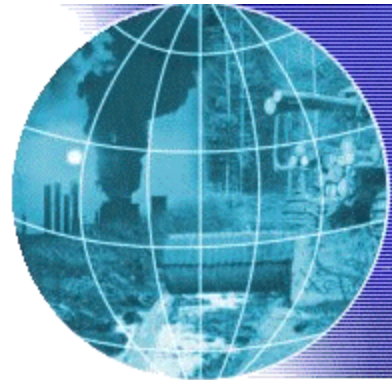


**DIPLOMADOS EN
MEDIO AMBIENTE**

2007



DIPLOMADO EN CONTAMINACION DE AGUAS

MODELOS DE CALIDAD DE AGUAS

Relator:
Carlos Espinoza C.
Ingeniero Civil, Ph.D.
Académico Universidad de Chile



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
ESCUELA DE POSTGRADO



INDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
2.	MODELO MATEMATICO DE CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO	1
2.1	Introducción.....	1
2.2	Aspectos Generales.....	2
2.3	Balance de Masas.....	4
2.4	Régimen Permanente, Compuesto Conservativo	6
2.5	Régimen Permanente, Compuesto No Conservativo	7
3.	ANÁLISIS DEL IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA	9
3.1	Aspectos generales	9
3.2	Consideraciones previas a la modelación de la calidad del agua	9
4.	DESARROLLO DE LOS MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA.....	11
5.	EJEMPLOS DE MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA	12
6.	TRABAJO EN TERRENO	13
7.	APLICACIONES POTENCIALES DE MODELOS DE CALIDAD PARA GESTION DE RECURSOS HIDRICOS	15
7.1	Caso Hipotético N°1	15
7.2	Caso Hipotético N°2	15
7.3	Caso Hipotético N°3	15
7.4	Caso Hipotético N°4	16
7.5	Caso Hipotético N°5	16
7.6	Caso Hipotético N°6	16

1. INTRODUCCIÓN

El continuo crecimiento de las ciudades y la producción industrial implica un incremento en la presión sobre los cuerpos de agua superficiales, que son usados como fuente de agua o como receptores de las descargas de aguas residuales. En la mayoría de los casos, estos cuerpos de agua tienen otros usos que imponen restricciones adicionales y pueden generar conflictos ante proyectos productivos. Además, en los últimos cinco años la Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA, ha ido definiendo el marco normativo de la gestión de la calidad de las aguas superficiales. Este marco normativo impone e impondrá restricciones a las emisiones y a los usos, manteniendo un control y monitoreo de los cuerpos receptores, que debieran estar basados en modelos de calidad del agua.

Con el fin de evaluar los planes alternativos de ingeniería para el control y manejo de la calidad del agua suelen emplearse modelos matemáticos que relacionan las entradas de aguas residuales con la calidad del agua del cuerpo receptor. Los diversos grados de tratamiento, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento regional versus plantas múltiples, constituyen algunas de las alternativas específicas cuya influencia sobre la calidad del agua receptora pueden evaluarse mediante la aplicación de los modelos de calidad del agua. Los modelos pueden ayudar también a evaluar el beneficio relativo que se obtiene para la calidad del agua mediante la eliminación de diferentes componentes de los contaminantes.

Los factores que influyen sobre el grado de complejidad del modelo incluyen el tipo de problema de calidad del agua que se desea resolver, las características del cuerpo del agua, la disponibilidad de datos observados, históricos, y actuales sobre la calidad del agua y sobre las descargas de aguas residuales, los riesgos para la salud pública y el ambiente relacionados con el área, la gama disponible de opciones y de estrategias, y el tiempo y los recursos financieros disponibles.

2. MODELO MATEMATICO DE CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO

2.1 Introducción

Un modelo es una representación del medio ambiente utilizada para simular las condiciones ambientales y su respuesta ante estímulos o impactos determinados. Una vez que el modelo ha sido seleccionado o construido pueden ser evaluados los efectos de la acción propuesta y sus alternativas.

Los modelos más comúnmente utilizados son los modelos matemáticos de diferentes grados de complejidad. También se utilizan modelos físicos cuando las situaciones son demasiado complejas para ser analizadas matemáticamente.

Los modelos matemáticos pueden ser uni, bi o tridimensionales dependiendo de

las características físicas del medio a simular, tal como se describe a continuación:

Modelos unidimensionales: se utilizan generalmente para representar flujos de aguas en ríos, siendo la dirección considerada el sentido del escurrimiento.

Modelos bidimensionales: se utilizan para ríos de gran ancho, en los cuales las concentraciones de contaminantes varían de un lado de la ribera al otro. En estos casos se usa un sistema cartesiano de coordenadas, en el cual una de ellas corresponde al sentido del flujo y la otra a la dimensión lateral.

Modelos tridimensionales: encuentran aplicación en estudios de agua subterráneas y en sistemas más complejos de aguas superficiales. Requieren de mayor información que los modelos uni y bidimensionales y también mayor tiempo computacional, por lo que su uso se restringe a problemas de gran magnitud cuando se dispone de recursos suficientes para su aplicación.

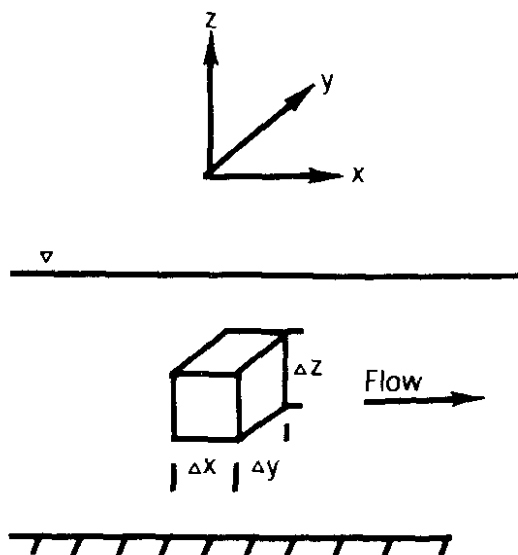
Los modelos pueden ser **dinámicos** o de **estado estacionario**. Los dinámicos proveen información acerca de la calidad del agua tanto en la dirección (o distancia aguas abajo de una descarga) como en el tiempo y los estacionarios suponen que existe variación sólo en el espacio (no existe cambios de los indicadores en el tiempo), como por ejemplo una descarga continua y constante. Estos son de menor grado de dificultad y de menor costo de aplicación que los modelos dinámicos.

Los parámetros a modelar, al igual que el tipo de modelo a emplear, deben ser identificados antes de iniciar aplicación del mismo. Debe tenerse presente que modelar un gran número de parámetros puede resultar no sólo muy oneroso sino también en muchos casos redundante e innecesario.

2.2 Aspectos Generales

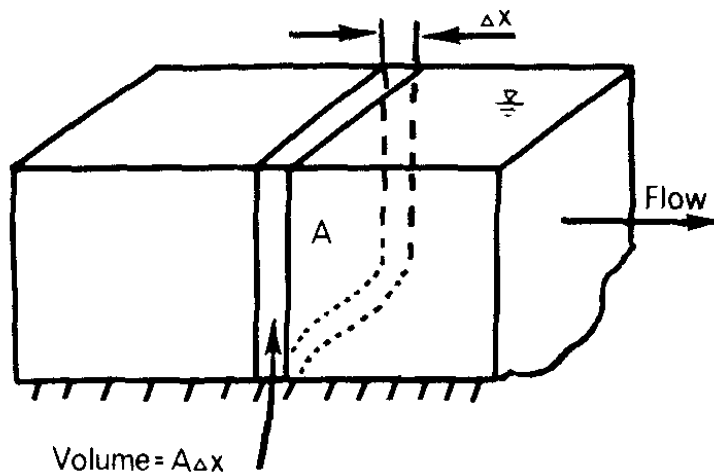
Para formular una relación determinística entre los residuos descargados al ambiente y la calidad del agua resultante, ambas en términos de un mismo compuesto, podemos considerar un pequeño volumen de río donde la coordenada x se alinea con la longitud del río, la coordenada y con su ancho, y la coordenada z con la profundidad del río, tal como se muestra en la Figura 1.

Figura 1
Volumen Infinitesimal en un Río



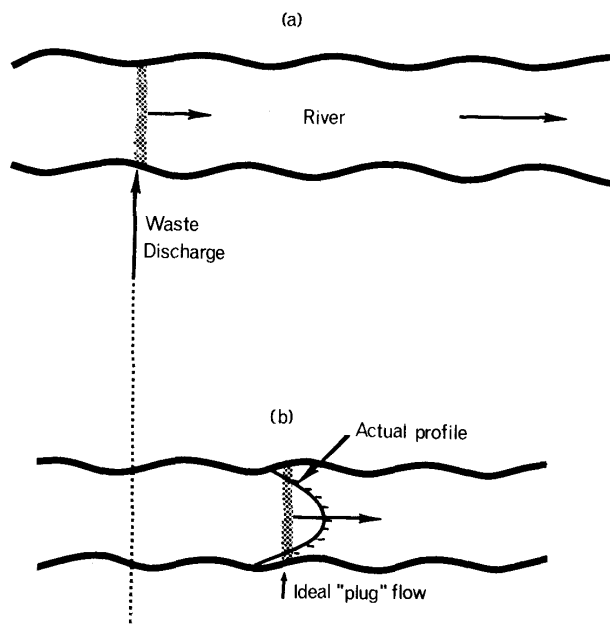
En muchos ríos y esteros, es posible considerar al cuerpo de agua como homogéneo con respecto a las variables de calidad del agua en las direcciones transversal y vertical. El compuesto contaminante varía o "tiene un gradiente" sólo en la dirección del río. Este tipo de sistema se conoce como unidimensional, en contraste con cuerpos de agua con variaciones importantes en las tres direcciones o sistemas tridimensionales. La Figura 2 muestra un sistema unidimensional en el cual el área de escurrimiento es A y el espesor del elemento de control es Δx .

Figura 2
Elemento Infinitesimal en un Sistema Unidimensional



Para muchas situaciones relacionadas con la calidad del agua en ríos y esteros es posible asumir que el medio es no dispersivo, es decir, cada elemento del material contaminante fluye en la dirección de la corriente (agua abajo). No existe mezcla debido a difusión o dispersión. Esto se conoce como *flujo pistón* y se ilustra en la Figura 3.

Figura 3
Ilustración de Flujo Pistón en un Río



2.3 Balance de Masas

La masa total del compuesto C [M/L^3] que entra a través de la sección de control en la Figura 2, en un intervalo de tiempo Δt es:

$$Q \cdot C \cdot \Delta t \quad (1)$$

donde Q es el caudal en el río. De manera similar, la masa de contaminante que sale del volumen de control a través de una cara situada a una distancia Δx de la zona de entrada está dada por:

$$(Q + \Delta Q) \cdot \left(C + \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \right) \cdot \Delta t \quad (2)$$

A partir de las definiciones anteriores, la variación de la masa del compuesto C dentro del volumen de control debido a la entrada y salida de contaminante, así como también debido a reacciones simples, sobre el intervalo de tiempo Δt es:

$$V \cdot \Delta C = Q \cdot C \cdot \Delta t - (Q + \Delta Q) \cdot \left(C + \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x \right) \cdot \Delta t \pm K \cdot V \cdot C \cdot \Delta t \quad (3)$$

donde K [1/T] representa el coeficiente de una reacción de primer orden que describe la pérdida o ganancia del compuesto C .

Al expandir la ecuación (3) y dividir por el intervalo de tiempo, Δt , y el volumen V ($= A \cdot \Delta x$), se tiene:

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{C}{A} \cdot \frac{\Delta Q}{\Delta x} - \frac{\Delta Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \pm K \cdot C \quad (4)$$

Si ahora tomamos el límite cuando el tamaño de la separación, Δx , y el intervalo de tiempo, Δt , se aproximan a cero podemos escribir:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{C}{A} \cdot \frac{\partial Q}{\partial x} \pm K \cdot C \quad (5a)$$

o escrito en forma más reducida:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{A} \cdot \frac{\partial (Q \cdot C)}{\partial x} \pm K \cdot C \quad (5b)$$

Las ecuaciones (5a) y (5b) representan la ecuación diferencial básica para el estudio de un sistema simple y no dispersivo. Como se indicó anteriormente, este modelo asume que no existe mezcla (o dispersión) y se conoce comúnmente como *modelo advectivo* o *modelo de máximo gradiente*.

Si la variable C representa un compuesto conservativo, $K=0$. El flujo, el área perpendicular, así como el coeficiente de decaimiento pueden ser funciones de la distancia y tiempo.

Comúnmente se considera el origen del eje x en la ubicación de una descarga. De esta manera, una condición de borde característica es:

$$C = C_0(t) \quad \text{en} \quad x = 0 \quad (6)$$

donde $C_0(t)$ es la concentración del compuesto C en la localización de la descarga.

2.4 Régimen Permanente, Compuesto Conservativo

En esta situación, K es igual a cero, y los otros dos parámetros de la ecuación (5), así como la concentración de la descarga se suponen constantes. Para efectos de simplificar aún más el análisis supongamos que el resto de los parámetros no varían con el espacio.

De esta manera, el supuesto de régimen permanente permite escribir:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad y \quad C = C_0 \quad en \quad x = 0$$

El supuesto de coeficientes constantes en el espacio permite escribir:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad y \quad A = A_0$$

De esta manera, la ecuación (5) se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A_0} \cdot \frac{dC}{dx} = -u \cdot \frac{dC}{dx} \quad (7)$$

donde u es la velocidad de la corriente.

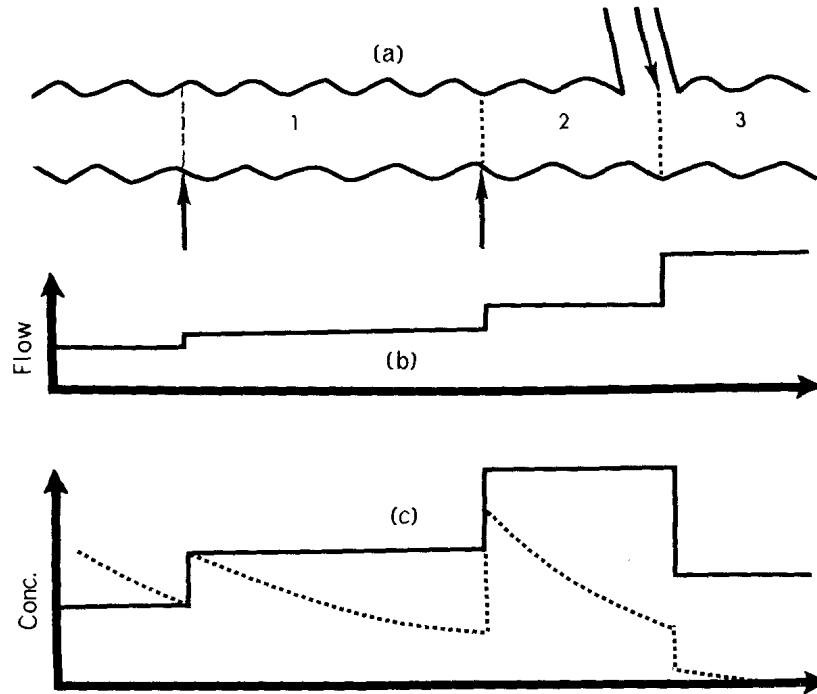
La solución de la ecuación (7) es obviamente una constante, el valor de la cual se puede determinar a partir de la condición de borde en la descarga. La concentración C_0 se puede calcular con un balance de masas en la descarga tal que:

$$C_0 = \frac{Q_R \cdot C_R + Q_D \cdot C_D}{Q_R + Q_D} \quad (8)$$

donde Q_R y C_R son el caudal y la concentración en el río antes de la descarga, mientras que Q_D y C_D representan el caudal y la concentración de la descarga misma.

La Figura 4 ilustra en forma gráfica la solución anterior. De esta manera, en la Figura 4a se tiene un río en el cual existen dos descargas y un tributario que se ubica aguas abajo de las descargas. La Figura 4b muestra el aumento de flujo debido a las descargas y el tributario, mientras que la Figura 4c muestra la disminución de la concentración en el río, en línea sólida, por efecto de dilución debido a las descargas y el tributario.

Figura 4
Distribución Espacial de Contaminante Conservativo



2.5 Régimen Permanente, Compuesto No Conservativo

En este caso la ecuación (5) se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{dC}{dx} - \frac{C}{A} \cdot \frac{dQ}{dx} - K \cdot C \quad (9)$$

Si nuevamente se supone que el caudal y el área transversal son constantes, y sólo se considera descargas puntuales, la ecuación (9) se puede escribir como:

$$0 = -\frac{Q}{A_0} \cdot \frac{dC}{dx} - K \cdot C = -u \cdot \frac{dC}{dx} - K \cdot C \quad (10)$$

con la condición de borde:

$$C = C_0 \quad \text{en} \quad x = 0$$

La integración de la ecuación (10) permite escribir:

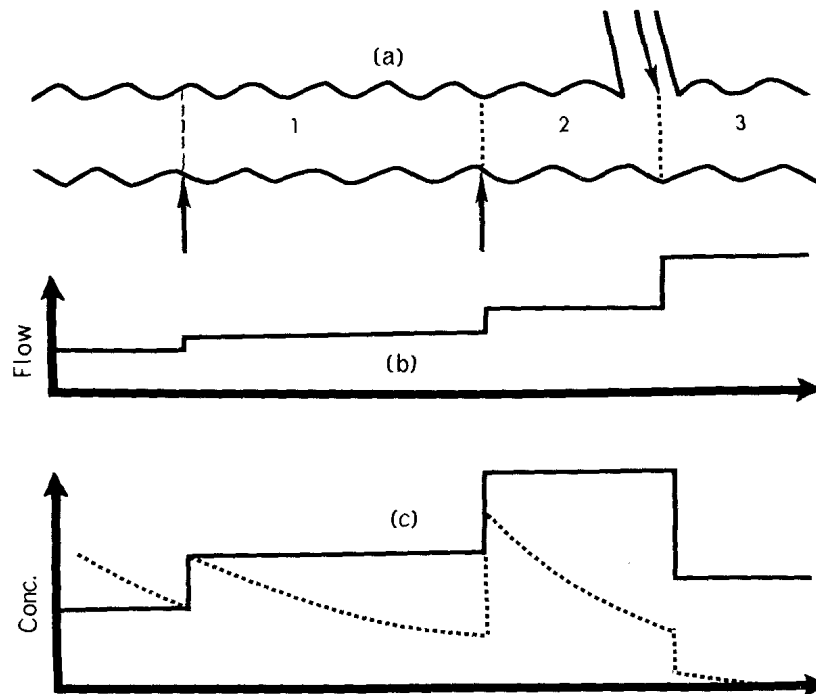
$$C(x) = C_0 \cdot \exp\left[-\frac{K}{u} \cdot x\right] \quad (11)$$

Al sustituir la expresión para la concentración C_0 que se presenta en la ecuación (8) se puede obtener:

$$C(x) = \left(\frac{Q_R \cdot C_R + Q_D \cdot C_D}{Q_R + Q_D}\right) \cdot \exp\left[-\frac{K}{u} \cdot x\right] \quad (12)$$

En contraste con la ecuación (8) se observa que para el caso de un compuesto no conservativo, su concentración decae en forma exponencial con la distancia en el río. La ecuación (12) es válida en todo un tramo de río hasta que una nueva descarga cambia las condiciones de borde. Los esquemas de la Figura 5 muestran, con línea punteada, la variación de la concentración de un compuesto no conservativo.

Figura 5
Distribución Espacial de Contaminante No Conservativo



3. ANÁLISIS DEL IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA

3.1 Aspectos generales

Los impactos en la calidad del agua significan cambios en los indicadores ambientales debidos a acciones de una actividad o proyecto determinado. A modo de ejemplo, las descargas de aguas residuales de un proyecto industrial pueden disminuir la concentración de oxígeno disuelto en un curso receptor, representando un impacto negativo en la calidad de sus aguas. En este sentido, también se debe considerar la magnitud del impacto, ya que resulta bastante diferente disminuir el oxígeno disuelto en un mg/L, que en 3 ó 4.

Previo a la elección de una o varias técnicas o formulación de modelos para el análisis de la calidad del agua, resulta necesario conocer los criterios y los estándares de calidad del agua establecidos comúnmente en la normativa nacional específica. Los criterios de calidad del agua se definen como los niveles esperados de concentraciones de constituyentes que aseguran su calidad para usos específicos. Por otra parte, los estándares de calidad corresponden a normativas legales que limitan la concentración de diversos constituyentes en el agua. En general se tienen estándares de calidad para cursos de agua y estándares para descargas de efluentes en dichos cursos. De lo anterior se concluye que un criterio de calidad está asociado al logro de un objetivo mientras que un estándar corresponde a un valor límite que permite cumplirlo.

En el país se han establecidos estándares para consumo humano, bebida de animales, vida acuática, uso recreativo y riego, además de aquellos establecidos para situaciones específicas como por ejemplo para descargas a sistemas de alcantarillado y residuos industriales líquidos específicos según tipo de industria.

3.2 Consideraciones previas a la modelación de la calidad del agua

Al inicio del proceso de análisis de calidad del agua se deben identificar aquellos aspectos del proyecto que podrían afectar el medio ambiente hídrico. Considerando recursos superficiales y subterráneos, tanto en cantidad como en calidad. Se deben asimismo definir los requerimientos de agua así como las descargas residuales conjuntamente con sus obras asociadas. Estas descripciones se realizan generalmente en forma relativamente cualitativa.

Luego, la tarea siguiente consiste en seleccionar variables específicas que sean indicadores ambientales representativos factibles de cuantificar, de modo que cuando se realice el análisis de esta variable ambiental se pueda superponer sobre los valores de la variable en la Línea de Base a aquellos estimados considerando el proyecto y así predecir los posibles impactos en la calidad del agua.

La selección adecuada tanto del tipo como del número de los indicadores ambientales es una actividad de gran importancia. Cuantificar una multitud de parámetros por una parte puede significar un esfuerzo demasiado grande y en cierto modo puede impedir concentrarse en los de mayor transcendencia. Por otra parte, un número limitado de indicadores puede no ser adecuado para un análisis completo del proyecto en términos de sus desechos y, por lo tanto, no lograr una interpretación cabal de los impactos reales en el medio.

La Tabla 1 contiene una lista de posibles indicadores. Esta tabla no pretende ser exhaustiva, ya que corresponde al evaluador seleccionar aquellos de mayor significado para el proyecto en consideración. En todo caso en la lista adjunta se incluyen los parámetros que más frecuentemente son considerados en el análisis de la calidad del agua. La selección final debe basarse en la naturaleza del proyecto, así como también en las características locales y regionales del medio donde se insertará entre otros aspectos.

Tabla 1
Ejemplo de Indicadores de Calidad del Agua

	Indicador
Aguas superficiales y aguas subterráneas	Normas de calidad del agua, Temperatura, pH, Conductividad, Turbiedad, Sólidos Disueltos Totales, Sólidos Suspendidos Totales, DBO ₅ , DQO, Oxígeno Disuelto, Alcalinidad, Nitratos, Nitritos, Amonio, Nitrógeno Kjeldahl, Fosfato, Sulfatos, Cloruros, Hierro, Manganeseo, Calcio, Magnesio, Potasio, Sodio, Silice, Mercurio, Cadmio, Arsénico, Plomo, Cobre, Coliformes Totales y Fecales, Pesticidas.

Independiente del número de indicadores ambientales seleccionados, ellos deben permitir un adecuado análisis, tanto del medio ambiente afectado como de los impactos derivados del proyecto en estudio. Ambientes únicos y muy sensibles deben ser descritos con mayor grado de detalle a través de indicadores que permitan conocer en profundidad el área en cuestión y los posibles efectos del proyecto.

4. DESARROLLO DE LOS MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

En la aplicación de los modelos se identifican cinco fases: desarrollo del modelo, calibración, validación, aplicación del modelo y análisis de sensibilidad.

Desarrollo del modelo: en la actualidad existen múltiples modelos del tipo “envasados” para las más diversas aplicaciones. Muchos de ellos son extremadamente simples, mientras que otros son de una gran complejidad. La selección de un modelo “envasado” para una aplicación específica depende fundamentalmente del alcance del análisis a realizar y del tipo y calidad de la información disponible o a obtener. Cabe resaltar nuevamente que a mayor complejidad del modelo, más es la cantidad y la calidad de la información requerida para su aplicación. No debe desecharse la alternativa de desarrollar un modelo específico para una situación en particular. La tarea no es difícil y permite en muchas ocasiones representar más adecuadamente el problema de interés.

Calibración: la calibración consiste en aplicar el modelo a un conjunto conocido de datos y analizar los resultados simulados. Luego se deben conciliar los valores observados con los estimados por el modelo. Esto se realiza ajustando los parámetros del modelo, de modo tal que los valores simulados coincidan con los observados dentro de un margen de error aceptable. Para calibrar un modelo existen diferentes técnicas, tales como ajuste de curvas y métodos numéricos de identificación de parámetros. La calibración debe realizarse hasta que haya una coincidencia de, a lo menos, un 80% entre los valores observados y los simulados; de otra manera el modelo no va a ser confiable al ser utilizado en la etapa de predicción.

Validación: una vez calibrado el modelo, éste debe ser aplicado a un segundo conjunto de datos conocidos. El modelo debería ser capaz de reproducir estos valores, de otro modo su validez será dudosa.

Aplicación del modelo: consiste básicamente en la utilización del modelo calibrado y validado en el análisis de los impactos en la calidad del agua de la acción en estudio. Primeramente se aplica el modelo a la situación sin acción y luego a la situación con acción. La diferencia entre ambos resultados representa el impacto de la acción. El modelo también puede utilizarse para analizar el impacto de las medidas mitigantes, o aún para proponerlas en caso que la situación con acción represente una condición ambiental poco satisfactoria.

Análisis de sensibilidad: comúnmente se hace necesario evaluar las variaciones que presentan los resultados al alterar algunos parámetros del modelo. El análisis de sensibilidad indica los márgenes dentro de los cuales el modelo es confiable; es decir, establece los valores críticos de los parámetros en donde los valores simulados dejan de corresponder con los reales. Estos valores deben ser informados conjuntamente con los resultados del estudio.

5. EJEMPLOS DE MODELOS DE CALIDAD DEL AGUA

A continuación y en forma resumida, se entregan en la Tabla 2 algunas características y aplicaciones típicas de los modelos más comúnmente usados en estudios de calidad del agua.

Tabla 2
Ejemplos de Modelos de Calidad del Agua

MODELO	CARACTERÍSTICAS Y OBSERVACIONES
Modelo de la Zona de Mezcla	Modelo muy simple de balance de masa. Estimación rápida de los impactos en la calidad del agua.[a1]
Modelos de Oxígeno Disuelto	Basados en la ecuación de Streeter-Phelps, incorporan múltiples términos que incluyen entre otros efectos del bentos y respiración algas. Gran aplicabilidad a descargas de residuos que demandan oxígeno. Generalmente unidimensionales, aunque también pueden ser bi y tridimensionales.
Modelos para Descargas Térmicas	Considera adiciones algebraicas de temperatura en forma de calor (energía). Permiten establecer zonas de impacto (bidimensional o tridimensional) producto de descarga de aguas de enfriamiento.
Modelos de Escorrentía	Establecen efectos de un proyecto en términos de la cantidad y distribución temporal de la escorrentía.
Modelos de Aguas Subterráneas	Gran variedad de modelos uni, bi y tridimensionales disponibles. Consideran tanto transporte de agua como de contaminantes. También pueden incluirse efectos térmicos. Aplicables a medios saturados y no saturados. Generalmente de mayor complejidad matemática que los modelos de aguas superficiales, requiriendo técnicas numéricas para la resolución de las ecuaciones sustentables.
Modelos de Calidad del Agua	Incluyen modelos hidrológicos y existen en gran número. Ejemplos de estos modelos son: Qual II. Estado estacionario y dinámico. Aplicable a ríos. Simula Clorofila a Amonia, Nitratos, Nitritos, Fosfatos, DBO, Oxígeno Disuelto, Coliformes, Sustancias Conservativas y Temperatura. Similares al anterior son el WASP y varios otros desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y el United States Geological Survey (USGS). De los modelos hidrológicos de gran uso se pueden mencionar el Stanford Watershed Model, y los modelos SWMM y HEC-1 y HEC-2.

La modelación constituye una herramienta poderosa en el análisis de calidad del agua. Sin embargo, la validez de los resultados de un modelo dependen grandemente de la calidad de información disponible. No se puede pretender utilizar un modelo sin realizar primeramente un análisis crítico de los datos y también de los resultados del mismo.

6. TRABAJO EN TERRENO

La recopilación de antecedentes existentes tales como información bibliográfica, datos estadísticos históricos (escorrentía, pluviosidad, etc.), entrevistas a lugareños y autoridades regionales y gubernamentales, puede proveer datos valiosos para una adecuada descripción del medio a considerar. Sin embargo, en muchas ocasiones resulta necesario complementar la información histórica con programas de muestreo de calidad del agua, especialmente si ella es escasa o muy antigua o presenta deficiencias en cuanto a metodología de muestreo o de análisis.

Un plan de monitoreo orientado a la caracterización de calidad del agua a través de un modelo debe incluir los siguientes elementos: programa detallado de recolección de muestras que de cuenta de las variaciones estacionales relevantes; descripción de métodos de análisis a emplear, y metodología de presentación y manipulación de la información, incluyendo análisis estadístico de la misma. Se deben también especificar, en un plan de monitoreo, los siguientes aspectos: ubicación de los puntos de muestreo, parámetros a analizar, frecuencia de muestreo y metodología de recolección y conservación de las muestras. En la Tabla 3 se resumen algunas consideraciones con respecto a los puntos antes mencionados.

Tabla 3
Consideraciones para la Elaboración de un Plan de Muestreo

ACTIVIDAD	CONSIDERACIONES
Ubicación de los puntos de muestreo	• Proveer adecuada descripción de la calidad del agua. • Tener en cuenta si los parámetros son conservativos o no conservativos. • Características físicas del curso de agua. • Acceso a los lugares de muestreo y distancia a laboratorios (conservación de las muestras).
Frecuencia de muestreo	• Tres elementos básicos: • Hora del día • Estación del año • Cuan seguido muestrear
Metodología de recolección	• Muestras puntuales o muestras compuestas. • Empleo de equipos automáticos de muestreo. • Mediciones de velocidad y caudales.
Técnicas analíticas	• Preservación de las muestras. • Uso de técnicas estandarizadas de análisis. • Control de calidad de los laboratorios.

7. APLICACIONES POTENCIALES DE MODELOS DE CALIDAD PARA GESTION DE RECURSOS HIDRICOS

7.1 Caso Hipotético N°1

La Superintendencia de Servicios Sanitarios, en conjunto con el Ministerio de Salud, desean establecer objetivos de calidad para las aguas superficiales chilenas, en cada una de las cuencas que conforman el territorio nacional. Dichos objetivos de calidad deben maximizar el beneficio neto social y, por lo tanto, deben considerar por una parte los beneficios de tener un ambiente más limpio y, por otra, los costos de manejo y control de las descargas contaminantes. Existen antecedentes que permiten evaluar el costo del tratamiento o manejo de las descargas contaminantes a diferentes niveles, pero no se sabe a ciencia cuál será el resultado en los cuerpos de agua naturales de dichas medidas.

Se pide establecer un procedimiento que permita aproximarse al establecimiento de un objetivo de calidad ambiental óptimo, en un sentido social.

7.2 Caso Hipotético N°2

La Corporación de Administración de la cuenca de los ríos Maipo-Mapocho ha establecido los usos prioritarios de las aguas de la cuenca y la calidad que se requiere mantener para hacer posibles estos usos, como una función del espacio y del tiempo. Entre estos usos están, para el río Maipo, fuente de abastecimiento de agua potable en la parte superior, riego en la parte media y media inferior y abastecimiento de agua potable en la parte inferior. Para el río Mapocho los usos establecidos son abastecimiento de agua potable y riego en la parte superior, riego y uso estético en la parte media, riego y recreación en la parte inferior.

Para mantener la calidad deseada en el agua de los ríos es preciso que las descargas contaminantes no sobrepasen determinados límites, dependientes entre otras cosas, del caudal natural de dilución, de la época del año, etc.

Diseñar un procedimiento que permita a las autoridades de la Corporación establecer los límites de calidad de las descargas contaminantes. Indicar las hipótesis adoptadas para establecer dicho procedimiento.

7.3 Caso Hipotético N°3

La Empresa AGUA ANDINA, consciente de que a través de sus sistemas de alcantarillado llega la mayor parte de las aguas servidas y los residuos industriales de Santiago a los ríos de la cuenca, ha decidido elaborar un plan de tratamiento de estos efluentes de aquí al año 2020. Existiendo numerosas descargas distribuidas en toda la extensión de la cuenca y estando los efectos de éstas relacionados entre sí, desea saber cual sería el efecto en la calidad de las aguas bajo diferentes alternativas de eficiencia de remoción y programas progresivos de implantación.

Establecer una metodología para abordar el problema de AGUAS ANDINA.

7.4 Caso Hipotético N°4

Se ha determinado que los principales problemas de contaminación de un río del sur de Chile se originan por la eutroficación producida en un embalse en la parte superior, por la descarga de dos grandes centros industriales en la parte media y la descarga de aguas servidas de una ciudad en la parte media inferior. A pesar de la capacidad de autopurificación y dilución del río, su contaminación afecta principalmente a una importante ciudad ubicada en la parte inferior, la cual debe incurrir en altos costos de tratamiento para abastecer de agua potable a la población. En la desembocadura del río se ha debido discontinuar la explotación de un centro de cultivo de mariscos debido a los graves problemas de calidad originados por las razones mencionadas. La ciudad y el centro de cultivos afectados han recurrido a la justicia y han obtenido el derecho a una indemnización de parte de los contaminadores. El juez que instruye la causa ha solicitado a una empresa consultora que distribuya el valor de la indemnización entre los causantes de la contaminación, en forma proporcional al efecto causado por sus descargas.

Diseñar un método para distribuir el valor de la indemnización en forma justa y equitativa.

7.5 Caso Hipotético N°5

Una explotación minera ubicada en la cabecera de un río que abastece de agua potable a una importante ciudad chilena ubicada en le valle central cuenta con tranques de relaves los cuales, a pesar de todas las medidas de seguridad que ha implantado la superintendencia de la mina, ocasionalmente ha tenido algunas fugas. Estas fugas son controladas rápidamente, pero aún así, el material descargado viaja río abajo y eventualmente afecta las bocatomas de la planta de agua potable, incrementando especialmente el contenido metálico de las aguas. Resulta relativamente fácil estimar el tiempo que tarda la mancha contaminante en llegar a las bocatomas, pero no así la duración, y distribución de las concentraciones a lo largo del tiempo. Debido a que existen excelentes relaciones entre la planta de agua potable y el establecimiento minero, éste último avisa a la planta cada vez que ocurre un accidente, de manera que ésta pueda suspender las captaciones y tomar las providencias correspondientes. Sin embargo, debido al temor y la tensión que producen estos eventos en el personal de la planta de agua potable, ésta ha pedido al establecimiento minero que diseñe un sistema que permita saber no sólo el tiempo aproximado de llegada de la mancha, sino también la magnitud y evolución de las concentraciones.

Diseñar un sistema que satisfaga las aspiraciones de la planta de agua potable.

7.6 Caso Hipotético N°6

La Dirección de Riego del MOP desea incorporar el riego una gran superficie agrícola, actualmente mal explotada, mediante la construcción de un canal que captaría una importante fracción del caudal en la parte alta de un río de la zona centro-sur de Chile. Aunque bajo las actuales condiciones el río tiene capacidad de dilución suficiente como para mantener condiciones de calidad relativamente buenas durante gran parte del año, a pesar de las descargas de aguas servidas, se teme que luego de la construcción del canal la dilución no será suficiente y que en las épocas críticas del año se podrían producir

algunos problemas de calidad, dependiendo de los caudales naturales que ocurran en el río. La Comisión Regional del Medio Ambiente, COREMA, ha indicado que es estrictamente necesario que se haga una evaluación del impacto ambiental de la operación del canal de riego, en que se evalúe con la mayor precisión posible el efecto que tendría ésta en la calidad de las aguas superficiales a lo largo del río.

REFERENCIAS

CHAPRA, SC. Surface Water Quality Modelling. McGraw Hill. 1997.

CHAPRA, S.C. & TORAPCHAK S.D. A chlorophyll model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes, Water Resources Research, 12(6): 1260 – 1264, diciembre 1976.

HYDROSCIENCE, INC. Simplified mathematical modeling of water quality. Environmental Protection Agency, marzo 1971.

LEE, G.F; RAST, W.E.; JONES, R.A. Eutrophication of Water bodies: insights for an age – old problem. Environmental Science & Technology, 12(8): 900 – 908,, 1978.

O'Connor, P.J. & Mueller, J.A. A water quality model of chlorides in the Great Lakes. Jour. Of San. Eng. Div., ASCE, Proc. Paper 7470, 96 (SA4): 955 – 975, 1970.

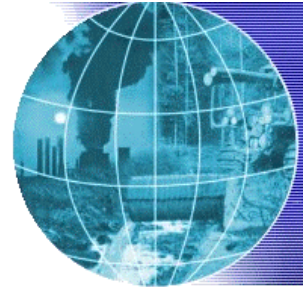
SALAS, H. Resumen del segundo encuentro del proyecto regional. Desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos, CEPIS/OPS, 1983.

STREETER, H.W. & PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. Public Health Bulletin 146. U.S. Public Health Service, Washington, D.C., 1925

THOMANN, R.V. Systems analysis and water quality management. McGraw Hill Book Co., New York City, 1972.

THOMANN RV and JA MUELLER. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. 1987.

VOLLENWEIDER, R.A. The scientific basis for lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication functions. OECD, Tech. Report No. DAS/CSI/68.37, París, 1968.



ANEXO 1

A HISTORY OF EUTROPHICATION MODELING IN LAKE ERIE

**J. Fitzpatrick
D. Di Toro**

A HISTORY OF EUTROPHICATION MODELING IN LAKE ERIE

James J. Fitzpatrick
Dominic M. Di Toro
HydroQual, Inc.
1 Lethbridge Plaza
Mahwah, NJ 07430

1. INTRODUCTION

The pollution of the Great Lakes from municipal and industrial sources was perceived to be a serious problem as early as the 1950's. This perception was even greater for Lake Erie, which during the 1960's and 1970's was known as the "Dead Sea of North America." Historically, a large part of Lake Erie's water quality problems appeared to be related to eutrophication. During the summer months, windrows of *Cladophora glomerata* covered large portions of the lake's shoreline. The surface waters of the western basin and parts of the central basin of Lake Erie were populated with *Aphanizomenon flosaquae*, giving the impression that someone had poured green paint on the water surface. The subsequent settling and decay of this and other algal biomass resulted in widespread hypoxia and anoxia in the bottom waters of the lake, further stressing commercial and sport fisheries, which were already suffering from the stresses of overfishing. While part of the eutrophication problems of the Great Lakes was due to increased phosphorus loadings associated with population growth, the post-World War II development of phosphorus-based detergents was also identified as a significant contributor to increased phosphorus loadings to the lakes. In its 1969 report to the United States and Canada, the International Joint Commission (IJC) concluded that phosphorus enrichment had accelerated the eutrophication of Lake Ontario and had resulted in a condition of advanced eutrophication in the western basin of Lake Erie. The IJC offered a number of recommendations to deal with the problem of eutrophication, including:

- immediate reductions in the phosphorus content in detergents,
- implementation of programs aimed to reduce point source inputs (municipal and industrial) of phosphorus,
- development of programs for the control of phosphorus from agricultural sources,
- regulation of any new uses of phosphorus which could result in appreciable additions to the lakes.

Subsequent to the 1969 IJC, the United States and Canada signed the Great Lakes Water Quality Agreement, which charted a course of action for the two governments in dealing with Great Lakes water quality problems. That Agreement, together with the 1972 Amendments of the Federal Water Pollution Control Act, which called for research and technical development with respect to Great Lakes water quality, including an analysis of present and projected future water quality under varying conditions of wastewater treatment and waste disposal, provided the impetus for water quality modeling of the Great Lakes.

The purpose of this paper is to provide a history of the development and application of mathematical models of the eutrophication processes in Lake Erie and to comment on the potential use of eutrophication models in an ecosystem approach to address Lake Erie water quality problems. However, we would be remiss if we did not include in this history the research and development efforts conducted in the other lakes of the Great Lakes system.

2. MODEL EVOLUTION

2.1 Initial Efforts Leading to LAKE 1

One of the first eutrophication modeling studies of Lake Erie was reported by Di Toro et al. (1973). This work, which focused on Western Lake Erie, grew out work performed by Hydrosience (1973) for the Great Lake Basin Commission. The original Hydrosience study provided an assessment of the feasibility of applying a limnological systems analysis to the water resources problems of the Great Lakes. During the study, Hydrosience developed and calibrated a demonstration water quality model for western basin of Lake Erie. The demonstration model included chlorides, coliform bacteria, eutrophication and a food chain model of cadmium.

The demonstration eutrophication model used seven vertically integrated segments and a steady-state circulation pattern (Figure 1a) to represent the physical and transport features of the western basin of Lake Erie. The estimates of the circulation pattern in western Lake Erie were based on hydrodynamic model computations developed by Gedney (1971) and on observed current information reported by Herdendorf (1967). The kinetic framework (Figure 1b) employed for the eutrophication model incorporated eight state-variables (phytoplankton chlorophyll, herbivorous zooplankton carbon, carnivorous zooplankton carbon, organic and inorganic phosphorus, organic nitrogen, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen) and followed the phytoplankton-zooplankton-nutrient model first structured by Di Toro et al. (1971) for the Sacramento-San Joaquin Delta. Using water quality data collected by the Canadian Centre for Inland Waters (CCIW) and the USEPA, the eutrophication model was calibrated for the year 1970. Initial calibration results were encouraging. The magnitudes and shapes of the calculated curves for phytoplankton biomass, as indicated by chlorophyll-a (Figure 2a), inorganic phosphorus (Figure 2b), ammonia nitrogen (Figure 3a) and nitrate nitrogen (Figure 3b) were in reasonable agreement with the observed data, although some systematic deviations were observed. The calibrated model was also used to hindcast lake water quality for the year 1930. Estimates of chlorophyll-a, used to validate the 1930 hindcast calculations, were based on observations of algal cells counts collected by the U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service for the period 1928-30 (Wright et al. 1955) and a relationship between chlorophyll-a and total algal cell counts (Figure 4a) based on EPA Western Lake Erie surveillance data for the period 1967-1968. Model computations of chlorophyll-a for the 1930 hindcast compared reasonably to the observed data (Figure 4b) and provided an encouraging test of the Lake Erie western basin eutrophication model.

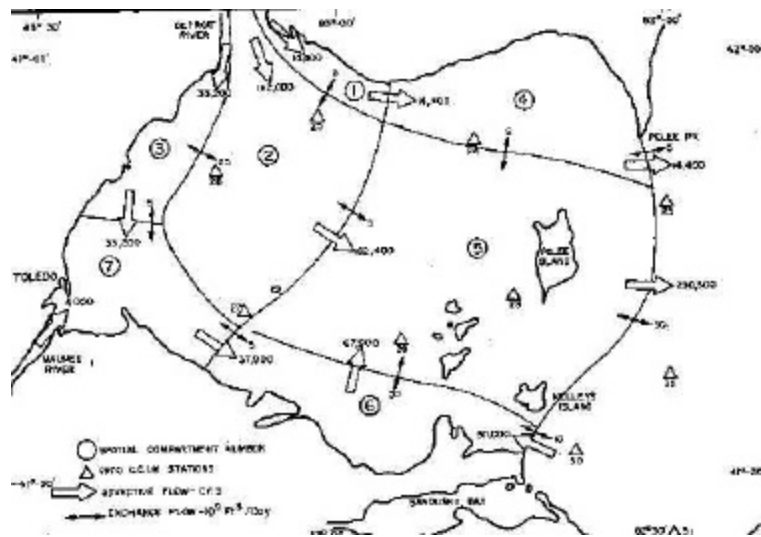


Figure 1a Steady state transport for seven compartment western Lake Erie Model

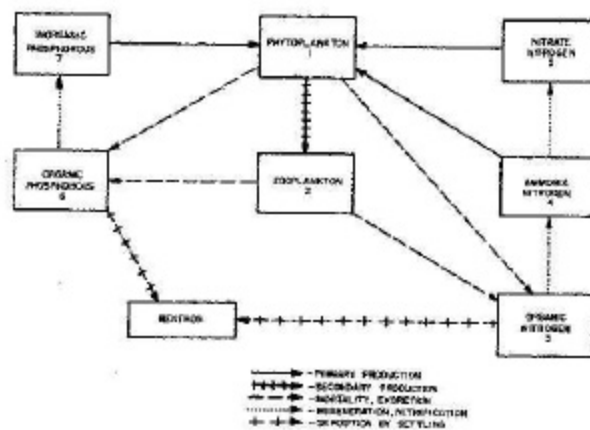


Figure 1b Kinetic pathways of the endogenous variables

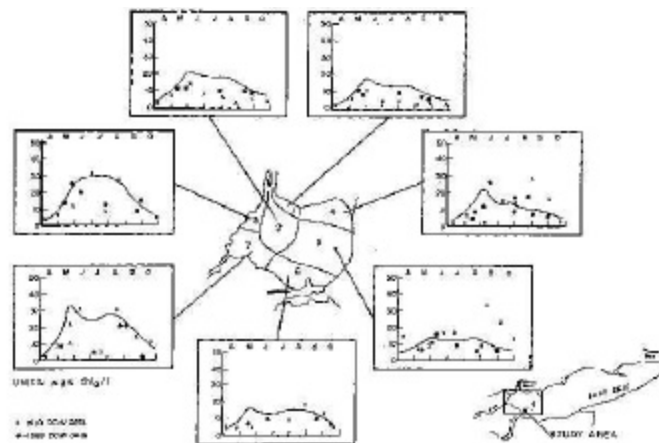


Figure 2a Chlorophyll verification comparison of model results and observed data

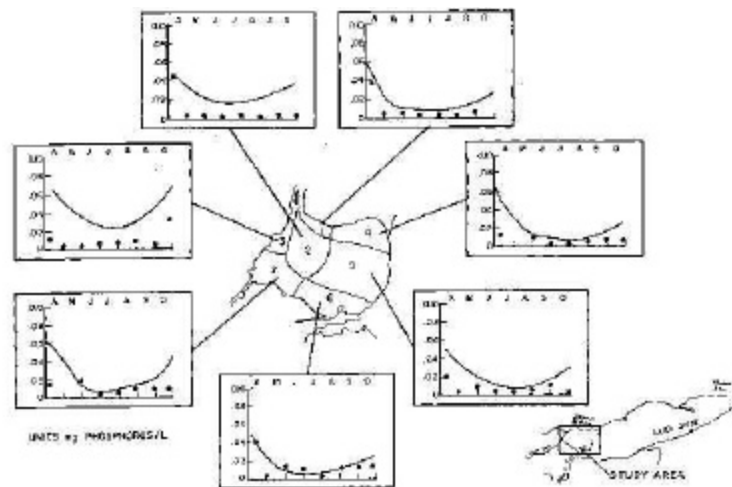


Figure 2b Inorganic phosphorus verification comparison of model results and observed data

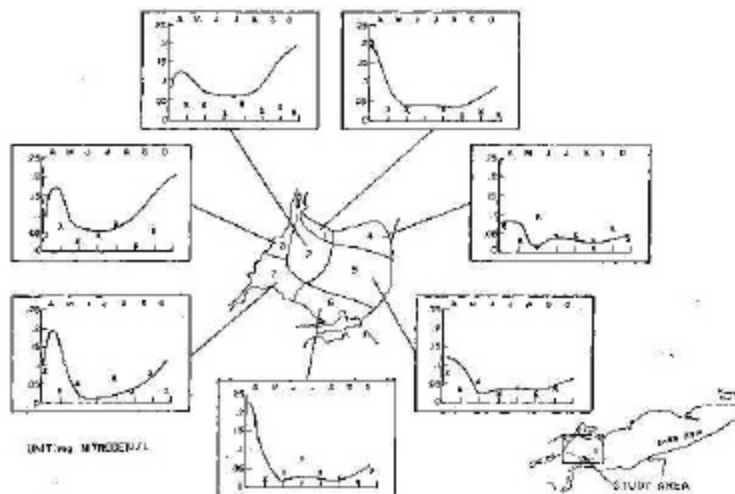


Figure 3a Ammonia nitrogen verification comparison of model results and observed data

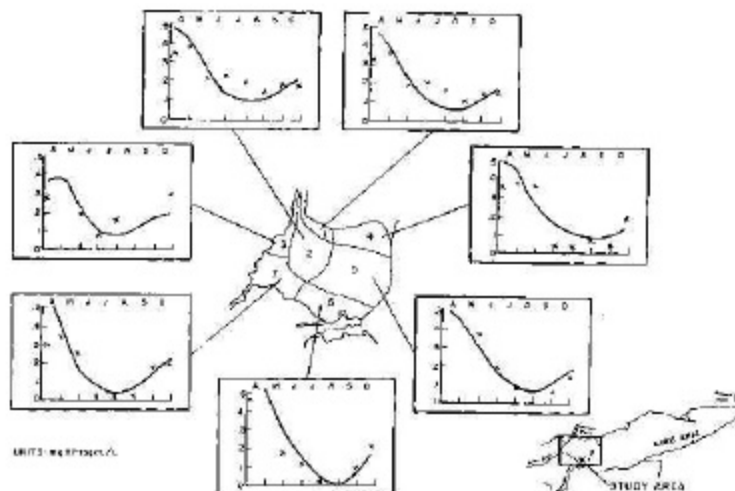


Figure 3b Nitrate nitrogen verification comparison of model results and observed data

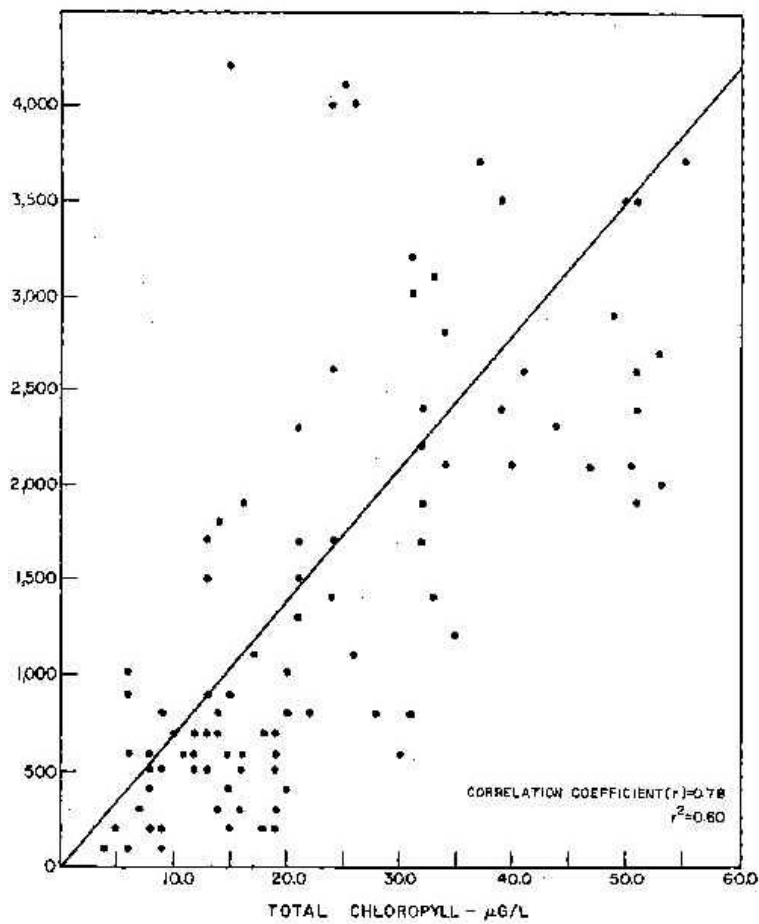


Figure 4a Relationship between total algal cell counts and total chlorophyll measurements in western Lake Erie

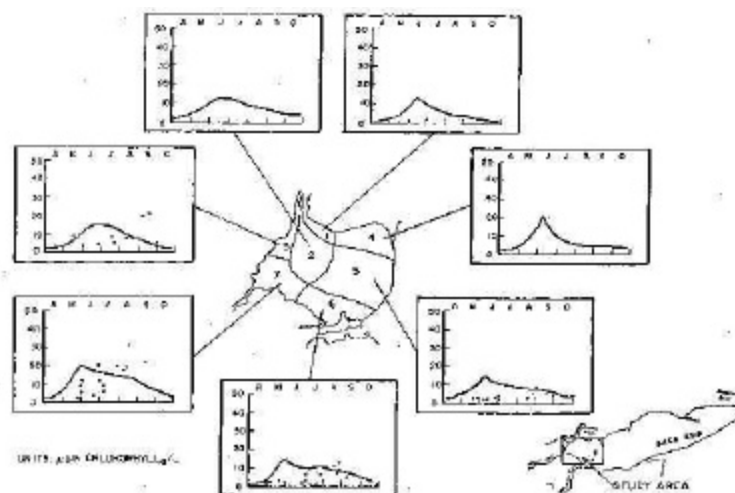


Figure 4b Chlorophyll hindcast to 1930 comparison of model results and observed data

It was also during this time that the generalized water quality modeling code known as WASP (Water Analysis Simulation Program) came into being. The earlier Sacramento-San Joaquin Delta model developed by Di Toro et al. (1971) used an IBM 1130 version of the Continuous System Modeling Program (CSMP), a continuous system simulation language (cf. Wang and Chang 1976). While CSMP was very effective for "bread-boarding" models, it was not a practical tool for running multi-segment water quality models; hence, leading to the development of WASP. The WASP computer code was eventually documented (Di Toro et al. 1981) and transferred to the USEPA Large Lake Research Station, Grosse Ile, Michigan. Subsequent to this the USEPA Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM), Athens, Georgia provided support for the model, eventually updating the eutrophication kinetics based on a eutrophication modeling study of the Potomac River Estuary (Thomann and Fitzpatrick 1982) and adding a riverine-based hydrodynamic model, DYNHYD, to the modeling package (Ambrose et al. 1988). The WASP computer code was also used as a platform for the development of WASTOX, which models the fate and transport of toxic substances (Connolly and Winfield 1984). The WASP modeling package is still supported by the USEPA (Ambrose et al. 1993) and is still being used in many water quality studies within the United States.

Lake Ontario was the next of the Great Lakes wherein eutrophication modeling was applied. This work was performed under an EPA grant to Manhattan College and resulted in a two-volume EPA Ecological Research Series Report (Thomann et al. 1975, Thomann et al. 1976). The major feature of the Lake Ontario eutrophication model (which used the eutrophication kinetic structure known as LAKE 1) that differed from the Lake Erie model was the incorporation of vertical segmentation to represent the epilimnion and hypolimnion of the lake. A relatively simple two layer version of Lake Ontario, which assumed horizontal homogeneity, was calibrated to a four year (1966-1969) CCIW data set and a satisfactory calibration was achieved. Thomann et al. (1975) also developed a preliminary calibration of a 67 segment three-dimensional representation of the lake. The 67 segments were distributed over five vertical layers and included a "ring" of segments, extending 10 km out from the shoreline, to represent the near-shore environment. The model used vertical casts of seasonal water column temperature to calibrate the vertical mixing coefficients between adjoining vertical segments. While initial calibration results were encouraging, the authors reported that, "The size of the LAKE 3 model makes it difficult to fully comprehend the output [from the model]..." and subsequent application of the LAKE 3 model was limited. Thomann et al. (1976) also performed some long-term simulations and noted that it would require a number of years for lake phytoplankton biomass and primary productivity to respond to reductions in phosphorus inputs to the lake.

2.2 LAKE 1A

The next phase in the development of Lake Erie eutrophication models (Di Toro and Connolly 1980) resulted in expansions in both the number of segments used to represent the spatial geometry of the lake (Figure 5) and the number of state-variables used in the kinetic framework (Figure 6). The revised model segmentation divided the lake into five segments, three to represent the epilimnion of the western, central and eastern basins of the lake and two segments to represent the hypolimnion of the central and eastern basins of the lake.

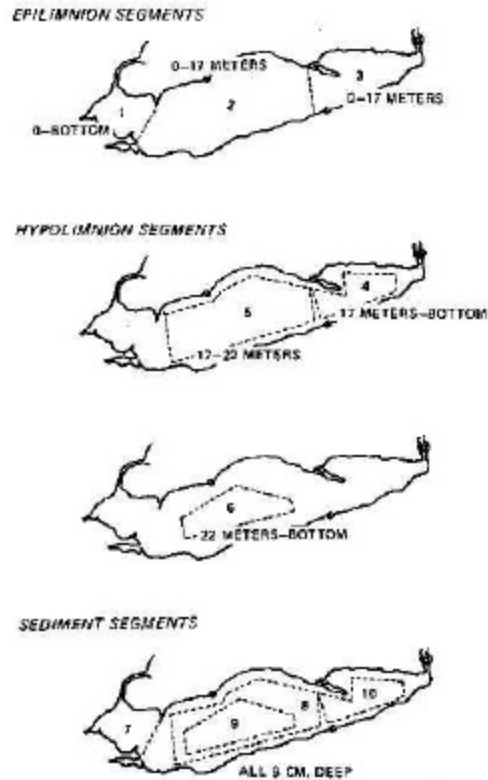


Figure 5 Lake Erie Model Segmentation of Western, Central and Eastern Basins: Water Segments 1-6, Epilimnion (top) and Hypolimnion (middle); Sediment Segments 7-10, (bottom).

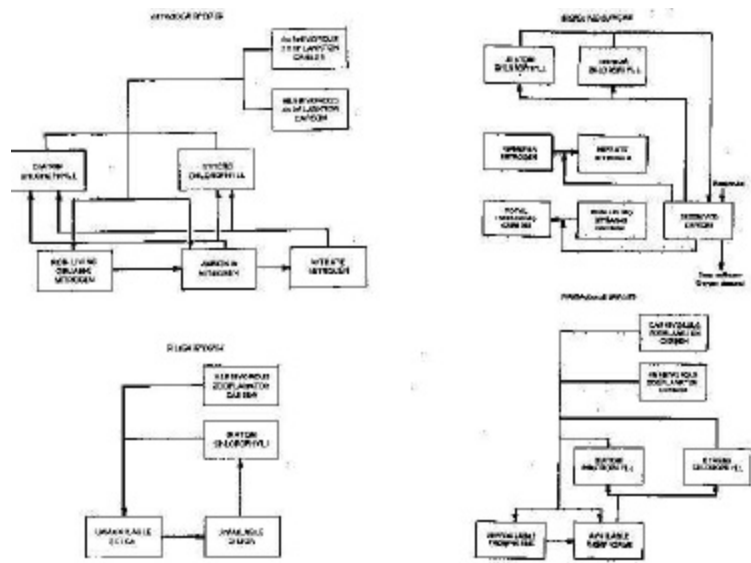


Figure 6a Lake Erie State Variable Interactions. Representation of nitrogen (top) and silica (bottom) nutrient cycles.

Figure 6b Lake Erie State Variable Interactions. Representation of Dissolved Oxygen (top) and Phosphorus (bottom) Nutrient Cycles.

The number of state-variables was expanded from 8 to 15 and included: diatom and non-diatom chlorophyll-a, herbivorous and carnivorous zooplankton, detrital organic nitrogen, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, unavailable phosphorus and soluble reactive phosphorus, unavailable silica, soluble reactive silica, detrital organic carbon, dissolved inorganic carbon, alkalinity and dissolved oxygen. The kinetic framework of the model was expanded in part to better represent the observed seasonal patterns in phytoplankton growth (diatoms and non-diatoms) and the observation that silica appeared to be the nutrient limiting spring phytoplankton growth. The other reason for expanding the kinetic framework of the model by adding total inorganic carbon and alkalinity state-variables was to reduce the degrees of freedom in model calibration. Since a major concern of the authors was to ensure that the reactions involving oxygen were correctly incorporated and since carbon dioxide (inorganic carbon), as well as oxygen, is produced or consumed as a consequence of primary production, algal respiration and oxidation of organic carbon, by including dissolved inorganic carbon and alkalinity, it was possible to check model computations against observations of pH. Furthermore, since alkalinity production and destruction could be calculated for each of the relevant processes in the kinetic framework, using appropriate stoichiometric ratios, adding dissolved inorganic carbon and alkalinity to the calculation actually decreased the degrees of freedom, since there was no increase in the number of constants used during model calibration and since more data were available for model-data comparisons.

An additional feature of the LAKE 1A kinetic framework was the inclusion of a preliminary model of sediment oxygen demand (SOD) and sediment nutrient flux. The SOD/nutrient flux model was incorporated because it was realized that interactions between lake waters and sediments could have a profound effect on the concentrations of oxygen and nutrients in a comparatively shallow lake such as Lake Erie. Analysis of observed nutrient fluxes and measurements of SOD indicated that areal fluxes from the sediments of Lake Erie were substantial sources to the water column based on a volumetric basis. Additionally, it was observed that the occurrence of hypoxia and anoxia dramatically increased certain nutrient flux rates to the water column. The preliminary SOD/nutrient flux model utilized a single sediment layer and included a one-dimensional mass transport equation for the concentrations of dissolved substances (ammonia, CO_2 , and the oxygen-demanding end-products of organic carbon decomposition, i.e., sediment oxygen demand) and first-order decay for detrital organic nitrogen and organic carbon. At the time of their study, the authors believed that the complete analysis of phosphorus and silica fluxes would require a rather elaborate computation of solution-precipitate chemistry, which was beyond the scope of the study. Instead they used an empirical approach which relied on observed interstitial water concentrations of phosphate and silica. During periods of bottom water aerobic conditions, it was assumed that phosphorus and silica fluxes did not occur. During periods of bottom water anaerobic conditions, the diffusive exchange was set to the same value used for ammonia, CO_2 , and oxygen. Phosphorus and silica fluxes were then computed using this diffusion coefficient and gradients in concentration between bottom overlying water and observed interstitial concentrations of phosphorus and silica. This preliminary SOD/nutrient flux model subsequently provided the basis for a state-of-the-science model of sediment nutrient composition and nutrient flux (Di Toro and Fitzpatrick 1993), currently employed in a modern eutrophication model of the Chesapeake Bay system (Cercio and Cole 1993).

The LAKE 1A model was applied to Lake Erie (Di Toro and Connolly 1980) and, in general, the model reproduced most of the seasonal and spatial features of the observed data (Figure 7), Including:

- the observation that the spring diatom bloom was similar in magnitude across the three basins, while the fall non-diatom bloom appears to progressively decrease from west to east,
- shipboard C^{14} primary production measurements indicate a three-fold variation from west to east,
- total phosphorus concentrations decrease from west to east,
- silica appears to terminate the spring diatom bloom,
- nitrogen primarily appears to limit the non-diatom bloom in the Western Basin, while phosphorus appears to limit in the Central and Eastern Basins.

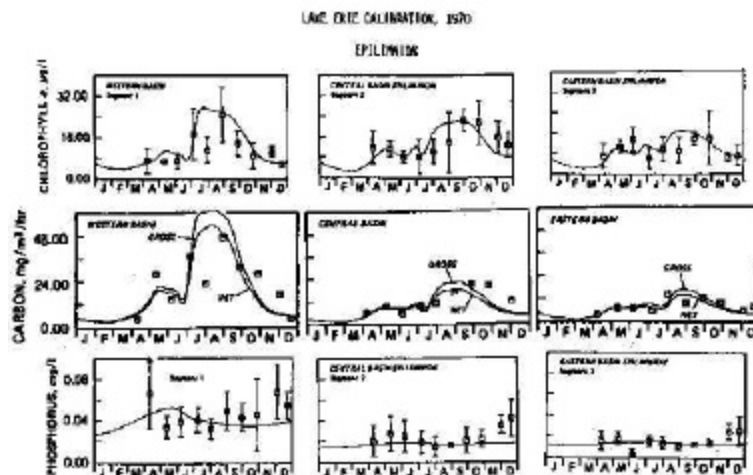


Figure 7a Lake Erie Calibration Results, 1970. Eplimnion Western Basin (lefthand side); Central Basin (center); Eastern Basin (righthand side); chlorophyll a , $\mu g/L$, (top); C^{14} shipboard primary production $mg\ C/m^3/hr$ (middle); total phosphorus mg/L (bottom). Symbols: mean + standard deviation.

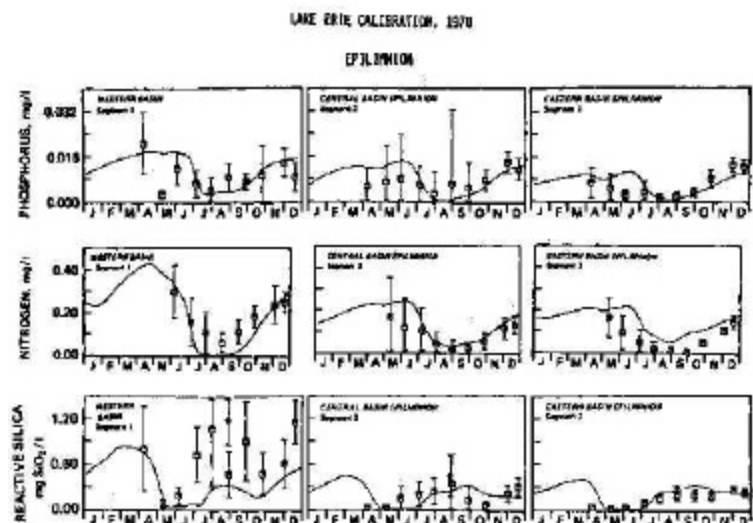


Figure 7b Lake Erie Calibration Results, 1970. Eplimnion Western Basin (lefthand side); Central Basin (center); Eastern Basin (righthand side); orophosphorus (top); nitrate nitrogen (middle); reactive silica (bottom).

At the same time that Di Toro and Connolly were developing and calibrating the LAKE 1A model to Lake Erie, other researchers and water quality managers were investigating alternate model formulations for evaluating the interrelationships between phosphorus inputs and water quality in Lake Erie and the other Great Lakes. Chapra (1977, 1980) applied a general total phosphorus budget mass balance equation (shown in Equation 1) to each of the Great Lakes,

$$V \frac{dp}{dt} = W + Q_b p_b - Qp + E'(p_b - p) - vA_s p + F$$

where V is the segment volume, p is the mean annual total phosphorus concentration of the segment, t is time, W is the mass loading rate of total phosphorus to the segment, Q_b is the advective flow from an adjacent segment, p_b is the total phosphorus concentration of the adjacent cell, Q is the advective flow leaving the segment, E is a bulk diffusion coefficient, v is the apparent settling velocity, A_s is the segment surface area, and F is the rate of feedback of phosphorus from the sediments of the lake. The purpose of the phosphorus budget model was to transform loadings into in-lake concentrations of total phosphorus. These concentrations were, in turn, related to other trophic variables, such as chlorophyll-a, primary production, and secchi depth (Figure 8a) using statistical correlation analysis. Chapra (1980) then developed a hypolimnetic oxygen model for Lake Erie and using observed epilimnetic and hypolimnetic temperature and oxygen data (Figure 8b) found the following relationship for the lake:

$$DO_{min} = 1022 - 0.054 P_r$$

where DO_{min} is the minimum concentration of hypolimnetic oxygen just before turnover and P_r is the mean annual surface production, which could be estimated from the relationships shown in Figure 8a. Chapra (1980) then utilized this model to develop system response matrices for each Great Lakes model segment.

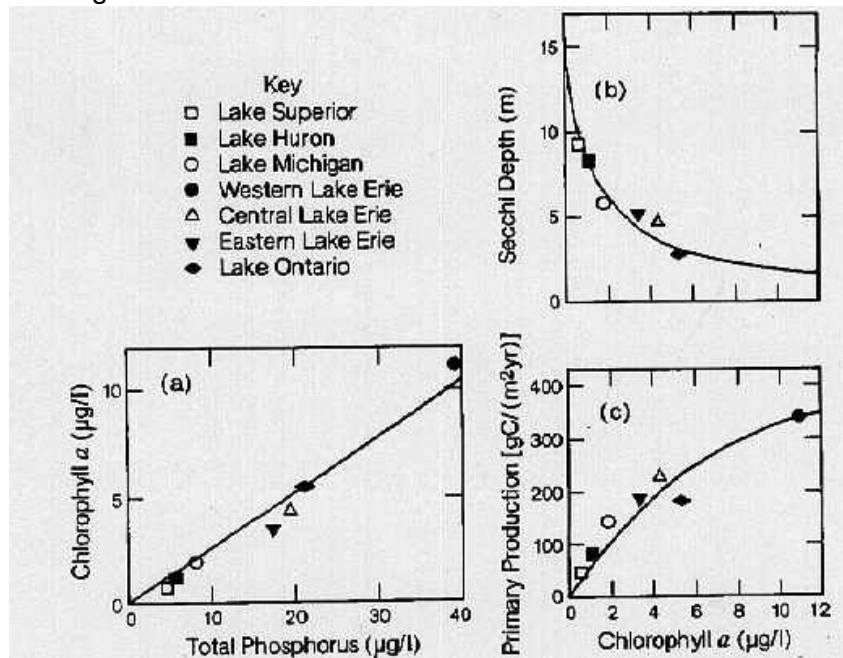


Figure 8a Correlations between surface water quality variables

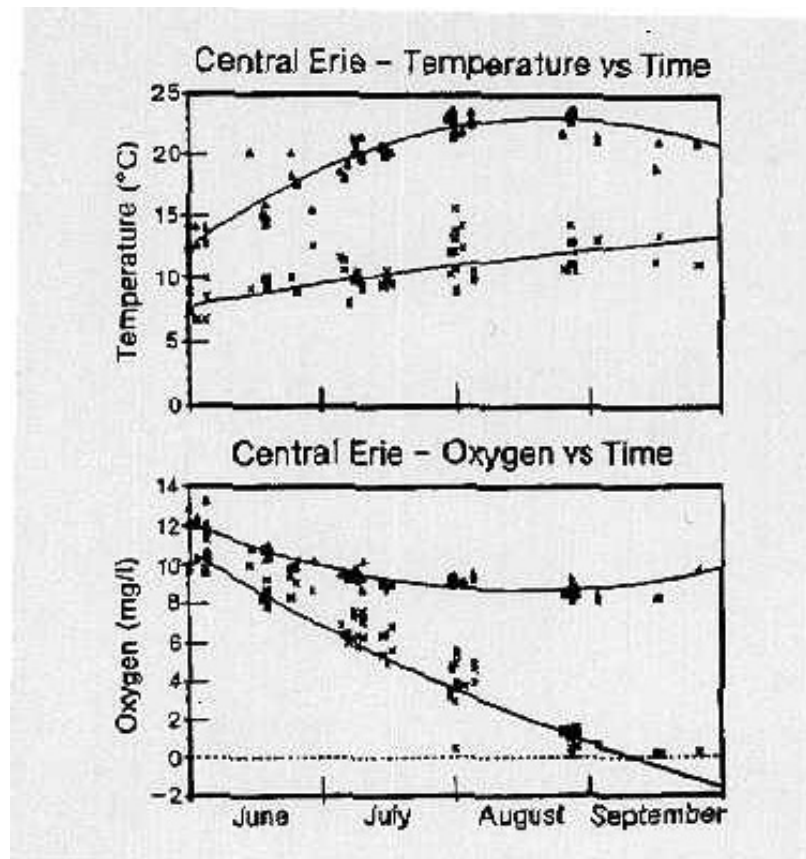


Figure 8b Temperature and oxygen concentration for central Lake Erie from 1967 through 1972 for the summer stratified period (June through September). Triangles designate surface data (1m depth) and x's designate bottom data ($\geq 22\text{m}$ depth).

Vollenweider et al. (1980) reported on the formulation of a phosphorus loading plot model (Vollenweider 1966) and its application by Rast and Lee (1978) to the Great Lakes system. The phosphorus loading model was then used to predict changes in the average chlorophyll-a concentrations and secchi depths that would result in each of the Great Lakes from the implementation of proposed phosphorus loading objectives contained in the 1978 Great Lakes Water Quality Agreement. For Lake Erie, the Vollenweider model projected a 33 percent reduction in average chlorophyll concentrations (from 5 $\mu\text{g/L}$ to 3.3 $\mu\text{g/L}$).

Bierman (1980) made a comparison between the Lake Erie eutrophication models developed by Di Toro (Di Toro and Connolly 1980), Chapra (1980) and Vollenweider (Vollenweider et al. 1980) and found that model computations of projected phosphorus concentrations in response to changes in phosphorus loading to the lake were in reasonably good agreement with one another. In general, agreement among the model results for projected chlorophyll-a concentrations was not as good as for phosphorus. The Di Toro model computed significantly higher chlorophyll-a levels in the western basin than either the Chapra or Vollenweider models. However, there was better agreement in the central and eastern basins. The most important water quality indicator for Lake Erie was dissolved oxygen concentration in the hypolimnion of the central basin. It was here that the greatest divergence between the models was observed. The Di Toro model projected dissolved oxygen concentrations that were 2 mg/L higher than

those projected by the Vollenweider model in the loading range of 8,000 to 10,000 metric ton/yr. The Di Toro and Chapra models were in reasonable agreement for phosphorus loads less than 12,000 metric ton/yr. However, results for the two models progressively diverged as phosphorus loads increase above 12,000 metric ton/yr. In part, this may have been due to the fact that the Vollenweider and Chapra models assumed a 3.3 meter hypolimnion depth at the end of summer stratification, while the Di Toro model represented average concentrations below a depth of 17 meters in the central basin at the end of summer stratification. In addition Bierman concluded that computations from the Di Toro model were more representative of volumetric conditions, while the Vollenweider and Chapra models were more representative of areal conditions.

The LAKE 1A modeling framework was also applied to Lake Ontario and a modeling analysis of 10 years of Lake Ontario data was reported by Thomann and Segna (1980). Thomann and Segna (1980) also used statistical analysis to help quantify the calibration of the model to the observed data and further compared on a statistical basis the improvement in model calibration provided by the LAKE 1A kinetic formulation versus the LAKE 1 kinetics. In summary, Thomann and Segna (1980) found model verification scores, as judged by a difference of means test for a pooled set of six state-variables (chlorophyll-a, total phosphorus, dissolved orthophosphorus, ammonia, nitrate and dissolved silica), improved from 15 to 20 percent (Figure 9a) when using the LAKE 1A kinetics versus the LAKE 1 kinetics. In addition, use of the LAKE 1A kinetics reduced the median relative error for chlorophyll-a from 42 percent to 30 percent. In general, relative error scores were reduced significantly for most variables when LAKE1A kinetics were employed in the eutrophication analysis (Figure 9b).

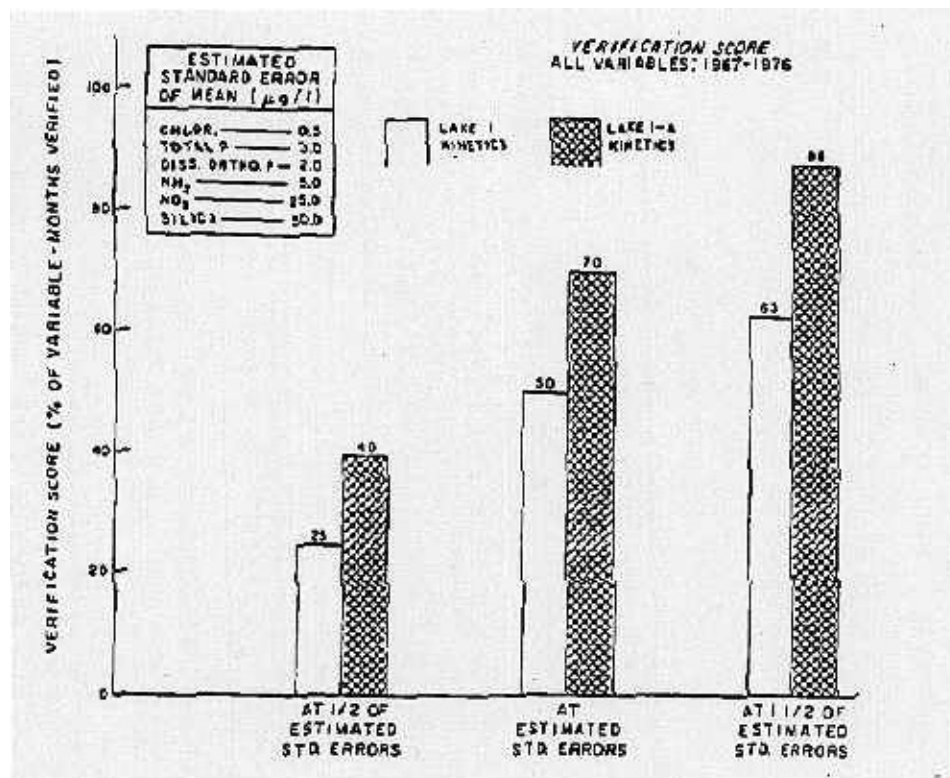


Figure 9a Verification scores, difference of means test, pooled six-state variables, 1967-1976

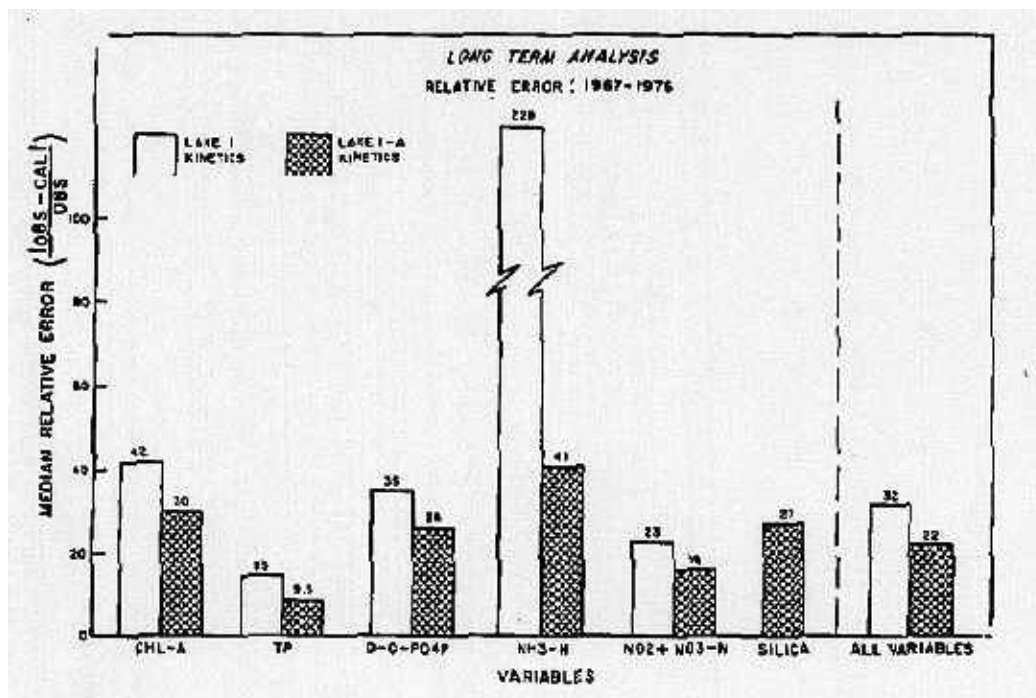


Figure 9b Relative error scores, six state variables and across all variables.

During this time, researchers from the USEPA Large Lakes Research Station began to implement similar versions of the Di Toro and Thomann eutrophication models. In particular, Bierman et al. (1980) developed and calibrated a multi-class internal nutrient pool phytoplankton model for Saginaw Bay in Lake Huron. The Bierman model differed from the Di Toro and Thomann models in that phytoplankton biomass was partitioned into five functional groups: diatoms, greens, N_2 -fixing blue-greens, non- N_2 -fixing blue-greens and "others." In addition, a more detailed kinetic representation of phosphorus and nitrogen dynamics, which included internal nutrient pools within the phytoplankton was used.

3. POST AUDITS

The use of mathematical models in the analysis of Great Lakes eutrophication served two purposes: to synthesize the available information concerning the major physical, chemical and biological features that influenced eutrophication into a comprehensive framework; and to apply that framework to make projections of lake response to various changes, primarily reductions in nutrient inputs to the lakes. The evaluation the model performance in predicting water quality response to changes in nutrient inputs can only be performed after these reductions occur. The opportunity for such a post audit analysis was provided in Lake Erie during the period 1970 to 1980. During this period, phosphorus inputs to the lake declined from levels of 20,000 to 25,500 metric tons/yr in the early 1970's to approximately 13,500 metric tons/yr in 1980. Di Toro et al. (1987) reported on the results of a 10-year simulation from 1970 to 1980 using measured lake loadings. An examination of the model's long time scale predictive capability indicated that the model was able to reproduce some of the observed features of improved water quality resulting from total phosphorus reductions in the 1970-1980 decade (Figures 10 through 13). In particular, the model was able to predict the observed decrease in anoxia area of the central basin (Figure 14). However, the results also illustrated that short-term calibrations (e.g., 1 year) failed to

capture long-term behavior of certain variables (e.g., nitrate nitrogen, as shown in Figure 15) if a small but significant source or sink (e.g., sediment denitrification) was not well calibrated in short-term computations.

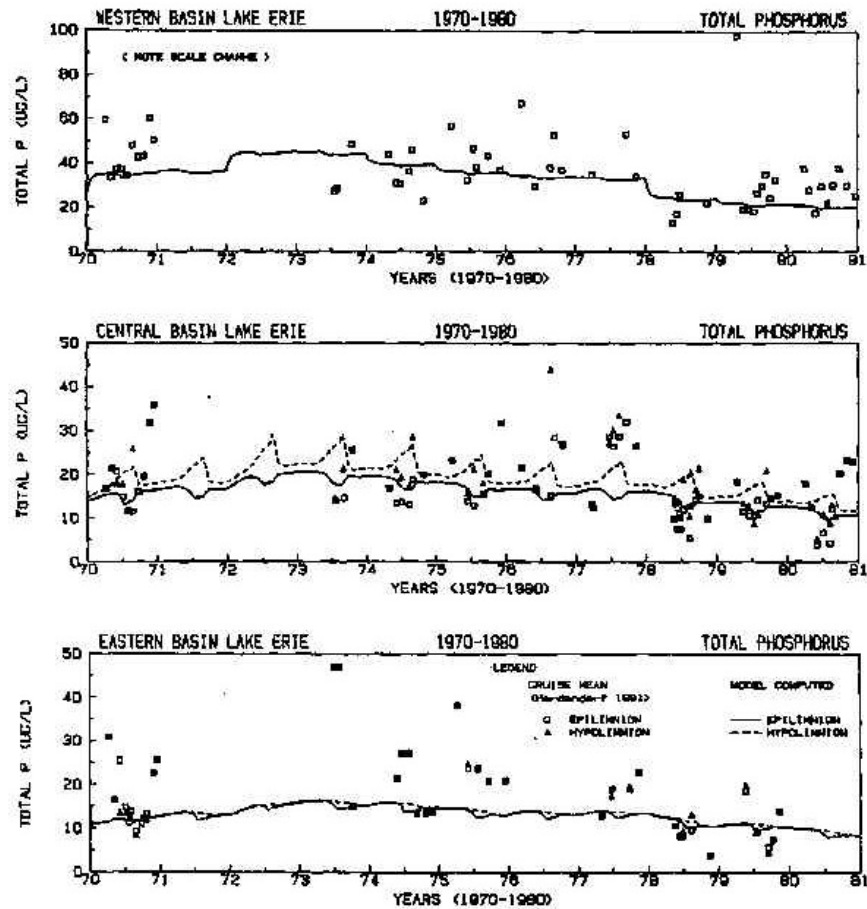


Figure 10 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed cruise mean total phosphorus data.

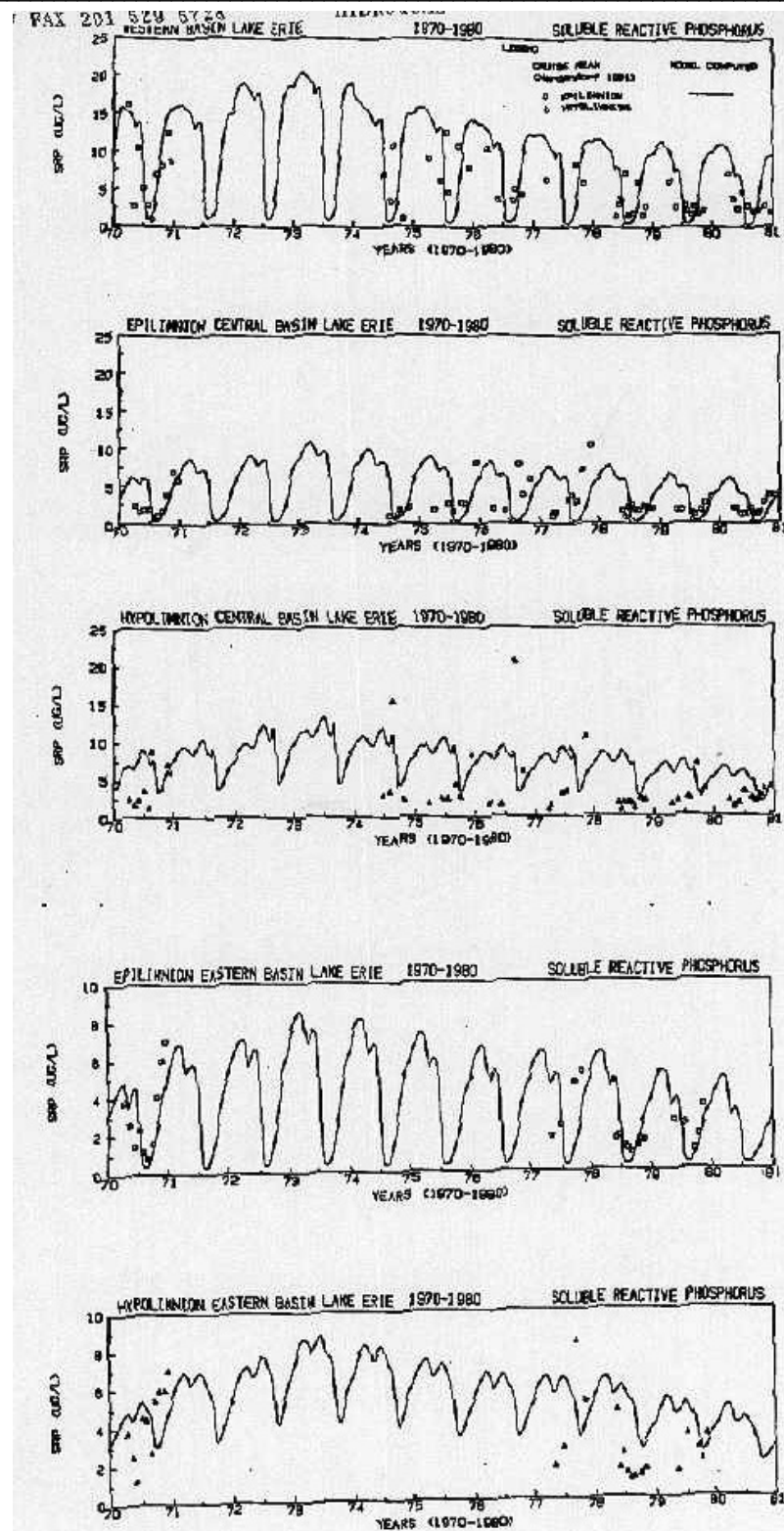


Figure 11 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed cruise mean soluble reactive phosphorus

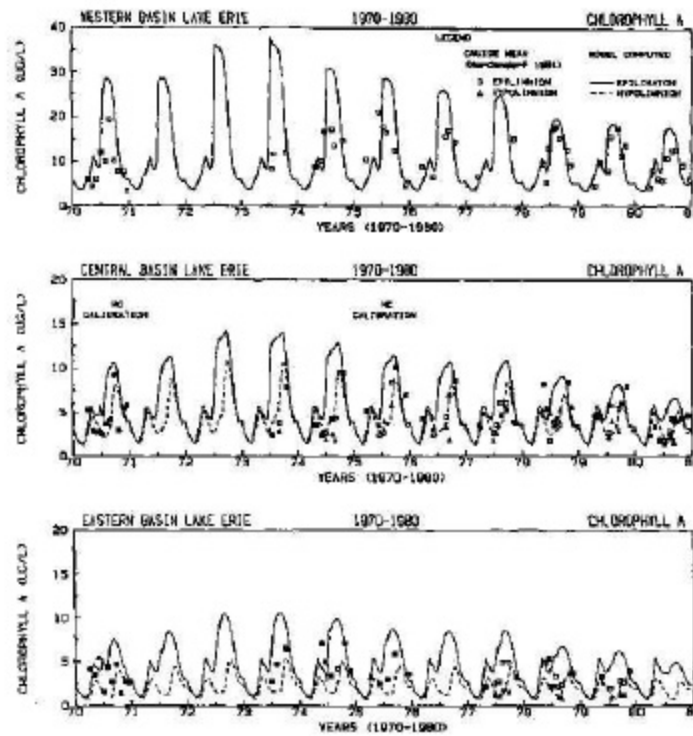


Figure 12 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed cruise mean chlorophyll a - western central, and eastern basins of Lake Erie

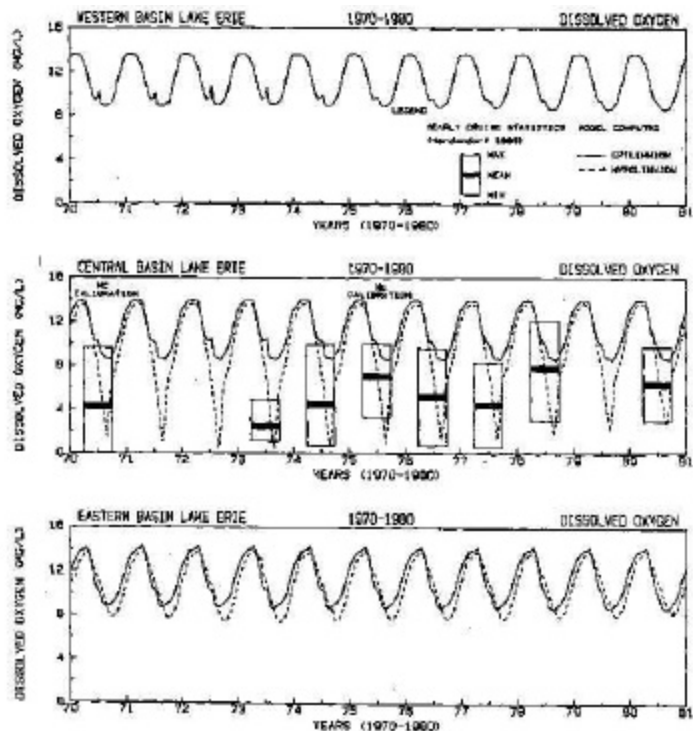


Figure 13 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed yearly dissolved oxygen statistics - western, central, and eastern basins of Lake Erie

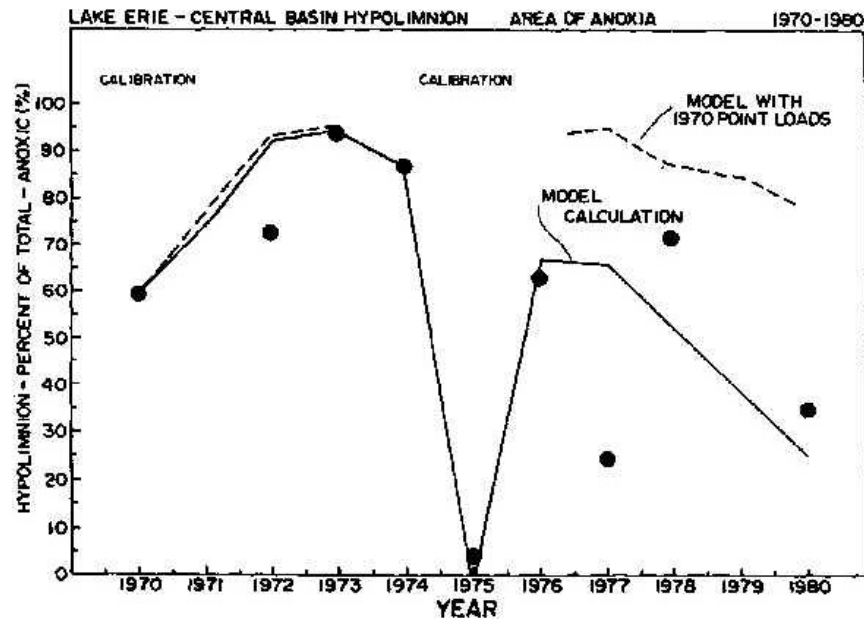


Figure 14 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed yearly total percent area anoxia statistics - central basin of Lake Erie

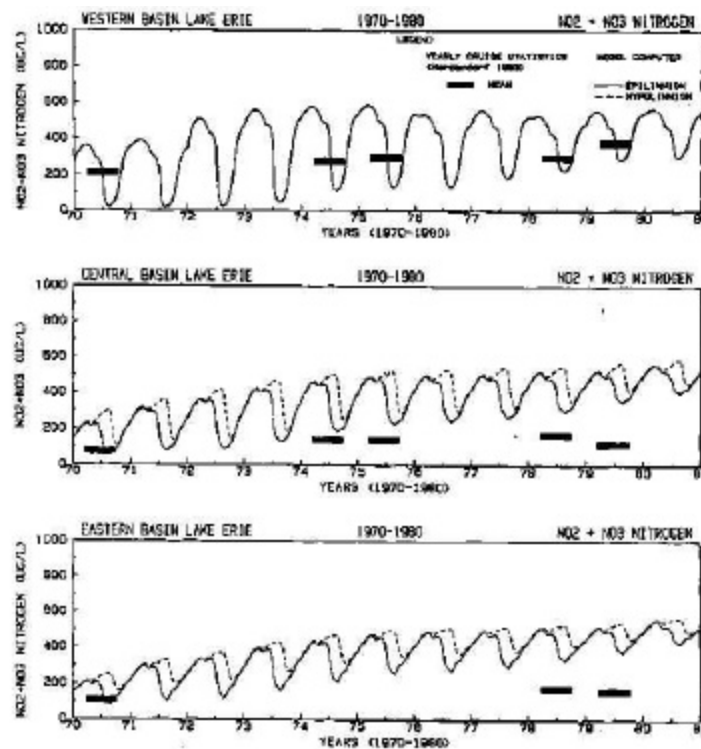


Figure 15 Comparison of model predicted and 1970 to 1980 observed yearly mean nitrite plus nitrate nitrogen statistics - western, central, and eastern basins of Lake Erie.

Bierman and Dolan (1986a) reported on additional calibration efforts conducted in Saginaw Bay in Lake Huron. One of their conclusions was that wind-induced sediment resuspension was an important mechanism for re-introducing phosphorus into the water column. In the calibrated model, the resuspension mechanism was found to account for 36% and 68% of the computed spring and fall average total phosphorus concentrations, respectively. Bierman and Dolan (1986b) also conducted a post audit of the Saginaw Bay eutrophication model. They compared a priori model predictions to an extensive set of survey data collected in 1980 and found that while the response of the bay was consistent with trends of model predictions, it was not consistent with their absolute values in all cases. In particular, observations were consistent with model predictions that threshold odor violations in the municipal water supply would be eliminated with total phosphorus tributary loadings that occurred in 1980. Model predictions were also consistent with the observation that in-bay total phosphorus concentrations decreased in a much smaller proportion than the decrease in tributary loadings, and that phytoplankton biomass, especially blue-greens, decreased by larger proportions than total phosphorus concentrations. It was hypothesized that discrepancies between model predictions and observations for total phosphorus and phytoplankton were due to wind-resuspension and changes in phytoplankton community structure, respectively.

4. APPLICATION TO CLIMATE WARMING

One of the last applications of a eutrophication model to Lake Erie that the authors are aware of was performed by Blumberg and Di Toro (1980). In this application, Blumberg and Di Toro applied a coupled hydrodynamic and water quality model to examine the response of dissolved oxygen concentrations to warming of the central basin of Lake Erie. A synthesis of results from the coupled model, forced by climate warming scenarios from three atmospheric general circulation models, suggested that there would be a substantial decline in oxygen concentrations in the central basin. Losses of 1 mg/L of dissolved oxygen in the upper layers and of 1-2 mg/L in the lower layers of the central basin could be expected, along with an increase in the area of the lake that is anoxic. The modeled decline was predicted to be due to warmer lake temperatures, which would increase the rates of bacterial activity in the hypolimnion waters and sediment, rather than due to thermocline location and volume of water below the thermocline. While the 1 mg/L decline in the epilimnion would not greatly affect fish life, the projected declines to 3 mg/L or less in the hypolimnion could pose a threat to adult "coldwater" fish life.

5. CURRENT STATE-OF-THE-SCIENCE

In many ways the current state-of-the-science in eutrophication modeling has not changed appreciably from the models of Di Toro, Thomann and Bierman. The basic linkages between nutrients, phytoplankton biomass, primary production, nutrient recycle and dissolved oxygen in today's eutrophication models are quite similar to the Great Lakes' models. Most modern eutrophication models still use the Monod theory for which algal growth rates depend upon external nutrient concentration rather than the formulations in which growth rate depends on the internal cellular nutrient concentration (e.g., Bierman 1980). However, one recent modification to the structure of algal growth dynamics is the inclusion of variable nutrient stoichiometry for phytoplankton biomass. In their model application to Chesapeake Bay, Cerco and Cole (1993) included a function which permitted variation in the carbon to phosphorus (C:P) ratio for phytoplankton biomass. This empirical function was developed from observed C:P ratios and soluble reactive phosphorus data in the upper bay. HydroQual (1995) recently implemented a

more process-based function for variable carbon to nutrient stoichiometry, which also included variable carbon to chlorophyll stoichiometry, in a modeling study of the Massachusetts Bays system. This model formulation was based on a model developed by Laws and Chalup (1990). A unique feature of this model is that it accounts for variable carbon to chlorophyll ratios in phytoplankton due to both light and nutrient status.

Perhaps the two most significant changes that have been incorporated into modern eutrophication models are: (1) the addition of a coupled water column/sediment nutrient flux submodel and (2) the direct coupling of time-variable three-dimensional hydrodynamic and water quality models. The sediment nutrient flux model framework accounts for the deposition of organic matter from the water column to the sediment bed of the water body, its subsequent diagenesis or decomposition, and the flux of resulting end-products back to the overlying water column. The model includes sediment processes for temperature and oxygen-dependent nitrification-denitrification, sorption of dissolved inorganic phosphorus and dissolved inorganic silica to sediment solids and the sorption of dissolved inorganic phosphorus to iron hydroxides in the aerobic layer of the sediment. The model also considers the generation of sediment oxygen demand, hydrogen sulfide and methane from the reduction of organic matter. The model was developed and calibrated in Chesapeake Bay to an extensive multi-year data set (Di Toro and Fitzpatrick 1993). The model has been further verified against a wide-range of nutrient conditions using an extensive nutrient flux data set obtained from the University of Rhode Island MERL mesocosms. The model successfully reproduced the observed sediment nutrient composition and nutrient flux data using essentially the same parameter set as was used for Chesapeake Bay. The only parameters to be changed between the two calibrations were the temperature-correction coefficients associated with diagenesis and the aerobic/anaerobic partition coefficients for phosphorus sorption. The MERL data were collected more frequently than the Chesapeake Bay data and, therefore, included more "cold weather" measurements than did the Chesapeake Bay data set. These additional data required minor adjustments to these temperature coefficients in order to reproduce the "cold weather" data. It also appeared reasonable that the phosphorus partition coefficients might be different between the two systems given differences in the iron content of the sediments in Chesapeake Bay and the MERL mesocosms (Narragansett Bay).

Examples of the coupling of water quality models to high resolution time-variable three-dimensional hydrodynamic models include the Chesapeake Bay system (Cерco and Cole 1993), the Massachusetts Bays system (HydroQual 1995, Blumberg and Fitzpatrick 1999). The use of well calibrated hydrodynamic models to drive water quality model computations is that it removes a degree of freedom in model calibration, i.e., the external specification of advective and dispersive transport. In addition, the use of high resolution hydrodynamic/water quality models removes, to a large degree, the "numerical errors" or numerical dispersion associated with coarse-grid or box water quality models.

6. RELEVANCE OF EUTROPHICATION MODELS TO LAKE ERIE WATER QUALITY PROBLEMS

While to a large degree the issue of eutrophication has been addressed in Lake Erie and signs of improvement in water quality and ecosystem health have been observed (Bertram 1993, Makarewicz 1993, Schloesser et al. 1995, Krieger et al. 1996), there still remain a number of environmental concerns within the lake. These include:

1. primary production and total algal biomass,
2. blue-green algal biomass,
3. walleye production,
4. invasion by non-native species (e.g., zebra mussels),
5. fish body burdens of bioaccumulative chemicals (e.g., PCBs),
6. richness and evenness of fish community trophic levels between algae and top predator fish.

At present it would seem that modern state-of-the-science eutrophication models could play an important role in helping to address some of these water quality issues through an "ecosystem approach." Certainly eutrophication models address the first two issues directly. Consideration should be given to updating the existing Lake Erie eutrophication water quality models to include the sediment nutrient flux model and coupling to time-variable three-dimensional hydrodynamic models of the lake. Primary production of organic carbon is also essential to understanding and modeling of the fate and transport of toxic materials in the lake, since many of these materials sorb to dissolved and particulate matter. The coupling of the eutrophication and sediment nutrient flux model may also help to understand the trapping and bio-availability of toxic metals in sediments, since sulfide is a state-variable in the sediment nutrient flux submodel. Some zebra mussel modeling has been conducted by LimnoTech, Inc. and may provide a useful starting point for integration into a eutrophication/zebra mussel ecosystem modeling package. HydroQual, Inc. has recently completed work on the development of a suspension and deposit feeder model for the Chesapeake Bay system. This submodel, which is linked to the water column/nutrient flux model of the Bay, has also successfully been applied to Jamaica Bay, New York with minimum changes in model parameters.

We believe that coupling eutrophication models to fisheries models becomes more speculative, although some efforts have been initiated in Chesapeake Bay and the Great Lakes community. While coupled hydrodynamic/water quality models of eutrophication can provide information (e.g., water temperature, available food, dissolved oxygen, etc.) to fisheries models, the projections of walleye production and fish community structure and diversity are made more complicated by the interactions between various predator/prey fish species, the impacts of overfishing and perhaps the relatively long life-spans of the fish themselves. Perhaps the area requiring the greatest research and monitoring effort is the area of the fishery.

REFERENCES

- Ambrose, R.B. et al., 1988. WASP4, A hydrodynamic and water quality model--Model theory, user's manual and programmer's guide. USEPA, Athens, GA. EPA/600/3-87-039.
- Ambrose, R.B., T.A. Wool, J.L. Martin, 1993. The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5. Part A: Model documentation. USEPA ERL, Athens, GA 30613.
- Bertram, P.E., 1993. Total phosphorus and dissolved oxygen trends in the central basin of Lake Erie, 1970-1991. *J. Great Lakes Res.* 19:224-236.
- Bierman, V.J., Jr., 1980. A comparison of models developed for phosphorus management in the Great Lakes. *Phosphorus Management Strategies for Lakes*. Ed. R.C. Loehr, C.S. Martin, W. Rast. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Bierman, V.J., Jr., D.M. Dolan, E.F. Stoermer, J.E. Gannon and V.E. Smith, 1980. The development and calibration of a spatially simplified, multi-class phytoplankton model for Saginaw Bay, Lake Huron. Contribution No. 33, Great Lakes Environmental Planning Study, Great Lakes Basin Commission, Ann Arbor, MI.
- Bierman, V.J., Jr., and D.M. Dolan, 1986a. Modeling of phytoplankton in Saginaw Bay: I. Calibration Phase. *J. Environ. Engr. ASCE*. 112:400-414.
- Bierman, V.J., Jr., and D.M. Dolan, 1986b. Modeling of phytoplankton in Saginaw Bay: II. Post-Audit Phase. *J. Environ. Engr. ASCE*. 112:400-414.
- Blumberg, A.F. and D.M. Di Toro, 1990. Effects of climate warming on dissolved oxygen concentrations in Lake Erie. *Trans. Amer. Fisheries Soc.* 119:210-223.
- Blumberg, A.F. and J.J. Fitzpatrick, 1999. Invited lecture: Strategy for coupling hydrodynamic and water quality models for addressing long time scale environmental impacts. In *Environmental Hydraulics*. Ed. J.H.W. Lee, A.W. Jayawardena, and Z.Y. Wang. Proceedings of the second international symposium on environmental hydraulics. Hong Kong, China. A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands.
- Cerco, C.F., and T. Cole, 1993. Application of the three-dimensional eutrophication model CE-QUAL-ICM to Chesapeake Bay. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Chapra, S.C., 1977. Total phosphorus model for the Great Lakes. *J.Eng.Div., Am.Soc. Civil Engr.* 103:147-161.
- Chapra, S.C., 1980. Application of the phosphorus loading concept to the Great Lakes. In *Phosphorus Management Strategies for Lakes*. Ed. R.C. Loehr, C.S. Martin, W. Rast. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
- Connolly, J.P. and R.P. Winfield, 1984. A user's guide for WASTOX, a framework for modeling the fate of toxic chemicals in aquatic environments. Part 1. Exposure concentration. USEPA Gulf Breeze, FL. EPA-600/3-84-077.
- Di Toro, D.M. and J.P. Connolly, 1980. Mathematical model of water quality in large lakes. Part 2: Lake Erie. EPA-600/3-80-065, USEPA ERL, Duluth, MN.
- Di Toro, D.M., J.J. Fitzpatrick, and R.V. Thomann, 1981, rev. 1983. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) - Documentation. Hydroscience, Inc., Westwood, NJ. for USEPA, Duluth, MN, Contract No. 68-01-3872.
- Di Toro, D.M. and J.J. Fitzpatrick, 1993. Chesapeake Bay sediment nutrient flux model. Contract report EL-93-2. Prepared for U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Di Toro, D.M., D.J. O'Connor, J.L. Mancini and R.V. Thomann, 1973. A preliminary phytoplankton-zooplankton-nutrient model of Western Lake Erie. In *Systems Analysis & Simulation in Ecology*. Volume 3. Academic Press.
- Di Toro, D.M., D.J. O'Connor and R.V. Thomann, 1971. A dynamic model of the

- phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin Delta. In *Non Equilibrium Systems in Natural Water Chemistry*, Advances in Chemistry Series, No. 106. American Chemical Society.
- Di Toro, D.M., N.A. Thomas, C.E. Herdendorf, R.P. Winfield, and J.P. Connolly, 1987. A post audit of a Lake Erie eutrophication model. *J. Great Lakes Res.* 13:801-825.
 - Gedney, R.T., 1971. Numerical calculation of the wind-driven currents in Lake Erie. Ph.D. Thesis, Department of Fluid, Thermal and Aerospace Sciences, Case Western Reserve University.
 - Herdendorf, C.E., 1967. Lake Erie physical limnology cruise, midsummer 1967. State of Ohio, Department of Natural Resources, Division of Geological Survey, Columbus, Ohio.
 - HydroQual, Inc., 1995. A water quality model for Massachusetts and Cape Cod Bays: Calibration of the Bays Eutrophication Model (BEM). Prepared for the Massachusetts Water Resources Authority by HydroQual, Inc., Mahwah, NJ and Normandeau Associates, Bedford, NH.
 - Hydrosience, Inc., 1973. Limnological systems analysis of the Great Lakes: Part I. Prepared for the Great Lakes Basin Commission. Hydrosience, Inc., Westwood, NJ.
 - Kreiger, K.A., D.W. Schloesser, B.A. Manny, C.E. Trisler, S.E. Heady, J.J.H. Ciborowski, and K.M. Muth, 1996. Recovery of burrowing mayflies (Ephemeroptera: Ephemeridae: *Hexagenia*) in western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 22:254-263.
 - Laws, E.A. and M.S. Chalup, 1990. A microalgal growth model. *Limnol. Oceanogr.* 35:597-608.
 - Markarewicz, J.C., 1993. Phytoplankton biomass and species composition in Lake Erie, 1970 to 1987. *J. Great Lakes Res.* 19:275-290.
 - Rast, W. and G.F. Lee, 1978. Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. EPA-600/3-78-008. USEPA ERL, Corvallis, OR.
 - Schloesser, D.W., T.B. Reynoldson and B.A. Manny. Oligochaete fauna of western Lake Erie 1961 and 1982: signs of sediment quality recovery. *J. Great Lakes Res.* 21:294-306.
 - Thomann, R.V., D.M. Di Toro, R.P. Winfield and D.J. O'Connor, 1975. Mathematical modeling of phytoplankton in Lake Ontario. 1. Development and Verification. EPA-660/3-75-005, USEPA ERL, Corvallis, OR.
 - Thomann, R.V. and J.J. Fitzpatrick, 1982. Calibration and verification of a mathematical model of the eutrophication of the Potomac Estuary. Prepared for the Department of Environmental Services, Government of the District of Columbia, Washington, D.C.
 - Thomann, R.V., R.P. Winfield, D.M. Di Toro and D.J. O'Connor, 1976. Mathematical modeling of phytoplankton in Lake Ontario. 2. Simulations using LAKE 1 Model. EPA-660/3-76-065, USEPA ERL, Duluth, MN.
 - Vollenweider, R.A., 1966. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st Ital. Idrobiol.* 33:53-83.
 - Vollenweider, R.A., W. Rast, and J. Kerekes, 1980. The phosphorus loading concept and Great Lakes eutrophication. In *Phosphorus Management Strategies for Lakes*. Ed. R.C. Loehr, C.S. Martin, W. Rast. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.
 - Wright, S., L.H. Tiffany, W.M. Tidd, 1955. Limnological survey of Western Lake Erie. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report: Fisheries No. 139, Washington D.C.



ANEXO 2

PROGRAMAS COMERCIALES

MODELOS DE CALIDAD DE AGUAS

BASINS

Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS) is a customized ArcView GIS application designed to be used by regional, state, and local agencies in performing watershed- and water-quality-based studies. BASINS was also conceived as a system for supporting the development of total maximum daily loads (TMDLs). GIS data (by EPA region) and meteorological data (by state) are available for download with the software.

The system is designed to support analysis at a variety of scales using the assessment tools that are integrated into the software (TARGET, ASSESS and Data Mining). Through the use of GIS, BASINS has the flexibility to display and integrate a wide range of information (e.g. land use, point source discharges, water supply withdrawals) at a scale chosen by the user. Utilities include local data import, land use and DEM reclassification, watershed delineation, and management of water quality data. Through the graphical user interface, users can access national environmental information, apply assessment and planning tools, and run a variety of nonpoint loading and water quality models. Models that have been incorporated into BASINS include [HSPF](#), TOXIRoute, and [QUAL2E](#). Post-processing tools for use in visualizing and interpreting the results of the water quality modeling are integrated into the software.

US Environmental Protection Agency (EPA), Office of Water

BLTM

The BLTM model solves the one-dimensional advective dispersion equation by using a Lagrangian reference frame in which the computational nodes move with the flow. This solution scheme minimizes numerical dispersion and allows the user to tabulate the effect of each physical process on the computed concentrations. The BLTM model can route any number of interactive constituents for which the physical and (or) chemical reaction rates are defined in a subroutine; special subroutines have been developed to route, for example, rotone, salinity, and bass eggs.

Because the US Environmental Protection Agency's (EPA) stream-water-quality model QUAL2 (EPA-QUAL2) was in wide use at the time the BLTM was published in 1987, the BLTM model was supplied with a subroutine called QUAL2 that simulated the reaction kinetics in the EPA model. The QUAL2 subroutine linked to BLTM allowed the EPA-QUAL2 kinetics to be applied to unsteady, reversing flow such as occurs in one-dimensional estuaries. A new subroutine, called QUAL2E, simulates the reaction kinetics used in the newer version of the [EPA-QUAL2E](#) model.

US Geological Survey (USGS)

QUAL2E

QUAL2E is a comprehensive and versatile stream water quality model. It can simulate up to 15 water quality constituents in any combination desired by the user. Constituents which can be simulated are:

- Dissolved Oxygen
- Biochemical Oxygen Demand
- Temperature
- Algae as Chlorophyll a
- Organic Nitrogen as N
- Ammonia as N
- Nitrite as N
- Nitrate as N
- Organic Phosphorus as P
- Dissolved Phosphorus as P
- Coliforms
- Arbitrary Nonconservative Constituent
- Three Conservative Constituents

The model is applicable to dendritic streams that are well mixed. It assumes that the major transport mechanisms, advection and dispersion, are significant only along the main direction of flow (longitudinal axis of the stream or canal). It allows for multiple waste discharges, withdrawals, tributary flows, and incremental inflow and outflow. It also has the capability to compute required dilution flows for flow augmentation to meet any prespecified dissolved oxygen level. Hydraulically, QUAL2E is limited to the simulation of time periods during which both the stream flow in river basins and input waste loads are essentially constant. QUAL2E can operate either as a steady-state or as a dynamic model, making it a very helpful water quality planning tool. When operated as a steady-state model, it can be used to study the impact of waste loads (magnitude, quality and location) on instream water quality, as a planning tool for developing total maximum daily loads (TMDLs), and also can be used in conjunction with a field sampling program to identify the magnitude and quality characteristics of nonpoint source waste loads.

By operating the model dynamically, the user can study the effects of diurnal variations in meteorological data on water quality (primarily dissolved oxygen and temperature) and also can study diurnal dissolved oxygen variations due to algal growth and respiration. However, the effects of dynamic forcing functions, such as headwater flows or point loads, *cannot* be modeled in QUAL2E. QUAL2E-UNCAS is an enhancement to QUAL2E which allows the modeler to perform uncertainty analysis on the steady state water quality simulations. Three uncertainty options are available: sensitivity analysis, first order error analysis, and monte carlo simulations. With this capability, the user can assess the effect of model sensitivities and of uncertain input data on model forecasts. Quantifications of the uncertainty in model forecasts will allow assessment of the risk (probability) of a water quality variable being above or below an acceptable level. The uncertainty methodologies provide the means whereby variance estimates and uncertainty prediction can become as much a part of water quality modeling as estimating expected values is today. An evaluation of the input factors that contribute most to the level of uncertainty will lead modelers in the direction of most efficient data gathering and research. In this manner the modeler can assess the risk of imprecise forecasts, and recommend measures for reducing the magnitude of that imprecision.

US Environmental Protection Agency (EPA)

WASP5

WASP5 is a dynamic compartment model that can be used to analyze a variety of water quality problems in such diverse water bodies as ponds, streams, lakes, reservoirs, rivers, estuaries and coastal waters.

The model network is a set of expanded control volumes, or "segments," that together represent the physical configuration of the water body. The network may subdivide the water body laterally and vertically as well as longitudinally. Segments in WASP may be one of four types: epilimnion layer, hypolimnion layers, upper benthic layer, and lower benthic layers. Segment volumes and the simulation time step are directly related. As one increases or decreases, the other must do the same to insure stability and numerical accuracy. Segment size can vary dramatically. Characteristic sizes are dictated by the spatial and temporal scale of the problem being analyzed. If the water quality model is being linked to the hydrodynamic model, then water column segments must correspond to the hydrodynamic junctions.

Overview of WASP5 Dissolved Oxygen

Dissolved oxygen and associated variables are simulated using the EUTRO5 program. Several physical-chemical processes can affect the transport and interaction among the nutrients, phytoplankton, carbonaceous material, and dissolved oxygen in the aquatic environment.

EUTRO5 can be operated by the user at various levels of complexity to simulate some or all of these variables and interactions. To simulate only carbonaceous biochemical oxygen demand (BOD) and DO, for example, the user may bypass calculations for the nitrogen, phosphorus, and phytoplankton variables. Simulations may incorporate carbonaceous biochemical oxygen demand (CBOD) and either ammonia (NH₃) or nitrogenous biochemical oxygen demand (NBOD) expressed as ammonia. Sediment oxygen demand may be specified, as well as photosynthesis and respiration rates.

Four levels of complexity are identified: 1) Streeter-Phelps, 2) modified Streeter-Phelps, 3) full linear DO balance, and 4) nonlinear DO balance.

Overview of WASP5 Eutrophication

The nutrient enrichment, eutrophication, and DO depletion processes are simulated using the EUTRO5 program. Several physical-chemical processes can affect the transport and interaction among the nutrients, phytoplankton, carbonaceous material, and dissolved oxygen in the aquatic environment. EUTRO5 can be operated by the user at various levels of complexity to simulate some or all of these variables and interactions. Three levels of complexity for simulating eutrophication are identified in the model: 1) simple eutrophication kinetics, 2) intermediate eutrophication kinetics, and 3) intermediate eutrophication kinetics with benthos.

US Environmental Protection Agency (EPA)

WASP5

Overview of WASP5 Simple Toxicants

TOXI5 simulates the transport and transformation of one to three chemicals and one to three types of particulate material. The three chemicals may be independent or they may be linked with reaction yields, such as a parent compound-daughter product sequence. In an aquatic environment, toxic chemicals may be transferred between phases and may be degraded by any of a number of chemical and biological processes. Simplified transfer processes defined in the model include sorption and volatilization. Transformation processes include biodegradation, hydrolysis, photolysis, and oxidation. Sorption is treated as an equilibrium reaction. The simplified transformation processes are described by first-order rate equations.

WASP5 uses a mass balance equation to calculate sediment and chemical mass and concentrations for every segment in a specialized network that may include surface water, underlying water, surface bed, and underlying bed. In a simulation, sediment is advected and dispersed among water segments, settled to and eroded from benthic segments, and moved between benthic segments through net sedimentation, erosion, or bed load.

Simulated chemicals undergo several physical or chemical reactions as specified by the user in the input dataset. Chemicals are advected and dispersed among water segments, and exchanged with surficial benthic segments by dispersive mixing. Sorbed chemicals settle through water column segments and deposit to or erode from surficial benthic segments. Within the bed, dissolved chemicals migrate downward or upward through percolation and pore water diffusion. Sorbed chemicals migrate downward or upward through net sedimentation or erosion. Rate constants and equilibrium coefficients must be estimated from field or literature data in simplified toxic chemical studies.

Overview of WASP5 Organic Chemicals

Several environmental processes can affect the transport and fate of organic chemicals in the aquatic environment. The most important include physical processes such as hydrophobic sorption, volatilization, and sedimentation; chemical processes such as ionization, precipitation, dissolution, hydrolysis, photolysis, oxidation and reduction; and biological processes such as biodegradation and bioconcentration. WASP5 explicitly handles most of these, excluding only reduction and precipitation-dissolution. If the kinetics of these reactions are described by the user, they also can be included as an extra reaction. WASP5 allows the simulation of a variety of processes that may affect toxic chemicals. However, WASP5 makes relatively few assumptions concerning the particular processes affecting the transport, transformations, and kinetics reactions. The model is designed to provide a broad framework applicable to many environmental problems and to allow the user to match the model complexity with the requirements of the problem.

Each organic chemical may exist as a neutral compound and up to four ionic species. The neutral and ionic species can exist in five phases: dissolved, sorbed to dissolved organic carbon (DOC), and sorbed to each of the up to three types of solids. Local equilibrium is assumed so that the distribution of the chemical between each of the species and phases is defined by distribution or partition coefficients. In this fashion, the concentration of any species in any phase can be calculated from the total chemical concentration. Therefore, only a single state variable representing total concentration is required for each chemical.

US Environmental Protection Agency (EPA)



ANEXO 3

MODELO BASINS PARA GESTION DE RECURSOS HÍDRICOS

MODELO BASINS PARA GESTION DE RECURSOS HIDRICOS

1. INTRODUCCION

BASINS es un sistema de análisis ambiental que puede ser usado en unidades de gestión local, regional y estatal de una cuenca hidrográfica basado en los estudios de calidad del agua. Este nuevo software permite determinar rápidamente gran cantidad de datos de fuentes puntuales y fuentes difusas de contaminación en un formato que sea fácil de entender y de utilizar.

BASINS permite al usuario determinar la calidad del agua en los sitios seleccionados de la corriente o en la totalidad de la cuenca hidrográfica. Es un sistema que integra datos ambientales, herramientas analíticas y modelos de simulación ambiental.

El control de la contaminación y la calidad del agua es una preocupación de muchos organismos, los que están interesados cada vez más en el análisis integrado de fuentes de contaminación puntual y difusa. BASINS es un sistema desarrollado para resolver las necesidades de tales organismos.

BASINS también fue concebido como sistema para apoyar el desarrollo de TMDL (carga diaria del máximo total)¹, el cual requiere un análisis de la cuenca que integre fuente puntual y fuente difusa. Además puede realizar un análisis de una variedad de agentes contaminantes en múltiples escalas, utilizando herramientas simples o sofisticadas.

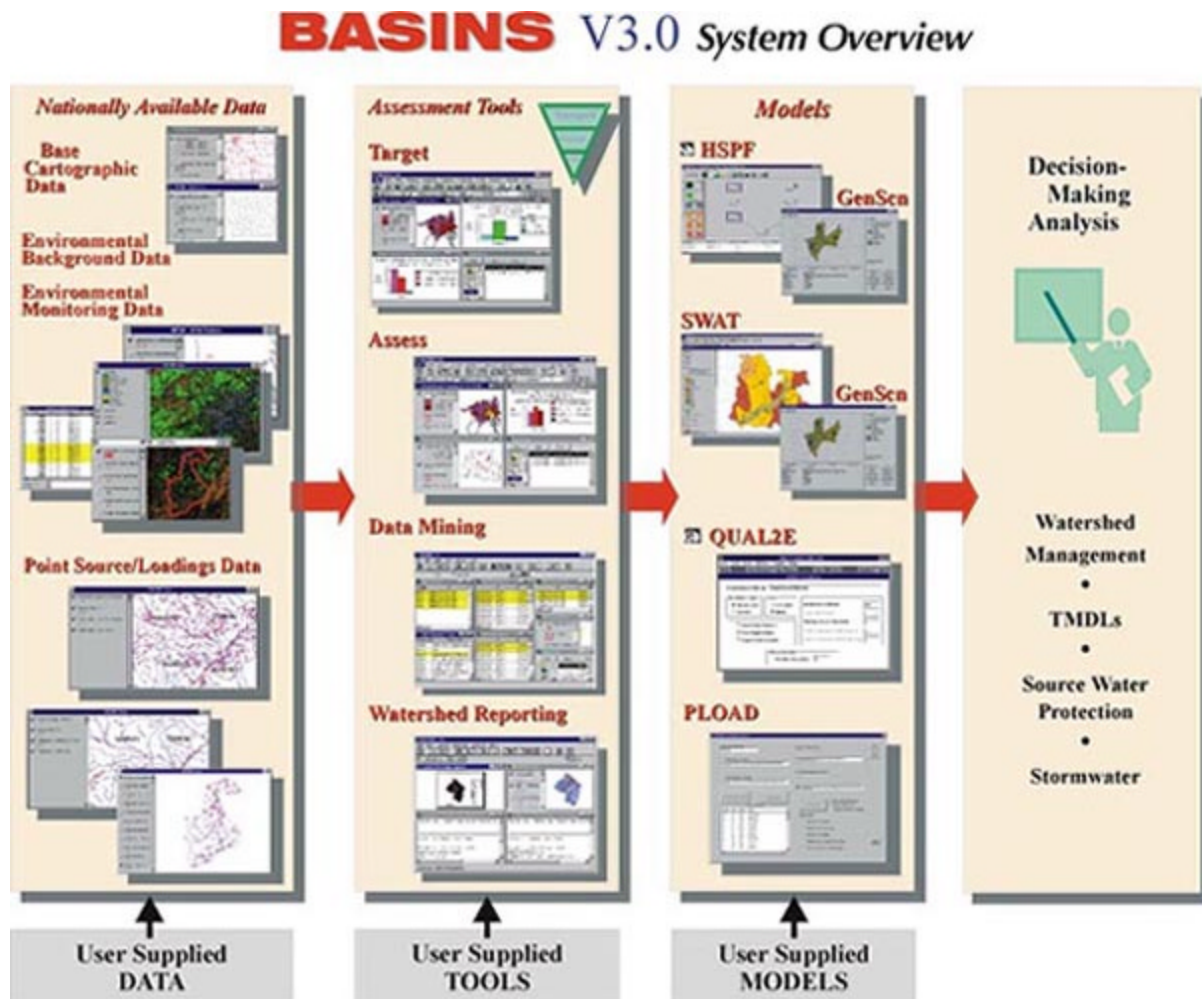
BASINS ha sido útil en identificar las aguas superficiales deterioradas por contaminación puntual y/o difusa, desbordamientos de alcantarillado, tormentas, y en la protección de fuentes del agua potable. BASINS también ha sido utilizado en evaluaciones urbana/rural, operaciones de la alimentación animal, y manejo de hábitat.

Las bases de datos y las herramientas de BASINS se integran directamente dentro de un ambiente de ArcView GIS. Los modelos de simulación funcionan en un ambiente de Windows, usando los ficheros de entrada de datos generados en ArcView.

El sistema BASINS combina seis componentes para proporcionar la gama de herramientas necesarias para realizar el análisis de calidad de agua de una cuenca. Estos componentes correlacionados se pueden resumir como sigue:

- ♦ Bases de Datos Medioambientales
- ♦ Herramientas de Evaluación
- ♦ Utilidades
- ♦ Informes de Caracterización de Cuencas
- ♦ Modelos de Calidad de Agua
- ♦ Modelos de Cuencas y Postprocessors

¹ TMDL es un cálculo de la cantidad máxima de un contaminante que puede recibir un cuerpo de agua para cumplir estándares de la calidad del agua.



2. MODELOS DE CALIDAD DE AGUA

BASINS integra cuatro modelos hidrológicos:

2.1 QUAL2E

Modelo de calidad de agua y eutroficación dentro del cauce del río, desarrollado por la U.S.EPA.

2.1.1 Hipótesis Utilizadas

- Régimen permanente y flujo unidireccional.
- El transporte por advección y dispersión son significativos solamente a lo largo de la dirección longitudinal del flujo

2.1.2 Formulación Conceptual

El cauce (o el conjunto de cauces) es conceptualizado como un conjunto de elementos computacionales, en cada uno de los cuales existe una mezcla perfecta, que son resueltos en forma secuencial vía mecanismos de transporte y dispersión. Los elementos computacionales secuenciales agrupados en cada tramo tienen las mismas propiedades hidro-geométricas (pendiente del cauce, área de escurrimiento, rugosidad de Manning, etc.) y tasas biológicas constantes (tasa de decaimiento de la DBO, fuente béntica, etc.).

La ecuación básica aplicada por QUAL2E es la ecuación unidimensional de transporte de masa por advección-dispersión, la cual es numéricamente resuelta en el espacio y en el tiempo para cada constituyente de la calidad de agua. Dicha ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacciones de los constituyentes e interacciones, y fuentes y pérdidas o sumideros. Está ecuación puede ser escrita como:

$$V \frac{dc}{dt} = - \frac{d}{dx} \left(A_c E \frac{dc}{dx} \right) - \frac{d}{dx} (A_c U c) + V R_{rxn} + s$$

Dónde:

- C : concentración
- V : volumen
- A_c : área transversal al escurrimiento
- E : coeficiente de dispersión longitudinal
- x : distancia
- U : velocidad media
- s : fuentes (+) o sumideros (-) externos
- R_{rxn} : tasa de reacción

Hidráulicamente, QUAL2E se limita a la simulación de períodos de tiempos durante los cuales el flujo de la corriente y la entrada de la carga de contaminante son constantes.

Cuando está funcionado como modelo de estado estacionario, puede ser utilizado para estudiar el impacto de las cargas contaminantes en la calidad del agua y también puede ser utilizado conjuntamente con un programa de monitoreo de la zona en estudio para identificar las características de las cargas contaminantes de fuente difusa.

Permite simular los siguientes parámetros físico-químicos:

- Oxígeno Disuelto (OD)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)
- Temperatura

- Algas
 - Nitrógeno orgánico
 - Amoníaco
 - Nitrito
-
- Nitrato
 - Fósforo orgánico
 - Fósforo disuelto
 - Coliformes fecales
 - Una sustancias no conservativa
 - Tres sustancias conservativas

No permite simular los siguientes:

- pH
- CO₂
- Sedimentos
- Flujo del Carbono
- Hidrocarburos
- Pesticida
- Constituyentes volátiles (excepto OD)

2.2 WinHSPF

HSPF es un modelo matemático desarrollado bajo patrocinio de la U.S.EPA para simular procesos hidrológicos y la calidad del agua en sistemas naturales y artificiales. Es una herramienta analítica que tiene uso en la planificación, diseño, y operación de los sistemas de los recursos de agua. El modelo permite el uso del análisis probabilístico en la gestión de la hidrología y de la calidad del agua.

Para simular los procesos que ocurren en la cuenca, HSPF utiliza la información de la precipitación, temperatura, evaporación, y de los parámetros relacionados con la utilización del suelo, las características del suelo, y las prácticas agrícolas.

La tasa de escorrentía, las cargas de sedimento y nutrientes, los pesticidas, los productos químicos tóxicos, y otras concentraciones constitutivas de la calidad pueden ser predichos. El modelo utiliza estos resultados y la información del lecho del río para simular procesos dentro del cauce. Con esto HSPF produce un registro del tiempo de la cantidad y de la calidad del agua en cualquier punto de la cuenca hidrográfica.

2.2.1 Aplicaciones HSPF

HSPF contiene tres módulos de utilidad. Estos módulos simulan la hidrología, hidráulica y la calidad del agua de la cuenca.

- PERLND: simulación de la escorrentía superficial y los componentes de la calidad del agua en áreas de tierra permeables en la cuenca. PERLND simula los procesos de calidad y cantidad del agua que escurre en áreas permeables de la tierra. Modela el movimiento del agua a lo largo de tres trayectorias:

- flujo superficial
- flujo intermedio
- flujo base

Aplicación en:

- Nieve
- Agua
- Sedimentos
- Calidad
- Pesticida
- Nitrógeno
- Fósforo
- Substancias conservativas

- IMPLND: simulación de la escorrentía superficial y los componentes de la calidad del agua en áreas de tierra impermeables en la cuenca. IMPLND se utiliza en las áreas urbanas donde ocurre poco o nada de infiltración. Aplicación en:

- Nieve
- Agua
- Sólidos
- Calidad

- RCHRES: simulación del movimiento de la escorrentía superficial y los componentes asociados a la calidad del agua en el lecho del río y en depósitos mixtos. RCHRES se utiliza en el trazado de la escorrentía superficial y los componentes de la calidad del agua simulados por PERLND e IMPLND. Aplicación en:

- Comportamiento hidráulico
- Substancias conservativo
- Substancias no conservativo
- Temperatura
- Sedimentos
- DBO / OD
- Nitrógeno
- Fósforo
- Carbón
- Plancton

2.3 SWAT

El programa SWAT (Soil and Water Assessment Tool) es un modelo hidrológico

físicamente basado, utilizado principalmente para cuantificar el efecto que tiene el cambio en el uso de la tierra en la producción de agua.

En lugar de incorporar ecuaciones de regresión para describir la relación entre las variables de entrada y de salida, SWAT requiere información específica sobre el clima, propiedades del suelo, topografía, vegetación y el uso de suelo que ocurren en la cuenca.

Los procesos físicos asociados con el movimiento del agua, movimiento de sedimentos, crecimiento de la cosecha, ciclo de nutrientes, etc., son directamente modelados por SWAT usando los datos de entrada.

SWAT es un modelo continuo y permite estudiar los impactos a largo plazo. El modelo no está diseñado para simular eventos extremos, como desbordamientos, inundaciones, etc.

2.4 PLOAD

PLOAD estima fuentes difusas de contaminación en una base media anual, para cualquier agente contaminador especificado. El modelo utiliza el Método Export Coefficient o el Método Simple.

- Método Export Coefficient

$$L_P = \sum_U (L_{PU} * A_U)$$

Dónde:

L_P : Carga contaminante [lbs]
 L_{PU} : Tasa de contaminación del suelo tipo u [lbs/acre/year]
 A_U : Área de suelo tipo u [acres]

- Método Simple

$$R_{vU} = 0.05 + (0.009 * I_U)$$

donde:

R_{vU} : Coeficiente de escorrentía para suelo tipo u [inches run/inches rain]
 I_U : Porcentaje impermeable

El porcentaje impermeable se extrae de la tabla del factor del terreno impermeable, disponible en el programa. La carga contaminante L_P , es calculada con la siguiente ecuación:

$$L_P = \sum_U (P * P_j * R_{vU} * C_U * A_U * 2.72 / 12)$$

donde:

L_p	: Carga contaminante [lbs]
P	: Precipitación [inches/year]
P_j	: Radio de tormenta que produce escorrentía (aprox. 0.9)
R_{vu}	: Coeficiente de escorrentía para suelo tipo u [inches run/inches rain]
C_u	: Concentración de contaminante para suelo tipo u [milligrams/liter]
A_u	: Área de suelo tipo u [acres]

3. ARCVIEW GIS

Los Sistemas de Información Geográfica (GIS) son una de las mas recientes tecnologías utilizadas para el análisis del territorio y los componentes del ecosistema. Están constituidos por un conjunto de datos espaciales (mapas o imágenes) y temáticos (datos de calidad de agua, determinación de uso de suelo, antecedentes hidráulicos, etc.).

El GIS es un sistema de hardware, software y procedimientos diseñado para realizar la captura, almacenamiento, manipulación, análisis, modelización y presentación de datos referenciados espacialmente para la resolución de problemas complejos de planificación y gestión. Un GIS permite el almacenamiento, proceso, recuperación, manipulación y representación de los antecedentes espaciales georreferenciados, lo que en combinación con la información disponible en la base de datos permite gestionar y analizar áreas de interés otorgando una efectiva planificación en la solución de problemas ambientales.



ANEXO 4

USO DE MODELOS DE SIMULACIÓN PARA EL ANÁLISIS DE PROBLEMAS DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES

ANEXO 4

USO DE MODELOS DE SIMULACIÓN PARA EL ANÁLISIS DE PROBLEMAS DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES

INDICE

1. INTRODUCCION	1
2. MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES	2
3. DESCRIPCIÓN DE ALGUNOS MODELOS EN PARTICULAR	5
3.1 Antecedentes	5
3.2 MIKE 11 (DHI)	5
3.3 QUAL2E (EPA)	5
3.4 BASINS (EPA)	6
3.5 CE-QUAL-RIV1 (US Army WES)	6
3.6 MIKE BASINS (DHI)	7
4. CONCLUSIONES	8
5. REFERENCIAS	9

1. INTRODUCCION

El aumento de la población y sus consecuentes necesidades materiales de desarrollo, imponen progresivamente mayores exigencias a los sistemas hídricos. Esto conlleva a que la calidad del agua de los espacios naturales se vea alterada y los impactos sobre ella deban ser correctamente evaluados. La herramienta más adecuada para esto, son los modelos de calidad de aguas.

Los modelos de calidad de aguas, permiten simular condiciones actuales y futuras, de tal manera, que es posible simular escenarios, que permiten anticipar las variaciones que sufrirán los diversos índices o parámetros de calidad de aguas, en el cuerpo acuático en estudio. El presente trabajo se restringe exclusivamente a los modelos de calidad de aguas superficiales.

Los objetivos de este trabajo incluyen el desarrollar un análisis crítico sobre el uso de modelos numéricos para el estudio de problemas de calidad de aguas superficiales, y desarrollar una revisión bibliográfica global sobre el uso de modelos de simulación para el análisis de problemas de calidad de aguas superficiales.



2. MODELOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES

Los modelos de calidad de aguas tienen por finalidad determinar las nuevas concentraciones de contaminantes del cuerpo de agua en cada punto y a lo largo del lapso de interés, cuando las condiciones de modificación y el estado primitivo son conocidos.

De acuerdo a lo anterior, podemos establecer que un modelo de calidad de aguas es la herramienta adecuada para la predicción del comportamiento de la calidad del agua en un río u otro cuerpo de agua. Por lo tanto, corresponderá a un conjunto de expresiones matemáticas que definen los procesos físicos, biológicos y químicos que tienen lugar en un cuerpo de agua. Las ecuaciones están basadas fundamentalmente en la conservación de la masa y/o energía, de tal forma que existen tres fenómenos: ingreso de contaminantes al cuerpo de agua desde el exterior del sistema, el transporte y las reacciones en el cuerpo de agua (Loucks et al 1982). El transporte puede ser por advección y/o dispersión, por lo tanto dependerá de las características hidrodinámicas e hidrológicas del cuerpo de agua.

Para que un modelo de calidad de aguas pueda ser aplicado confiablemente, para la predicción de las condiciones de los diversos parámetros, tiene que cumplir, obviamente, con la condición básica de reproducir aceptablemente las condiciones actuales.

El problema, en sí, es fundamentalmente tridimensional (Somlyódy L. 1978) e impermanente, lo que lo hace difícil de abordar. Esta condición hace que el desarrollo de modelos de calidad de aguas sea una ciencia y un arte (Loucks et al. 1982).

Los distintos modelos se pueden clasificar de acuerdo a los siguientes tópicos:

- **Representación:** Flujo, transporte, flujo y transporte de contaminantes, modelación integral del sistema
- **Dominio superficial:** Ríos, embalses, lagos, embalses, cuencas, red de canales, bahías, áreas costeras, océanos.
- **Tipo:** modelos de 1, 2 y 3 dimensiones.
- **Componente de la calidad del agua a modelar:** Detritus, algas, temperatura, coniformes, Oxígeno disuelto, DBO, DQO, salinidad, nitrógeno, fósforo, fierro, carbono, metales, etc.

En la Tabla 2.1 se presentan 39 modelos distintos, clasificados de acuerdo a su representación, dominio superficial y tipo de dimensión estudiada.

Tabla 2.1
Modelos de Calidad de Agua Superficiales

Representación	Nombre	Tipo	Interfaz Gráfica	Dominio
Flujo únicamente	BRANCH	1-D	no	ríos, estuarios, red de canales
	CH3D-WES	3-D	si	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	DAFLOW	1-D	U	ríos, red de canales
	DR3M	cuenca	no	cuencas, red de canales
	DYNHYD5	1-D	W	ríos, estuarios
	FEQ	1-D	W	ríos, red de canales
	FESWMS	2-D (h)	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	FourPt	1-D	no	ríos, red de canales
	HEC-HMS	cuenca	W	cuencas, red de canales
	HEC-RAS	1-D	W	ríos, red de canales
	RMA2	2-D (h)	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	TOPMODEL	cuenca	U/W	cuencas, red de canales
	UNET	1-D	W*	ríos, red de canales
Transporte únicamente	BLTM	1-D	no	ríos, estuarios
	CE-QUAL-ICM	1,2,3-D	U/W*	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	CE-QUAL-R1	1-D (v)	no	embalses, lagos
	OTEQ	1-D (l)	no	ríos
	OTIS	1-D (l)	no	ríos
	RMA4	2-D (h)	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	SED-2D	2-D (h)	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	WASP5	1, 2, 3-D	W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras

Tipo: (l)=longitudinal, (v)=vertical, (h)=horizontal

Interfaz Gráfica: W, corre en Windows; U, corre en Unix ; *, no disponible pero en estudio.

Tabla 2.1
Modelos de Calidad de Agua Superficiales (continuación)

Representación	Nombre	Tipo	Interfaz Gráfica	Dominio
Flujo y transporte de Contaminantes	CE-QUAL-RIV1	1-D (l)	no	ríos, red de canales
	CE-QUAL-W2	2-D (v)	U/W*	ríos, embalses, estuarios
	EFDC/HEM3D	1,2,3-D	W*	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	HSPF	cuenca	W	cuencas, red de canales
	MIKE 11	1-D (l)	W	estuarios, ríos, red de canales
	MIKE 21	2-D (h)	W	estuarios, áreas costeras
	MIKE 3	3-D	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	MIKE SHE	cuenca	W	cuencas, red de canales
	PRMS	cuenca	U	cuencas, red de canales
	QUAL2E	1-D (l)	W	ríos, red de canales
	RMA10	3-D	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras
	SNTMP	1-D (l)	no	ríos, red de canales
	SSTMP	1-D (l)	W	ríos, red de canales
Modelación de Sistemas	BASINS	sistema	W	cuencas, ríos, red de canales
	MIKE BASINS	sistema	W	cuencas, ríos, red de canales
	GenScn	sistema	W	cuencas, ríos, red de canales
	MMS	sistema	U	cuencas, red de canales
	SMS	sistema	U/W	ríos, lagos, estuarios, embalses, áreas costeras

Tipo: (l)=longitudinal, (v)=vertical, (h)=horizontal

Interfaz Gráfica: W, corre en Windows; U, corre en Unix ; *, no disponible pero en estudio.

3. DESCRIPCIÓN DE ALGUNOS MODELOS EN PARTICULAR

3.1 Antecedentes

En este ítem se incluye una breve descripción de algunos modelos de gran importancia en el campo de la calidad del agua a nivel superficial.

3.2 MIKE 11 (DHI)

Proporciona un mundo de posibilidades y una aproximación completa en hidrodinámica fluvial y modelización fluvial medioambiental. Ha sido probado en cientos de aplicaciones en todo el mundo, y es la herramienta estándar en muchos países.

Se puede utilizar para calcular: aportes de sedimentos en ríos e impactos morfológicos a largo plazo, destino y transporte de contaminantes en sistemas de una o dos capas, flujo, erosión y deposición de sedimentos cohesivos, intrusión salina en ríos y estuarios, impactos en la calidad del agua de los aportes de aguas residuales y la escorrentía procedente de la agricultura, y sus efectos en el balance de oxígeno, eutrofización y disminución de oxígeno, condiciones de calidad del agua en embalses, incluyendo oxígeno, temperatura y eutrofización

Su **Módulo de advección-dispersión** resuelve la ecuación de advección-dispersión 1D para material disuelto o suspendido, puede calcular de manera exacta gradientes de concentración muy bruscos, puede modelar la erosión y deposición de sedimentos cohesivos tratados como términos fuente/sumidero

Su **Módulo de calidad del agua** comprende tres submódulos:

- **WQ**: relaciones DBO/DQO-OD (siete niveles de complejidad del modelo), transporte de N y P (nitrificación, desnitrificación, sorción, etc), retención de N y P en terrenos pantanosos (consumo por plantas, acumulación de la desnitrificación en turba, etc), E.Coli (coliformes fecales y totales).
- **EU**: eutrofización (ciclo de nutrientes, entre los 12 componentes del modelo), dinámica de fito y zooplancton (clorofila a, C, N, y P), vegetación béntica y detritus, balance de oxígeno.
- **HM**: destino de metales pesados, concentración en fase acuosa (disuelto y suspendido), metal en sedimento (concentración de agua intersticial, absorbida y acumulada), bioacumulación.

3.3 QUAL2E (EPA)

El modelo QUAL2E es un comprensivo y versátil modelo de calidad de agua fluvial, es una versión actualizada del modelo QUAL-II, que a su vez fue una extensión del modelo de calidad de agua fluvial QUAL-I

QUAL2E es un modelo unidimensional, que puede usarse en condiciones de régimen permanente, como impermanente. Permite, de acuerdo a su estructura, múltiples descargas, extracciones y afluentes, considerados puntuales, como también caudales distribuidos. Puede simular, numerosos parámetros de calidad de aguas, como Oxígeno Disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno, temperatura, Nitrógeno orgánico, amonio, nitrito, nitrato, Fósforo orgánico, fósforo disuelto, clorofila a, coliformes etc.

La ecuación básica que resuelve QUAL2E, es la ecuación de transporte de masa advección-dispersión unidimensional, la cual es numéricamente integrada, en el espacio y tiempo, para cada constituyente de calidad de agua. Esta ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacción e interacción de constituyentes, y, fuentes y sumideros. QUAL2E asume, que la corriente de agua está en régimen permanente (steady state).

QUAL2E ha sido ampliamente usado como una herramienta de planificación en el aspecto de calidad de aguas de una corriente de agua, puede usarse para estudiar el impacto de vertidos contaminantes sobre la calidad de agua de un cauce, o identificar la magnitud y características de calidad de descargas puntuales de aguas contaminadas como parte de un programa de muestreo de campo.

3.4 BASINS (EPA)

BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) es una herramienta de planificación totalmente integrada en ArcView GIS. BASINS fue diseñado para ser utilizado por Regiones y Estados, en la ejecución de estudios de cuencas basados en calidad del agua.

El sistema está diseñado para apoyar el análisis en una variedad de escalas usando las herramientas que están integradas en el software. Con el uso de GIS, BASINS tiene la flexibilidad de exhibir y de integrar una amplia gama de la información (ejemplo: uso del suelo, puntos de fuentes de descargas) en una escala elegida por el usuario. Las utilidades incluyen la importación de datos, uso del suelo y reclasificación de DEM, la delineación de cuencas, y la administración de datos de calidad del agua. Los modelos que han sido incorporados en BASINS son HSPF, TOXIRoute, y QUAL2E. Las herramientas del post-procesamiento de datos para el uso de visualización e interpretación de los resultados de modelación de la calidad del agua se integran en el software.

3.5 CE-QUAL-RIV1 (US Army WES)

CE-QUAL-RIV1 es un modelo dinámico, de 1 dimensión, para simular flujo y calidad del agua en los ríos y embalses, donde es importante la variación del flujo a lo largo del eje, pero la variación de la profundidad a través del canal puede ser descuidada. Pueden ser modeladas redes y control de estructuras. Es conveniente para los flujos altamente inestables.

La porción de la calidad del agua del modelo se puede desacoplar de la porción hidráulica y conducir el flujo por cualquier modelo hidráulico.

3.6 MIKE BASINS (DHI)

Es una herramienta de planificación y gestión versátil, que está totalmente integrada en ArcView® GIS. Es un sistema completo de modelización de la red fluvial para estudios de ordenación del agua/derecho de aguas y medioambientales.

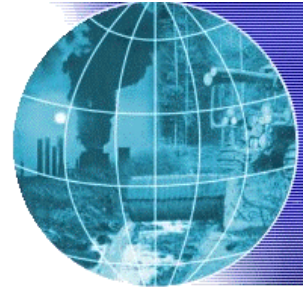
Las características de MIKE BASIN son: delineación automática de cuenca a partir de DEMs, algoritmos de prioridad local y global para ordenación de agua, simulaciones muy flexibles de embalses, simulación detallada para la obtención de energía hidroeléctrica, ramificaciones y modelo de Muskingum opcional, cálculos de riegos y de demanda de cultivo, simulación de suministro de agua, incluyendo variaciones, modelización de lluvia-escorrentía, modelización de calidad del agua a gran escala, incluyendo disminución lineal de la concentración acoplada (OD, DBO, NO₃, NH₄, E.Coli, DQO, 'sustitución'), herramientas GIS para gestión de información y visualización, conexión con Excel para optimización, conexión con Access para la creación de informes, resultados en archivos con diversos formatos, incluyendo archivos shape, películas AVI, base de datos Access y HTML.

4. CONCLUSIONES

- Los modelos de calidad del agua, por su capacidad de modelar múltiples constituyentes de calidad, son una excelente herramienta para predecir el impacto en el medio y constituyen una valiosa arma de planificación y administración de recursos hídricos.
- La aplicación de los modelos de calidad requiere la recopilación de gran cantidad de información, lo que se traduce en tener que realizar varias muestras y efectuar mediciones en terreno.
- Conceptualmente, vale más un modelo simple bien calibrado y validado, que uno más completo, que resulte incapaz de reproducir una situación en particular.
- La aplicación de modelos de calidad en aguas superficiales, requiere conocer bien la variabilidad temporal del sistema a estudiar, para que de esta forma se puedan plantear escenarios futuros posibles e identificar así en forma clara los efectos de dichos escenarios.
- Con el paso del tiempo, los modelos resultan cada vez más completos, diseñados para reproducir una mayor variedad de situaciones y son, además, cada vez más interactivos.

5. REFERENCIAS

- <http://smig.usgs.gov/SMIC/SMIC.html>. "The USGS Surface-water and water-quality Models Information Clearinghouse.htm"
- Modelización de recursos hídricos. DHI Software
- www.dhisoftware.com/mike11
- www.dhisoftware.com/mikebasin
- www.epa.gov/watersciences/basins/
- www.epa.gov/watersciences/qual2e_windows/
- Calidad del agua en espacios naturales: Impacto y Modelación. Dr. José Vargas. 2003



ANEXO 5

CALIDAD DEL AGUA EN ESPACIOS NATURALES: IMPACTO Y MODELACIÓN

Dr. José Vargas Baecheler
Profesor Asociado

ANEXO 5

CALIDAD DEL AGUA EN ESPACIOS NATURALES: IMPACTO Y MODELACIÓN

Dr. José Vargas Baecheler
Profesor Asociado
Departamento de Ingeniería Civil
Universidad de Concepción

1. INTRODUCCIÓN

El aumento poblacional y sus consecuentes necesidades materiales del desarrollo imponen progresivamente mayores exigencias a los sistemas hídricos, ya que la intensificación de la interacción del manejo del agua en una cuenca, considerando los sectores de energía, industria, silvicultura y agricultura, se traducen en trastornos ambientales que modifican los sistemas acuáticos, manifestándose sobre la productividad de sistemas naturales y artificiales. Esta preocupación, existente desde hace algunas décadas, se ha traducido en estudiar los sistemas hídricos, desde una perspectiva holística del manejo de hoyas hidrográficas, dando una especial significación a la dimensión ambiental, en particular en los aspectos de calidad del agua. Por ello desde una perspectiva integral del manejo de los recursos hídricos, es conveniente conocer la influencia o impacto ambiental, sobre el entorno y en particular en la calidad del agua de los cursos receptores que las obras de infraestructura, actos administrativos (otorgamiento de derechos de agua), manejo agrícola y silvícola, o cualquier proyecto de inversión en una cuenca hidrográfica producen o eventualmente producirían. Esto significa conocer, en el caso de condiciones existentes, y prever la alteración de la calidad del agua de un cuerpo dulceacuícola, que ocurriría posterior a la construcción de una obra de riego o hidroelectricidad, de la instalación de alguna industria, que evacue residuos líquidos o la incorporación de alcantarillado de aguas servidas, cambio de uso del suelo desde lo agrícola a lo silvícola o viceversa o mejoramiento del sistema de evacuación de aguas servidas de algunas ciudades, traspaso de recursos hídricos de una cuenca a otra, entre muchas otras posibilidades. La herramienta adecuada para estos fines es la denominada genéricamente modelos de calidad de aguas.

De esta forma la calidad del agua de los espacios naturales se ve alterada y los impactos sobre ella deben ser evaluados, la forma más adecuada son los modelos de calidad de aguas.

Los modelos de calidad de aguas, permiten simular condiciones actuales y futuras, de tal manera, que es posible simular escenarios, que nos permiten anticipar las variaciones que sufrirán los diversos índices o parámetros de calidad de aguas, en el cuerpo acuático en estudio. El presente trabajo se restringe exclusivamente a los modelos de calidad de aguas fluvial.

2. CONCEPTO DE CALIDAD DEL AGUA

Primeramente, es interesante hacer algunos comentarios, sobre el concepto envuelto en el término "calidad de aguas", ya que cualquier modelación, en este aspecto, que se haga, estará siempre ligado a condiciones esperadas o deseadas, para los diversos usos que el hombre les quiera dar. En general, las condiciones deseadas, están establecidas, por condiciones de uso a través de normas de uso, que establecen cantidades mínimas o máximas, según sea el caso, de sustancias o parámetros que aseguran el buen uso del recurso hídrico.

Para tener un uso de lenguaje consistente, y dado que existen numerosas definiciones, ya sea del ámbito marino trasladadas a las aguas continentales, otras propias de las aguas dulces, además de las provenientes de la etimología de la palabra y de las normas, que presentan definiciones desde el punto de vista del riesgo de la salud humana; entenderemos por contaminación, en este trabajo, los cambios de calidad del agua ocasionados por efecto antrópico (Meybeck 1990).

De la bibliografía podemos señalar lo siguiente: por un lado, en general no hay información explícita encontrada, sobre lo que se puede entender como "agua natural" en el caso de aguas continentales, ya que puede decirse que el "agua natural" de una hoya hidrográfica, depende de su geomorfología y más precisamente de las características de los suelos que la componen, de tal manera que puede existir, y de hecho existen, por ejemplo, cuencas con aguas muy ricas en arsénico en condición natural, de la cual erradamente se puede calificar como "agua contaminada", desde el punto de vista de la definición usada en este trabajo. Por otro lado, de acuerdo al GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), la definición de contaminación es: "Introducción por el hombre en el ambiente acuático de sustancias o energía que puedan causar o causen, efectos dañinos o tóxicos que perjudiquen los recursos vivos, constituyan un peligro para la salud humana, obstaculicen las actividades marítimas, comprendida la pesca, menoscaben la calidad del agua y disminuyan los valores estéticos o de recreación", de tal forma, que lo que pueda causar es contaminación y lo que cause es polución, introduciendo el concepto de "capacidad asimilativa", que hace la diferencia entre ambos términos.

Meybeck (1990), señala "En ausencia total de influencia humana, la calidad química natural de un agua es el resultado de una suma de procesos geológicos, biológicos e hidrológicos universales. Las fuentes principales de materias disueltas, transportadas por los ríos, son la alteración de rocas superficiales, el lavado de los suelos orgánicos y las aportaciones atmosféricas de origen volcánico, oceánico y terrestres". El mismo autor señala, que aquellas cuencas, en ausencia de cualquier fuente de contaminación, los torrentes o pequeños ríos que drenan terrenos geológicamente homogéneos tienen una concentración media de sales muy variable de 10 a 5000 mg/l. Estos alcances hacen, por un lado que cualquier referencia universal que defina un estado natural de aguas superficiales es prácticamente imposible y por otro lado, de acuerdo a lo señalado anteriormente, "no es apropiado considerar un agua natural continental como "contaminada", simplemente porque no responde a ciertas normas de utilización" (Meybeck 1990). Además es interesante señalar que la composición química del agua es variable a lo largo del año, ya que los vertidos urbanos e industriales, tienen una variabilidad diaria y podría decirse incluso semanal, la actividad agrícola y por ende sus vertidos, por escorrentía, son de tipo estacional, y además, el lavado de las cuencas naturales o forestadas a través de la pluviometría típica de la cuenca podría llamarse de tipo episódico.

3. LA PROBLEMÁTICA DE CALIDAD DEL AGUA

De acuerdo a diferentes autores, las siguientes actividades o procesos pueden tener efecto sobre la contaminación de aguas fluviales:

- 1- Efecto de deforestación.
- 2- Erosión antrópica.
- 3- Construcción de embalses.
- 4- La canalización de ríos.
- 5- El relleno de zonas húmedas.
- 6- La agricultura tradicional.
- 7- El tratamiento individual de aguas servidas.
- 8- La agricultura industrializada.
- 9- El riego masivo.
- 10- Las aguas residuales industriales con o sin tratamiento.
- 11- Contaminación atmosférica debido a la actividad industrial.
- 12- Contaminación atmosférica debido a la actividad urbana.
- 13- Contaminación atmosférica debido a vehículos de combustión interna.
- 14- Las aguas residuales urbanas con o sin tratamiento.
- 15- La contaminación de aguas subterráneas por actividad urbana e industrial.
- 16- Las aguas residuales de actividades mineras con o sin tratamiento.
- 17- La contaminación de aguas subterráneas por actividad minera.
- 18- Las aguas residuales urbanas con o sin tratamiento de centrales nucleares.
- 19- La contaminación atmosférica de múltiples orígenes vía precipitación pluvial.
- 20- Eutrofización de lagos y embalses.
- 21- Eutrofización de ríos.
- 22- Aguas pluviales de las ciudades.
- 23- Accidentes en transporte de productos peligrosos.

Si bien la lista anterior es extensa puede ser no lo suficientemente exhaustiva. Indudablemente los efectos de algunas actividades comparativamente con otras, pueden variar en varios ordenes de magnitud, y en cuanto al tiempo causa-efecto, también existen variaciones importantes.

4. CONCEPTOS DE MODELACIÓN

Los modelos de calidad de aguas tienen por finalidad determinar las nuevas concentraciones de contaminantes del cuerpo de agua en cada punto y a lo largo del lapso de interés, cuando las condiciones de modificación y el estado primitivo son conocidos.

De acuerdo a lo anterior, podemos establecer que un modelo de calidad de aguas es la herramienta adecuada para la predicción del comportamiento de la calidad del agua en un río u otro cuerpo de agua. Por lo tanto, corresponderá a un set de expresiones matemáticas que definen los procesos físicos, biológicos y químicos que tienen lugar en un cuerpo de agua. Las ecuaciones están basadas fundamentalmente en la conservación de la masa y/o energía, de tal forma que existen tres fenómenos: ingreso de contaminantes al cuerpo de agua desde el exterior del sistema, el transporte y las reacciones en el cuerpo de agua (Loucks et al 1982). El transporte puede ser por advección y/o dispersión, por lo tanto dependerá de las características hidrodinámicas e hidrológicas del cuerpo de agua.

Para que un modelo de calidad de aguas pueda ser aplicado confiablemente, para la predicción de las condiciones de los diversos parámetros, tiene que cumplir, obviamente, con la condición básica de reproducir aceptablemente las condiciones actuales.

El problema, en sí, es fundamentalmente tridimensional (Somlyódy L. 1978) e impermanente, lo que lo hace difícil de abordar. Esta condición hace que el desarrollo de modelos de calidad de aguas sea una ciencia y un arte (Loucks et al. 1982).

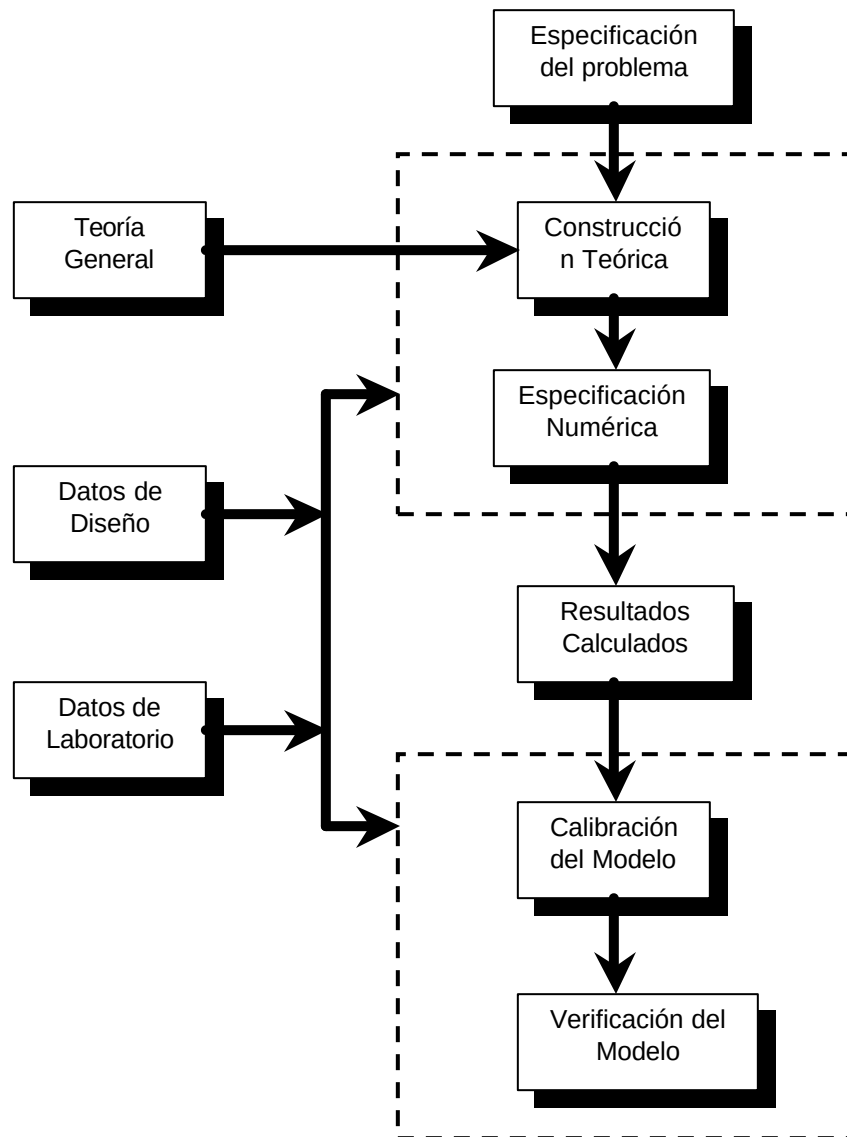
Los procesos fundamentales que rigen la calidad de agua de un cuerpo acuático, ya sea fluvial o lacustre, son los hidrológicos, térmicos y bioquímicos. Los procesos hidrológicos deben entenderse, como aquellos exclusivamente relativos a la hidrología del cuerpo de agua, como aquellos referidos al comportamiento hidrodinámico.

El objetivo primario del desarrollo de cualquier modelo de calidad de agua, es producir una herramienta que tenga la capacidad de simular el comportamiento de las componentes hidrológicas y de calidad de un cuerpo de agua. El desarrollo de esta herramienta para simular el comportamiento del prototipo, se hace aplicando un modelo matemático, producto de tres fases generales:

1. Representación conceptual.
2. Representación funcional.
3. Representación computacional.

El desarrollo de un modelo de calidad de aguas, así como de cualquier otro, debe seguir las etapas que se muestran en la Figura 1.

Figura 1
Etapas en el desarrollo de un modelo de calidad de
aguas. Modificado de Thomann y Mueller (1987)



La representación conceptual comprende una idealización gráfica del prototipo, considera la descripción de las propiedades geométricas que van a ser modeladas y la identificación de las condiciones de borde e interrelaciones entre las partes del prototipo. Normalmente, este proceso impone divisiones del prototipo en elementos discretos de un tamaño compatible con los objetivos que el modelo debe servir, estos elementos se definen de acuerdo a algunas simples reglas geométricas, y se diseña el modo por el cual serán conectados, tanto física como funcionalmente, como parte integrante de un todo. Una parte de esta estructuración es la designación de aquellas condiciones de borde a ser consideradas en la simulación.

La representación funcional vincula las características físicas, procesos, y condiciones de borde en conjuntos de ecuaciones matemáticas. Esto implica la definición precisa de cada variable y sus relaciones con todos los otros parámetros que caracterizan el modelo o sus relaciones entrada-salida.

La representación computacional es el proceso por el cual, el modelo funcional es traducido a fórmulas matemáticas y procedimientos computacionales requeridos para la solución del problema.

5. MODELOS MÁS IMPORTANTES EN USO. TENDENCIAS

5.1 Aspectos Generales

Al proceso de desarrollo de una comunidad humana, van ligado tres etapas secuenciales de contaminación del agua fluvial. La primera es la contaminación por patógenos producto de descarga de aguas servidas domésticas no tratadas a cursos fluviales, la segunda corresponde a una contaminación a mayor escala debido a la progresiva industrialización de las cuencas, caracterizada fundamentalmente por niveles elevados de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y de SS (sólidos en suspensión). La tercera etapa corresponde al crecimiento industrial en las cuencas, que va asociada a una contaminación química, en la cual los contaminantes de interés pasan a ser los metales pesados, sustancias no degradables y nutrientes entre otros.

La evolución de los modelos de calidad de agua fluvial han seguido muy cercanamente las etapas mencionadas anteriormente. Un hito histórico corresponde "El estudio de la polución y purificación natural del río Ohio" (Streeter y Phelps, 1925), que presenta la primera modelación de Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno (OD-DBO) para un río. Este modelo puede considerarse el "padre" de todos los modelos que posterior y actualmente se siguen elaborando. El desarrollo actual tiende a la modelación de contaminantes como metales pesados y sustancia no degradables, especialmente.

De la gran cantidad de modelos existentes, se pueden destacar : DOSAG, QUAL I, PIONEER I, RECEIV, SWMM, WODA (Kraszewski et al 1984), QUAL II, MIKE21, DUFLOW, etc.

De los múltiples modelos existentes se presentan a continuación en forma muy resumida algunas de sus características y capacidades. Se comienza, con aquellos de los cuales a habido experiencia en Chile y se finaliza con aquellos más versátiles y conocidos a nivel mundial.

5.2 QUAL2E

El modelo QUAL2E es un comprensivo y versátil modelo de calidad de agua fluvial, es una versión actualizada del modelo QUAL-II, que a su vez fue una extensión del modelo de calidad de agua fluvial QUAL-I desarrollado por F.D. Masch y Asociados y el Texas Water Development Board en 1970. En 1972, Water Resources Engineers, Inc. (WRE) en convenio con la U.S. Environmental Protection Agency, modificó y extendió QUAL-I para producir la primera versión del QUAL-II. En los siguientes tres años, se desarrollaron diferentes versiones del modelo en respuesta a usuarios específicos. En 1976, el Southeast Michigan Council of Governments (SEMCOG) en convenio con WRE, le hicieron grandes modificaciones y combinaron las mejores características de las versiones anteriores del QUAL-II en un solo modelo. La versión SEMCOG del QUAL-II desde 1982, fue adoptada por el EPA Center for Water Quality Modeling (CWQM). En 1983, EPA a través del CWQM, hizo un convenio con National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. (NCASI), para continuar el proceso de modificación de QUAL-II, con el fin de reflejar el estado del arte en la modelación de calidad del agua. En 1985 el mejorado QUAL-II fue renombrado como QUAL2E. Después de la primera versión del QUAL2E los mejoramientos han continuado hasta ahora.

QUAL2E está estructurado con un programa principal y 51 diferentes subrutinas, está escrito en ANSI FORTRAN 77.

QUAL2E es un modelo unidimensional, que puede usarse en condiciones de régimen permanente, como impermanente. Permite, de acuerdo a su estructura, múltiples descargas, extracciones y afluentes, considerados puntuales, como también caudales distribuidos. Puede simular, numerosos parámetros de calidad de aguas, como Oxígeno Disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno, temperatura, Nitrógeno orgánico, amonio, nitrito, nitrato, Fósforo orgánico, fósforo disuelto, clorofila a, coliformes etc.

QUAL2E, permite simular cualquier ramificación de un sistema fluvial unidimensional. Su utilización necesita, previamente, una formulación idealizada del sistema hidrográfico a estudiar, dividiéndolo en tramos, los cuales son sectores del río que tienen características hidráulicas uniformes, que a su vez se dividen en elementos de cálculo de igual longitud; estos elementos de cálculo pueden ser de siete diferentes tipos de acuerdo a su ubicación y uso, entre otros, puede ser cabecera, de unión, de entrada, de salida etc. Para cada uno de los elementos de cálculo, el balance de masa, se escribe en términos de flujo entrante en la cara de aguas arriba, descargas externas (fuentes) o extracciones (sumidero) y el flujo saliente a través de la cara de aguas abajo del elemento. De igual manera se efectúa un balance de masa para todo constituyente que transporte el río. En el balance de masa se considera, tanto el transporte y la dispersión, como el movimiento de masa a lo largo de la corriente. La masa puede ser aumentada o removida del sistema, por fuentes o sumideros externos y internos tal como fuentes bénticas y transformación biológica. Cada elemento de cálculo se considera totalmente mezclado. De esta manera la corriente de agua puede conceptualizarse como una hilera de reactores completamente mezclados (elementos de cálculo), que están vinculados secuencialmente a los mecanismos de transporte y dispersión.

La ecuación básica que resuelve QUAL2E, es la ecuación de transporte de masa advección-dispersión unidimensional, la cual es numéricamente integrada, en el espacio y tiempo, para cada constituyente de calidad de agua. Esta ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacción e interacción de constituyentes, y, fuentes y sumideros. QUAL2E asume, que la corriente de agua está en régimen permanente (steady state).

QUAL2E ha sido ampliamente usado como una herramienta de planificación en el aspecto de calidad de aguas de una corriente de agua, puede usarse para estudiar el impacto de vertidos contaminantes sobre la calidad de agua de un cauce, o identificar la magnitud y características de calidad de descargas puntuales de aguas contaminadas como parte de un programa de muestreo de campo.

6. ALGUNOS COMENTARIOS

- 1- En este trabajo no pretende revisar el "estado del arte" de los modelos de calidad de aguas superficiales, sino mostrar, muy escuetamente las relaciones entre los problemas de calidad del agua y los modelos de calidad de agua fluvial de mayor potencialidad y mayor uso a nivel mundial.
- 2- Los modelos más poderosos, por su gran capacidad de modelar múltiples constituyentes de calidad de aguas, son una muy buena herramienta para predecir el impacto en la calidad del agua, de cualquier proyecto o actividad sobre un sistema fluvial u otro cuerpo acuático, convirtiéndose en una valiosa herramienta en la Evaluación de Impacto Ambiental. Indudablemente, su aplicación, dado la gran cantidad de muestras y mediciones a efectuar en terreno, tiene un costo oneroso, que los hace restrictivos a algunas situaciones.
- 3- Conceptualmente, vale más un modelo simple calibrado y validado, que un modelo muy completo capaz de simular innumerables situaciones, que solo puede calibrarse para una situación particular.
- 4- La aplicación de modelos de calidad de aguas superficiales, requiere conocer muy bien la variabilidad temporal natural del sistema natural a estudiar, de tal forma de identificar en forma clara y precisa los efectos contaminantes de un nuevo proyecto o actividad.
- 5- Con los avances de la informática y computación, los modelos son cada vez más interactivos y "amigables".

7. BIBLIOGRAFIA{TC "7.- BIBLIOGRAFIA"}

- Bowie G.L. et al." Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling". 2nd ed. EPA/600/3-85/040, U.S. Environmental Protection Agency. Athens. 1985.
- Brown L.C., Barnwell T.O. "The Enhanced Stream Water Quality Models Qual2e and Qual2e-Uncas: Documentation and User Manual". EPA/600/3-87/007, U.S. Environmental Protection Agency. Athens. 1987.
- Fisher H.B., et al." Mixing in Inland and Coastal Waters". Academic Press. New York. 1979.
- Loucks D.P. et al. "Water resource systems planning and analysis". Prentice-Hall, Inc. New Jersey 1982.
- Meybeck M. "La contaminación de los ríos ". Mundo Científico N°104. Vol 10. 1990.
- Rinaldi S., Soncini-Sessa R., Stehfest H. y Tamura H. "Modeling and Control of River Quality". Mc Graw Hill, New York. 1979.
- Streeter H.W., Phelps E.B. "A study of the pollution and natural purification of the Ohio river". Vol III, Public Health Bulletin, N° 146, U.S. Public Health Service. 1925.
- Thoman R. and Mueller J. "Principles of water quality modeling and control". Harper & Row, Publishers, New York. 1987
- Vargas J. y M. Mellado "Modelos de calidad de agua fluvial". Terceras Jornadas de Hidráulica Francisco Javier Dominguez: "Fundamentos y aplicaciones de la Ingeniería de Ríos" 1993.