contaminantes por la adición de agua y la dilución de oxígeno en el agua a través del proceso de reareación.
- El modelo se calibra con los parámetros medidos en la corriente, para representar la calidad del agua cada sistema o río en particular.

III.5.1. Limitaciones del modelo del QUAL - 2E (Romero, 2005)

- Número de tramos: 50
- Número de elementos de cálculo: No más de 20 por tramo o un total de 500.
- Elementos cabecera: máximo 10.
- Elemento nudo: máximo 9
- Elementos afluente y efluente: máximo 50
- Para el cálculo de la temperatura: requiere datos de la temperatura del bulbo húmedo y seco, presión atmosférica, velocidad del viento y nubosidad.
- Para simular las algas: se necesita los valores de radiación solar neta.

III.6 MODELO DE STREETER AND PHELPS

La mayoría de los modelos de la calidad del agua se basan en dos ecuaciones fundamentales propuestas por Streeter y Phelps en 1925, para predecir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la concentración o déficit de oxígeno disuelto resultante de la descarga de materia orgánica biodegradable en ríos. Recientemente se han propuestos modelos de calidad de agua más complejos, los cuales se aplican para predecir con más exactitud las interacciones físicas, químicas y biológicas de muchos constituyentes y organismos que se encuentran aguas naturales (Castro, 1990).

La principal fuente de consumo de dióxido disuelto (D.O.) era la demanda bioquímica de oxígeno para la oxidación carbonacea (CDBO). La principal fuente de producción de (D.O) es el proceso de recreación. Sin embargo existen otras fuentes de producción y de consumo del D.O (Rodríguez, 1986):

Cuadro No. 5. Fuentes de producción y de consumo

Fuente de consumo	Fuente de producción
CBOD	Recreación
NBOD	Producción primaria - respiración
Sedimentos	
Déficit inicial de O. D.	

La demanda de oxígeno disuelto para la oxidación carbonacea (CDBO) está representada por una reacción de primer orden, la cual esta expresada, para una corriente de velocidad constante y condiciones constantes, de la forma:

$$\bar{U} \frac{dL}{dx} = -k_d L \dots \dots (9)$$

En donde:

L = Concentración máxima de DBO, ML^{-3}

U = Velocidad promedio, LT^{-1}

K_d = Cte. De la reacción de oxigenación de primer orden, T^{-1}

El balance de masa del oxígeno disuelto está representado por la ecuación:

$$\bar{U} \frac{dc}{dx} = -k_d L + k_a (C_s - C) \dots \dots \text{Ec. (10)}$$

En donde:

C = Concentración de oxígeno disuelto, ML^{-3}

L = Concentración máxima de DBO, ML^{-3}

C_s = Concentración del oxígeno disuelto en saturación, ML^{-3}

K_a = Constante de velocidad de la reacción de primer orden, T^{-1}

El primer término del lado derecho de la ecuación representa la velocidad de desoxigenación debido al DBO carbonaceo, y el segundo término representa la velocidad de reaireación. $C_s - C$ es la fuerza impulsora de la concentración que sirve para reoxigenar el agua a partir del oxígeno atmosférico en la interface aire-agua (Rodríguez, 1986).

La ecuación (2) también puede ser escrita en términos del déficit de D.O.

$$U \frac{dD}{dx} = \left[\frac{k_d L}{(deoxigenación)} \right] - \left[\frac{k_a D}{(reacción)} \right] \dots \text{Ec. 11}$$

En donde:

D = Déficit de D.O. = Cs-C

D representa la fuerza de la ecuación (10) para la concentración de DBO está dada por la ecuación:

$$\int_{L_o}^L \frac{dL}{L} = \frac{k_d}{\bar{U}} \int_0^x dx \dots \text{Ec. 12}$$

Ó

$$L = L_o e^{-k_d x / \bar{U}} \dots \text{Ec. 13}$$

La ecuación anterior (13) es conocida como el Modelo de Streeter - Phelps.

Substituyendo ecuación (13) en (11) se obtiene el déficit de D.O:

$$\bar{U} \frac{dD}{dx} = +k_d L_o e^{-k_d x / \bar{U}} - k_a \dots \text{Ec. 14}$$

Organizando los términos de la variable dependiente (D) en el lado izquierdo de la ecuación se tiene:

$$\bar{U} \frac{dD}{dx} + k_a D = k_d L_o e^{-k_d x / \bar{U}} \dots \text{Ec. 15}$$

La solución final de la ecuación (15) está dada por:

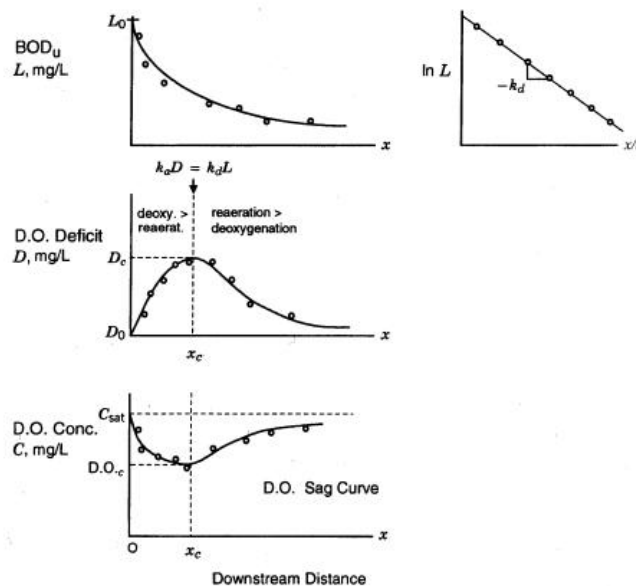
$$D = D_o e^{-k_a x / \bar{U}} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d x / \bar{U}} - e^{-k_a x / \bar{U}} \right) \dots \text{Ec. 16}$$

y representa el déficit de oxígeno disuelto U_s . La distancia, después de ser descargada una fuente puntual de DBO en un sistema de flujo de pistón, unidimensional y en condiciones constantes (Rodríguez, 1986).

La solución en la ecuación (10) para obtener el oxígeno disuelto está representado por la siguiente ecuación, en donde se reemplaza (Cs-C) por D:

$$C = C_s - (C_s - C_0)e^{-k_a x/\bar{U}} - \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d x/\bar{U}} - e^{-k_a x/\bar{U}} \right) \dots \text{Ec. 17}$$

Figura No. 3. Algunas soluciones hipotéticas están representadas por las siguientes gráficas.



En ellas se puede observar lo siguiente (Rodríguez, 1986):

- El DBO máximo decrece en forma exponencial a la distancia corriente abajo, como se representa en la ecuación (13).
- El déficit de concentración de oxígeno disuelto incrementa a un valor de déficit máximo crítico (D.C) en la distancia crítica (Xc) y luego decrece hasta casi alcanzar el valor de cero al acercarse por el infinito, como se representa en la ecuación (16).
- La concentración de oxígeno disuelto decrece a un mínimo y luego se incrementa hasta la forma clásica de curva de D.O, como se representa en la ecuación (17).
- Eventualmente la corriente se purifica a sí misma por recreación después de la adición de la fuente puntual de DBO en la distancia $X = 0$.

Otras observaciones que se pueden obtener a partir de las figuras anteriores son las siguientes:

- La velocidad de oxigenación ($k_d L$, mg/L.d) en cualquier punto de la corriente .
- Entre el punto de descarga ($X = 0$) y al distancia crítica ($X = X_c$) la velocidad de oxigenación excede la velocidad de reaeración ($k_d L > k_a D$) debido a la concentración de DBO es relativamente larga y el déficit de $D > 0$ (D) aun no ha alcanzado un máximo valor sobre esa distancia.
- Más allá de la distancia crítica ($X > X_c$) la velocidad de reaeración excede a la de oxigenación y la concentración de oxígeno disuelto se acerca a la concentración de saturación (C_s).
- Exactamente la distancia crítica ($X = X_c$), la velocidad de reaeración es exactamente igual a la velocidad de oxigenación y se tiene un máximo en donde la velocidad de cambio de la concentración de oxígeno (dc/dx) o déficit (dD/dx) es igual a cero. Lo anterior se demuestra cuando ($dD/dx = 0$) en la ecuación (10):

$$\bar{U} \frac{dD}{dx} = k_d L - k_a D \dots \text{Ec. 10}$$

Como $\frac{dD}{dx}$ tiende a cero entonces:

$$k_d L = k_a D \text{ en } X = X_c \dots \dots \text{Ec. 18}$$

III.6.1 Déficit Crítico y Distancia Crítica (D_c , X_c)

El déficit crítico y la distancia corriente abajo, bajo condiciones constantes se pueden obtener a partir de la ecuación (15)

$$\bar{U} \frac{dD}{dx} + k_a D = k_d L_0 e^{-k_d x / \bar{U}} \dots \text{Ec. 15}$$

Como $\frac{dD}{dx}$ tiende a cero entonces:

$$D_c = \frac{k_d L_0}{k_a} e^{-k_d x / \bar{U}} \dots\dots \text{Ec. 19}$$

Substituyendo la ecuación (19) en la ecuación (15) se obtiene la solución para la distancia crítica:

$$X_c = \frac{\bar{U}}{k_a - k_d} \ln \frac{k_a}{k_d} \left(1 - \frac{(k_a - k_d) D_0}{k_d L_0} \right) \dots\dots \text{Ec. 20}$$

En caso de que el déficit de oxígeno disuelto inicial es cero en $X=0$ (D.O está saturado, C_s), entonces la ecuación (20) se simplifica (Rodríguez, 1986):

$$X_c = \frac{\bar{U}}{k_a - k_d} \ln \frac{k_a}{k_d} \dots\dots \text{Ec. 21}$$

La relación de auto-purificación difunde como k_a/k_d en un numero adimensional que afecta tanto a D_c como a X_c .

La concentración inicial del DBO máximo (L_0) es directamente proporcional a la concentración de déficit de oxígeno disuelto en X_c , L_0 .

La concentración máxima de DOD en $X=0$ es igual a la velocidad de descarga de masa del DBO máximo diluido por la velocidad de flujo de la corriente.

Si solo se tienen disponibles concentraciones de DBO's entonces se requiere de un factor de conversión apropiado para convertir el DBO máximo (DBO a @ 1.47 * DBOs) (Rodríguez, 1986):

$$L_0 = \frac{W}{Q} \dots\dots \text{Ec. 22}$$

Dónde:

W = Velocidad de descarga del agua residual, MT^{-1}

Q = Velocidad de flujo del río, L^3T^{-1}

El efecto de la temperatura se observa en la cinética de la reaireación del D.O., la solubilidad del D.O. , la solubilidad (C_s) y la deoxigenación (Rodríguez, 1986).

- La constante de la velocidad de reacción de D.O incrementa al incrementar la temperatura.
- La solubilidad de D.O. disminuye al disminuir la temperatura y por lo tanto decrece la fuerza motriz (D) de reaireación.
- La constante de velocidad de deoxigenación se incrementa al incrementar la temperatura.

III.7. CONSTANTES CINÉTICAS.

La estimación de la constante cinética de primer orden para la transferencia de oxígeno desde el aire k_a , se realiza a partir de varios modelos a 20°C (Chapra, 1997).

- a) O'Connor-Dobbins; usada preferentemente para velocidades moderadas y elevadas profundidades (Schnoor *et al.*, 1996).

$$k_a = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H_{1.5}} \dots\dots\dots \text{Ec. 23}$$

- b) Churchill; usada preferentemente para flujos muy rápidos (Churchill *et al.*, 1962).

$$k_a = 5.026 \frac{U}{H_{1.67}} \dots\dots\dots \text{Ec. 24}$$

- c) Owens and Gibbs; usada preferentemente para velocidades moderadas y sistemas más superficiales (Owens *et al.*, 1964).

$$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H_{1.85}} \dots\dots\dots \text{Ec. 25}$$

Cuadro No. 6. Variación de velocidades y profundidades usadas en las ecuaciones anteriores, para flujos aireados a 20 °C.

Parámetros	O'Connor-Dobbins	Churchill	Owens-Gibbs
Profundidad (m)	0,30-9,9	0,61-3,35	0,12-0,73
Velocidad (m/s)	0,15-0,49	0,55-1,52	0,03-0,55

Fuente: Chapra, 1997

La cuantificación de los valores de los parámetros del modelo se realiza durante una calibración a priori, usando los valores de literaturas (teóricas y experimentales), que corresponden con la situación específica del sistema en estudio.

Cuadro No. 7 Coeficientes de aireación de 1^{er} orden, para distintos ríos a 20°C.

Coeficientes k_a	valor	Unidades	Referencia
ríos lentos profundos	0.1-0.4	1/d	Schnoor (1996)
ríos condiciones típicas	0.4-1.5	1/d	Schnoor (1996)
ríos veloces, profundos	1.5-4.0	1/d	Schnoor (1996)
ríos veloces, poco profundos	4.0-10.0	1/d	Schnoor (1996)

La estimación de la constante cinética de primer orden para el consumo de oxígeno por acción metabólica k_b , se realiza a partir de la tendencia expresada por Hydrosience, 1971 a 20°C (Chapra, 1997):

$$k_d = 0.3 \left(\frac{H}{8} \right)^{-0.434} \dots\dots\dots \text{Ec 26}$$

$$0 \leq H \leq 2.4 \text{ m}$$

$$k_d = 0.3$$

$$H > 2.4 \text{ m}$$

Cuadro No. 8. Coeficientes de descomposición de 1^{er} orden, para distintos ríos a 20 °C.

Coeficientes k_d	valor	Unidades	Referencia
sin previo tratamiento	0.35 (0.20-0.50)	1/d	Chapra (1997),
tratamiento primario	0.20 (0.10-0.30)	1/d	Chapra (1997),
lodo activado	0.075 (0.05-0.10)	1/d	Chapra (1997),
más sedimentación	0.5-5	1/d	Schnoor (1996),

III.7.1. Efecto de la temperatura.

Mediante un balance de calor para la temperatura de mezcla, se obtiene la temperatura mezcla del río.

$$T = \frac{[(Q_{rio} * T_{rio}^o) + (Q_{fp} * T_{fp}^o)]}{[(Q_{rio}) + (Q_{fp})]} \dots\dots\dots \text{Ec. 27}$$

Tanto la transferencia de oxígeno como la tasa de eliminación de la DBO, son influenciadas por la temperatura del medio. Esto se estudia con la relación de Vant Hoff-Arrhenius (Metcalf, 1995).

$$k_a = k_{a,20^{\circ}\text{C}} \theta^{T-20} \dots\dots \text{Ec. 28}$$

y

$$k_d = k_{d,20^{\circ}\text{C}} \theta^{T-20} \dots\dots\dots \text{Ec. 29}$$

En donde:

$K_{d,20}$ = Constante de velocidad de deoxigenación a la temperatura de referencia de 20° C en un día.

$K_{a,20}$ = Constante de velocidad de reaireación a la temperatura de referencia de 20°C en un día.

K_a = Constante de velocidad de reaireación en la temperatura T, en un día.

θ = número elevado a la potencia (T-20)

T° = Cualquier temperatura dentro del rango, usualmente de 0° a 30°C.

Cuadro No. 9. Factores θ , para la obtención de las constantes cinéticas reales.

θ_a	1.005 – 1.030	Thomann and Mueller (1987)
	1.024	Chapra (1997)
	1.024	Schnoor (1996)
	1.024 – 1.037	Schnoor (1996)
θ_a	1.048	Schnoor (1996)
	1.047	Schnoor (1996)
	1.04 (1.02 -1.09)	Thomann and Mueller (1987)

III.8. SEDIMENTACIÓN DE CDBO.

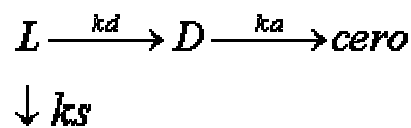
CDBO se encuentra presente en las corrientes de agua debido a la oxidación de la materia orgánica soluble (a través del proceso de oxigenación).

También se encuentra presente en las descargas que llevan las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Sin embargo también puede encontrarse en forma de sedimento: Las aguas residuales domesticas pueden controlar hasta 30 mg/L de CDBO y 30 mg/L de sólidos totales suspendidos (TSS).

Dicha materia suspendida puede provenir de la materia orgánica contenida en los sólidos suspendidos totales.

La ecuación de Streeter-Phelps (ecuación 13) es modificada con el objeto de incluir la posibilidad de sedimentación de CDBO.



$$U \frac{dL}{dx} = -k_r L \dots\dots \text{Ec. 30}$$

$$L = L_0 e^{(-k_r x/U)} \dots\dots \text{Ec. 31}$$

$$U \frac{dD}{dx} = K_d L - K_a D \dots\dots \text{Ec. 32}$$

$$U \frac{dD}{dx} = K_d L_0 e^{(-k_r x/U)} - K_a D \dots\dots \text{Ec. 33}$$

Dónde:

U = Velocidad promedio, L/T

L = Demanda bioquímica de exógeno carbonaceo, M/L³

K_r = Cte. de velocidad de pérdida de CDBO total, T⁻¹ = $k_s + k_d$

L_0 = Concentración inicial de CDBO en el punto $x = 0$, M/L³

X = Distancia longitudinal, L.

D = Déficit de D.O, M/L³

K_d = Cte. de velocidad de deoxigenación de CBDO, T⁻¹

K_a = Cte. de velocidad de reaireación, T⁻¹

La ecuación 30 representa el balance de masa para una corriente de flujo de pistón, la solución a dicha ecuación está dada por la ecuación 31.

Al substituir el valor L en la ecuación 32, se obtiene la solución en la ecuación 33:

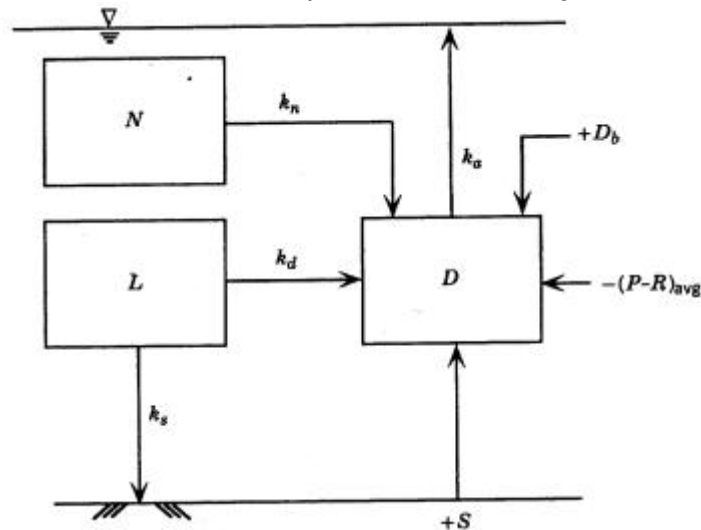
$$D = D_0 e^{(-k_a x/u)} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} [e^{(-k_r x/u)} - e^{(-k_a x/u)}] \dots \dots \text{EC. 34}$$

Las constantes k_a y k_d pueden ser determinadas al graficar en un papel semi-logarítmico el DBO carbonaceo (representado por L) contra el tiempo de travesía (x/u).

III.9. OTRAS FUENTES Y CONSUMOS.

Diferentes fuentes de consumo contribuyen al déficit de la concentración de D.O. (representado por D):

Figura No. 4.- Balance de masa para el déficit de oxígeno disuelto (D.O)



La ecuación del balance de masa para el déficit de oxígeno disuelto (D.O) en un río con flujo de pistón se obtiene a partir de un volumen de control:

$$\frac{dD}{dt} = -u \frac{dD}{dx} - k_a D + k_d L + k_n N + \frac{S}{H} + (R - P) \dots \dots \text{Ec. 35}$$

$$\text{Acumulación} = \text{Transporte} - \text{Sink} + \text{fuentes de déficit.}$$

La ecuación final resulta de substituir L y H en el balance, está representada por una ecuación diferencial lineal ordinaria de la siguiente forma:

$$U \frac{dD}{dx} + k_a D = k_d L_0 e^{-k_r x/u} + k_n N_0 e^{-k_n x/u} + \frac{S}{H} + (R - P) \dots\dots\dots \text{Ec. 36}$$

La solución general de la ecuación anterior está dada por la ecuación:

$$\begin{aligned} D = & D_0 e^{\overbrace{\frac{-k_a x}{u}}^1} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} \left(\overbrace{e^{\frac{-k_r x}{u}} - e^{\frac{-k_a x}{u}}}^2 \right) \\ & + \frac{k_n N_0}{k_a - k_n} \left(\overbrace{e^{\frac{-k_n x}{u}} - e^{\frac{-k_a x}{u}}}^3 \right) + \overbrace{\frac{S}{k_a H} \left(1 - e^{\frac{-k_a x}{u}} \right)}^4 \\ & + \overbrace{\frac{R-P}{k_a} \left(1 - e^{\frac{-k_a x}{u}} \right)}^5 + \overbrace{\frac{k_d L_b}{k_a}}^6 \dots\dots\dots \text{Ec. 37} \end{aligned}$$

En donde cada uno de los términos representa:

- ¹ El déficit inicial debido a la reaeración.
- ² DBO carbonaceo inicial.
- ³ DBO nitrogenado inicial.
- ⁴ Demanda de oxígeno sedimentable.
- ⁵ (Respiración-Producción) neto.
- ⁶ DBO rezagado debido a fuentes no puntuales.

H representa la profundidad promedio del río.

La solución para el DBO carbonaceo y el DBO nitrogenado en el río está dada por las ecuaciones:

$$L = L_0 e^{\frac{-k_r x}{u}} \dots\dots\dots \text{Ec. 38}$$

$$N = N_0 e^{-\frac{k_n x}{u}} \dots\dots \text{Ec. 39}$$

En el caso de las fuentes y consumos se consideran como variables L y N, el río debe ser segmentado y la ecuación 37 se emplearía si se usa para simular cada segmento.

III.10. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE.

Generalmente las agencias reguladoras gubernamentales desean establecer no solamente las concentraciones promedio que se esperan de un contaminante en particular. También requieren saber que tan cierta es la respuesta con respecto a la distribución de cargas residuales. Los modelos deben proporcionar la mejor estimación con respecto a la concentración promedio del contaminante así como también la variación esperada en dicha concentración (como cada desviación estándar). Dicha información sería útil para determinar la acción a tomar.

Desde el punto de vista estadístico el valor esperado de una variable es conocido como la media, y la medición de la variabilidad del valor esperado es conocida como la varianza (el cuadro de la desviación estándar.)

Los modelos ambientales suelen contener errores de diferentes tipos puesto que son aproximaciones simplificados de la realidad, basados en el modelo mismo en los datos de campo. El análisis de dichos errores es importante puesto que son propagados a través de los modelos y causan incertidumbre en el resultado final.

Los siguientes tipos de errores pueden ser considerados:

- Error del modelo.
- Error en las variables de entrada (variables dependientes y condiciones iniciales.
- Error en los datos de entrada usados para correr el modelo.
- Errores de parámetros (constantes de velocidad, coeficientes y variables independientes).

III.11. ERROR DE LOS MODELOS.

Formulación incorrecta del modelo, es decir, la diferencia entre el medio ambiente real y las ecuaciones diferenciales en el modelo.

Pueden ser causados por:

- Procesos incluidos u omitidos impropriamente.
- Requiere de unas variables de estado para describir el ecosistema.
- Una reacción imprevista se hace importante en diversas partes del espacio a modelar.

Indicador de error: Los datos de campo no consideran las predicciones del modelo.

Solución: Usar diferentes modelos para la misma aplicación y estimar el error del modelo por medio de la diferencia en predicción entre los modelos bajo varias circunstancias diferentes y así determinar la causa del error del modelo.

III.12. ANÁLISIS DE PRIMER ORDEN.

Aplicada a los otros tipos de errores mencionados anteriormente. El análisis se basa en la determinación de la aproximación de la variación de la variable independiente (parámetros). La variación en el parámetro es medida por medio de la varianza (momento estadístico).

Considere una función o un grupo de ecuaciones donde “y” es una variable dependiente y “x” es una variable independiente:

$$y = f(x) \dots\dots \text{Ec. 40}$$

Si la función tiene un comportamiento adecuado, suave y asumiendo que la varianza de “x” no es muy larga, entonces el valor esperado de “y” es aproximadamente igual al valor de la función con el valor esperado de “x”:

$$E(y) = E(f(x)) \approx f(E(x)) \dots\dots \text{Ec. 41}$$

Donde “E” es el valor esperado u operador de expectación. El valor esperado de x es el valor promedio de x.

Si se parte de una serie de expansión de Taylor en $f(x)$ para aproximar la función, se tiene:

$$f(x) = f(x_0) + (x - x_0) \frac{\partial f(x)}{\partial x} \Big|_{x_0} + \frac{(x-x_0)^2}{2} \frac{\partial^2 f(x)}{\partial x^2} \Big|_{x_0} + \dots \text{Ec. 42}$$

Donde X_0 es cualquier punto que satisface la función.

Al linealizar la ecuación anterior usando solamente los dos primeros términos de la ecuación, entonces se puede considerar la expansión de la función sobre su valor promedio ($\bar{x}$):

$$f(x) \approx f(\bar{x}) + (x - \bar{x}) \frac{\partial f(x)}{\partial x} \Big|_{\bar{x}} \dots \text{Ec. 43}$$

Posteriormente se requiere de una ecuación para la varianza de $f(x)$ directamente. La varianza sobre el promedio $S^2(f(\bar{x}))$ es igual a cero por lo que solo se considera el último término en la ecuación (43).

Por tanto la varianza de $f(x)$ es:

$$S^2(f(x)) \approx S^2(x) \left[\frac{\partial f(x)}{\partial x} \right]^2 \Big|_{\bar{x}} \dots \text{Ec. 44}$$

Dónde:

S = Desviación estándar de la muestra.

S^2 = Varianza de la muestra para la función sobre cualquier punto a partir de la media (promedio).

La ecuación (44) es válida para el caso de solo una variable independiente. Para el caso de una relación entre varias variables independientes se tiene la ecuación siguiente:

$$S^2 y \approx \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 S^2 x_i + 2 \sum_{j=1}^{n-1} \sum_{i=j+1}^n \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right) \left(\frac{\partial f}{\partial x_j} \right) S x_i S x_j P x_i x_j \dots \text{Ec. 45}$$

Donde $P x_i x_j$ es el coeficiente de correlación de la regresión lineal de mínimos cuadrados entre las variables x_i y x_j .

La ecuación (45) representa la base del análisis de incertidumbre de primer orden, el cual es llamado de primer orden pues se eliminan los términos de orden elevado en la serie de expansión de Taylor. Dicha ecuación es empleada como predictor efectivo de errores en muchos modelos ambientales.

III.13. MODELO WASP5.

WASP5 (WATER QUALITY ANALYSIS SIMULATION PROGRAM) es una mejora de WASP, Di Toro - Fitzpatrick - Thomann (1981) Permite modelar sistemas uni, bi y tridimensionales; otorga la posibilidad de especificar coeficientes de dispersión en función del tiempo; y permite una cómoda estructuración de los procesos cinéticos (Ambrose, R et al, 1993). El sistema de modelación consta de los siguientes programas: DYNHYDS, de modelación hidrodinámica (no aplicable a sistemas estratificados), WASP, de transporte de sustancias conservativas, EUTRO, de oxígeno disuelto y eutroficación, y TOXI, de dinámica entre químicos tóxicos y sedimento (Vargas, 2002).

III.14. FORMULACIÓN GENERAL DE MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS.

Un Modelo de calidad debe resolver la ecuación de continuidad, de modo de predecir las variaciones temporales de la concentración de un indicador de calidad, conociendo su concentración inicial y los factores ambientales. El método de discretización utilizado generalmente es el de Diferencias Finitas, el cual consiste en dividir el espacio en segmentos con propiedades homogéneas, entre los cuales existen saltos discretos de aquéllas. En términos prácticos, son las derivadas parciales de la concentración con respecto a x (longitud) de los términos de transporte dispersivo los que se aproximan a valores discretos (Vargas, 2002).

Las ecuaciones que dan cuenta de la evolución temporal de los indicadores como clorofila «a», OD, etc., se superponen a la ecuación de continuidad de manera de describir los procesos por completo.

Por tal motivo, cada una de las ecuaciones aquí expuestas, tratan con diferentes variables que a la vez depende del grado de dificultad con que uno lo quiera estudiar, la Ecuación de Streeter and Phelps, es aplicativo en todo lugar y comenzando a insertar variables que se desconocen pero podemos conocer con otras ecuaciones podemos evaluar un sin números de posibilidades, tanto es así que la ecuación principal del programa Aqua - TX o QUAL - 2E, promovido por la EPA, es nada más que la Streeter and Phelps, con sus modificaciones.

III.15. DISPER

DISPER es un programa interactivo a nivel usuario que permite resolver la ecuación de dispersión longitudinal, es decir, calcular la evolución del contaminante en el campo lejano una vez concluido el periodo de mezclado en la zona cercana a la descarga (IMTA, 1990).

Para DISPER el fenómeno de dispersión es un problema de transferencia de masa, definido como el movimiento de un constituyente de una región de alta concentración a uno de baja concentración. Dicho fenómeno ocurre de dos manera: Molecular y convectivo (velocidad y turbulencia).

Un contaminante descargado en un canal, de manera natural o artificial, tendera a ser dispersado por el movimiento hidrodinámico convectivo y por una dilución dada por los mecanismos de difusión.

Desde el punto de la Descarga hasta el momento el que se completa la difusión transversal en el cauce, conocido como tiempo de mezclado, se presenta un desarrollo de la nube de contaminante hasta uniformizarse a todo lo ancho del canal (Fischer, 1979). En esta zona de mezclado transversal o zona cercana, la ecuación unidimensional de dispersión longitudinal no es aplicable.

III.15.1. Ecuación de Dispersión Longitudinal

Observando la difusión de dos o más especies inidentificables en un fluido no homogéneo, el principio de la conservación de la materia debe satisfacerse por cada componente o especie de la mezcla. El comportamiento de transferencia se debe a una fuerza de intercambio proporcional a un gradiente de concentraciones, es decir, de la existencia de regiones con diferentes grados de concentraciones de la sustancia.

Se puede plantear una expresión que relacione la rapidez de transferencia de una sustancia de masa M con la magnitud del gradiente, de la forma:

$$\frac{dM/dt}{\text{Area}} = \frac{dM/V_o}{ds} \dots\dots \text{Ec. 46}$$

Dónde:

V_o = Volumen.

S = Dirección de Transferencia.

$\frac{dM/dt}{\text{Area}}$ = Transferencia por unidad de tiempo de M por unidad de área normal a la dirección s.

$\frac{dM/V_o}{ds}$ = Gradiente de M por unidad de volumen en la dirección de transferencia.

Si M es la cantidad de masa disuelta $M = \Delta mC$, donde C es la concentración definida como la masa de sustancia disuelta por unidad de masa del fluido.

Para transformar la ecuación (1) por unidad de igualdad, se puede introducir una constante del proceso D (difusividad de masa), conocido como coeficiente de difusión molecular. Por tal motivo la ecuación anterior se transforma de la siguiente manera:

$$\frac{d(\Delta mC)}{dt} \frac{1}{\Delta x \Delta y} = q_x = -D \frac{d[\frac{\Delta mC}{\Delta V_o}]}{dx} = -D \frac{d[\rho C]}{dx} \dots\dots \text{Ec. 47}$$

Donde q_x es el flujo de transferencia de masa y el signo negativo indica que el transporte es de zona de mayor a menor concentración.

Si la densidad del fluido es constante como es razonablemente suponer $\rho = \Delta m / \Delta V_o$; con lo cual $\frac{d[\rho C]}{dx} = \rho \frac{d[C]}{dx}$, entonces la ecuación 2, puede escribirse de la siguiente manera en las tres direcciones:

$$q_x = -\rho D \frac{d[C]}{dx} \dots\dots \text{Ec. (48a)}$$

$$q_y = -\rho D \frac{d[C]}{dy} \dots\dots Ec. (48b)$$

$$q_z = -\rho D \frac{d[C]}{dz} \dots\dots Ec. (48c)$$

Estas ecuaciones son conocidas como la ley de Fick, que establece que el flujo de masa por unidad de área y tiempo, es proporcional al gradiente de la concentración del soluto en la dirección de transferencia.

Al aplicar esta ecuación dentro de la ley de conservación de masa a un volumen de control en un fluido binario, se obtiene (Fischer, 1979).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \bar{V} \cdot \nabla C = DV^2C \dots\dots\dots Ec. 49$$

Esta ecuación es conocida como la de conservación de masa de un contaminante en un volumen de control sujeto a convección y difusión, también llamada ecuación de la difusión convectivo.

III.15.2. Límites de aplicación.

Los límites de aplicación del simulador DISPER, están sujetos a las hipótesis simplificadoras realizadas en el desarrollo para la obtención de la ecuación de dispersión longitudinal y son las siguientes:

- Flujo unidimensional
- Flujo uniforme e incompresible.
- Geometría regular
- La ley de Fick de proporcionalidad entre la difusión y el gradiente de concentración.
- Turbulencia estacionaria y homogénea.
- Valida después del tiempo de mezclado.
- El contaminante natural o artificial, tendrá que ser dispersado por el movimiento hidrodinámico convectivo y por una dilución dada por los mecanismos de difusión.

III.16. OTROS MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD EN RÍOS.

- SIMOX I y II.- Simula los niveles de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno. La versión II simula además DBO nitrogenada, demanda bental de oxígeno, fotosíntesis y respiración de las algas, bacterias y sustancias conservativas.
- RUNOFF/RECEI V.- Simula la contaminación aportada por el escurrimiento superficial y la calidad del agua en el río.
- NEKAR I y II.- Simula la DBO y OD y optimiza los niveles de tratamiento a las descargas residuales.
- POTAME.- Este modelo Simula OD, DBO, NH₄, NH₃, PO₄ e hidrocarburos.
- WQRRS.- Este es un modelo ecológico y requiere una gran cantidad de información.
- HSPF.- Está diseñado para simular algunos parámetros de contaminación urbana, escurrimiento en zonas agrícolas, cantidad y calidad de aguas subterráneas y evapotranspiración.

III.17. GASTO DE CONSERVACIÓN ECOLÓGICA

La mayoría de los simuladores, solicitan el Gasto de Conservación Ecológica, con la finalidad de tener datos más relevantes a la hora de simular.

La determinación de los Gastos de Conservación Ecológica se realiza con base en una versión modificada del método de Tennant o de Montana.

Para determinar el Gasto de Conservación Ecológica, se considera los registros diarios promedio del gasto original de los años que se tenga información de la sección de la corriente considerada.

Con los registros de los caudales promedios diarios se determina el gasto promedio mensual. Los gastos promedios mensuales se toman como base para determinar el gasto promedio mensual que deberá escurrir en el cauce o gasto de conservación ecológica, que se obtiene de multiplicar el valor del gasto promedio mensual por 0.10.

$$Q_{ECOL} = 0.1(Q_{PROMi}) \dots\dots Ec. 50$$

Dónde:

Q_{ECOL} = Gasto de Conservación Ecológica.

Q_{PROMi} = Gasto promedio del mes i.

Para analizar el comportamiento de los contaminantes en el cuerpo de agua a través de la simulación de los escenarios en que se involucra la medida de conservar el gasto ecológico en la corriente, se tomara como base de cálculo

IV. METODOLOGÍA

IV.- METODOLOGÍA

Para el desarrollo de la revisión de la modelación de contaminantes en el Río, se siguieron los siguientes puntos.

1. Realizar la investigación sobre condiciones de un río representativo en Chiapas.

Realizar una investigación sobre condiciones naturales del río elegido.

2. Realizar la investigación del tipo de información se puede obtener sobre medición de caudales de ríos.

La Comisión Nacional de Agua, posee una base de datos de caudales de los ríos para el estado de Chiapas.

3. Información sobre la caracterización del agua de los principales ríos del estado.

La Comisión Nacional de Agua, posee una base de datos de características principales de los ríos Grijalva y Sabinal, desde 1985, hasta la fecha, con la finalidad de conocer los ríos más a detalles de su estado de contaminación.

4. Búsqueda bibliográfica de simuladores o modelos para la modelación de contaminación en ríos.

Realización de una búsqueda en libros, internet, tesis, apuntes, así como las tiendas de venta de software, con la finalidad de tener un mejor panorama de los tipos de modelos y simuladores de venta en el mercado.

5. Formulación de todas las ecuaciones para la modelación de las plumas de contaminación en ríos.

Basándose en las ecuaciones de componentes conservativos (sólidos disueltos) y condiciones de fronteras, se seleccionará el mejor modelo aplicativo para este caso en cuestión.

V. RESULTADOS

V. RESULTADOS

V.1. Simulación de la calidad del agua.

Los resultados de la simulación van a diferir en cierta medida, de las condiciones reales; sin embargo, el empleo de modelos para la simulación es la mejor manera de predecir los efectos en la calidad de un cuerpo de agua que se van a presentar a causa de ejercer acciones de regulación y control de la contaminación, como es eliminar o reducir la carga de contaminantes en las descargas o aumentar el gasto actual de la corriente para mantener el gasto de conservación ecológica (Rojas, 2002).

V.2.- Proyección de la calidad del agua.

La mayoría de los modelos de la calidad del agua se basan en dos ecuaciones fundamentales propuestas por Streeter y Phelps en 1925, para predecir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la concentración o déficit de oxígeno disuelto resultante de la descarga de materia orgánica biodegradable en ríos. Recientemente se han propuestos modelos de calidad de agua más complejos, los cuales se aplican para predecir con más exactitud las interacciones físicas, químicas y biológicas de muchos constituyentes y organismos que se encuentran aguas naturales. Sin embargo, los modelos cada vez se van haciendo más tediosos y con una cantidad de condiciones que será difícil establecerse.

VI. CONCLUSIÓN

VI.-CONCLUSIÓN

Los problemas de la calidad del agua en ríos se pueden resumir en 2 factores fundamentales, el comportamiento hidrológico de la cuenca y el desarrollo humano, utilización de la tierra y fuente de agua. De la interacción de estos factores, surge una amplia variedad de problemas de calidad de agua. Esto implica que cada problema de calidad presente características únicas. Esta limitación no impide utilizar principios generales de los modelos para resolver un problema típico de calidad de agua.

Así, una vez revisado todos los modelos de calidad del agua superficial, y basados en los parámetros que predice el modelo QUATL –2E o el Actual QUAL – TX, generado por la EPA, viene siendo el mejor aplicativo para los ríos en nuestro estado. Sin embargo, el simulador SIMOX I y II, puede ser el siguiente en caso de no contar con el QUAL – 2E o QUAL – TX. Pero como sabemos que la mayoría de los simuladores utilizan las ecuaciones de Streeter and Phelps, lo que podría llegarse a la conclusión de poder elaborar un simulador propio utilizando estas ecuaciones de Streeter and Phelps.

VII. BIBLIOGRAFÍA

VII. BIBLIOGRAFÍA

1. Robert V. Thomann & Muller.- Principles of surface water quality modeling and control.- Harper & Row Publ.- 1987.
2. Gerard Kiely.- Ingeniería Ambiental “Fundamentos, entornos, tecnologías y Sistemas de gestión”.- Mc Graw Hill.- Primera Edición, 1999.
3. Streeter Victor L.- Mecánica de Fluidos.- Mc Graw Hill.- 2001.
4. Chapra, Steven C.- Surface Water Quality Modelling.- Mc Graw Hill Companies.- 1997.
5. Genial Martin, James; McCutcheon Steven C.; Schottman, Ribert W..- Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modelling.- Mc Graw Hill-Interamericana.- 1999.
6. A. James.- An Introduction to Water Quality Modelling.- Mc Graw Hill-Interamericana.- 2002.
7. Romero Rojas, Jairo Alberto.- Tratamiento de aguas residuales “Teoría y Principios de Diseño”.- Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.- Bogotá, Colombia.- 2005.
8. Canter, Larry W.- Manual de Evaluación de Impacto Ambiental “Técnicas para la elaboración de estudios de impacto”.- Graw Hill-Interamericana.- 1998.
9. Menéndez, Ángel N., 1985 “Simulación Numérica de Flujos Cuasi-Bidimensionales a Superficie Libre”, Informe LHA-INCYTH S5-016-85.
10. Menéndez, Ángel N., 1993, “The asymptotic wave form for a space-limited perturbation in open channels”, Jr. Hydraulic Research, 31 (5).
11. Menéndez, Ángel N. 2010.- Apuntes de Transportes de Contaminantes en Medios Acuáticos.- Universidad Tecnológica Nacional.
12. Menéndez, Ángel N. 2012.- Modelación Matemática del Transporte en Cuerpos de Aguas.- Apuntes de Maestría en Gestión del Agua.
13. Estadística del Agua en México “Sistema Unificado de Información Básica del Agua”.- SEMARNAT – CNA.- Edición 2003.
14. Martínez Austria, Polioptro; León Vizcaino, Luis Fernando.- Dispersión Longitudinal de Contaminantes Conservativos en ríos.- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.- Tesis, 1990.
15. Domínguez Rodríguez, Lucio Tizoc.- Aplicación de un modelo matemático para determinar el comportamiento de la calidad del agua del río Moctezuma.- Tesis, 1986.

16. Rojas García, José Alfredo.- Simulación de la calidad del agua de corrientes superficiales para la determinación de límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales.- Tesis, 2002.
17. Castro Caicedo, María Elena Isabel.- Aplicación del modelo Qual-TX para la evaluación de la calidad del agua en el Río Bravo desde la Presa Falcón hasta Matamoros.- Tesis, 1990.
18. Debels, P.; Barra, R.; Figueroa, R.; Valdovinos, C.; Parra, O.; Zaror, C.- Diagnostico de la Calidad del Agua del Río Damas: Aplicación del Modelo de Calidad de Agua Qual - 2E.- Unidad de Sistemas Acuáticos.- Universidad de Concepción.- Concepción, Chile-2002.
19. Vargas Baecheler, José; Pérez Varas, Carlos.- Modelación de Calidad de Aguas del Lago Villarrica y Aproximaciones de Problemas Hidrodinámicos.- Departamento de Ingeniería Civil.- Facultad de Ingenierías.- Universidad de Concepción.- Concepción, Chile-2002.
20. Melcaft & Eddy.- Ingeniería de las Aguas Residuales, "Tratamiento, Vertido y Reutilización".- Mc Graw Hill, México.- 1996.
21. Internet.- WWW.MIT.EDU
22. Espinoza C., Carlos.- Apunte del Diplomado en Contaminación de Aguas.- Universidad de Chile.-2007.
23. Manual de Uso de Aqua - TX para Windows, Volumen 1.- EPA.- 2002.
24. Manual de Uso de Aqual - 2E, EPA.- 2000.
25. Heredia, Javier; Murillo, José Manuel.- Artículo "Balance Hídrico y Estimación de la Recarga mediante Modelación Numérica en Pequeñas Cuencas del Sector Sudoriental de la Isla de Gran Canaria".- Instituto Geológico y Minero de España.- 1999.
26. Gonzáles, M.; Gissels, P. Mader; Borja A.; Galparsoro, I. y Uriarte.- Artículo "La modelación numérica de la dispersión de productos de desechos vertidos desde explotaciones de acuicultura: Una herramienta para la adecuada gestión medioambiental del sector".- A. Fundación AZTI.- 2002.
27. Sánchez - Santillán Norma.- Artículo "Simulación y predicción de escenarios en sistemas ecológicos, de impacto ambiental y clima".- 2008.
28. Revista "Consejo de Cuenca de los Ríos Grijalva y Usumacinta.- CNA-Gobierno del Estado de Chiapas y Tabasco.- 2000.
29. Comisión Nacional del Agua.- Manual de Diseño de Lagunas de Estabilización.- 2007.
30. Base de datos de la Calidad del Agua.- CNA.- 1985-2003.
31. James, A.- An Introduction to water Quality Modelling.- Editorial Jhon Wiley and Sons Ltd.- USA.- 1984.

32. James, A.- An Introduction to water Quality Modelling.- Editorial Jhon Wiley and Sons Ltd.- USA.- 1984.

VIII. ANEXOS

VIII. ANEXOS

VIII.1.-VALORES DE LA CALIDAD DE AGUA DE DIFERENTES RÍOS

A continuación se muestran los datos de la calidad del agua de los Ríos Grijalva y Sabinal, datos obtenidos de la base de datos que posee la Comisión Nacional del Agua.

Cuadros No. 10. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
02TB30DA0030001	RIO GRIJALVA	1975-2000	140.71	3887.78	2.97	54.92	6.15	7.32	0.25	45.62	57.68	1806.58	28.27

Cuadro No. 11. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	DUR TOT	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00TB30DA0040001	RIO GRIJALVA	2002	125.25	90,000	3.5	22.88	173.18	5.184	7	0.1667	45.6	338.4	26.4

Cuadro No. 12. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grande

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00CI30GL0190001	RIO GRANDE	2001	317.52	320.00	7.69	17.33	12.46	8.75	0.03	36.00	554.33	23.94	

Cuadro No. 13. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Sabinal, 100 metros antes de descargar al rio Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00CI30EB1010001	RIO SABINAL	1997 - 1999	391.10	16,765.23	5.12	114.81	6.56	7.31	0.52	46.99	219.87	714.48	26.19

Cuadro No. 14. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva – Sabinal, 20 metros después de descargar el rio Sabinal

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00CI30EB1010002	RIO SABINAL	1984-2004	250.70	76,560.66	33.32	211.00	3.89	7.31	1.92	43.54	178.01	836.88	26.11

Cuadro No. 15. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva – Sabinal, 100 metros después de descargar el rio Sabinal

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00CI30EB1010003	RIO SABINAL	1983-1999	141.31	39,575.62	8.20	72.85	6.37	7.30	0.29	42.63	139.79	401.27	26.21

Cuadro No. 16. Valores de los parámetros de la calidad del agua del Rio Grijalva

ESTACIÓN	NOM_EST	DATE	ALC TOT	COLI TOT	DBO5	DQO	OXI DIS	PH SITU	SOLID SED	SSF	SST	SOLID TOT	TEMP AGUA
00TB30DA0040002	RIO GRIJALVA	1975- 2001	129.13	23,938.66	3.76	25.42	5.36	7.26	0.34	57.04	84.05	570.87	27.75