



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN INGENIERIA

FACULTAD DE INGENIERIA

**HIDRODINÁMICA Y TRANSPORTE DE
SUSTANCIAS EN AGUAS COSTERAS**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE

MAESTRO EN INGENIERIA

CIVIL – HIDRÁULICA

P R E S E N T A

SERGIO MALDONADO VILLANUEVA

TUTOR:

DR. EDGAR GERARDO MENDOZA BALDWIN



2011

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Echávez Aldape Gabriel
Secretario: Dr. Silva Casarín Rodolfo
Vocal: Dr. Mendoza Baldwin Edgar Gerardo
1er. Suplente: Dr. Pedrozo Acuña Adrián
2do. Suplente: Dr. Posada Vanegas Gregorio

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:

Instituto de Ingeniería, UNAM. Ciudad Universitaria, México, D.F.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Edgar Gerardo Mendoza Baldwin

Firma

*A mis papás y hermanos,
los pilares de mi vida.*

Agradecimientos

Al Dr. Edgar Mendoza, por su exhaustiva revisión y atinadas observaciones durante el desarrollo de este trabajo, y más que nada, porque más que haber fungido como tutor y profesor este tiempo, ha sido un buen amigo. Al Dr. Rodolfo Silva, a quien admiro y respeto en muy diversos aspectos, agradezco sus consejos y múltiples oportunidades brindadas. Al Dr. Adrián Pedrozo, por el tiempo y atención otorgados, y principalmente, por la orientación proporcionada cuando era necesaria. Al Dr. Gabriel Echávez, por ser un símbolo para mí de formación integral y, por lo tanto, un profesor ejemplar.

A la gente de EPOMEX en Campeche, por el apoyo brindado y gracias a quienes se debe en buena medida la realización de esta tesis. Al Dr. Gregorio Posada, por su hospitalidad y buen trato, agradezco sus consejos y observaciones en meses pasados. Al Dr. Gabriel Ruíz (u omitiendo formalidades, Gabo), a quien, más que un par de líneas, me gustaría dedicarle una (otra) buena plática en Puerta de Tierra como gratificación; le agradezco enormemente las múltiples y muy valiosas enseñanzas y experiencias que me llevo de él, tanto en lo personal como en lo académico.

Al CONACyT, sin cuyo apoyo económico (a través del programa de Becas Nacionales, con número de registro 332659), la realización de estos estudios de maestría hubiera sido imposible.

A mis papás y hermanos, por estar siempre presentes, de una u otra manera, en el camino que recorro. A mi mamá, por su amor incondicional y por haberme hecho sentir estos años, a pesar de la distancia, en la calidez y comodidad de la casa; gracias por tus regaños y caricias. A mi papá, simplemente porque siempre ha sido y será el hombre que más admiro y, muy a su manera, el más grande maestro que he tenido. A Rol, porque a pesar de las notables diferencias, se ha esforzado siempre por entenderme y protegerme; gracias por escucharme, platicarme y aconsejarme, gracias por ser, desde siempre, mi segundo padre. A Ton, a quien pocas cosas (o nada) puedo decir que no sepa, gracias por ser mi más grande amigo. Gracias también a todos aquellos familiares, cuyo apoyo, y sin importar la distancia, jamás he dejado de recibir; particularmente a mi tío Juan, mi tía Raquel y las muchachas.

A mis compañeros y amigos del Grupo de Ingeniería de Costas y Puertos, particularmente a Jaime, Brayan, Sébastien (Pagcé), Dalila, Gerardo y Germán, por haberse transformado en mi segunda familia durante estos años, por las tantas y muy agradables experiencias y enseñanzas que me llevo, por su amistad y por haber hecho de la maestría una experiencia formidable.

A Cindy, por compartir las alegrías y amarguras los últimos años, por lo que hemos aprendido y crecido, eres parte esencial de este logro, gracias por celebrarlo conmigo.

A la UNAM, cuyos muros, áreas verdes y espíritu se convirtieron en un acogedor hogar todo este tiempo.

ÍNDICE

ÍNDICE.....	1
LISTA DE FIGURAS.....	3
LISTA DE TABLAS.....	5
INTRODUCCIÓN.....	9
JUSTIFICACIÓN.....	9
<i>Objetos finales</i>	9
OBJETIVOS DE LA TESIS.....	11
METODOLOGÍA.....	11
APORTACIONES.....	12
ORGANIZACIÓN DEL TRABAJO.....	12
1 MODELO HIDRODINÁMICO.....	17
1.1 INTRODUCCIÓN.....	17
1.2 ECUACIONES DE GOBIERNO.....	17
1.2.1 <i>Ecuación de conservación de masa</i>	18
1.2.2 <i>Ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento</i>	18
1.3 CONDICIONES INICIALES Y DE FRONTERA.....	22
1.3.1 <i>Condiciones iniciales</i>	22
1.3.2 <i>Condiciones de frontera</i>	22
1.4 PARÁMETROS DE ENTRADA Y RESULTADOS.....	23
1.4.1 <i>Parámetros de entrada</i>	23
1.4.2 <i>Resultados</i>	27
1.5 RESOLUCIÓN NUMÉRICA.....	27
1.6 DIAGRAMA DE FLUJO.....	28
2 MODELO DE CALIDAD DEL AGUA.....	35
2.1 INTRODUCCIÓN.....	35
2.2 ECUACIÓN DE GOBIERNO.....	35
2.3 RESOLUCIÓN NUMÉRICA.....	38
2.3.1 <i>Método Lagrangiano</i>	39
2.3.2 <i>Método Euleriano</i>	40
2.3.3 <i>Breve comparación entre los métodos</i>	41
2.4 MODELOS DE DECAIMIENTO BACTERIANO.....	42
2.4.1 <i>Formulación general</i>	42
2.4.2 <i>Modelo de decaimiento para coliformes fecales</i>	43
2.4.3 <i>Modelo de decaimiento para enterococos</i>	45
2.5 PARÁMETROS DE ENTRADA Y RESULTADOS.....	46
2.5.1 <i>Parámetros del entorno</i>	46
2.5.2 <i>Parámetros de dispersión</i>	47
2.5.3 <i>Parámetros del contaminante</i>	49
2.5.4 <i>Resultados</i>	49
2.6 BREVE REVISIÓN NUMÉRICA Y COMPUTACIONAL.....	49
2.6.1 <i>Planteamiento</i>	49
2.6.2 <i>Resultados</i>	51
2.6.3 <i>Conclusiones</i>	54
2.7 DIAGRAMA DE FLUJO.....	55
3 RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN.....	61
3.1 INTRODUCCIÓN.....	61
3.2 BAHÍA DE BANDERAS.....	61

3.2.1	<i>Descripción de la zona</i>	61
3.2.2	<i>Batimetría</i>	62
3.2.3	<i>Parámetros hidrodinámicos</i>	63
3.2.4	<i>Parámetros de calidad del agua</i>	64
3.3	SAN FRANCISCO DE CAMPECHE	72
3.3.1	<i>Descripción de la zona</i>	72
3.3.2	<i>Batimetría</i>	73
3.3.3	<i>Instalación de equipos oceanográficos</i>	74
3.3.4	<i>Parámetros hidrodinámicos</i>	77
3.3.5	<i>Parámetros de calidad del agua</i>	78
3.4	DISCUSIÓN SOBRE LA CULTURA DE MEDICIÓN EN MÉXICO	80
4	APLICACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO	85
4.1	INTRODUCCIÓN	85
4.2	BAHÍA DE BANDERAS	85
4.2.1	<i>Puntos de estudio</i>	85
4.2.2	<i>Modelación hidrodinámica</i>	86
4.2.3	<i>Modelación de la calidad del agua</i>	87
4.3	SAN FRANCISCO DE CAMPECHE	98
4.3.1	<i>Puntos de estudio</i>	98
4.3.2	<i>Validación del modelo hidrodinámico</i>	98
4.3.3	<i>Modelación de la calidad del agua</i>	102
	CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO	113
	CONCLUSIONES	113
	FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO.....	116
	REFERENCIAS	123

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Definición de variables empleadas.....	18
Figura 1.2 Condiciones iniciales de niveles.....	22
Figura 1.3 Ejemplo de señal de marea real.....	23
Figura 1.4. Ejemplo de batimetría y malla regular.....	24
Figura 1.5. Ejemplo del esquema numérico empleado.....	28
Figura 2.1 Nomenclatura empleada en los esquemas numéricos.....	40
Figura 2.2 Ejemplo de hidrograma.....	47
Figura 2.3 Condiciones iniciales de concentración.....	50
Figura 2.4 Comparación entre esquemas para $\lambda = 1/2$	51
Figura 2.5 Comparación entre esquemas para $\lambda = 1/10$	52
Figura 2.6 Solución mediante Esquema 1 para distintos valores de incremento espacial.....	53
Figura 2.7 Solución mediante Esquema 2 para distintos valores de incremento espacial.....	53
Figura 2.8 Comparación entre esquemas en términos de tiempo de cómputo.....	53
Figura 2.9 Comparación entre esquemas para distintas formas de programación.....	54
Figura 3.1 Fotografía satelital de Bahía de Banderas.....	62
Figura 3.2 Localización geográfica de Bahía de Banderas.....	62
Figura 3.3 Dominio de cálculo y batimetría de la bahía de Banderas.....	63
Figura 3.4 Marea pronosticada para los primeros días de diciembre 2010, para Bahía de Banderas.....	63
Figura 3.5 Rosa de vientos anual para Bahía de Banderas.....	64
Figura 3.6 Localización de los puntos de muestro y descarga.....	65
Figura 3.7 Medición de gastos para los ríos Tomatlán, Mismaloya y Cuale.....	66
Figura 3.8 Medición de gastos para el río Ameca, sólo temporada de lluvias.....	67
Figura 3.9 Concentración de enterococos para río Tomatlán y puntos cercanos (todo el periodo).....	67
Figura 3.10 Concentración de enterococos para río Tomatlán y puntos cercanos (temporada de lluvias).....	68
Figura 3.11 Concentración de enterococos para río Mismaloya y puntos cercanos (todo el periodo).....	68
Figura 3.12 Concentración de enterococos para río Mismaloya y puntos cercanos (temporada de lluvias).....	68
Figura 3.13 Concentración de enterococos para río Cuale y puntos cercanos (todo el periodo).....	69
Figura 3.14 Concentración de enterococos para río Cuale y puntos cercanos (temporada de lluvias).....	69
Figura 3.15 Concentración de enterococos para río Ameca y puntos cercanos (todo el periodo).....	69
Figura 3.16 Concentración de enterococos para río Ameca y puntos cercanos (temporada de lluvias).....	70
Figura 3.17 Concentración de enterococos para arroyo El Indio y puntos cercanos (todo el periodo).....	70
Figura 3.18 Concentración de enterococos para arroyo El Indio y puntos cercanos (temporada de lluvias).....	70
Figura 3.19 Temperatura de los puntos de los 12 puntos de muestro, para todo el periodo.....	71
Figura 3.20 Fotografía satelital de San Francisco de Campeche.....	72
Figura 3.21 Localización de la ciudad de Campeche.....	72
Figura 3.22 Transectos navegados durante la campaña batimétrica de junio de 2009 en Campeche, Campeche.....	73
Figura 3.23 Dominio de modelación y batimetría de San Francisco de Campeche.....	74
Figura 3.24 Equipo 2DACM instalado mediante un anclaje.....	75
Figura 3.25 LTC instalado en un muelle.....	75
Figura 3.26 Argonauta instalado en el fondo marino.....	76
Figura 3.27 Ubicación de los equipos oceanográficos.....	76
Figura 3.28 Ejemplo de marea pronosticada con T_TIDE contra marea medida en Campeche.....	77
Figura 3.29 Rosa de viento anual para San Francisco de Campeche.....	78
Figura 3.30 Medición del caudal descargado en la Ría de San Francisco a cada hora durante 24 horas..	79
Figura 3.31 Medición de concentración de coliformes fecales en la Ría de San Francisco a cada 4 horas	80
Figura 4.1 Ubicación en el dominio de los puntos de estudio.....	85
Figura 4.2 Superficie libre en el dominio (Bahía de Banderas).....	86
Figura 4.3 Respuesta en la superficie libre de los puntos 1, 3 y 6 a la señal de marea.....	86
Figura 4.4 Campo de velocidades para Bahía de Banderas (pleamar).....	87
Figura 4.5 Concentraciones medidas y calculadas para el río Tomatlán y alrededores.....	88

Figura 4.6 Concentraciones medidas y calculadas para el río Mismaloya y alrededores.....	88
Figura 4.7 Concentraciones medidas y calculadas para el río Cuale y alrededores.....	88
Figura 4.8 Concentraciones medidas y calculadas para el arroyo El Indio y alrededores.....	88
Figura 4.9 Condiciones de vertido de contaminante conservativo para Bahía de Banderas.....	91
Figura 4.10 Contaminación máxima en la bahía de Banderas (contaminante conservativo).....	91
Figura 4.11 Evolución temporal del contaminante conservativo en los puntos de estudio.....	92
Figura 4.12 Instante de máxima concentración para el caso extremo simulado en la bahía de Banderas	93
Figura 4.13 Evolución temporal de enterococos en los puntos 1, 2 y 3 (Escenario 2).....	93
Figura 4.14 Evolución temporal de enterococos en el punto 6 (Escenario 2).....	94
Figura 4.15 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 3).....	94
Figura 4.16 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 4).....	94
Figura 4.17 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 5).....	95
Figura 4.18 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 6).....	95
Figura 4.19 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 7).....	95
Figura 4.20 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 8).....	96
Figura 4.21 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 9).....	96
Figura 4.22 Escenario 4 vs Escenario 5 para el punto 6.....	96
Figura 4.23 Ubicación de los puntos de estudio y vertido en la bahía de Campeche.....	98
Figura 4.24 Comparación entre superficie libre medida y calculada.....	99
Figura 4.25 Superficie libre en la bahía de Campeche.....	99
Figura 4.26 Respuesta a la señal de marea en la superficie libre de los puntos de estudio.....	100
Figura 4.27 Comparación entre velocidades medidas y calculadas.....	100
Figura 4.28 Campo de velocidades en la bahía de Campeche.....	101
Figura 4.29 Evolución temporal de la distribución vertical de la velocidad en Campeche.....	102
Figura 4.30 Condiciones de vertido del contaminante conservativo en Campeche.....	103
Figura 4.31 Mapa de concentraciones justo antes de interrumpir la descarga (contaminante conservativo).....	104
Figura 4.32 Mapa de concentraciones 48 horas después de cesar el vertido.....	104
Figura 4.33 Evolución temporal del contaminante conservativo en los puntos de estudio.....	104
Figura 4.34 Mapa de concentración máxima para el escenario 2 (extremo).....	106
Figura 4.35 Evolución temporal de coliformes totales en el punto 3 (Escenario 2).....	106
Figura 4.36 Evolución temporal de coliformes totales en el punto 4 (Escenario 2).....	106
Figura 4.37 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 3).....	107
Figura 4.38 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 4).....	107
Figura 4.39 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 5).....	107
Figura 4.40 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 6).....	108
Figura 4.41 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 7).....	108
Figura 4.42 Comparación entre radiación solar registrada y calculada por el modelo.....	110

LSITA DE TABLAS

<i>Tabla 2.1 Comparación entre esquemas, mediante coeficientes de correlación.....</i>	<i>52</i>
<i>Tabla 3.1 Coordenadas y nombres de los puntos de muestreo (playas y descargas)</i>	<i>65</i>
<i>Tabla 3.2 Caudales promedio, por temporada y total</i>	<i>66</i>
<i>Tabla 3.3 Temperaturas promedio del mar por temporadas</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 4.1 Correspondencia entre los puntos de estudio en las simulaciones numéricas y los puntos de monitoreo en campo y zonas de la bahía de Banderas.....</i>	<i>85</i>
<i>Tabla 4.2 Síntesis de los escenarios modelados en Banderas</i>	<i>90</i>
<i>Tabla 4.3 Valores empleados en las simulaciones de Banderas</i>	<i>90</i>
<i>Tabla 4.4 Síntesis de los escenarios modelados en Campeche.....</i>	<i>103</i>

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se describe y analiza brevemente un modelo numérico compuesto por dos módulos: un modelo hidrodinámico y uno de transporte de sustancias conservativas y no conservativas. Este modelo es empleado para estudiar la hidrodinámica (generada por efecto de la marea) y la calidad del agua (mediante un contaminante conservativo, enterococos y coliformes como indicadores) de dos importantes bahías del país: Banderas, en Nayarit y Jalisco, y San Francisco de Campeche, en el estado de Campeche. Se detalla además el proceso de recopilación de información, necesaria para la ejecución, calibración y validación de la herramienta numérica.

Justificación

Con más de 11000 km de costa, México sustenta en buena medida su economía en el aprovechamiento de sus recursos litorales, mediante actividades que van desde la pesquería y el comercio, hasta la generación de energía eléctrica (termoeléctricas, nucleoelectrica, etc.) y el turismo. De ser mal planeadas, las actividades de explotación de los recursos litorales pueden transformarse en actividades destructivas, y dependiendo de las capacidades de asimilación y adaptación del medio marino, éste puede verse seriamente dañado, afectando así en el ámbito económico, social y ecológico.

Banderas, situada entre los estados de Nayarit y Jalisco, es una bahía rica en playas y hoy día uno de los principales atractivos turísticos del país, siendo Puerto Vallarta su principal fuente de ingresos en este rubro (recibiendo a más de 5 millones de visitantes nacionales y extranjeros al año). Evidentemente, la actividad turística conlleva un incremento en las actividades humanas, que finalmente se traducen en contaminación (en este caso) del cuerpo marino, lo que pone en riesgo la salud del turista y, por lo tanto, al turismo mismo; y con ello el principal ingreso económico de la región.

Por otro lado, San Francisco de Campeche, capital del estado de Campeche, es la ciudad más poblada de la entidad que, en general, debe su manutención al aprovechamiento de sus recursos costeros (ricos en playas, mangles y lagunas), siendo la pesquería la principal forma de explotación litoral. El sustento y la riqueza natural de la bahía de Campeche, que además es un importante centro turístico de la región, pueden verse amenazados por proyectos mal planeados de desarrollo que pongan en riesgo la calidad del agua del medio marino.

Trabajos como el presente tienen como objeto final el dotar a las autoridades competentes de herramientas útiles para tomar decisiones enfocadas al aprovechamiento consciente de los recursos naturales, en aras de un desarrollo responsable. Para ello, el modelo numérico y la metodología expuestos en esta tesis, buscan ser la base de productos finales como los que se proponen a continuación.

Objetos finales

La aplicación de la herramienta numérica presentada en esta tesis debe estar enfocada, como en todo proyecto ingenieril, a la solución de algún problema de interés social. En lo referente a la calidad del agua marina, son diversos los asuntos de preocupación que

Introducción

se ven directa o indirectamente afectados; tales como el turismo, el desarrollo de infraestructura, la pesquería, la ecología, entre otros. Si se delimita el análisis a la solución de problemas en la región costera de las bahías seleccionadas para el estudio, resaltan dos áreas de oportunidad que pueden ser abordadas mediante la herramienta que aquí se presenta, a saber:

- Cuidado de la salud de los bañistas en las playas
- Adecuado manejo costero (mediante la caracterización de la costa en términos de calidad del agua)

Las anteriores son sólo un par de opciones de entre las múltiples en las que se puede sacar provecho del modelo presentado, haciendo, tal vez, ligeras modificaciones al mismo. A continuación se detalla la forma en que se podrían abordar dichas situaciones.

Sistema de predicción de la calidad del agua

A pesar de que hoy en día, y con el fin de mantener las playas limpias, se cuenta con información en línea de la calidad del agua en las principales playas de México, particularmente mediante la evaluación de enterococos y coliformes fecales, desafortunadamente los turistas o las autoridades competentes no pueden acceder a esta información para conocer la situación actual o prever las condiciones con uno o dos días de anticipación. Así, con el fin de que los responsables estén en condiciones técnicas de informar y alertar a los visitantes sobre las condiciones de contaminación de las playas, para el mismo día o para uno o dos días después, se podría desarrollar un sistema en tiempo real capaz de formar un pronóstico de hasta 48 horas para las principales playas de la región.

Este producto sería muy útil en el caso de la bahía de Banderas, que cuenta con un considerable número de playas turísticas. El pronóstico podría ser publicado en línea, mediante tablas, por ejemplo, como la siguiente:

Nivel de contaminación del agua marina (ejemplo)

Playa	Fecha: 27/julio/2010						
	06:00 AM	08:00 AM	10:00 AM	12:00 PM	02:00 PM	04:00 PM	...
Puerto Vallarta	ALTO	ALTO	MEDIO	BAJO	BAJO	MEDIO	...
Nuevo Vallarta	ALTO	ALTO	MEDIO	BAJO	MEDIO	ALTO	...
...

Para lograr esto, se requeriría, no sólo el modelo numérico correctamente calibrado y validado, sino también un sistema de monitoreo continuo de los principales parámetros requeridos para la simulación; tales como caudales y concentración de contaminantes descargada.

Caracterización de la costa

Como se ha expuesto ya, las principales actividades económicas que se desarrollan en la franja litoral: turismo, comercio, transporte y pesquerías, conllevan el riesgo de convertirse en explotaciones destructivas de la zona costera y, en función de las condiciones y capacidades de asimilación y adaptación del medio natural, la contaminación y mal uso de los recursos naturales terminan por dañar el mismo recurso,

dejando, por ejemplo, al turismo sin playas, a los cuerpos de agua con calidad inadecuada para el baño, a la pesca sin especies o condiciones alimenticias adecuadas y a la industria sin la capacidad de mejorar y expandir sus desarrollos.

Por lo anterior, resulta evidente la gran relevancia que tiene el desarrollar un mayor y mejor entendimiento de los procesos que afectan a la costa, con el fin de generar herramientas que permitan la creación e implementación de políticas y acciones que hagan del aprovechamiento del litoral una actividad segura, sustentable y rentable. Para ello, la metodología, apoyada en el modelo numérico –ambos presentados en esta tesis, puede ser aplicada con la finalidad de identificar las capacidades naturales de la costa, en este caso, y dado el estado actual de descarga de contaminantes hacia el mar, de San Francisco de Campeche, con el fin de zonificar el litoral en cuanto a calidad del agua y proveer a los tomadores de decisiones de herramientas que faciliten su trabajo en lo que a autorización de nuevos desarrollos se refiere; por ejemplo, evitándose conflictos entre los usos y los procesos naturales.

Objetivos de la tesis

El objetivo general de esta tesis es adecuar y calibrar un modelo numérico capaz de simular la descarga y transporte de contaminantes para la determinación de la calidad de aguas próximas a las zonas costeras. Esto con el fin de dotar a los tomadores de decisiones de una herramienta que les permita dirigir de manera sustentable el aprovechamiento de los recursos litorales.

El trabajo tiene como objetivos particulares los siguientes:

- Presentar un primer estudio cualitativo y cuantitativo sobre la hidrodinámica y la calidad del agua en las bahías de Banderas y de San Francisco de Campeche.
- Realizar una primera validación de los módulos de hidrodinámica y calidad del agua del modelo numérico. Al mismo tiempo, señalar las limitantes y los aspectos a perfeccionar para llevar a cabo un mejor proceso de calibración y validación, haciendo especial hincapié en la importancia de adoptar una cultura de medición.
- Fungir como base teórica, en cuanto al modelo, para aquellos interesados en continuar con un trabajo que emplee la herramienta numérica aquí expuesta. Asimismo, incitar, mediante un breve análisis del modelo, a la continua revisión y mejora del mismo.

Metodología

Una vez lista la herramienta numérica, la metodología a seguir para su aplicación al estudio de las zonas costeras se puede resumir como sigue:

1. Simulación hidrodinámica de la zona de estudio, utilizando como forzador (generador del movimiento) la señal de marea, viento, caudales o una combinación entre los anteriores, y, en su caso, calibración mediante la modificación del coeficiente de fricción en el fondo y validación del modelo.

2. Identificación de los puntos de descarga de contaminantes y cuantificación mediante caudales y concentraciones vertidas en la zona de estudio.
3. Utilizando los resultados del modelo hidrodinámico (superficie libre y velocidades), simulación de la descarga y el transporte del contaminante elegido (conservativo, coliformes o enterococos). Si se desea validar el modelo, este punto debe implicar un proceso de calibración (ya sea modificando los coeficientes de dispersión y/o, en su caso, los parámetros incluidos en la constante de decrecimiento bacteriano); si en cambio, la modelación está encaminada al entendimiento cualitativo del área estudiada, este punto debe estar precedido de la adecuada planeación y diseño del escenario a simular.
4. Interpretación de los resultados obtenidos y generación de conclusiones.

Aportaciones

En lo referente a la herramienta numérica empleada, se ha partido de una primera versión del modelo y código del programa para simular la hidrodinámica y transporte de un contaminante conservativo y coliformes (Cantabria, 2001). El primer paso fue la revisión, corrección y mejoramiento del código, con el fin de hacer ligeramente más eficiente su ejecución en cuanto a tiempo de cómputo. El siguiente paso fue la selección y programación de una formulación para la constante de decrecimiento de enterococos, con el objeto de extender los alcances del modelo de calidad del agua a la simulación de este indicador, además de los coliformes. Se incorporaron también al código herramientas complementarias, como las opciones del cálculo automático de la viscosidad de remolino (*Eddy viscosity*) por parte del programa y el ingreso de mediciones de la radiación solar. Después, dicho modelo, en algunos de sus componentes, fue analizado brevemente; a saber: el esquema numérico utilizado y la función para calcular la radiación solar en la superficie del mar. Finalmente, se diseñaron diversos escenarios de modelación encausados a la validación de los modelos, así como al entendimiento de los procesos de hidrodinámica y dispersión de contaminantes en las bahías analizadas. Debe señalarse también el trabajo realizado en campo, colaborando en la instalación y mantenimiento de equipos oceanográficos en la bahía de Campeche, cuyas mediciones fueron de invaluable ayuda para la ejecución, calibración y validación del modelo hidrodinámico.

Organización del trabajo

Para su mayor claridad, la tesis fue dividida de la siguiente manera:

Capítulo 1. Se presentan las ecuaciones de gobierno del modelo hidrodinámico. Además se detallan los parámetros requeridos por el modelo y se proveen algunos valores orientativos de los mismos. Finalmente se expone una breve reseña sobre la resolución numérica de las ecuaciones y se muestra un diagrama de flujo resumiendo el funcionamiento general del programa.

Capítulo 2. En este apartado, se desarrolla de manera sintetizada la ecuación de advección-difusión que gobierna al modelo de calidad del agua; asimismo, se presentan y comparan los enfoques lagrangiano y euleriano para la resolución de dicha ecuación, así como los esquemas numéricos empleados en el enfoque euleriano. Se exponen y describen después las formulaciones empleadas para representar las constantes de

decaimiento de coliformes y enterococos. Se detallan también los parámetros de entrada al modelo. El capítulo finaliza con una breve revisión de la resolución numérica del modelo y el diagrama de flujo ilustrando el funcionamiento a grandes rasgos del programa.

Capítulo 3. Se detalla el proceso de recopilación de la información requerida por los modelos numéricos, tanto en campo como en otras fuentes. Se mencionan y comparan las carencias y virtudes en este rubro para cada bahía, y finalmente se discute sobre la cultura de medición en México.

Capítulo 4. En este capítulo se valida el modelo hidrodinámico para el caso de Campeche, y se efectúa una primera validación del modelo de calidad del agua (para coliformes) para el caso de Banderas; las diferencias entre lo calculado numéricamente y lo registrado son discutidas. Finalmente se presentan los resultados de simulaciones de escenarios enfocados a generar un mayor y mejor entendimiento de los procesos de hidrodinámica y transporte de contaminantes en las bahías analizadas; se exponen las conclusiones alcanzadas.

Conclusiones y futuras líneas de trabajo. Se presentan las conclusiones derivadas de la aplicación de la herramienta numérica a las bahías estudiadas, así como las obtenidas del análisis del modelo; se incluyen aquí las presuntas razones de las diferencias existentes entre lo calculado numéricamente y lo registrado en campo para el caso de coliformes en Banderas. Se exponen también los aspectos a mejorar para futuros trabajos relacionados o basados en el presente.

Capítulo 1
MODELO HIDRODINÁMICO

1 MODELO HIDRODINÁMICO

1.1 Introducción

En este capítulo se presentan las ecuaciones de gobierno del modelo hidrodinámico bidimensional, así como las hipótesis adoptadas para su desarrollo. Se compilan y detallan, además, los parámetros de entrada al modelo y se describen las condiciones iniciales y de frontera. Finalmente se provee una breve reseña sobre el esquema numérico de resolución de las ecuaciones y se sintetiza el funcionamiento del programa en un diagrama de flujo.

El modelo, pensado para representar la propagación de la onda de marea en bahías, estuarios y otras zonas costeras cerradas o semicerradas (Posada G. , 2007), resuelve las ecuaciones de ondas largas y es capaz de calcular la circulación inducida por marea, viento y descargas fluviales considerando además el efecto de la curvatura de la Tierra, mediante la aceleración de Coriolis.

Las incógnitas a resolver son las componentes horizontales de la velocidad del fluido (para lo cual las ecuaciones son promediadas en la vertical) y la superficie libre; entregando como resultados campos de velocidades y/o caudales y superficie libre.

Un desarrollo más completo de la teoría que se muestra a continuación puede ser consultado en Cantabria (2001), Castanedo (2000) y Posada (2007).

1.2 Ecuaciones de gobierno

Ya que el modelo se enfoca en el estudio de la propagación de una onda de gran periodo viajando en la superficie del agua, resuelve las ecuaciones de ondas largas; lo que permite suponer un flujo horizontal y despreocuparse de la componente vertical de la velocidad. Las ondas largas cuentan además con números elevados de Reynolds, lo que provoca que el flujo sea siempre turbulento, permitiendo así el uso de la aproximación de Boussinesq.

Para determinar las ecuaciones generales de las ondas largas, se consideran las ecuaciones de conservación de la cantidad de movimiento y conservación de masa, en el caso de este modelo, para fluidos incompresibles.

Adicionalmente se han aceptado las siguientes hipótesis:

- **Condición de ondas largas**, que supone una $L \gg h$, donde L es la longitud de onda (medida de cresta a cresta o de valle a valle), y h la profundidad sobre la cual se propaga (ver Figura 1.1). Esta hipótesis comienza a ser válida a partir de $L > 20h$ (Pedlosky, 1987).
- **Presión hidrostática**, que implica que las aceleraciones verticales son despreciables en comparación con la de la gravedad ($Dw/Dt \approx 0$), por lo que se puede eliminar la componente vertical, w , como incógnita de las ecuaciones.

- **Aproximación de Boussinesq**, permite aproximar los términos de tensiones tangenciales por medio de gradientes de la velocidad turbulenta media, lo que da lugar a la aparición de coeficientes de viscosidad de remolino (en adelante *eddy viscosity*), de fricción en el fondo y de arrastre por viento.

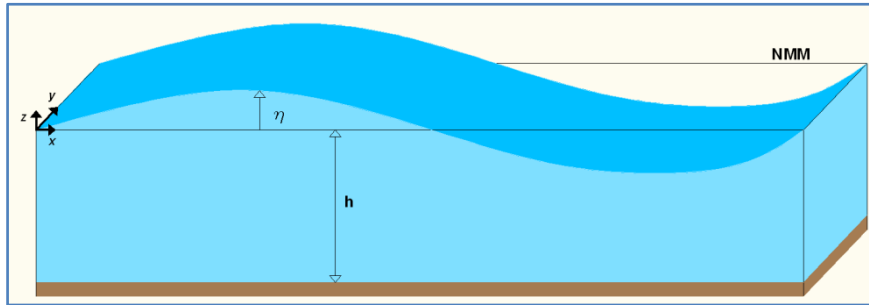


Figura 1.1 Definición de variables empleadas

1.2.1 Ecuación de conservación de masa

Mediante un análisis basado en series de Taylor y bajo las consideraciones mencionadas, se puede llegar a la ecuación de continuidad, a saber:

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial(UH)}{\partial x} + \frac{\partial(VH)}{\partial y} = 0 \quad (0.1)$$

donde

$$H = h + \eta$$

h profundidad del fondo con respecto al nivel medio del mar (NMM)

η sobrelevación de la columna de agua con respecto al NMM

(u, v) componentes de la velocidad media del flujo turbulento en las direcciones x, y , respectivamente.

$$U = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\eta} u dz$$

$$V = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\eta} v dz$$

1.2.2 Ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento

Partiendo de la segunda ley de Newton, se pueden obtener las ecuaciones de Navier Stokes, y considerando los supuestos antes citados, se llega finalmente a las ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento para el plano horizontal, como se muestra a continuación.

Ecuación de cantidad de movimiento en dirección X:

$$\begin{aligned} \frac{\partial(UH)}{\partial t} + \frac{\partial(U^2H)}{\partial x} + \frac{\partial(UVH)}{\partial y} &= fVH - \\ gH \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{1}{\rho_o} (\tau_{xz(\eta)} - \tau_{xz(-h)}) + H \varepsilon_h \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) + & \quad (0.2) \\ 2H \frac{\partial U}{\partial x} \frac{\partial \varepsilon_h}{\partial x} + H \frac{\partial \varepsilon_h}{\partial y} \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) - \frac{gH^2}{2\rho_o} \frac{\partial \rho_o}{\partial x} \end{aligned}$$

donde

- f factor de Coriolis
- g aceleración debida a la fuerza de gravedad
- ρ_o densidad media de la columna de agua
- $\tau_{ij(\eta)}$ tensión tangencial en el plano j en la dirección i , en la superficie libre
- $\tau_{ij(-h)}$ tensión tangencial en el plano j en la dirección i , en el fondo
- ε_h eddy viscosity

las demás variables han sido definidas previamente.

En la ecuación anterior aparecen los términos de tensiones tangenciales en la superficie libre y en el fondo, $\tau_{ij(\eta)}$ y $\tau_{ij(-h)}$, respectivamente; el primero suele interpretarse en oceanografía como el efecto del viento y el segundo como el efecto del rozamiento en el fondo.

Ecuación de cantidad de movimiento en dirección Y:

$$\begin{aligned} \frac{\partial(VH)}{\partial t} + \frac{\partial(UVH)}{\partial x} + \frac{\partial(V^2H)}{\partial y} &= -fUH - \\ gH \frac{\partial \eta}{\partial y} + \frac{1}{\rho_o} (\tau_{yz(\eta)} - \tau_{yz(-h)}) + H \varepsilon_h \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) + & \quad (0.3) \\ 2H \frac{\partial V}{\partial y} \frac{\partial \varepsilon_h}{\partial y} + H \frac{\partial \varepsilon_h}{\partial x} \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) - \frac{gH^2}{2\rho_o} \frac{\partial \rho_o}{\partial y} \end{aligned}$$

A continuación se describen los términos que intervienen en las ecuaciones anteriores y la manera en que se pueden determinar.

1.2.2.1 Factor de Coriolis

En escalas como las de la meteorología y la oceanografía, debe considerarse el efecto de Coriolis, que provoca que una masa, en este caso de agua, que se desplaza siguiendo algún meridiano, modifique su trayectoria y velocidad. Debido a las escalas de

simulación, el modelo tiene la opción de considerar este efecto mediante la siguiente ecuación:

$$f = 2\omega \sin \phi \quad (0.4)$$

donde

- ω velocidad angular de la Tierra, 7.3×10^{-5} rad/s
- ϕ latitud media de la zona de estudio

1.2.2.2 Coeficientes de rozamiento por fondo y arrastre del viento

Las tensiones tangenciales en la superficie y en el fondo (en ambas direcciones) se calculan mediante las siguientes expresiones:

$$\frac{1}{\rho H} \tau_{ij(\eta)} = \frac{C_a \rho_a W^2 \cos \psi}{\rho H} \quad (0.5)$$

$$\frac{1}{\rho H} \tau_{ij(-h)} = g \frac{U \sqrt{U^2 + V^2}}{c^2 H} \quad (0.6)$$

$$\frac{1}{\rho H} \tau_{ji(-h)} = g \frac{V \sqrt{U^2 + V^2}}{c^2 H} \quad (0.7)$$

donde

- W velocidad del viento 10 m sobre el NMM
- C_a coeficiente de arrastre del viento
- ρ_a densidad del aire
- ψ ángulo entre la dirección del viento y la dirección i
- c coeficiente de rozamiento de Chézy

1.2.2.2.1 Coeficiente de rozamiento por fondo

Para representar la tensión tangencial en el fondo, el programa permite introducir directamente el valor del coeficiente de rozamiento de Chézy, o el valor de la n de Manning, relacionando ambos parámetros mediante la siguiente formulación:

$$c = \frac{1.125}{n} H^{1/6} \quad (0.8)$$

Algunos autores utilizan precisamente el valor de este coeficiente como una forma de calibrar el modelo (Kashefipour, Lin, Harris, & Falconer, 2002), proponiendo valores, ya sea de la rugosidad de fondo, k_s o de la n de Manning, y comparando contra

mediciones en campo. El valor del coeficiente de fricción en el fondo es un parámetro, por tanto, intrínseco a cada zona de estudio; sin embargo, existen valores típicos: de 0.021 a 0.028 para la n de Manning y alrededor de 2.8 mm para la rugosidad del fondo, k_s (Liang, Borthwick, & Taylor, 2006). El coeficiente de Chézy y la rugosidad de fondo, k_s , se pueden relacionar mediante la expresión:

$$c = 18 \log \left(\frac{12H}{k_s} \right) \quad (0.9)$$

1.2.2.2.2 Coeficiente de arrastre del viento

Para el caso de la tensión tangencial en la superficie marina debida al viento, Garrat (1977), propuso la siguiente expresión para el cálculo del coeficiente de arrastre del viento:

$$C_a = (0.75 + 0.067 \times 10^{-2} W) \times 10^{-3} \quad (0.10)$$

con la velocidad del viento, W , expresada en cm/s.

Para fines prácticos, puede emplearse un valor constante de este coeficiente (Cantabria, 2001), a saber:

$$C_a = 2.7 \times 10^{-3} \quad (0.11)$$

1.2.2.3 *Eddy viscosity*

La viscosidad de remolino (*eddy viscosity*), ε_h , se emplea para describir la “turbulencia”. Dentro de dicho término se incluyen distintos efectos, que van desde la dispersión numérica debida a la discretización en diferencias finitas empleada en el modelo, hasta aquella debida al promediado en la vertical de las ecuaciones de gobierno.

Existe una gran diversidad de modelos para calcular el *eddy viscosity*, que van desde los más sencillos (valor constante de este coeficiente) hasta los más elaborados (que representan la turbulencia mediante ecuaciones diferenciales).

En este modelo se utiliza un valor constante del ε_h , ya sea proporcionado por el usuario o calculado por el programa; en el segundo de los casos se emplea la fórmula utilizada por el D.H.I (1991) en el programa MIKE 21, a saber:

$$\varepsilon_h = 0.02 \frac{\Delta x \Delta y}{\Delta t} \quad (0.12)$$

En este punto vale la pena resaltar una implicación de emplear un valor constante de este parámetro. Las ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento, (0.2) y (0.3) son el caso general que resuelven modelos como el presente; sin embargo, esta versión del programa, que se encuentra en una fase primaria de desarrollo, al contar únicamente con la opción de considerar constante el ε_h , desprecia el quinto y sexto

miembro del lado derecho de estas ecuaciones, pues éstos incluyen gradientes del *eddy viscosity*; no sería éste el caso si, en una versión futura, se implementara una formulación de este parámetro en función, por ejemplo, de las velocidades.

1.3 Condiciones iniciales y de frontera

1.3.1 Condiciones iniciales

Las condiciones de nivel y velocidades en el instante inicial, $t=0$, son un dato deseable; cuando dichas condiciones no son conocidas, el modelo perturba el dominio solamente con una onda que se propaga desde la frontera mar adentro y considerando velocidades iniciales nulas (Figura 1.2). En el caso de ser conocidos los datos de niveles y/o caudales, éstos pueden ser introducidos por el usuario.

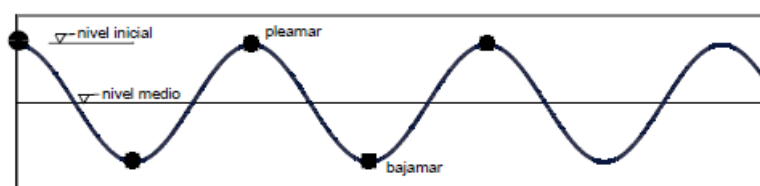


Figura 1.2 Condiciones iniciales de niveles

1.3.2 Condiciones de frontera

Deben ser definidas las condiciones de contorno para cada una de las 4 fronteras del dominio de modelación (fronteras norte, sur, este y oeste relativos) teniendo que precisar, para cada frontera, ya sea condiciones de nivel o de caudal, pero nunca ambas.

1.3.2.1 Caudales

Las condiciones de caudal proporcionan la entrada o salida del flujo en un borde o en algunas partes de él, pudiendo tratarse de un caudal variable o constante durante la simulación. Para la frontera en cuestión, debe especificarse el flujo volumétrico en m^3/s , tomando en cuenta que un caudal nulo es equivalente a un muro en el borde o parte del borde en cuestión.

1.3.2.2 Niveles

Existen dos formas de forzar el modelo por medio de niveles: por medio de una onda teórica (sinusoide), o mediante una señal, que puede ser de marea o una onda arbitraria (e.g. una onda solitaria).

1.3.2.2.1 Onda teórica

La onda teórica se expresa como una función senoidal, mediante la siguiente expresión:

$$\eta(t) = a \cdot \sin\left(\frac{2\pi t}{T} - \theta\right) \quad (0.13)$$

donde

η elevación de la superficie libre del mar, en el instante t

a	amplitud de la sinusoide
T	periodo de la onda
θ	desfase

1.3.2.2.2 Señal de niveles

En este caso, debe ingresarse al modelo la evolución temporal de la superficie libre, especificando la elevación de la superficie en intervalos de tiempo constantes. Mediante esto se puede simular el comportamiento de una onda de marea real (Figura 1.3), o de un tsunami, por ejemplo.

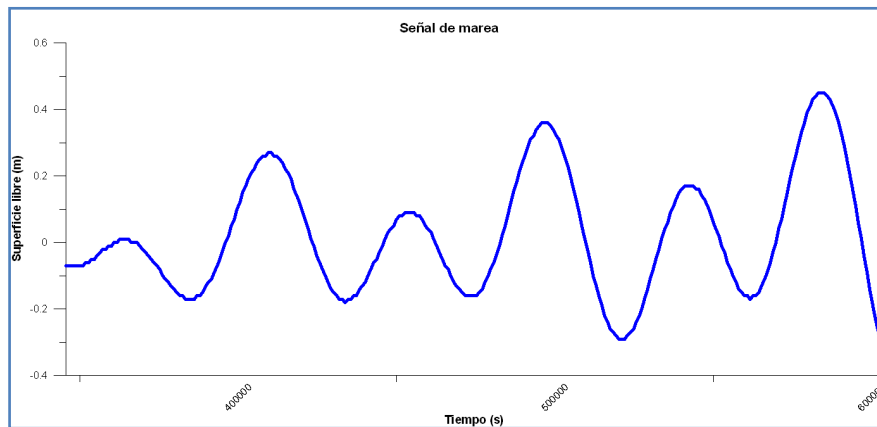


Figura 1.3 Ejemplo de señal de marea real

En cualquiera de los dos casos anteriores debe, además, especificarse el tipo de contorno:

- *Reflejante*: el contorno refleja totalmente las ondas que llegan desde el interior del dominio
- *Absorbente*: el contorno absorbe completamente las ondas que llegan
- *Mixto*: el contorno deja salir (absorbe) parcialmente las ondas que llegan

En caso de tratarse de un contorno mixto, es necesario indicar el porcentaje de la onda que se absorbe (en un rango de 0.0 - 1.0).

1.4 Parámetros de entrada y resultados

A continuación se compilan y describen los parámetros que son requeridos por el modelo para su ejecución, los cuales pueden ser agrupados en distintas categorías. Se mencionan también los resultados entregados por el modelo.

1.4.1 Parámetros de entrada

1.4.1.1 Dominio de modelación

Se debe delimitar la zona de estudio, generando una batimetría con una malla regular en coordenadas cartesianas, con separación entre celdas dada en metros (coordenadas UTM, por ejemplo), como se ilustra en la Figura 1.4.

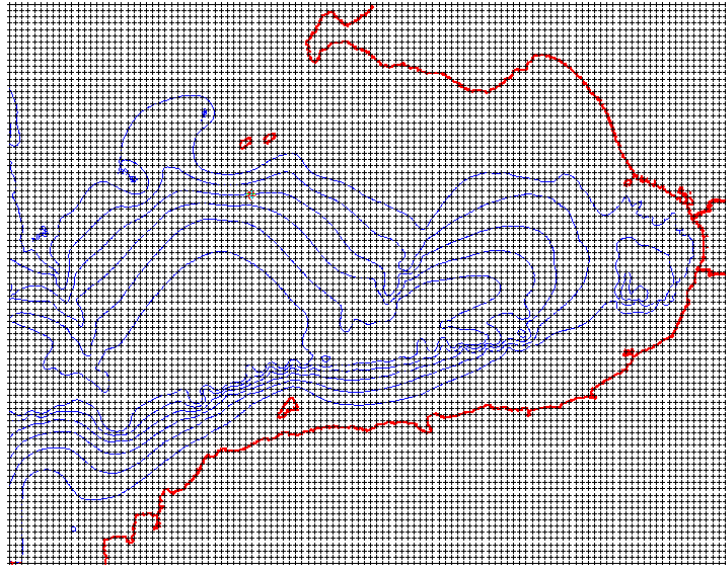


Figura 1.4. Ejemplo de batimetría y malla regular

1.4.1.2 Parámetros numéricos y de ejecución

1.4.1.2.1 Incremento de tiempo

Se refiere al intervalo de tiempo requerido para la solución de las ecuaciones del modelo. Con el fin de garantizar estabilidad numérica, este incremento debe cumplir con la condición de Courant, a saber:

$$\Delta t \leq \frac{C_r \Delta x}{\sqrt{g D_{med}}} \quad (0.14)$$

donde

Δt incremento de tiempo

C_r número de Courant: igual a 1 cuando sólo se consideran términos lineales, y 5 en caso contrario

g aceleración debida a la fuerza de gravedad

D_{med} profundidad media del dominio de modelación

1.4.1.2.2 Tiempo total de ejecución

Es el tiempo que se quiere simular. Es importante mencionar que la selección de este parámetro debe estar en función del análisis que se quiere realizar; hay que tomar en cuenta que se necesita un tiempo mínimo para alcanzar la estabilidad de la solución del movimiento periódico. Este tiempo mínimo puede variar considerablemente dependiendo del escenario en particular y sus condiciones (batimetría, tamaño del dominio, configuración de la línea de costa, etc.); para algunos casos bastará con 3 ciclos de marea (en el supuesto de que se utilice a la marea astronómica como forzador principal del modelo, como en el caso de esta tesis), mientras que para otros, después de 8 o 9 ciclos se puede seguir encontrando “ruido” numérico. El tiempo mínimo óptimo se

encuentra pues mediante prueba y error, pero es importante observar que éste se puede definir aproximadamente en función de los ciclos de marea (bajo el supuesto ya mencionado).

1.4.1.2.3 Términos no lineales

En este punto debe definirse si se desean incluir o no los términos no lineales de las ecuaciones que resuelve el modelo, y que tienen que ver con las tensiones turbulentas y términos convectivos. Al considerar estos términos en el cálculo, el sistema de solución pasa a tener una parte implícita, que debe ser resuelta mediante métodos iterativos, por lo que es también necesario, en caso de considerar los términos no lineales, definir el número máximo de iteraciones para resolver esta parte. Debe recordarse, como se mencionó anteriormente, que al considerar un *eddy viscosity* constante, el quinto y sexto miembro del lado derecho de las ecuaciones (0.2) y (0.3), quedan eliminados automáticamente.

1.4.1.2.4 Inundación y secado

Dependiendo de la configuración de la línea de costa pueden existir zonas que, dentro del periodo de la simulación, se encuentren secas durante un tiempo y mojadas o sumergidas después, como en el caso de una playa bajo el efecto de la marea; el modelo tiene la opción de simular este fenómeno. Cabe resaltar que, dependiendo de los objetivos del estudio, hay situaciones en que probablemente no se requiera esta opción, como en el caso de una zona cuya línea de costa está delimitada por un malecón; así, al desactivar esta opción el programa no “inunda” la tierra. En todo caso, y en función de los fines del estudio, el usuario puede o no activar la opción de inundar y secar las partes susceptibles en tierra.

1.4.1.2.5 Fricción con los contornos

Esta opción permite tener en cuenta o no, la fricción con los contornos laterales.

1.4.1.3 *Parámetros físicos*

1.4.1.3.1 Coeficiente de fricción en el fondo

Como se mencionó anteriormente, el programa simula la fricción en el fondo, mediante el coeficiente de Chézy que, a su vez, es función de la rugosidad del fondo, k_s , o el coeficiente de Manning, n (ver sección 1.2.2.2.1).

1.4.1.3.2 Valor del Eddy viscosity

Para el caso de un valor constante de este parámetro, dado por el usuario, una primera estimación se puede obtener en función de la resolución de la malla y del incremento del tiempo, mediante la siguiente expresión propuesta por Madsen *et al.*, (1988):

$$\varepsilon_h = k_1 \frac{\Delta x^2}{\Delta t}; \quad (k_1 \approx 0.05) \quad (0.15)$$

Como se mencionó previamente, este parámetro puede ser también calculado por el programa, según la ecuación (0.12).

1.4.1.3.3 Coeficiente de arrastre del viento

Como se ha citado, se adopta un valor constante de este parámetro, sugerido por la ecuación (0.11). En cualquier caso, el usuario puede cambiar este valor.

1.4.1.3.4 Término de Coriolis

Se puede considerar o no, dentro de la ejecución del programa, el término de Coriolis en las ecuaciones. En caso de considerarse, debe proveerse la latitud media del dominio de modelación, ϕ en la ecuación (0.4).

1.4.1.4 *Parámetros del entorno*

Estos parámetros son los que tienen la capacidad de alterar las condiciones hidrodinámicas dentro del dominio, es decir, son los que por separado o combinados pueden ser los forzamientos del sistema en estudio.

1.4.1.4.1 Presión

Puede considerarse una presión atmosférica constante o variable. En el primero de los casos, no es necesario nada más; en el segundo, se requiere conocer la presión para cada celda de la malla.

1.4.1.4.2 Viento

Si se desea considerar al viento como generador de movimiento, es necesario introducir al modelo la magnitud del mismo, así como su dirección predominante, o una malla con el valor del viento para cada celda.

1.4.1.5 *Parámetros de contorno*

Como se presentó en este capítulo, es necesario definir la condición de cada frontera: absorbente, reflejante o mixta (en este último caso hay que establecer además el porcentaje de la onda que se absorbe). Además, es preciso definir el(los) forzamiento(s). Como se ha señalado, se puede forzar el modelo mediante tres opciones, para las cuales, se requiere lo siguiente:

- **Onda teórica o senoide:** deben definirse a, T y θ de la ecuación (0.13)
- **Niveles:** debe ingresarse una señal con la evolución temporal de la superficie del mar (e.g. señal de marea u onda solitaria)
- **Caudales:** se ingresa el gasto [m^3/s] en el contorno o en parte de él

1.4.2 Resultados

1.4.2.1 Resultados en el dominio

Para registrar los resultados, se deben definir los siguientes parámetros:

- ✓ *Intervalo entre resultados*: Cada cuánto se desea grabar un archivo de resultados
- ✓ *Hora inicial*: La hora a partir de la cual se comienza a escribir resultados

1.4.2.1.1 Superficie libre

Ofrece la elevación de la superficie libre del mar en cada celda del dominio de modelación.

1.4.2.1.2 Campos de velocidades

Entrega la magnitud y dirección de la velocidad en cada celda de la malla.

1.4.2.1.3 Campos de caudales

Arroja como resultado el caudal por unidad de anchura para cada punto del dominio.

Vale la pena mencionar que los resultados de velocidades y superficie libre son necesarios para después modelar la calidad del agua, como se detalla más adelante en esta tesis.

1.4.2.2 Resultados en puntos

Se pueden también grabar resultados en cada punto. En este caso, se tendrá para el punto de interés, la evolución temporal de la superficie libre, la velocidad y el caudal.

Para escribir resultados en ciertos puntos, se necesita:

- 1) Definir el número de puntos de interés
- 2) Definir la hora en la cual se comienza a grabar resultados, y cada cuánto lo hace
- 3) Establecer las coordenadas de los puntos de estudio

1.5 Resolución numérica

El modelo resuelve las ecuaciones de gobierno mediante un esquema implícito en diferencias finitas en dirección alterna, tal como lo propusiera Leendertse (1970). Se emplea un esquema centrado con dos niveles en el tiempo.

Cabe mencionar que se utiliza un dominio discreto o malla, con celdas regulares de dimensiones $\Delta x \times \Delta y$ (Figura 1.4). El programa entrega como resultados la elevación de la superficie libre en el centro de cada celda y las velocidades horizontales en los bordes de la misma, como se muestra en la Figura 1.5.

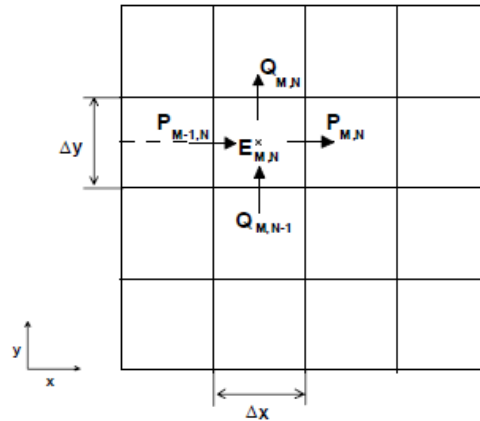


Figura 1.5. Ejemplo del esquema numérico empleado

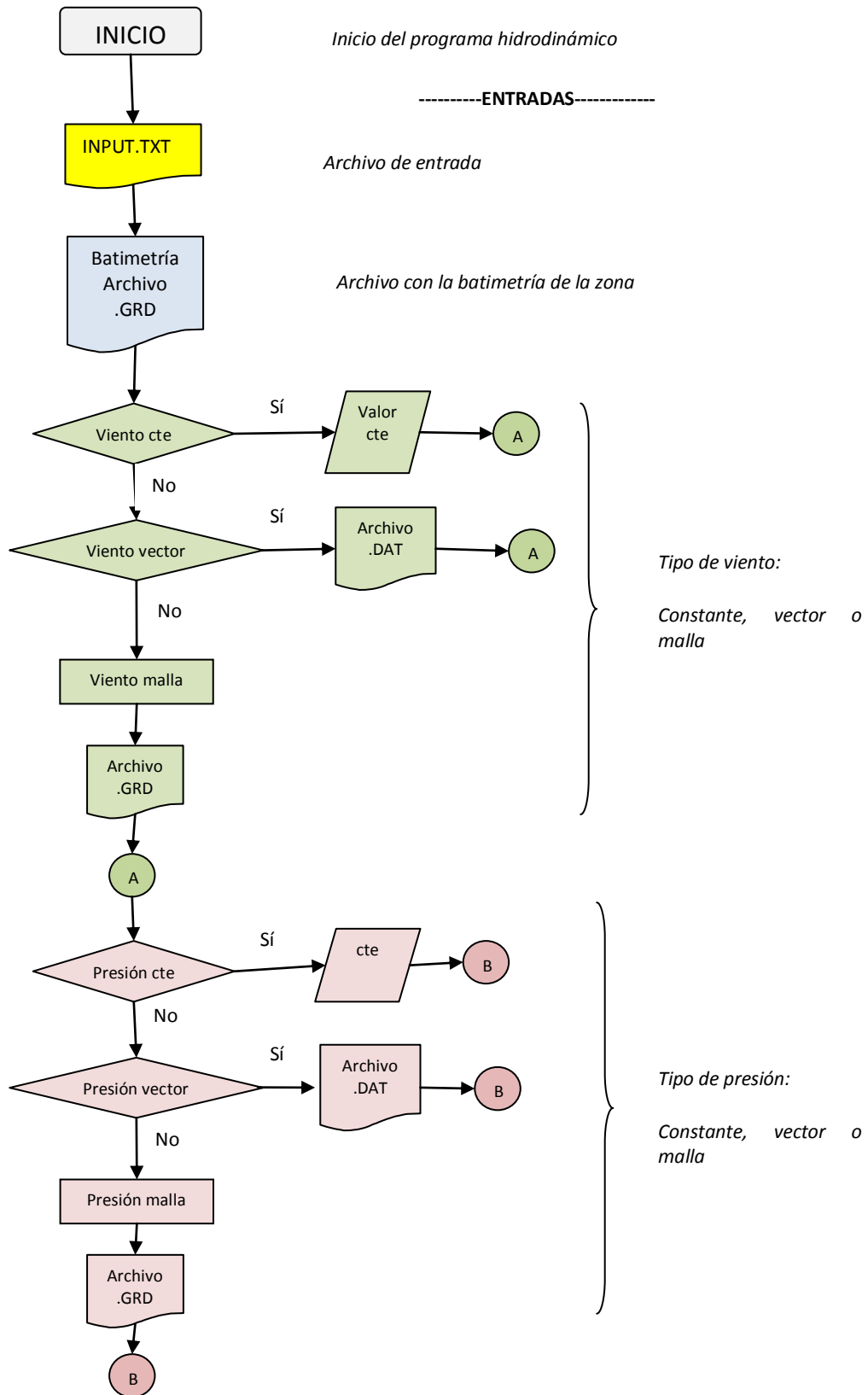
donde:

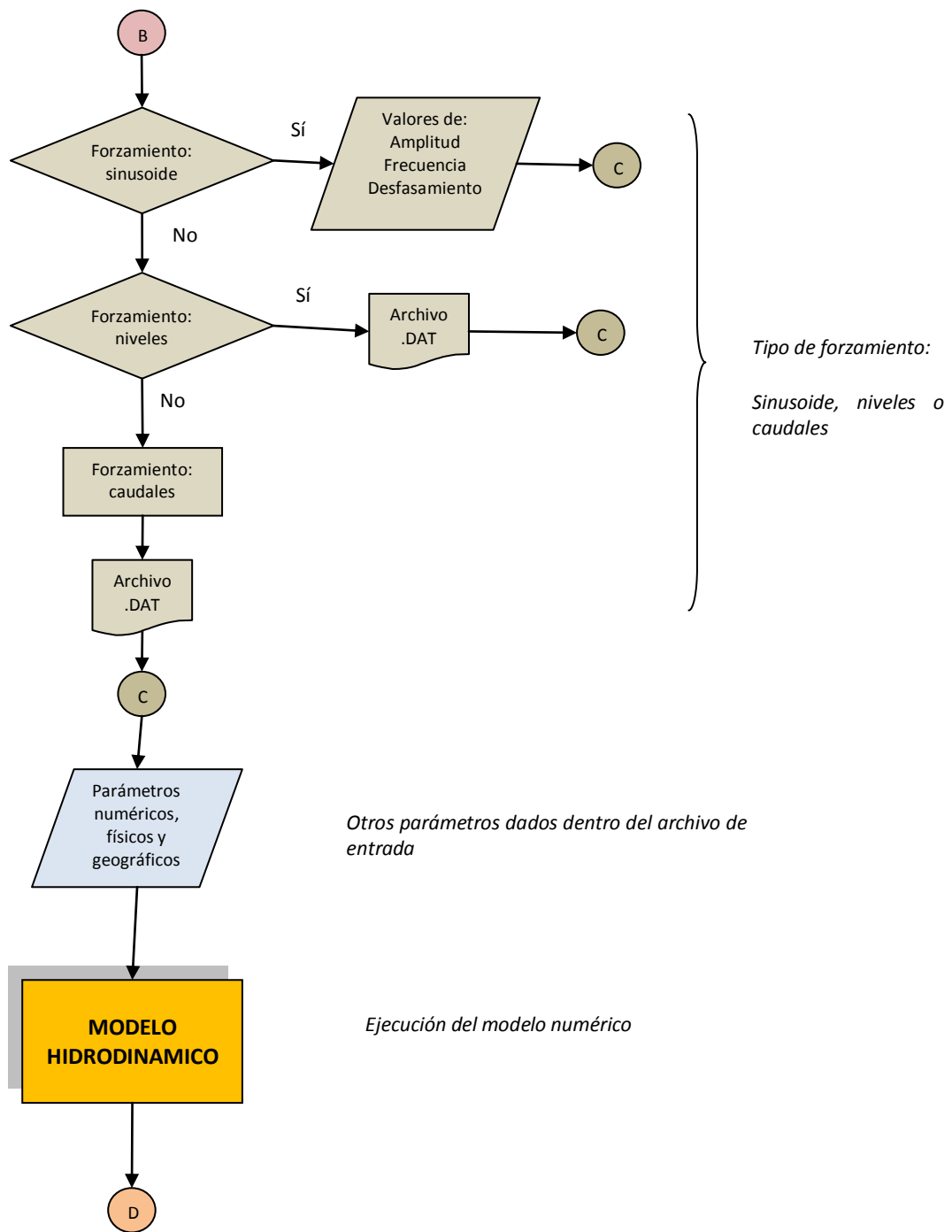
- $E = \eta$ Altura de la superficie libre del mar
- $P = UH$ Caudal por unidad de anchura en la dirección x
- $Q = VH$ Caudal por unidad de anchura en la dirección y

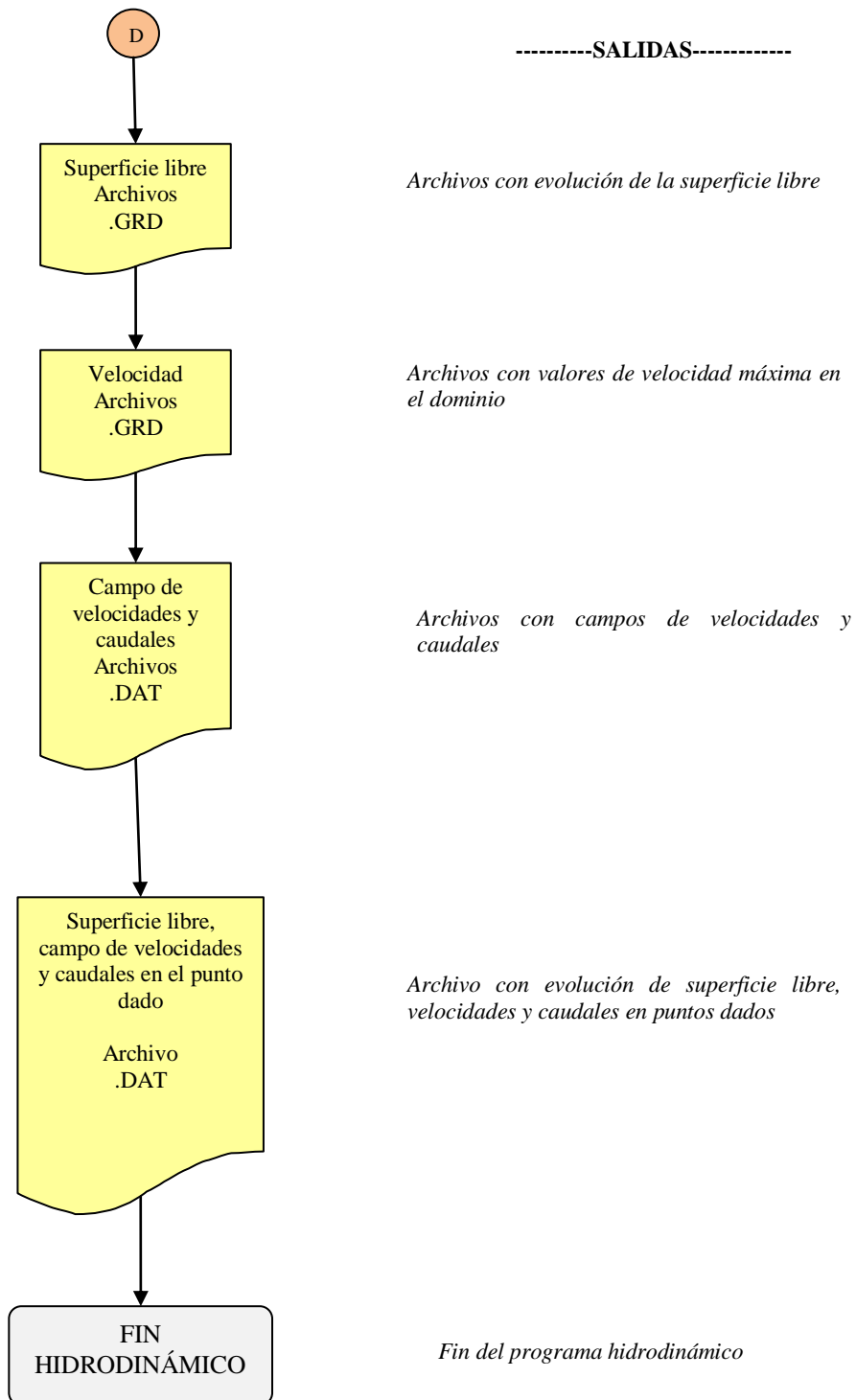
En un principio se barre descendentemente para obtener valores necesarios para calcular, en un barrido ascendente posterior, el caudal en x (de ahí la alternancia en la dirección de resolución) y finalmente, después de un doble barrido, se tiene el valor de las 3 variables (velocidades en x y y y elevación de la superficie) un intervalo de tiempo después. Un desarrollo más detallado de la resolución numérica puede ser consultado en Castanedo (2000).

1.6 Diagrama de flujo

A continuación se ilustra el funcionamiento general del modelo hidrodinámico.







Capítulo 2
MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

2 MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

2.1 Introducción

Cuando se introduce un contaminante en el mar (como en el caso de los saneamientos litorales, por ejemplo), éste sufre fenómenos de transporte, difusión y, en su caso, decaimiento, en función de sus propias características y de la hidrodinámica del medio marino receptor. No obstante, vale la pena mencionar que la concentración del contaminante en el cuerpo de agua, en la mayoría de los casos, es gobernada principalmente por la advección (debida a las velocidades del flujo) más que por la difusión; por lo que, en general, es preferible concentrar esfuerzos en contar con modelos hidrodinámicos de calidad más que con modelos de difusión muy sofisticados.

En el presente capítulo se desarrolla y explica la ecuación de gobierno del modelo de advección-difusión, se presenta una breve descripción de la resolución numérica del mismo (en términos tanto Lagrangianos como Eulerianos), así como de los modelos de desaparición bacteriana empleados en el modelo de calidad del agua, capaz de simular el comportamiento de contaminantes tanto conservativos (como pueden ser metales pesados, o en una primera aproximación, los hidrocarburos), como no conservativos (coliformes y enterococos, en particular). Después se lleva a cabo un breve análisis del modelo en términos numéricos y computacionales. Finalmente, se sintetiza el funcionamiento del programa mediante un diagrama de flujo y una compilación de los principales parámetros de entrada.

Se ha procurado abreviar el desarrollo matemático, que se puede consultar a mayor detalle en Universidad de Cantabria (2001).

2.2 Ecuación de gobierno

En un principio se trabaja con la ecuación de transporte de una sustancia conservativa diluida en un fluido, lo que se modela en términos de velocidades y concentraciones instantáneas a través de la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u_j \frac{\partial c}{\partial x_j} + \frac{\partial q}{\partial x_j} = 0 \quad (0.16)$$

donde:

c	concentración instantánea de la sustancia
u	velocidad instantánea
x	coordenada cartesiana
$j = 1, 2, 3$	las 3 direcciones del sistema coordenado
q	flujo de masa

La ecuación (0.16) expresa que los cambios locales y advectivos de la concentración, sumados al cambio de flujo de masa, tienen una resultante nula, lo cual es cierto siempre y cuando no existan aportaciones externas de masa.

Con el fin de escribir la ecuación (0.16) en términos sólo de la concentración, se hace uso de la ley de Fick, a saber:

$$q = -K_F \frac{\partial c}{\partial x_j} \quad (0.17)$$

donde K_F es la constante de difusión molecular de Fick, y cuyo valor depende del tipo de componentes de la mezcla (sólido-líquido, gaseoso-gaseoso, etc.) y del estado termodinámico de la misma. Este valor es bien conocido para las principales mezclas; a grandes rasgos se puede mencionar que el valor de esta constante para sólidos disueltos en agua es del orden de 10^{-9} ; por ejemplo, para sal disuelta en agua a temperatura ambiente:

$$K_F = 0.36 \times 10^{-9}$$

La obtención de las velocidades instantáneas es un problema complicado en la gran mayoría de los casos, por lo que, por practicidad, se reescriben estos términos utilizando la descomposición de Reynolds, expresada como:

$$\begin{aligned} c &= \bar{C} + c' \\ u &= \bar{U} + u' \end{aligned} \quad (0.18)$$

donde

\bar{C} y \bar{U} valores promediados en un intervalo de tiempo dado

c' y u' desviaciones instantáneas de los valores promedio, con media cero

Haciendo uso de (0.17) y (0.18), se puede demostrar que la ecuación inicial se puede reescribir, de forma más conveniente, como:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U}_j \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(K_F \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j} - \overline{u'_j c'} \right) \quad (0.19)$$

Para poder escribir el segundo término del lado derecho de la ecuación (0.19) en función de la concentración media, se utiliza la siguiente relación propuesta por Boussinesq:

$$-\overline{u'_j c'} = \varepsilon_j \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j} \quad (0.20)$$

El término ε_j se refiere a coeficientes de difusión turbulenta para las direcciones j , que representan el grado de difusión de la concentración media debida a la turbulencia (y son, por lo tanto, indicadores del grado de turbulencia). La ecuación (0.20) permite observar que i) para un gradiente de concentración nulo, no existe mezcla y ii) para un gradiente de concentración dado, la mezcla es más intensa cuanto más turbulenta es (valores mayores de ε_j).

En la práctica es bien sabido que la constante de difusión molecular K_F es despreciable frente a cualquiera de los coeficientes de difusión turbulenta ε_j . Tomando en cuenta esta consideración y recordando que el modelo en cuestión es bidimensional, además de considerar el siguiente cambio de nomenclatura:

$$\begin{aligned}x_1 &= x ; x_2 = y ; \\ \bar{C} &= C ; \\ \bar{U}_1 &= U ; \bar{U}_2 = V ; \\ \varepsilon_1 &= \varepsilon_x ; \varepsilon_2 = \varepsilon_y ;\end{aligned}$$

se expresa la ecuación (0.19) como sigue:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) \quad (0.21)$$

Es importante señalar en este punto que resulta evidente, de la ecuación (0.21), que el valor de los coeficientes de difusión turbulenta depende de condiciones meramente locales, por lo que la mejor forma de estimarlos deberá ser con mediciones *in situ*. No obstante, se ha hecho una labor considerable para la obtención analítica de dichos coeficientes, basada en buena medida en los trabajos de Geoffrey Ingram Taylor. Sin embargo, cuando se trabaja con velocidades promediadas en la vertical (como en el modelo empleado), estos coeficientes deben tener en cuenta el llamado efecto de corte o “*shear effect*”. Tal efecto se debe a la distribución no uniforme de la velocidad en la vertical, lo que provoca que en las zonas con mayor velocidad, la sustancia diluida se mueva con mayor rapidez y se tenga dispersión no considerada en la promediación. Los coeficientes que tienen en cuenta este efecto son conocidos como coeficientes de dispersión y han sido tema de investigación por un número considerable de autores. Una de las fórmulas más empleadas para su obtención es la propuesta por Elder (1959):

$$\begin{aligned}D_l &= 5.9U^*h \\ U^* &= \sqrt{ghS}\end{aligned} \quad (0.22)$$

donde

D_l	coeficiente de dispersión en dirección del flujo
h	profundidad
U^*	velocidad de fricción
S	pendiente de la superficie libre
g	aceleración de la gravedad

En la práctica, sin embargo, se ha observado que los coeficientes de dispersión suelen ser notablemente mayores a los calculados con la fórmula de Elder; esto puede encontrar una explicación en la discretización necesaria para resolver numéricamente las ecuaciones, que implica en sí misma una promediación tanto temporal como

espacial; por lo que es natural buscar la forma de calcular los coeficientes de dispersión en función de estos parámetros (los incrementos espaciales y temporales). Las siguientes fórmulas son algunos ejemplos para estimar estos coeficientes:

$$\begin{aligned}
 D_l &= 0.5(|u|\Delta l - \Delta t^2) \\
 D_l &= K_1 \Delta l u \quad ; \quad K_1 = 0.03 - 0.15 \\
 D_l &= K_2 \Delta t u u \quad ; \quad K_2 = 0.07 - 0.34
 \end{aligned}
 \tag{0.23}$$

donde

- D_l coeficiente de dispersión en dirección del flujo
- Δl tamaño de la celda en dirección del flujo
- u velocidad del flujo
- Δt incremento de tiempo empleado en el cálculo
- K_i coeficientes de ajuste

Para calcular el coeficiente de dispersión perpendicular al flujo, D_t , una buena aproximación es considerarlo un orden menor al coeficiente en dirección del flujo, D_l . Para obtener las proyecciones de estos coeficientes sobre los ejes coordenados, se utilizan las siguientes expresiones:

$$\begin{aligned}
 D_x &= \sqrt{\left(\frac{\cos \alpha}{D_l}\right)^2 + \left(\frac{\sen \alpha}{D_l}\right)^2} \\
 D_y &= \sqrt{\left(\frac{\sen \alpha}{D_l}\right)^2 + \left(\frac{\cos \alpha}{D_l}\right)^2}
 \end{aligned}
 \tag{0.24}$$

donde $\alpha = \arctan(v/u)$.

Finalmente, y a la luz de lo expuesto hasta ahora, la ecuación de gobierno que resuelve el modelo bidimensional de transporte de una sustancia conservativa, es la siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right)
 \tag{0.25}$$

En la ecuación (0.25) se han ignorado las componentes en la vertical, tanto de la dispersión como de la advección. Debe tenerse cuidado con esta suposición, pues sólo es cierta cuando hay una mezcla completa en la vertical; en caso contrario, las componentes verticales son de un orden de magnitud similar a las horizontales.

2.3 Resolución numérica

La ecuación de gobierno del modelo de transporte de un contaminante conservativo (0.25) puede ser resuelta mediante dos enfoques distintos: el de Lagrange y el de Euler.

El primero hace uso de las trayectorias del flujo para obtener la solución mediante el seguimiento a las partículas de la sustancia diluida, mientras que el segundo requiere de una discretización fija del dominio de modelación para grabar resultados en cada punto de éste. A continuación se detallan algunas peculiaridades de cada enfoque.

2.3.1 Método Lagrangiano

La integración lagrangiana de la ecuación de gobierno requiere dar seguimiento a todas las partículas del contaminante, por lo que, el objeto a discretizar es el contaminante en sí, calculando las concentraciones locales como el límite de $\Delta m / \Delta \Omega$, donde Δm es la masa del contaminante y $\Delta \Omega$ es el volumen en cual éste se encuentra diluido.

Como se ha mencionado hasta ahora, el transporte de una sustancia conservativa está gobernado por dos fenómenos: la advección y la dispersión. Debido a la advección, producto de las velocidades locales, el desplazamiento en cada paso de tiempo de una partícula está dado por:

$$\Delta t \vec{V} \quad (0.26)$$

donde

Δt intervalo de tiempo

\vec{V} el vector de la velocidad local

Por otro lado, la dispersión se modela, en este método, como un movimiento aleatorio (Browniano) de las partículas, aproximación que ha sido propuesta y formulada originalmente por Einstein (1950) y que ha mostrado buena correspondencia con la realidad. A grandes rasgos, esta formulación resuelve la ecuación de la dispersión (lado derecho de la ecuación (0.25)) sometida a la condición inicial dada por la función de Dirac (es decir, al inicio de la modelación toda la masa del contaminante se encuentra concentrada en un solo punto); esto permite encontrar una solución, cuya distribución es normal y cuya varianza se relaciona con el coeficiente de dispersión, D .

Si se define la variable U_D , como la velocidad a la que las partículas realizan su movimiento browniano y ésta se elige con números aleatorios en el rango $(-U_R, U_R)$, se puede relacionar ambas variables mediante la ecuación:

$$U_R^2 = 3U_D^2 \quad ; \quad U_R = \sqrt{\frac{6D}{\Delta t}} \quad (0.27)$$

La ecuación (0.27) es válida para los 3 ejes coordenados (en el caso de este modelo, para los 2 ejes horizontales), simplemente sustituyendo los respectivos coeficientes de dispersión.

Conocida la posición de una partícula en el instante i , se puede calcular su nueva posición para $i+1$, mediante las siguientes expresiones:

$$\begin{aligned} X_{i+1} &= X_i + U_i \Delta t + U_{R,i} \Delta t (RND^{-1,+1}) \\ Y_{i+1} &= Y_i + V_i \Delta t + V_{R,i} \Delta t (RND^{-1,+1}) \end{aligned} \quad (0.28)$$

2.3.2 Método Euleriano

La integración de la ecuación de gobierno por el método euleriano no es un problema trivial, y de hecho ha merecido ardua labor científica. Su dificultad radica en que la ecuación a resolver es una en ecuación en derivadas parciales de tipo mixto donde el primer miembro, o parte advectiva (ver ecuación (0.25)), es de tipo hiperbólico, mientras que el segundo miembro, o parte dispersiva, es de tipo parabólico.

Al igual que en el modelo hidrodinámico, la ecuación de transporte se resuelve mediante diferencias finitas empleando la misma malla de cálculo que éste. Se emplean esquemas explícitos, por lo que se deben establecer un par de criterios de estabilidad (a diferencia de los esquemas implícitos, que son invariablemente estables), a saber:

$$\begin{aligned} V_{\max} \frac{\Delta t}{\Delta x} &< 1 \\ D_{\max} \frac{\Delta t}{\Delta x^2} &< \frac{1}{2} \end{aligned} \quad (0.29)$$

Es relevante mencionar que la mayoría de los esquemas numéricos empleados para la integración de la ecuación de transporte conllevan una imperfección inherente al mismo esquema; esto es debido a la parte advectiva de la ecuación, cuya solución implica la aparición de dispersión y difusión numérica. Ambos problemas pueden ser reducidos, en general, mediante esquemas tipo “*upwind*”, en el primero de los casos, y haciendo uso de esquemas de orden superior a uno, en el segundo caso.

Para la parte advectiva, se pueden utilizar tanto esquemas tipo *upwind* como centrados, mientras que para la dispersiva se emplean siempre esquemas centrados. En general se utilizan 3 nodos en cada eje (*x* y *y*) y 2 niveles en el tiempo, como se muestra a continuación.

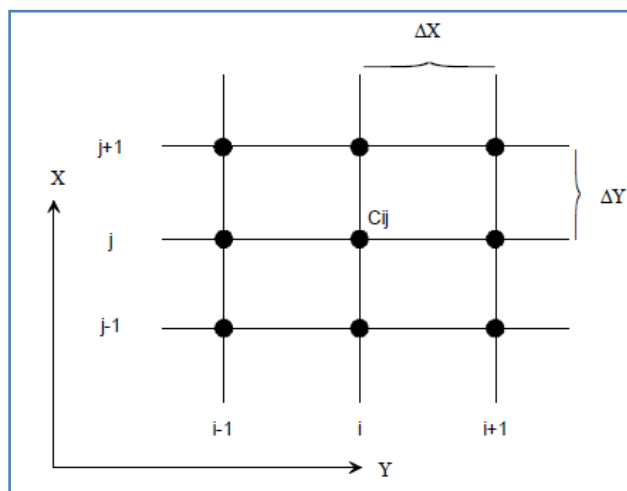


Figura 2.1 Nomenclatura empleada en los esquemas numéricos

Esquema centrado

$$\begin{aligned}
c_{i,j}^{n+1} = & c_{i,j}^n - \frac{(\Delta t)u}{2\Delta x} (c_{i+1,j}^n + c_{i-1,j}^n) - \frac{(\Delta t)v}{2\Delta y} (c_{i,j+1}^n + c_{i,j-1}^n) + \\
& \frac{(\Delta t)D_x}{\Delta x^2} (c_{i+1,j}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i-1,j}^n) + \\
& \frac{(\Delta t)D_y}{\Delta y^2} (c_{i,j+1}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i,j-1}^n)
\end{aligned} \tag{0.30}$$

donde:

n paso de tiempo $n = 1, \dots, N$

$N\Delta t$ tiempo total de la simulación

Esquema “upwind”

$$\begin{aligned}
c_{i,j}^{n+1} = & c_{i,j}^n + \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[\frac{U - |U|}{2} (c_{i+1,j}^n - c_{i,j}^n) + \frac{U + |U|}{2} (c_{i,j}^n - c_{i-1,j}^n) \right] + \\
& \frac{\Delta t}{\Delta y} \left[\frac{V - |V|}{2} (c_{i,j+1}^n - c_{i,j}^n) + \frac{V + |V|}{2} (c_{i,j}^n - c_{i,j-1}^n) \right] + \\
& \frac{\Delta t D_x}{\Delta x^2} (c_{i+1,j}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i-1,j}^n) + \frac{\Delta t D_y}{\Delta y^2} (c_{i,j+1}^n - 2c_{i,j}^n + c_{i,j-1}^n)
\end{aligned} \tag{0.31}$$

2.3.3 Breve comparación entre los métodos

Aunque una verdadera comparación entre los enfoques lagrangiano y euleriano merece un análisis detallado, de lo expuesto hasta ahora sobresalen algunos aspectos. Se observa que el método lagrangiano hace uso del “azar” (mediante los números aleatorios, en un intervalo dado), y de un incremento de tiempo para conocer el desplazamiento de las partículas; mientras que el euleriano, que prescinde del azar, requiere de una discretización espacial, además de la temporal, para arrojar como resultado la concentración en cada punto de la malla (dada por la discretización) en cada intervalo de tiempo. Por otro lado, al contrastar las ecuaciones (0.30) y (0.31) contra la (0.28), se observa que tanto la solución como la aplicación del método numérico propuestos por el método lagrangiano resultan relativamente más sencillos que aquellos formulados por el euleriano; sin embargo, es también importante señalar que, por motivos inherentes al método, el lagrangiano está restringido a la modelación de un contaminante conservativo (donde la masa no cambia, sólo la concentración), mientras que el euleriano se puede acoplar para modelar contaminantes no conservativos (bacterias, por ejemplo, cuya masa cambia en función de diversos factores naturales), como se detalla más adelante en este capítulo.

2.4 Modelos de decaimiento bacteriano

Dentro de los diversos parámetros que existen para medir la calidad del agua, los bacterianos son de los más relevantes, en particular, los coliformes fecales y los enterococos. Esto debido a que han demostrado ser los indicadores más apropiados para determinar la presencia de contaminación de origen fecal (y que en ciudades costeras se traduce en contaminación de origen humano) en los cuerpos marinos (Herrera & Suárez, 2005) y a la relación directa que han mostrado tener con enfermedades de la piel, digestivas y de las mucosas; aunque debe tenerse en cuenta que para que los enterococos, en particular, sean considerados buenos indicadores, la playa estudiada debe contar con descargas de aguas residuales (Yamahara, Walters, & Boehm, 2009). La medición de estas bacterias en las aguas litorales como indicadores de la calidad del agua se encuentra legislada en la norma oficial mexicana para la clasificación de las playas y las aguas recreativas.

El comportamiento de estos indicadores –seres vivos al fin, resulta muy complicado de modelar, debido a la gran cantidad de factores que influyen en él, razón por la cual es común hallar niveles de incertidumbre, en su modelación numérica, de hasta 500% (Sanders, Areaga, & Sutula, 2005). Entre los principales factores que gobiernan la evolución de estas bacterias al ser descargadas en aguas marinas, se han destacado los físicos, ecológicos y biológicos. Los primeros provocan cambios en la concentración de las poblaciones por fenómenos como la dispersión y el transporte debido a la hidrodinámica. Al mismo tiempo, y por agentes ecológicos como la radiación solar, la temperatura del agua y la salinidad, estas bacterias sufren inactivación o decaimiento al ser éstas condiciones adversas para su reproducción. Finalmente, existen razones biológicas, tales como la competencia, depredación y demás relaciones interespecíficas con otras especies del medio, que suelen repercutir negativamente en el crecimiento poblacional de estos indicadores.

Es conveniente mencionar también que, bajo algunas circunstancias, estas bacterias pueden comportarse de manera que se vuelven más resistentes al medio (aglomerándose en especies de “comunidades”) e incluso pueden crecer; sin embargo, éste es un caso muy particular y el modelo aquí descrito se basa en la teoría de los saneamientos litorales, que suponen la introducción de bacterias entéricas en un medio adverso para su desarrollo, por lo que considera sólo el decaimiento de las bacterias, omitiendo la posibilidad de que estas poblaciones crezcan.

2.4.1 Formulación general

En términos generales, se asume que la inactivación o desaparición de las bacterias obedece a la siguiente ecuación diferencial de primer orden:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -KC \quad (0.32)$$

donde K es la constante de inactivación de las bacterias.

Al agregar la ecuación (0.32) en la ecuación original de un transporte conservativo (0.25), se toma en cuenta el decaimiento, quedando así la ecuación general que resuelve el modelo de calidad del agua, a saber:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - KC \quad (0.33)$$

De lo recién expuesto, resulta evidente la imposibilidad de la aplicación del método lagrangiano al modelado de bacterias (como se había mencionado anteriormente), ya que no se puede dar seguimiento a partículas que desaparecen (decaen o se inactivan) de manera natural.

La ecuación (0.32) es relativamente sencilla de resolver, sin embargo, el problema de la modelación de bacterias se centra en la obtención de la constante de inactivación, K , para lo cual existe una considerable cantidad de formulaciones, que van desde las más sencillas, considerando sólo los factores aparentemente más relevantes, hasta las más complejas, que intentan tomar en cuenta el comportamiento “en comunidad” de las poblaciones. Incluso existen distintos modelos que consideran los mismos factores, pero dando pesos diferentes a cada uno. Las ecuaciones que se muestran a continuación son ejemplos generales de diversas formulaciones encontradas en la literatura para obtener la constante de inactivación.

$$K = K_1 + K_2 + K_3 - K_4$$

$$K = K_T K_S K_2$$

$$K = K_T K_S + K_2$$

donde

K_1 constante de desaparición debida al efecto sobre las bacterias de la temperatura del medio, su densidad y los procesos de depredación que en él se originan.

K_2 constante de desaparición debida a la luz.

K_3 coeficiente de desaparición debido a la sedimentación de los sólidos en suspensión a los que se adhieren las bacterias.

K_4 constante de crecimiento de la población.

K_T constante de desaparición debida a la temperatura.

K_S constante de desaparición debida a la salinidad.

Se han adoptado dos modelos distintos para cada indicador, mismos que se describen a continuación.

2.4.2 Modelo de decaimiento para coliformes fecales

Para modelar el decrecimiento de los coliformes, se ha optado por una formulación del tipo:

$$K = K_T K_S + K_2 \quad (0.34)$$

En este modelo se da preponderancia al efecto de la luz sobre el de la temperatura y la salinidad, al tomar la contribución de estos últimos como multiplicativa y la del primero como aditiva; esto basándose en el trabajo de diversos autores, que reportan la radiación solar como principal factor de inactivación (Kay, *et al.*, 2005) (Sinton, Hall, Lynch, & Davies-Colley, 2001).

El primer miembro de la ecuación (0.34) se puede expresar como:

$$K_T K_S = K_0 c_1^{T-20} c_2^{S-8.5} \quad (0.35)$$

donde

- T temperatura del agua en °C
- S salinidad del agua en tanto por mil (ppt)
- K_0 constante de desaparición bacteriana a 20°C, 8.5ppt y en total oscuridad
- c_1 y c_2 coeficientes de ajuste del modelo

Por su parte, el segundo miembro de (0.34) puede escribirse como:

$$K_2 = c_3 i_z \quad (0.36)$$

donde:

- i_z intensidad de la luz en kW/m²
- c_3 coeficiente de ajuste

A su vez, la intensidad de la luz en la columna de agua se expresa en función de la profundidad, z , como:

$$i_z = i_0 e^{-c_4 z} \quad (0.37)$$

siendo:

- i_z intensidad de la luz a una profundidad z
- i_0 intensidad de la luz en la superficie del agua
- c_4 coeficiente de extinción de la luz en el agua

Recordando que el modelo de calidad es bidimensional, se promedia la expresión (0.37) en la vertical, y se sustituyen las expresiones anteriores en (0.34), obteniéndose el modelo empleado para calcular la constante de decaimiento para coliformes, a saber:

$$K = K_0 c_1^{(T-20)} c_2^{(S-8.5)} + \frac{c_3 i_0}{H c_4} (1 - e^{-H c_4}) \quad (0.38)$$

donde H , definida en el capítulo anterior, representa la columna de agua.

Resulta evidente que la obtención de los diversos coeficientes de la expresión (0.38) debe ir acompañada de una adecuada campaña de medición y procesamiento de información; no obstante, el modelo de decaimiento de coliformes aquí descrito se basa en el propuesto por la Universidad de Cantabria en su programa AQUALAB, y como valores orientativos de estos parámetros se pueden citar los reportados en Universidad de Cantabria (2001), producto de la calibración del modelo para el caso particular del Mar Cantábrico. Estos valores son:

$$K_0 = 2.533;$$
$$c_1 = 1.04; \quad c_2 = 1.012; \quad c_3 = 113;$$

Por último, para conocer la intensidad de la luz en la superficie del mar, i_0 , el programa cuenta con dos opciones:

- i. Calcula esta variable analíticamente en función de la latitud del dominio de modelación, de la fecha y hora simuladas, y de la nubosidad promedio.
- ii. Lee datos de radiación solar cuando se cuenta con éstos; como los obtenidos, por ejemplo, de estaciones meteorológicas.

2.4.3 Modelo de decaimiento para enterococos

La formulación empleada para modelar el decrecimiento de los enterococos es similar a la adoptada para coliformes, en el sentido de que la primera también toma en cuenta como factor predominante la radiación solar, de acuerdo con lo que se reporta en la literatura. Retomando las variables definidas anteriormente en este capítulo, la constante de decaimiento de enterococos se expresa en forma general como:

$$K = K_1 + K_2 \quad (0.39)$$

A diferencia del modelo de coliformes, para el de enterococos no se tomó alguna base existente, por lo que se ha propuesto una formulación basada en parámetros estándar, comúnmente reportados en la literatura: los T_{90} .

El T_{90} es el tiempo en el que se produce una reducción del 90% en la concentración inicial de una población bacteriana. Naturalmente, este tiempo varía para cada bacteria y para las condiciones en las que se lleve a cabo el experimento. Es común realizar estos experimentos bajo dos condiciones: de total oscuridad y sometido a radiación solar; del primer escenario se obtiene el T_{90} en condiciones de oscuridad, T_{90D} , y del segundo caso resulta el T_{90} en condiciones de radiación solar, T_{90S} ; ambos parámetros son frecuentemente reportados en la literatura para los principales indicadores bacterianos.

El T_{90D} busca tener en cuenta factores tales como la temperatura, la salinidad y demás procesos de depredación, tal como la variable antes definida como K_1 ; este valor es, después, utilizado para corregir y obtener el T_{90S} , que pretende considerar el efecto que tiene sobre las bacterias únicamente la radiación solar (sin considerar otros factores), del mismo modo que K_2 .

La obtención de estos parámetros no es un problema trivial, e implica una curva de inactivación contra el tiempo, cuyo análisis mediante regresión arroja este valor y la tasa de decaimiento k (como la pendiente de la curva logarítmica de regresión). Sinton, *et al.* (2001) relaciona ambos parámetros mediante la expresión:

$$T_{90} = \frac{2.303}{k} \quad (0.40)$$

donde el valor de 2.303 viene de $\ln 10$, y se debe a la regresión de la curva de inactivación. En todo caso, y por pragmatismo, es conveniente mencionar que en la literatura siempre que se reporta un valor, se presenta también el otro. Así pues, al T_{90D} corresponde el k_D y al T_{90S} el k_S .

Retomando la ecuación (0.39), y después de lo expuesto hasta aquí, se observa que:

$$K_1 = k_D \quad (0.41)$$

y luego de un breve análisis, la constante debida a la radiación solar se puede expresar como:

$$K_2 = k_S i_0 \quad (0.42)$$

entendiéndose que la intensidad sobre la superficie, i_0 , es función del tiempo.

Así pues, la ecuación que gobierna la constante de decaimiento de enterococos queda representada por:

$$K = k_D + k_S i_0 \quad (0.43)$$

2.5 Parámetros de entrada y resultados

Además de los parámetros numéricos y de ejecución inherentes a los modelos, y que se han explicado ya en el capítulo anterior, existen otros propios de este modelo de transporte de contaminantes, los cuales se mencionan y describen en esta sección, misma que se enfoca en el método euleriano, por ser el caso general que incluye tanto la modelación de contaminantes conservativos como no conservativos.

Como se ha mencionado, el modelo de calidad del agua emplea la misma malla de cálculo que el hidrodinámico, así como los campos de velocidad y superficie libre calculados por éste.

2.5.1 Parámetros del entorno

Dentro de esta categoría se engloban datos tales como la latitud media del dominio de modelación, la fecha y hora de inicio de la simulación, la nubosidad promedio (medida en octavos de cielo cubierto), la temperatura y la salinidad del agua; toda esta información es empleada, como recién se ha mostrado, para el cálculo de diversas variables que intervienen en el decaimiento de las bacterias, cuando es el caso a modelar.

Se debe incluir aquí además la información –por demás relevante, sobre los vertidos de contaminantes y concentraciones iniciales.

2.5.1.1 Puntos de vertido de contaminante

Luego de identificado el número de descargas al mar y su localización, se registran en el programa sus coordenadas en el dominio de simulación y por cada punto identificado se provee la información de un polutograma y un hidrograma, que incluyen datos de la concentración de contaminantes descargada y el caudal con el que se vierte en función del tiempo, respectivamente. La Figura 2.2 muestra un ejemplo de un hidrograma, cuya información se introduce al modelo; se debe hacer lo propio con el polutograma.

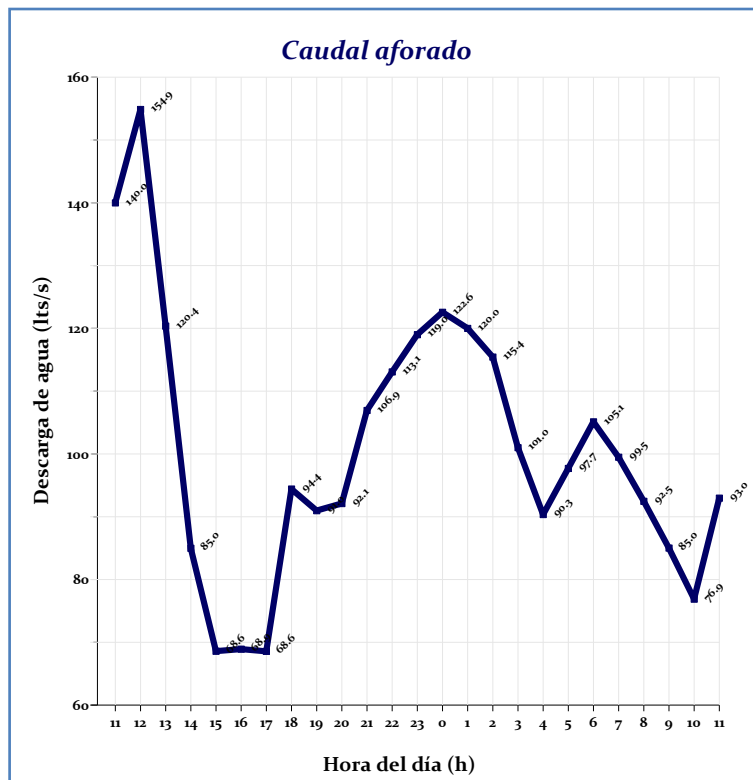


Figura 2.2 Ejemplo de hidrograma

En caso de que se conozcan, o se quieran introducir condiciones iniciales de concentraciones, se pueden añadir estos valores a la simulación.

2.5.2 Parámetros de dispersión

Como se mencionó previamente en este capítulo, el programa calcula los coeficientes de dispersión empleados en los cálculos como una función del coeficiente de dispersión en dirección del flujo (recordando que el coeficiente transversal al flujo se considera de un orden menor) y para calcular éste existe la posibilidad de seleccionar entre 5 distintas formulaciones, que se muestran a continuación.

2.5.2.1 Coeficiente tipo 1

$$D_t = k_1 \frac{\Delta x^2}{\Delta t} \tag{0.44}$$

donde

$$k_1 = 0.075 - 0.01$$

$$k_1 < 0.005 \text{ para } h > 50\text{m}, \text{ Vel} < 1\text{m/s}, \Delta x > 5000\text{m}, \Delta t > 500\text{s}$$

La variable h representa la profundidad y Vel el módulo del vector velocidad.

2.5.2.2 Coeficiente tipo 2

$$D_l = k_2 \Delta x Vel \quad (0.45)$$

donde

$$k_2 = 0.15 - 0.02$$

$$k_2 > 2 \text{ para } h > 500\text{m}, \text{ Vel} < 0.2\text{m/s}, \Delta x > 10000\text{m}, \Delta t > 1000\text{s}$$

2.5.2.3 Coeficiente tipo 3

$$D_l = k_3 \Delta t Vel^2 \quad (0.46)$$

donde

$$k_3 = 5.0 - 0.05$$

$$k_3 > 500 \text{ para } h > 500\text{m}, \text{ Vel} < 0.2\text{m/s}, \Delta x > 10000\text{m}, \Delta t > 1000\text{s}$$

2.5.2.4 Coeficiente tipo 4

$$D_l = k_4 Vel h \quad (0.47)$$

donde

$$k_4 = 10.0 - 0.1$$

Esta formulación es válida para $\Delta x \div h$.

2.5.2.5 Coeficiente tipo 5

En este tipo se considera un valor constante dado por el usuario.

Los coeficientes del tipo 1 al 4, son adecuados en los casos en que la dispersión se debe principalmente a la distribución no uniforme de la velocidad en la vertical, es decir, cuando se debe tomar en cuenta el “*shear effect*”, despreciado por la promediación en la vertical del modelo bidimensional. El coeficiente tipo 5, por su parte, es apropiado cuando la dispersión se debe fundamentalmente a flujos no resueltos horizontalmente.

Cuando se selecciona un tipo de coeficiente del 1 al 4, es preciso proporcionar el valor de la constante de proporcionalidad, k_1, k_2, k_3 o k_4 , según sea el caso, además de los valores máximos y mínimos que pueden alcanzar los coeficientes de dispersión D_x y D_y durante la simulación. Si se elige el tipo 5, sólo se dan los valores para D_x y D_y .

2.5.3 Parámetros del contaminante

En función del contaminante que se desee modelar, se deben introducir parámetros propios del mismo. En el caso de un contaminante conservativo, sólo se precisa el valor de la concentración; sin embargo, si se trata de un contaminante bacteriano, se debe alimentar además al modelo con los parámetros descritos anteriormente para cada caso.

Para coliformes se debe proveer el valor de c_1, c_2, c_3 y c_4 ; mientras que para enterococos se da el valor de k_s, k_D y c_4 .

2.5.4 Resultados

Como resultado, el modelo entrega la concentración del contaminante en cada punto de la malla durante el tiempo de simulación (grabando resultados a un intervalo dado por el usuario). Se puede grabar también la evolución temporal del contaminante en puntos de interés en el dominio, definidos previamente. El valor de las concentraciones se puede obtener en formato decimal o logarítmico.

2.6 Breve revisión numérica y computacional

El propósito de este subcapítulo es sentar las bases, como una futura línea de trabajo, del análisis numérico y computacional del modelo, mediante un breve y muy simplificado estudio de la ecuación de advección-difusión (0.25). El esquema numérico empleado en el modelo es comparado contra uno de orden y complejidad mayores, y los resultados son discutidos; además se hace lo propio para dos formas distintas de programar una misma solución (esquema numérico).

2.6.1 Planteamiento

Como se mencionó en este mismo capítulo, la resolución numérica de la ecuación de gobierno del modelo de calidad del agua, conlleva una complejidad tal que ha merecido considerable trabajo de investigación, de manera que a continuación, y como una primera aproximación al análisis numérico de dicha ecuación, se simplifica el problema al caso unidireccional de la difusión (omitiendo así la parte advectiva de la ecuación de gobierno); a saber:

$$\frac{dC}{dt} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (0.48)$$

La discretización de esta ecuación simplificada queda entonces (utilizando el mismo esquema empleado por el modelo):

$$\frac{C_j^{n+1} - C_j^n}{\Delta t} = D_x \frac{C_{j+1}^n - 2C_j^n + C_{j-1}^n}{\Delta x^2} \quad (0.49)$$

que es un esquema explícito de primer orden en el tiempo.

Debido a que se trata de un esquema explícito, debe cumplir con una condición de estabilidad. Se define entonces el número adimensional:

$$\lambda = D_x \frac{\Delta t}{\Delta x^2} \quad (0.50)$$

Para ser estable, el esquema debe cumplir con:

$$\lambda \leq \frac{1}{2} \quad (0.51)$$

Este esquema es comparado contra uno implícito de orden mayor en el tiempo, obtenido de Richtmyer & Morton (1967), a saber:

$$\begin{aligned} & \frac{1}{12} \frac{\frac{3}{2} C_{j+1}^{n+1} - 2C_{j+1}^n + \frac{1}{2} C_{j+1}^{n-1}}{\Delta t} + \frac{5}{6} \frac{\frac{3}{2} C_j^{n+1} - 2C_j^n + \frac{1}{2} C_j^{n-1}}{\Delta t} + \\ & \frac{1}{12} \frac{\frac{3}{2} C_{j-1}^{n+1} - 2C_{j-1}^n + \frac{1}{2} C_{j-1}^{n-1}}{\Delta t} = D_x \frac{C_{j+1}^{n+1} - 2C_j^{n+1} + C_{j-1}^{n+1}}{\Delta x^2} \end{aligned} \quad (0.52)$$

Al ser éste un esquema implícito, es invariablemente estable.

Para tener un punto de comparación entre ambos esquemas, considérese el problema con $D_x = 1$ y condiciones iniciales dadas por (Figura 2.3):

$$C = \begin{cases} 2x & , \quad 0 \leq x \leq 0.5 \\ 2(1-x) & , \quad 0.5 < x \leq 1 \end{cases} \quad (0.53)$$

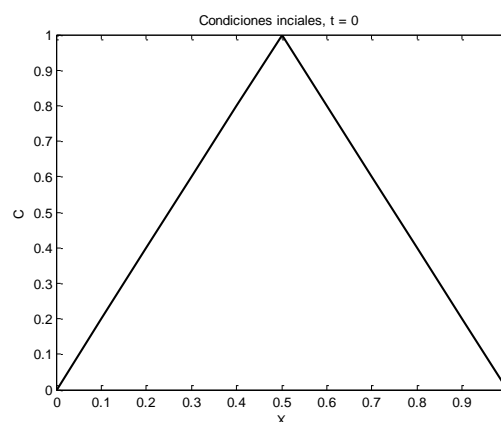


Figura 2.3 Condiciones iniciales de concentración

Este problema tiene solución analítica, dada por:

$$C = \frac{8}{\pi^2} \sum_{n=1}^{\infty} \left(\text{sen} \frac{1}{2} n\pi\right) (\text{sen} n\pi x) \exp(-n^2 \pi^2 t) \quad (0.54)$$

2.6.2 Resultados

A partir de aquí, se referirá al esquema descrito por la ecuación (0.49) como “Esquema 1” y como “Esquema 2” al expresado por (0.52). En las Figuras 2.4 y 2.5 se ilustra la comparación entre ambos esquemas contra la solución analítica para dos distintos valores de λ ; mientras que en la Tabla 2.1 se resume dicha comparación para distintos valores de λ y tiempos totales de simulación. Con el fin de medir de manera cuantitativa las diferencias entre ambos esquemas, en lo referente a su precisión, se ha incluido en la Tabla 2.1 la diferencia entre los coeficientes de correlación lineal de Pearson (0.55) que cada esquema guarda con la solución analítica (DCC), es decir, se ha obtenido el coeficiente de correlación, r , para cada esquema con respecto a la solución analítica, y se han restado los valores absolutos (0.56).

$$r_{x,y} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} \quad (0.55)$$

donde σ_{xy} es la covarianza de las variables y σ_x y σ_y son las desviaciones típicas de las variables x y y , respectivamente.

$$\text{DCC} = \left| r_{\text{Esquema 2}} \right| - \left| r_{\text{Esquema 1}} \right| \quad (0.56)$$

Nótese que, con esta definición, un valor positivo de DCC significa un mayor acercamiento a la solución analítica por parte del Esquema 2, y lo contrario para el caso en que sea negativo dicho valor.

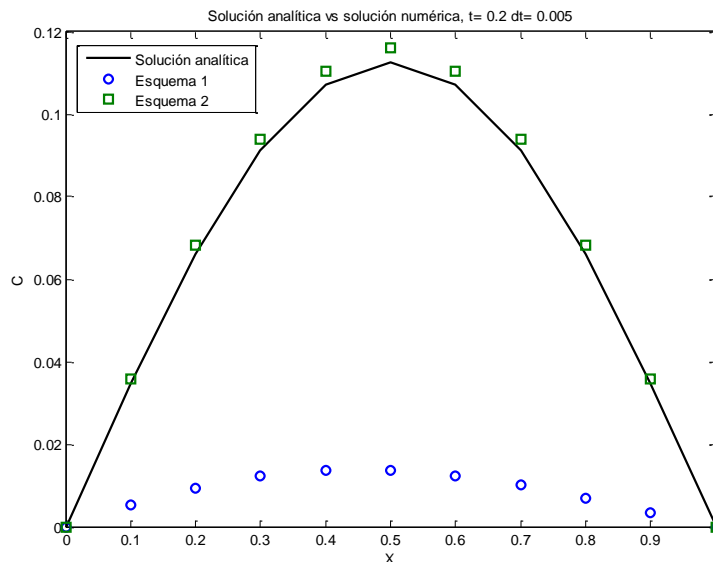


Figura 2.4 Comparación entre esquemas para $\lambda = 1/2$

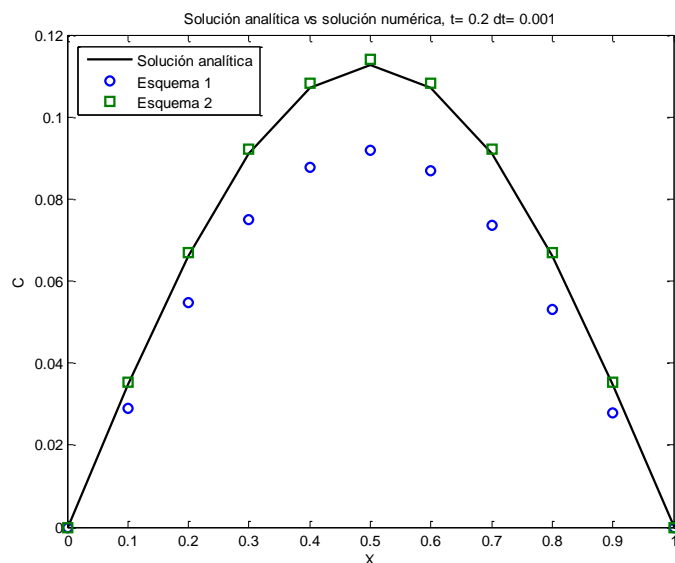


Figura 2.5 Comparación entre esquemas para $\lambda = 1/10$

Tabla 2.1 Comparación entre esquemas, mediante coeficientes de correlación

Tiempo total de simulación	λ	DCC
0.08	0.5	0.0148
	0.4	0.0064
	0.1	0.00018
0.8	0.5	0.0147
	0.4	0.0064
	0.1	0.00018

En la práctica, generalmente el interés no es un número adimensional como λ sino sus componentes (en este caso, D_x , Δt y Δx). Baste citar como ejemplo que, por cuestiones de recursos computacionales, siempre se querrá tener el mayor Δt posible, o lo que implica un interés mayor, comúnmente se deseará representar el dominio de modelación con un tamaño grande de celdas (Δx grande) a fin de modelar un dominio de mayor extensión sin sacrificar la precisión, lo que lleva al uso de otro parámetro de comparación entre ambos esquemas. Las Figuras 2.6 y 2.7 muestran la comparación de cada esquema contra la solución analítica para distintos números de celdas (y por lo tanto valores de Δx), manteniendo el mismo $\lambda = 0.25$.

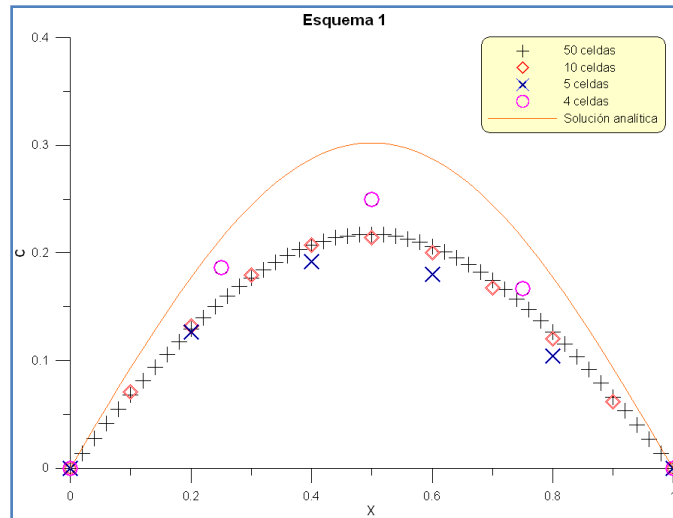


Figura 2.6 Solución mediante Esquema 1 para distintos valores de incremento espacial

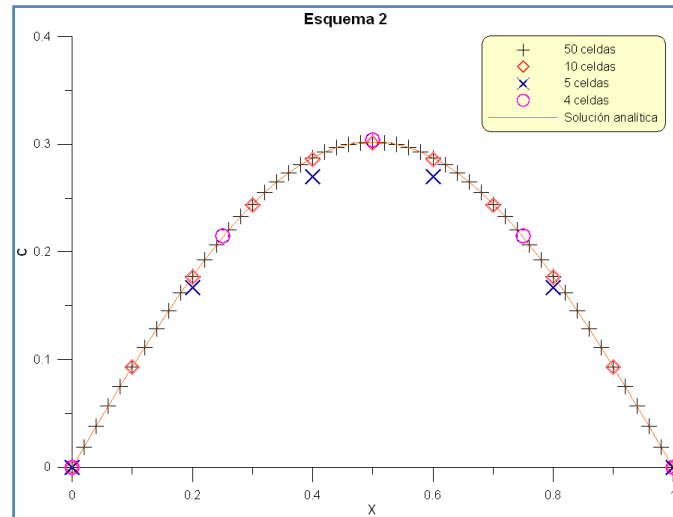


Figura 2.7 Solución mediante Esquema 2 para distintos valores de incremento espacial

Por otro lado, la Figura 2.8 ilustra una comparación entre ambos esquemas en términos de tiempo de cómputo.

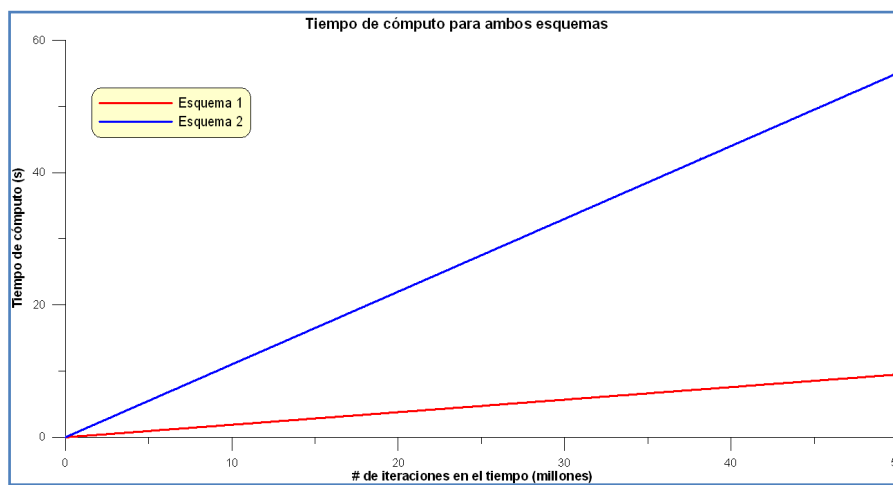


Figura 2.8 Comparación entre esquemas en términos de tiempo de cómputo

No sólo es importante, para hallar la solución, el aspecto numérico (elección de un esquema adecuado) sino también el computacional, que va desde la selección del lenguaje y/o software apropiado hasta la forma de programar la solución; por ejemplo, se puede programar grabando todos los resultados intermedios obtenidos, mediante el uso de variables bidimensionales (donde la primera dimensión es x y la segunda el tiempo; ejemplo: $\mathbf{c}(j, t+1) = \mathbf{c}(j, t) + f$), o utilizando variables unidimensionales y sobrescribiéndolas en cada intervalo de tiempo (ejemplo: $\mathbf{c}(j) = \mathbf{c}(j) + f$), y los resultados no necesariamente serán los mismos, o incluso parecidos (por razones meramente computacionales). Como prueba de esto se muestra, en la Figura 2.9, un comparativo para el Esquema 1 programado mediante variables bidimensionales (grabando todos los resultados) y unidimensionales (sobrescribiendo), para 2 distintos valores de λ .

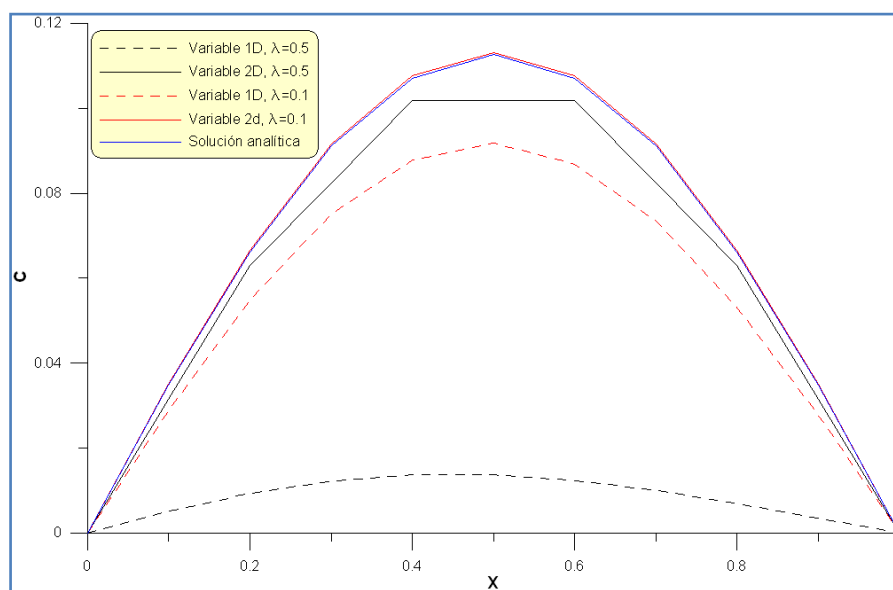


Figura 2.9 Comparación entre esquemas para distintas formas de programación

2.6.3 Conclusiones

En lo referente al aspecto numérico, es evidente que el Esquema 2 muestra mejor precisión en todos los casos, aunque esta ventaja se ve reducida rápidamente con la disminución del valor de λ (Figuras 2.4 y 2.5 y Tabla 2.1), lo que muestra una gran dependencia de λ por parte del Esquema 1, y una relativa robustez por parte del 2. Sin embargo, se puede observar en la Tabla 2.1, y de una manera cuantitativa, que esta mejoría en la precisión por parte del Esquema 2 con respecto al 1, no es realmente considerable (con diferencias en los coeficientes de correlación no mayores a 0.015), aunque vale la pena señalar que los valores de DCC mostrados en esta tabla no son únicamente función de λ , sino también del número de celdas, reduciéndose la diferencia entre coeficientes de correlación conforme incrementa el número de celdas (Δx menores). Esta ventaja del Esquema 2 con respecto al 1 tiene, como es de esperarse, un costo en el tiempo de cómputo necesario, tal como puede observarse en la Figura 2.8, que ilustra claramente la diferencia en este rubro, favoreciendo notoriamente al Esquema 1. Debe tomarse en cuenta en este aspecto que, si bien es cierto que para 50 millones de iteraciones, la diferencia en tiempo de cómputo es de apenas algunas decenas de segundos, también lo es que la ecuación aquí analizada es una versión muy simplificada de la resuelta por modelos como el empleado en esta tesis; la diferencia

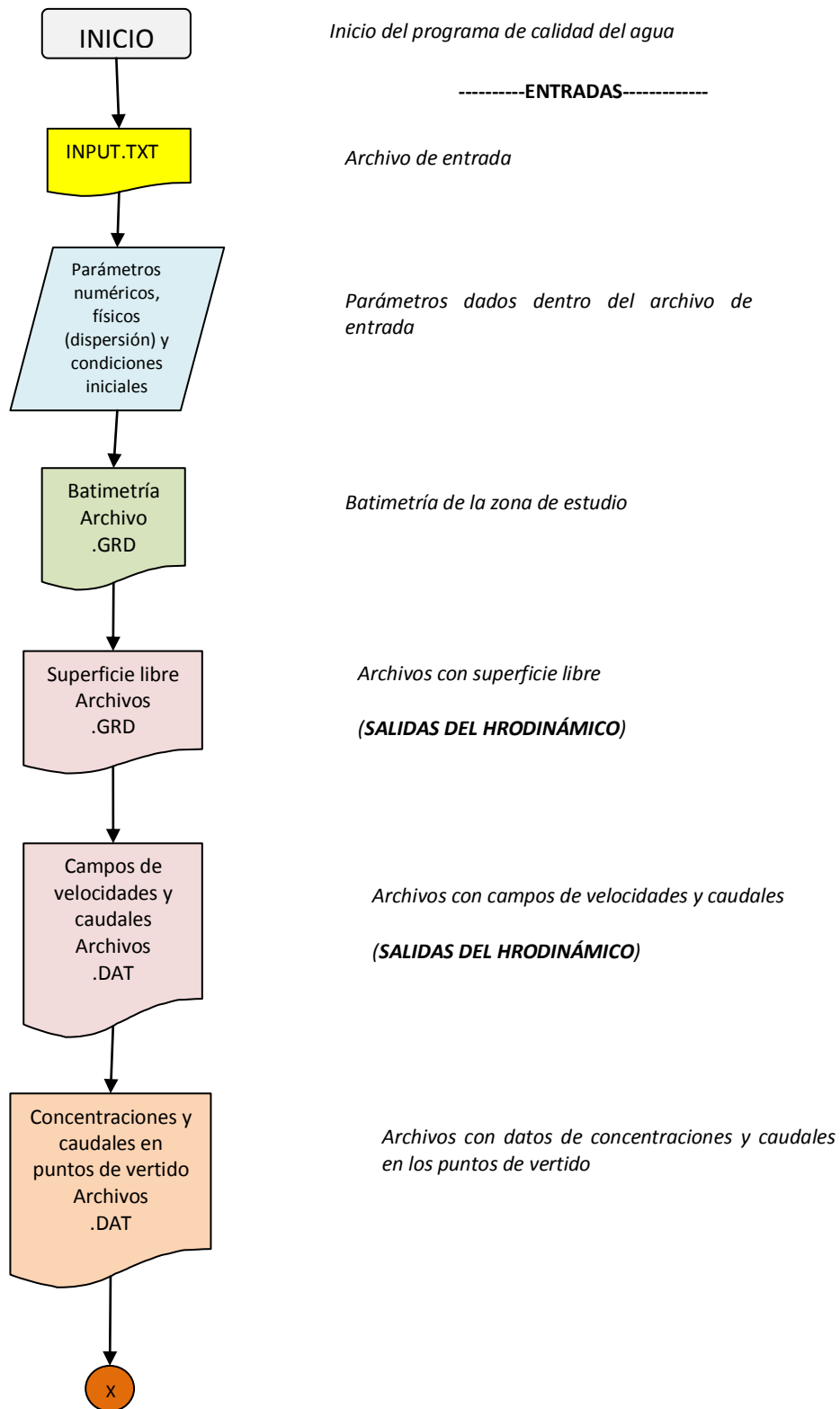
observada en dicha figura podría ser notablemente mayor de considerarse una ecuación bastante más complicada. No obstante, el Esquema 2 presenta una ventaja más: la precisión que mantiene al variar la malla (Δx), lo cual tiene importantes implicaciones en la práctica, confiriendo la posibilidad de representar con mayor precisión el dominio de modelación empleando menos celdas (lo cual impacta a su favor en lo referente a los recursos computacionales); mientras que el Esquema 1, además de verse limitado por la condición de estabilidad numérica (ecuación (0.51)), muestra una dependencia más marcada de la resolución de la malla (Figuras 2.6 y 2.7). Es importante para este esquema que, al disminuir el número de celdas (incrementar Δx) se debe reducir notablemente el Δt para mantener el mismo valor de λ (ecuación (0.50)), por la limitante de estabilidad (incrementando así el tiempo de cómputo requerido); para el Esquema 2 no existe este problema, ya que al ser implícito, es siempre estable.

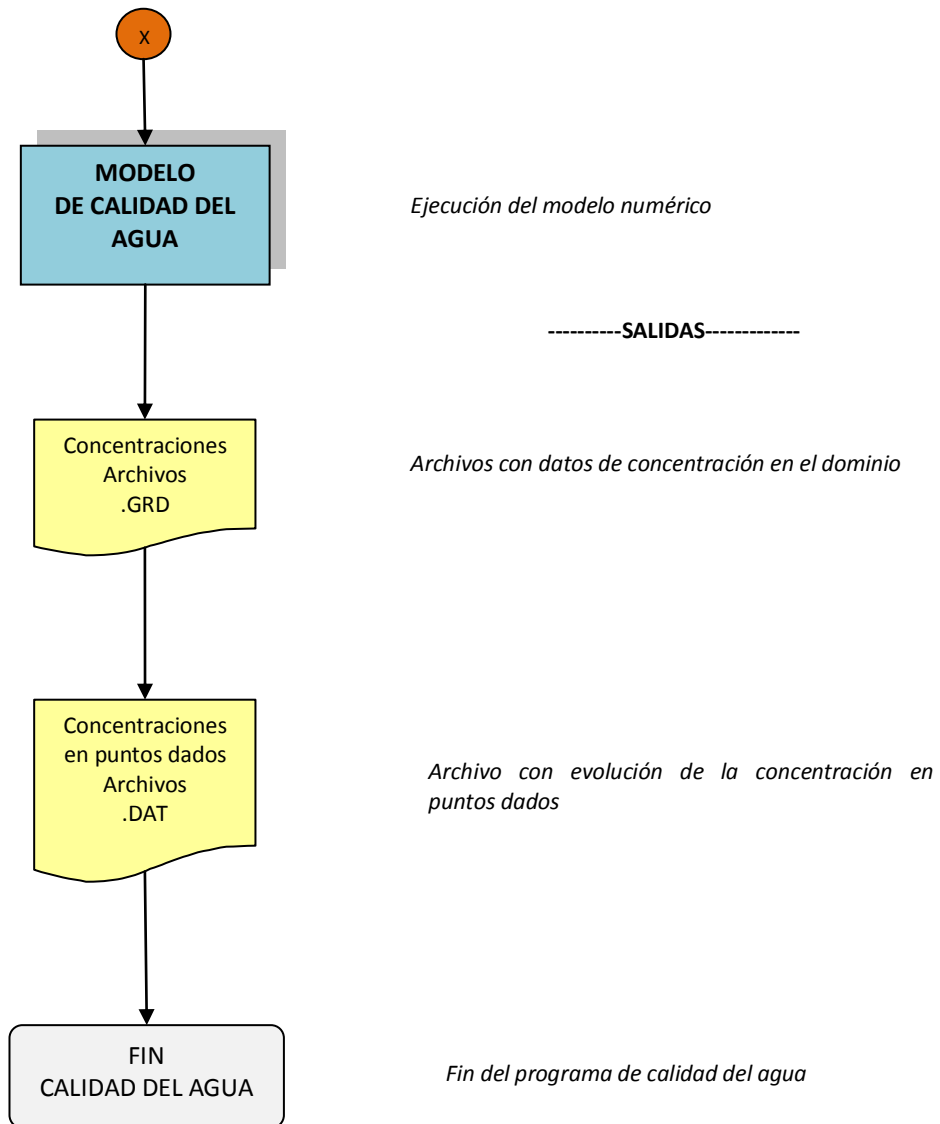
En cuanto al aspecto computacional, la Figura 2.9 demuestra la importancia de no menospreciar la atención que se debe prestar a la forma y técnicas de programación, pues, retomando lo mencionado en el párrafo anterior, debe recordarse que en este subcapítulo se ha trabajado con una considerable simplificación de la ecuación que realmente resuelve el modelo, por lo que las implicaciones de programación aquí mostradas podrían potenciarse al considerar todos los factores y términos despreciados en esta sección. Lo anterior puede extrapolarse a otros aspectos del cómputo del problema, como la selección del lenguaje de programación, software y hardware utilizados, así como la exploración de otras técnicas de programación (en paralelo, en tarjetas de video, etc.), por citar algunos ejemplos. Futuras líneas de trabajo podrían enfocarse únicamente en este aspecto, que representa una gran área de oportunidad.

Lo expuesto hasta aquí pretende ser un aliciente para que futuros trabajos, encausados al mejoramiento del modelo y programa descritos en esta tesis, centren buena parte de su atención en un estudio más exhaustivo de los aspectos numéricos y computacionales de los mismos, con el fin de adecuarlos a las condiciones y necesidades de modelación existentes; no debe entonces interpretarse, por ejemplo, que el esquema alterno presentado en esta sección (ecuación (0.52)) , es una buena opción, al menos no sin un análisis más profundo que incluya entre sus variables, las necesidades de precisión, recursos computacionales, condiciones de modelación, etc. Una revisión extensa de estos aspectos puede llegar a ser una labor complicada, pero, de realizarse adecuadamente, seguramente se verá reflejada en resultados altamente satisfactorios.

2.7 Diagrama de flujo

A continuación se ilustra el funcionamiento general del modelo de calidad del agua.





Capítulo 3
RECOPILOCIÓN DE INFORMACIÓN

3 RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

3.1 Introducción

La precisión que ofrece cualquier modelo numérico depende, en buena medida, de la calidad de los datos con que se alimente. La obtención de esta información, generalmente, no es una tarea trivial; su complejidad va desde la obtención de información en línea, la consulta de registros de instituciones especializadas o revisión de la literatura disponible, hasta la generación de información *in situ*. Es claro que el caso ideal es llevar a cabo un programa de monitoreo en campo, sin embargo, ello implica altos costos de tiempo y dinero. En todo caso, los datos que se logren obtener pueden servir, además, para calibrar y validar los modelos, por lo que contar con la mayor cantidad posible de información precisa y confiable es doblemente importante. En este sentido, la labor necesaria para recabar información útil para el modelado numérico no debe ser menospreciada, por el contrario, debe ser objeto de una planeación adecuada tanto en tiempo como en costo.

En este capítulo se describe, entonces, el proceso de obtención de información necesaria para el modelo, a fin de generar dos casos de aplicación del mismo, a saber, las bahías de Banderas y San Francisco de Campeche. Se mencionan también algunas peculiaridades sobre las zonas estudiadas.

3.2 Bahía de Banderas

3.2.1 Descripción de la zona

La Bahía de Banderas (Figura 3.1), localizada entre los estados de Jalisco y Nayarit, en el Pacífico mexicano (Figura 3.2), es hoy en día uno de los principales atractivos turísticos de México; tan sólo Puerto Vallarta (situado en dicha bahía) recibe a más de 5 millones de visitantes nacionales e internacionales al año. Tal actividad turística tiene un efecto positivo en el desarrollo económico y social de la región, pero también conlleva un impacto negativo en lo ecológico, pues, como todo desarrollo turístico, Bahía de Banderas ha requerido un crecimiento en las actividades humanas, que se han convertido en contaminantes (para los intereses de este trabajo) del cuerpo marino y de las playas; lo que a su vez pone en riesgo la salud del turista, y por lo tanto, al turismo mismo; razón por la cual se ha elegido a esta zona como caso de aplicación del modelo de calidad del agua.

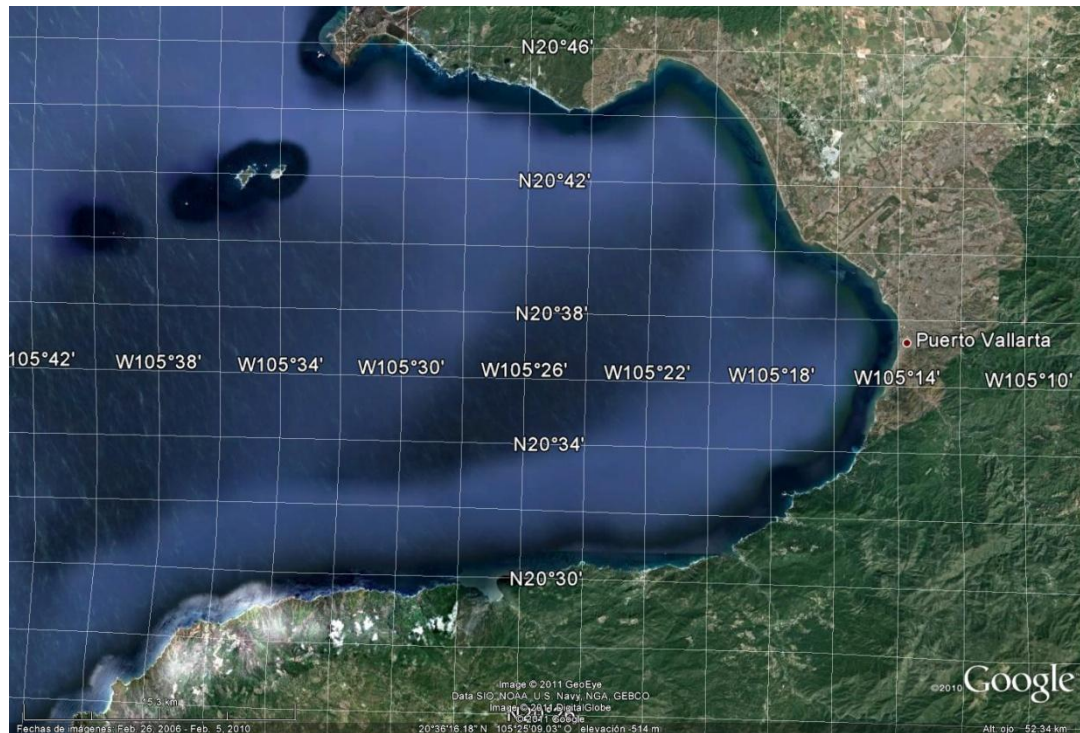


Figura 3.1 Fotografía satelital de Bahía de Banderas



Figura 3.2 Localización geográfica de Bahía de Banderas

3.2.2 Batimetría

Mediante mediciones recientes e información previa sobre la batimetría de la zona, se generó una nueva batimetría para ser utilizada en esta tesis. El dominio de cálculo se delimitó por el rectángulo que va de la coordenada -105.701°E , 20.401°N (426900, 2256000 13N UTM) a la -105.231°E , 20.774°N (476000, 2297200 13N UTM). La Figura 3.3 ilustra el dominio de modelación que está conformado por un total de 810 975 celdas, con una resolución de $50 \times 50\text{m}$.

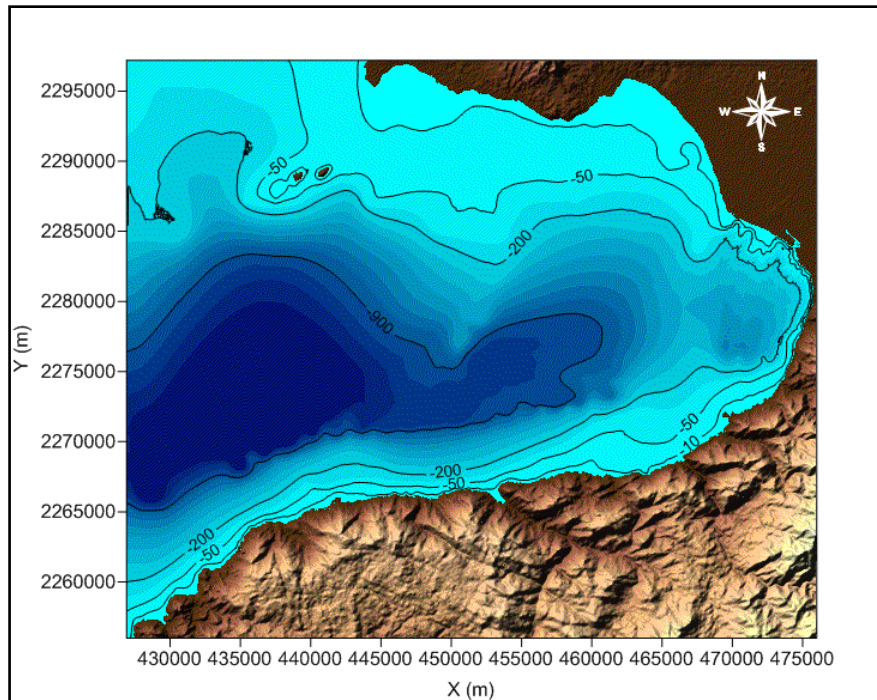


Figura 3.3 Dominio de cálculo y batimetría de la bahía de Banderas

3.2.3 Parámetros hidrodinámicos

3.2.3.1 Nivel de marea

Como se mencionó en el capítulo referente al modelo hidrodinámico, el principal forzador del mismo (para efectos de esta tesis) es la evolución temporal de la elevación de la superficie libre del mar en la frontera, que en este caso, que estudia las corrientes generadas por la marea, se refiere al nivel de marea mismo. Para construir un pronóstico de marea para esta zona se realizó un estudio armónico clásico empleando las principales componentes reportadas por el Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Baja California (CICESE), reconstruyendo la señal de marea para el periodo deseado, como puede observarse en la Figura 3.4.

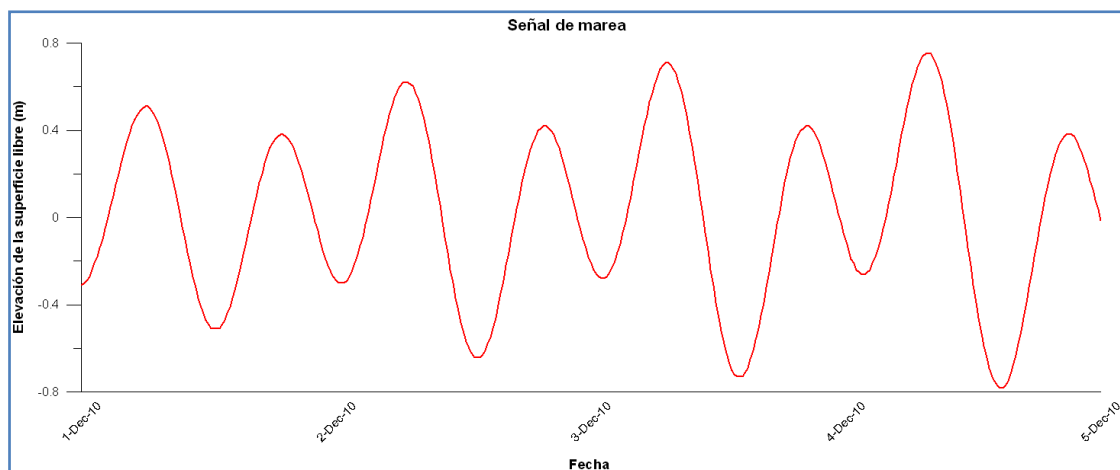


Figura 3.4 Marea pronosticada para los primeros días de diciembre 2010, para Bahía de Banderas

3.2.3.2 Viento

Otro generador de movimiento en el modelo hidrodinámico es el viento, para lo cual se requieren tanto su magnitud como dirección (en caso de considerarse constante durante la modelación); estos datos se obtuvieron del Atlas del clima marítimo de Silva, *et al.* (2008) donde se pueden consultar los valores por estaciones o el promedio anual, como se muestra en la Figura 3.5.

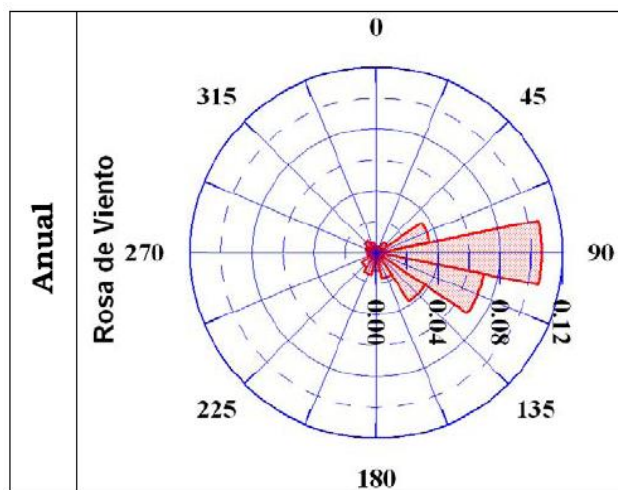


Figura 3.5 Rosa de vientos anual para Bahía de Banderas

3.2.4 Parámetros de calidad del agua

Durante el año 2010 y parte del 2009, el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQU), realizó campañas de mediciones en la bahía de Banderas, durante las cuales se obtuvieron datos de caudales, temperatura del agua y concentraciones de enterococos en un grupo de puntos de interés. Estas campañas se planearon de manera que cubrieran 3 temporadas representativas, de la siguiente manera:

- Temporada seca: septiembre 2009 y febrero 2010
- Temporada vacacional (semana santa): abril 2010
- Temporada de lluvias: 20 de julio al 15 de agosto de 2010

Dentro de los puntos de interés existen dos clases: i) los puntos de vertido de contaminantes y ii) los puntos de monitoreo. Los puntos de vertido se han identificado como los principales ríos y arroyos, mediante los cuales las aguas residuales son descargadas al mar; en estos puntos es imprescindible conocer el caudal y la concentración con que se vierten los contaminantes a fin de alimentar el modelo. Por su parte, los puntos de monitoreo se refieren a las principales playas de la bahía, en las cuales es importante contar con mediciones de la concentración de bacterias, con el propósito de calibrar y validar el modelo. Se identificaron y muestrearon 5 puntos de vertido de contaminantes (los principales ríos y arroyos que son empleados como vertederos de contaminantes) y 12 puntos cercanos a las 7 principales playas de la región, que se ven influenciados directamente por los 5 puntos de descarga recién mencionados. La Figura 3.6 ilustra la ubicación de los puntos estudiados y la Tabla 3.1 detalla su localización y nombres.

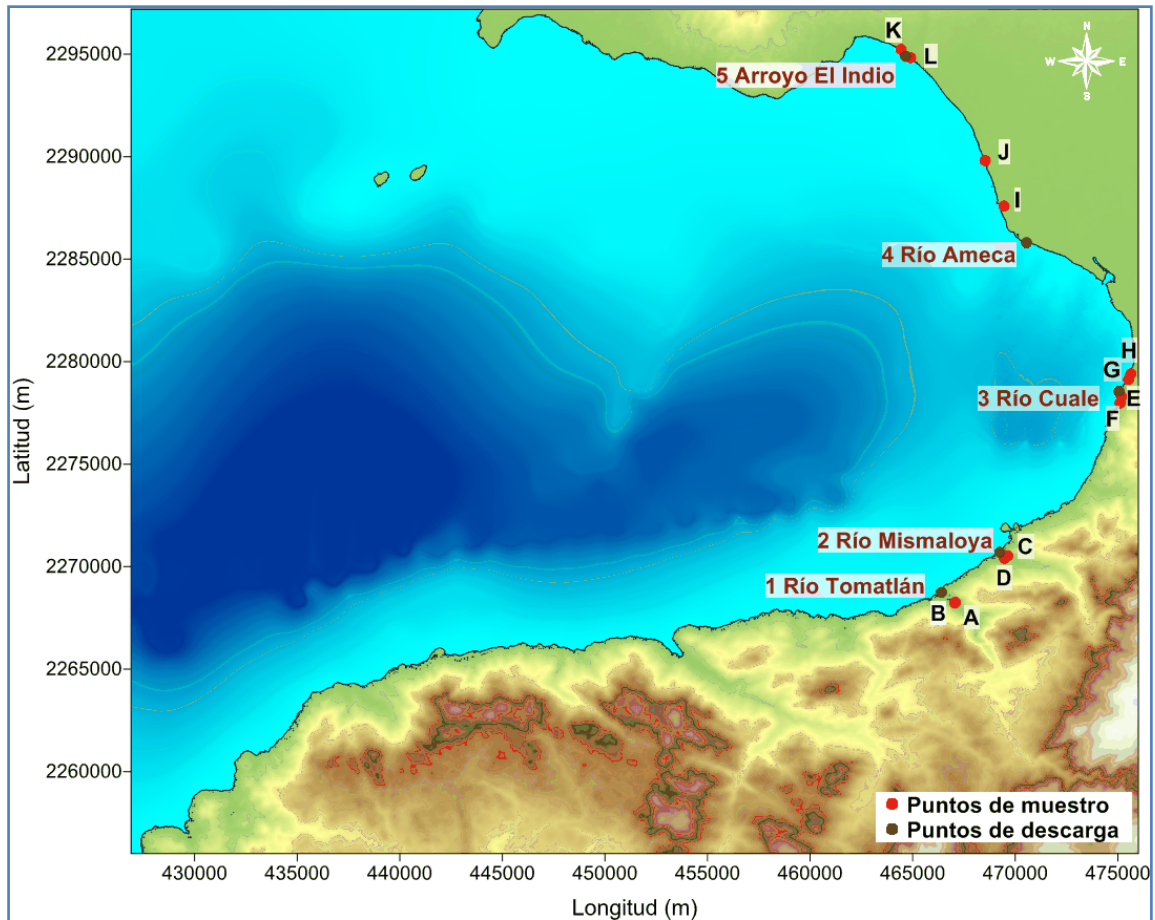


Figura 3.6 Localización de los puntos de muestreo y descarga

Tabla 3.1 Coordenadas y nombres de los puntos de muestreo (playas y descargas)

PUNTOS DE INTERÉS				
Puntos de muestreo	Punto	Playa	Coordenadas	
			N	O
	A	Playa arbotante	20°30'45.0"	105°18'57.6"
	B	Extremo noreste	20°30'46.0"	105°18'56.8"
	C	Mismaloya parte norte	20°32'0.0"	105°17'28.7"
	D	Mismaloya parte sur	20°31'56.1"	105°17'34.0"
	E	Los muertos (OXXO)	20°36'13.0"	105°14'18.0"
	F	Los muertos (San Martín)	20°36'64.0"	105°14'20.0"
	G	Malecón (canal)	20°36'40.0"	105°14'06.0"
	H	Malecón (Pacífico)	20°36'49.0"	105°14'02.0"
	I	Nuevo Vallarta I	20°41'15.0"	105°17'36.0"
	J	Nuevo Vallarta II	20°42'27.0"	105°18'08.0"
	K	Bucerías norte	20°45'23.0"	105°20'30.0"
	L	Bucerías desagüe	20°45'10.0"	105°20'14.0"
Puntos de vertido de contaminantes	Punto	Sitio de descarga	Coordenadas	
			N	O
	1	Río Tomatlán	20°30'41"	105°18'54"
	2	Río Mismaloya	20°31'54"	105°17'26"
	3	Río Cuale	20°36'23"	105°14'16"
	4	Río Ameca	20°41'32"	105°15'39"
	5	Arroyo El Indio	20°45'11"	105°20'22"

3.2.4.1 Medición de caudales

El caudal con que las sustancias contaminantes son descargadas al mar es uno de los principales parámetros en el modelo de calidad del agua y, por lo tanto, su medición debe ser cuidadosa y periódica. La Tabla 3.2 contiene los caudales promedio, para cada temporada y el total; por otro lado, la Figura 3.7 muestra la variabilidad de todos los datos medidos para los ríos Tomatlán, Mismaloya y Cuale, y la Figura 3.8 hace lo propio con el río Ameca, pero únicamente para la temporada de lluvias. El Indio es un arroyo con muy poco caudal, que sólo ocasionalmente presenta gastos considerables, por lo que no se cuenta con mediciones al respecto; por otro lado, del río Ameca (el más caudaloso) sólo se tienen datos en la última campaña, y se han representado gráficamente por separado debido a que los valores son de una magnitud notablemente mayor a los de los demás ríos.

Tabla 3.2 Caudales promedio, por temporada y total

Río	Caudales promedio [m ³ /s]		
	Total	Temporada seca	Temporada de lluvias
Tomatlán	17.8	2.9	20.5
Mismaloya	3.1	0.2	3.6
Cuale	19.1	1.9	22.2
Ameca	288.6	-	288.6

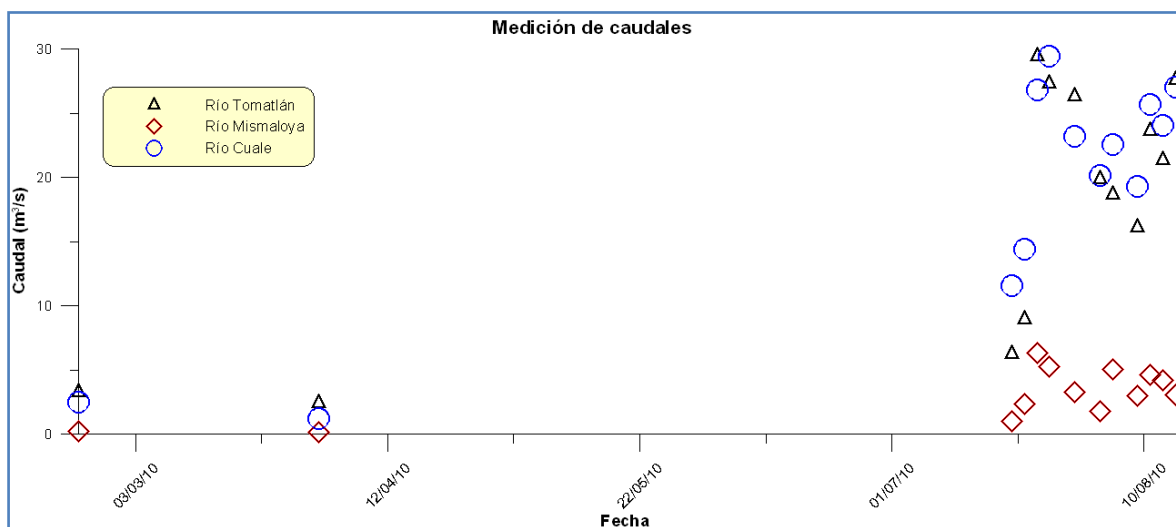


Figura 3.7 Medición de gastos para los ríos Tomatlán, Mismaloya y Cuale

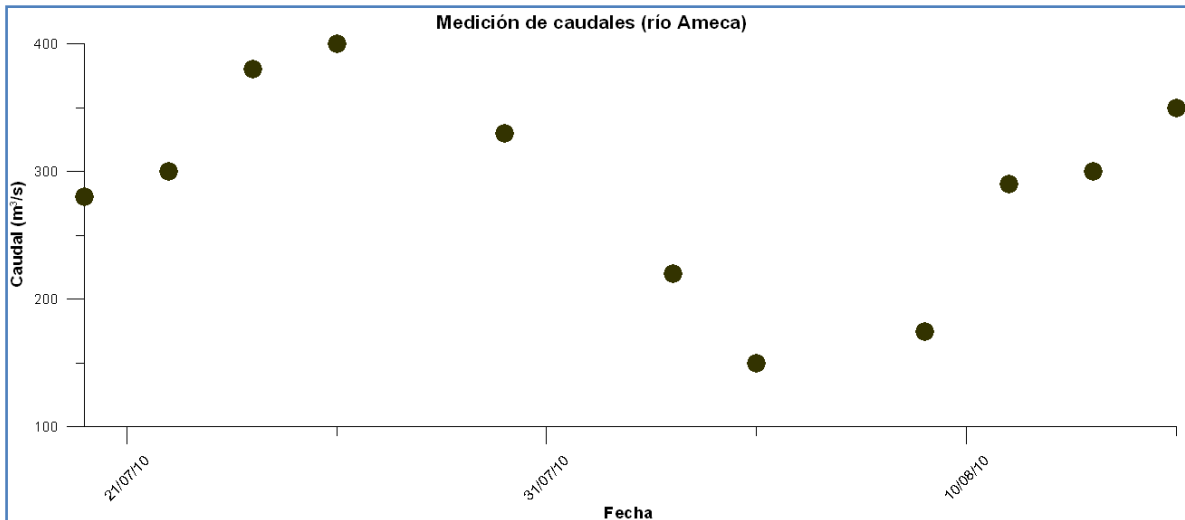


Figura 3.8 Medición de gastos para el río Ameca, sólo temporada de lluvias

De la tabla y figuras anteriores, resalta la importancia de contar con mediciones continuas de caudales en los ríos de descarga, ya que éstos muestran una variabilidad importante, incluso dentro de la misma temporada. Se observa también la gran dependencia entre el gasto y la temporada, encontrándose caudales en temporada de lluvias hasta 10 veces mayores a aquellos medidos en temporada seca.

3.2.4.2 Concentraciones de enterococos

El método empleado para medir la concentración de bacterias (tanto enterococos como coliformes) es llamado el método del Número Más Probable (NMP), y ésta se reporta como unidades formadoras de colonias por cada 100 ml, comúnmente escrito como NMP/100ml.

En las Figuras 1.9 a 1.18 se muestran las concentraciones descargadas por cada río y las medidas, los mismos días, en los puntos de muestreo más cercanos; esto se hace para todo el periodo de medición y (por mayor claridad) para la temporada de lluvias aislada, que es cuando se tienen más datos.

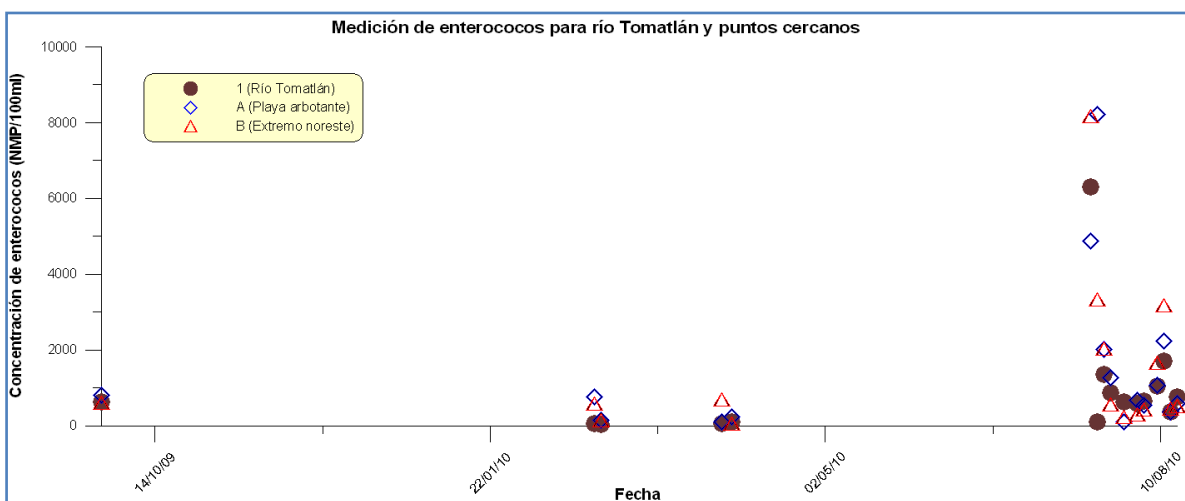


Figura 3.9 Concentración de enterococos para río Tomatlán y puntos cercanos (todo el periodo)

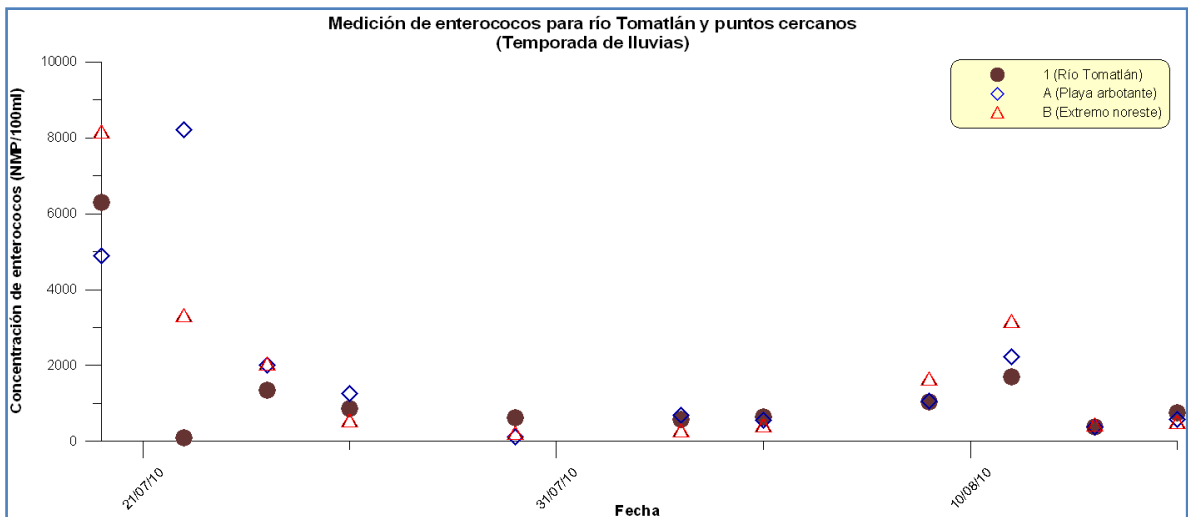


Figura 3.10 Concentración de enterococos para río Tomatlán y puntos cercanos (temporada de lluvias)

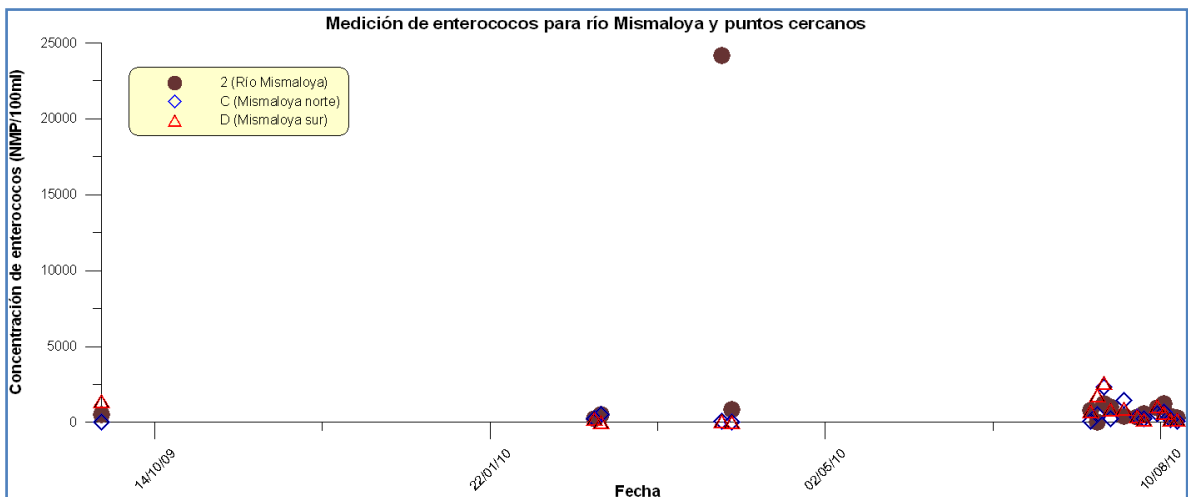


Figura 3.11 Concentración de enterococos para río Mismaloya y puntos cercanos (todo el periodo)

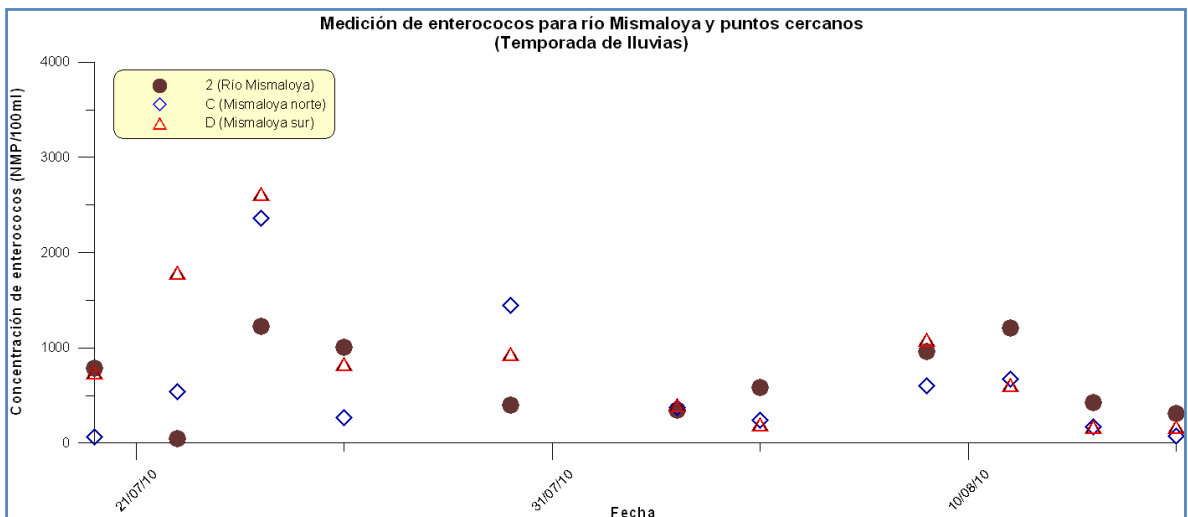


Figura 3.12 Concentración de enterococos para río Mismaloya y puntos cercanos (temporada de lluvias)

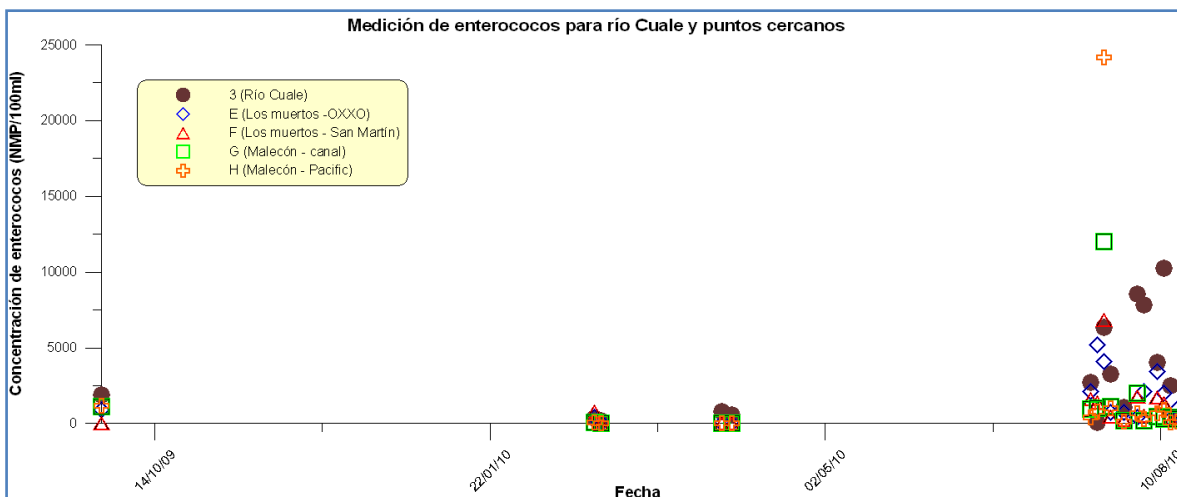


Figura 3.13 Concentración de enterococos para río Cuale y puntos cercanos (todo el periodo)

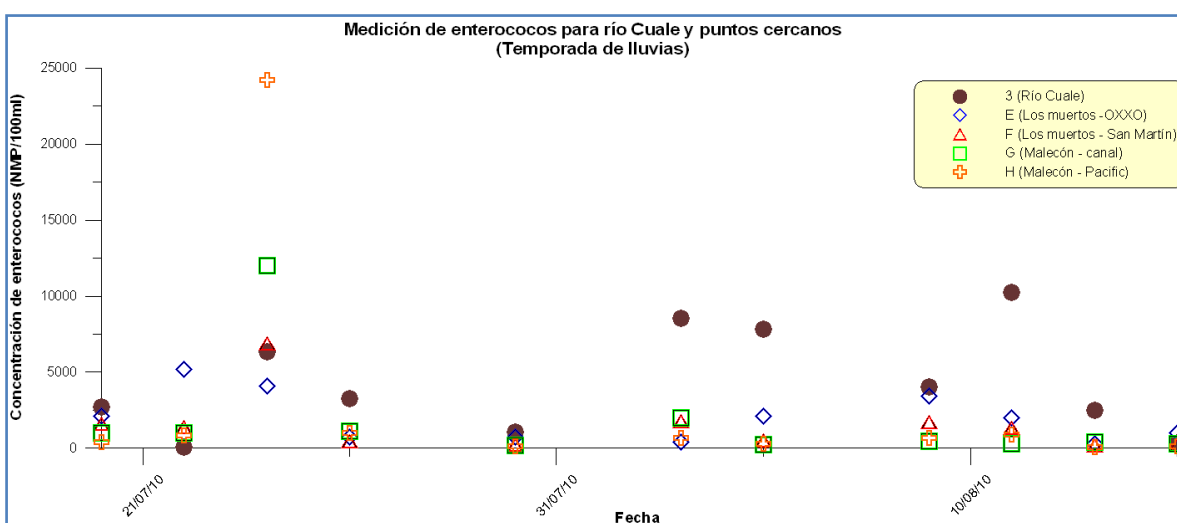


Figura 3.14 Concentración de enterococos para río Cuale y puntos cercanos (temporada de lluvias)

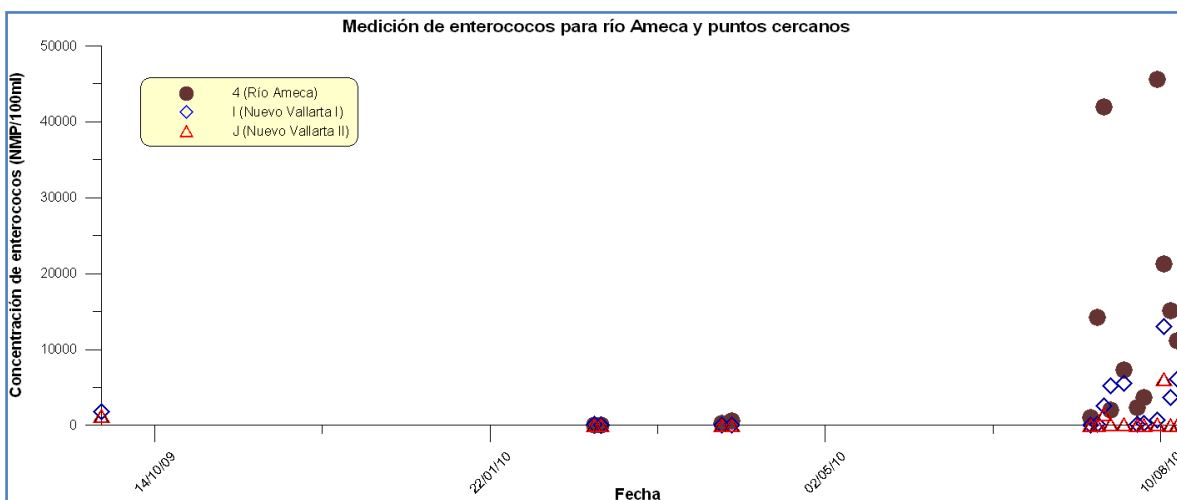


Figura 3.15 Concentración de enterococos para río Ameca y puntos cercanos (todo el periodo)

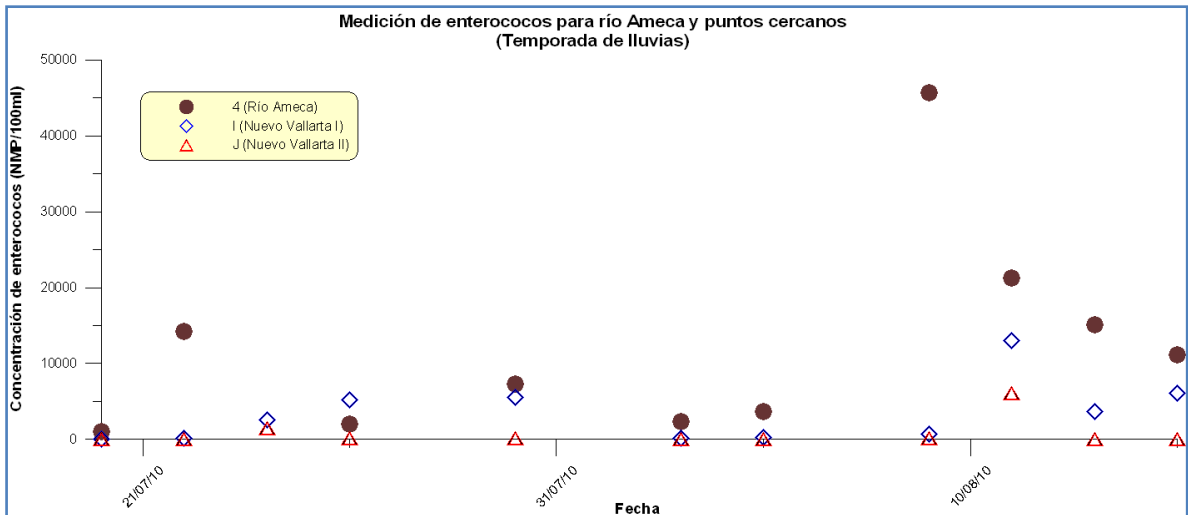


Figura 3.16 Concentración de enterococos para río Ameca y puntos cercanos (temporada de lluvias)

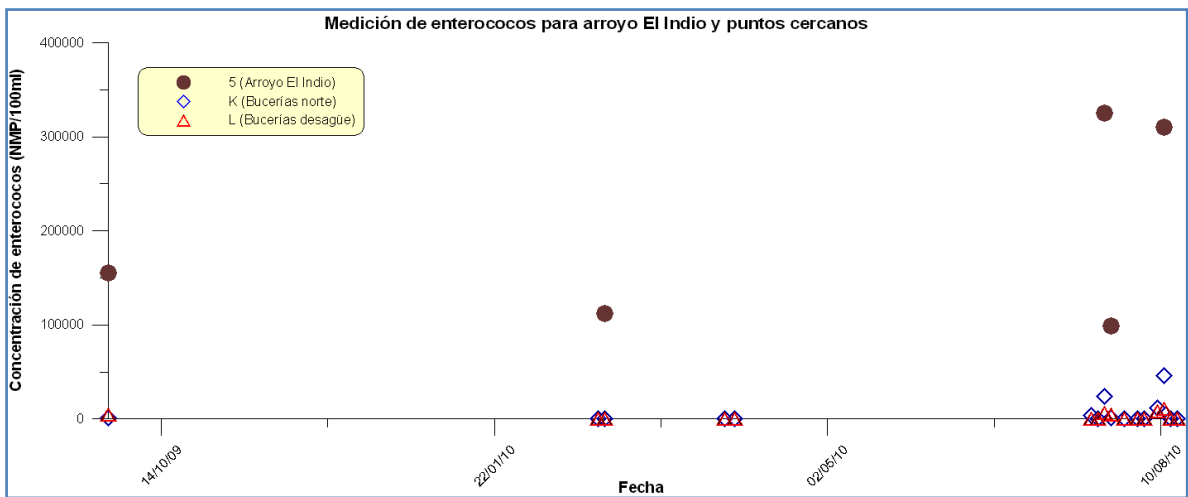


Figura 3.17 Concentración de enterococos para arroyo El Indio y puntos cercanos (todo el periodo)

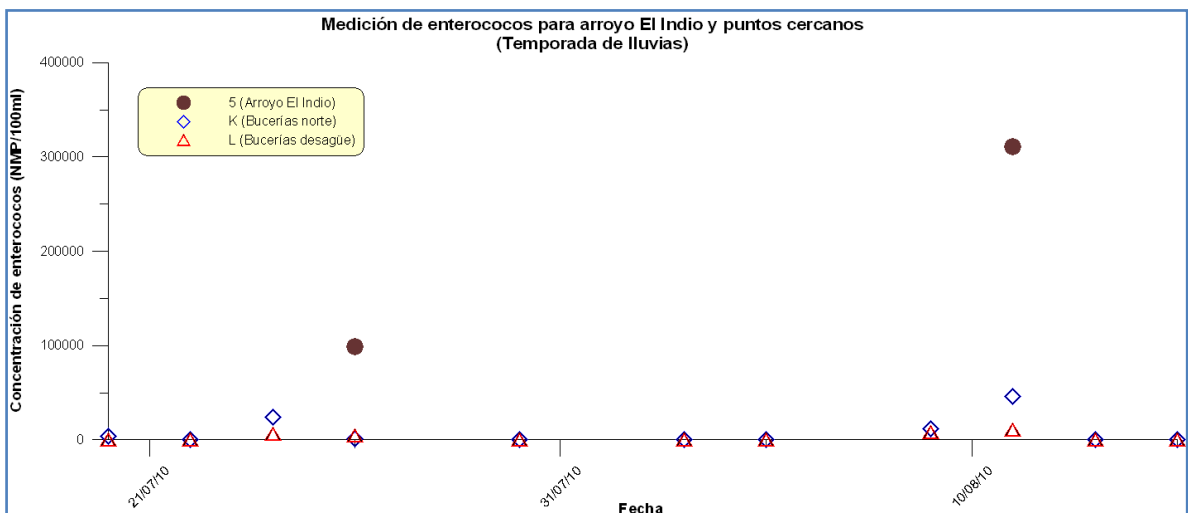


Figura 3.18 Concentración de enterococos para arroyo El Indio y puntos cercanos (temporada de lluvias)

Las figuras anteriores dan una idea de la respuesta de los puntos de estudio a las descargas más cercanas. Esta respuesta es función de varios y muy diversos factores, que van desde los ambientales y la hidrodinámica, hasta eventos extremos y descargas

no controladas. Una gran lluvia, por ejemplo, puede arrastrar con todo el contaminante que se encuentra sedimentado a lo largo del río, y por otro lado, las descargas no controladas (particularmente de hoteles y restaurantes cercanos a la costa), al no estar identificadas, influyen o alteran los resultados esperados, alterando la interpretación de las mediciones. Notar lo anterior es muy importante, ya que ayuda a conocer las limitaciones e incertidumbres del modelo de calidad del agua.

3.2.4.3 Temperatura

La temperatura del agua marina es un parámetro utilizado por el programa para simular el decaimiento de los coliformes, por lo que información en este rubro es valiosa. La Figura 3.19 muestra la temperatura medida en todas las campañas para los 12 puntos situados en el mar. El programa sólo tiene la opción de introducir una temperatura promedio para todo el dominio, por lo que la Tabla 3.3 muestra el promedio de temperaturas para las distintas temporadas representativas; en cualquier caso, la Figura 3.19 muestra que la variación de temperatura entre los distintos puntos para la misma temporada no es, generalmente, considerable (alrededor de 4 °C máximo); esta variación se puede deber a la influencia del agua dulce descargada por los ríos (por lo que el caudal de los mismos contribuye también), que impacta en los puntos más cercanos a éstos reduciendo su temperatura.

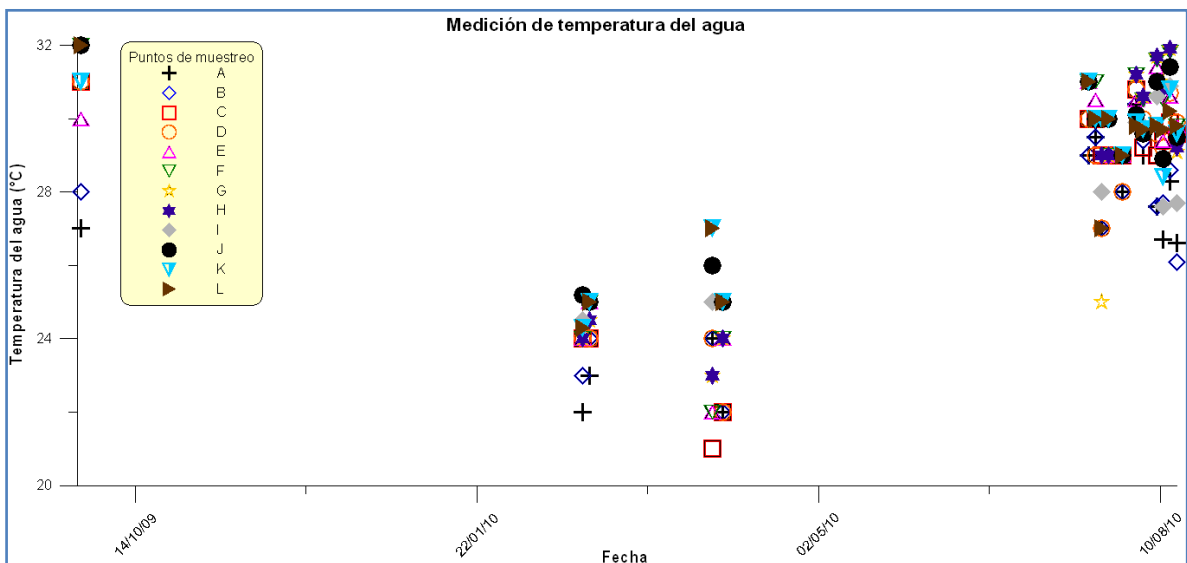


Figura 3.19 Temperatura de los puntos de los 12 puntos de muestro, para todo el periodo

Tabla 3.3 Temperaturas promedio del mar por temporadas

Temporada	Temperatura promedio [°C]
Invierno	24.2
Verano	29.6
Anual	26.7

3.3 San Francisco de Campeche

3.3.1 Descripción de la zona

Ubicada en el estado de Campeche, en la Península de Yucatán, se encuentra la ciudad de San Francisco de Campeche, capital del estado (Figura 3.20 y Figura 3.21). Esta entidad, en general (incluida su capital), se caracteriza por contar con una vasta longitud de costa, por lo que gran parte de su actividad socio-económica depende de la buena conservación de sus recursos litorales, abundantes en manglares, playas y lagunas costeras, entre otros. San Francisco de Campeche, con poco más de 200 000 habitantes, es la ciudad más poblada del estado, y uno de los principales centros turísticos de la región, al haber sido declarada Patrimonio Cultural de la Humanidad por la UNESCO en 1999.

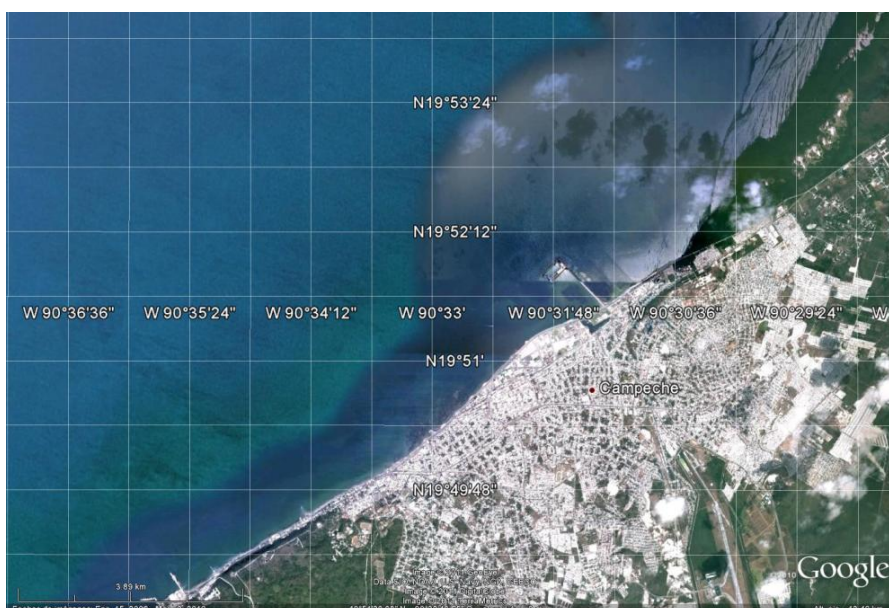


Figura 3.20 Fotografía satelital de San Francisco de Campeche



Figura 3.21 Localización de la ciudad de Campeche

Por las razones anteriores existe, en San Francisco de Campeche, un alto nivel de actividades económicas como el turismo, comercio, transporte y pesquerías, que conllevan el riesgo de convertirse en explotaciones destructivas de la zona costera, y, en

función de las condiciones y capacidades de asimilación y adaptación de este medio natural, la contaminación y mal uso de los recursos naturales pueden terminar por dañar el mismo recurso.

Resulta evidente la importancia de desarrollar un mayor y mejor entendimiento de los procesos que impactan directamente en la calidad del agua de la zona, a fin de contar con herramientas para lograr un aprovechamiento sustentable del litoral, razón por la cual se ha elegido esta ciudad como segundo caso de estudio en este trabajo.

3.3.2 Batimetría

Durante el mes de junio de 2009, el Centro de Pesquerías Ecología y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche, realizó una campaña para medir la batimetría de la bahía de Campeche, siguiendo los trayectos marcados en la Figura 3.22. Tras un proceso de análisis y tratamiento de la información obtenida de esta campaña, se construyó la batimetría ilustrada en la Figura 3.23. El número de celdas del dominio es de 262 144, con una resolución de $21.1 \times 20.3\text{m}$.

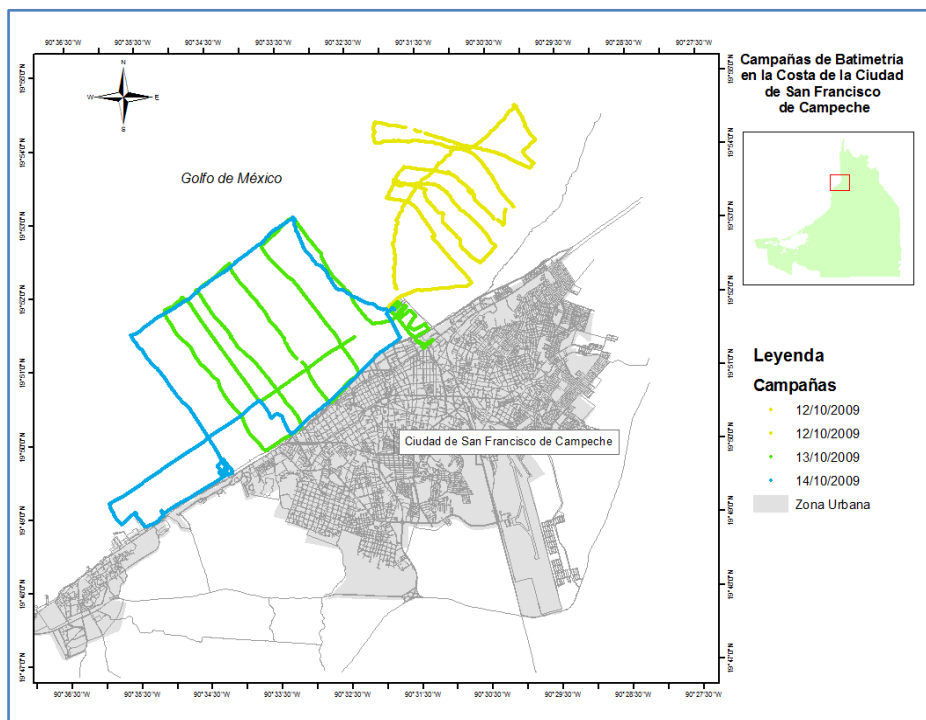


Figura 3.22 Transectos navegados durante la campaña batimétrica de junio de 2009 en Campeche, Campeche

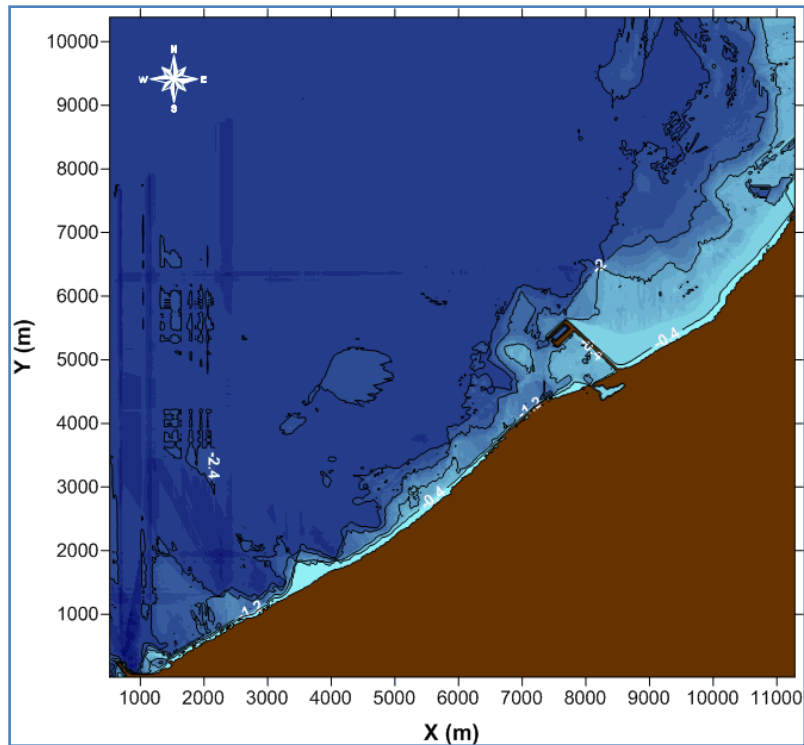


Figura 3.23 Dominio de modelación y batimetría de San Francisco de Campeche

Comparando brevemente las batimetrías de San Francisco de Campeche contra la de la bahía de Banderas (Figura 3.23 y Figura 3.3, respectivamente), se observa que la primera presenta un fondo marino mucho menos sinuoso, bastante plano de hecho, además de ser una bahía claramente más abierta que la segunda. En términos numéricos, el dominio de modelación de Banderas cuenta con aproximadamente 3 veces mayor número de celdas que el de Campeche, lo que repercute directamente en el tiempo de cálculo; también debe notarse que la resolución del segundo es mayor (del orden del doble), pero debe observarse que el dominio de la bahía de Banderas abarca un área aproximadamente 14 veces más grande.

3.3.3 Instalación de equipos oceanográficos

En meses recientes, el Centro EPOMEX ha emprendido una importante campaña de instalación de equipos oceanográficos, con el fin de contar con un registro continuo de diversos parámetros que puedan servir, entre otras cosas, para alimentar y validar modelos de simulación como el empleado en esta tesis. Los principales parámetros del agua marina que se busca grabar con estos equipos son: temperatura, salinidad, elevación de la superficie libre y velocidades del flujo.

A continuación se describe brevemente cada equipo, y se muestra su ubicación.

3.3.3.1 Equipo 2DACM

Este equipo acústico es capaz de medir velocidades puntuales en dos dimensiones con muy alta precisión (ver Figura 3.24).

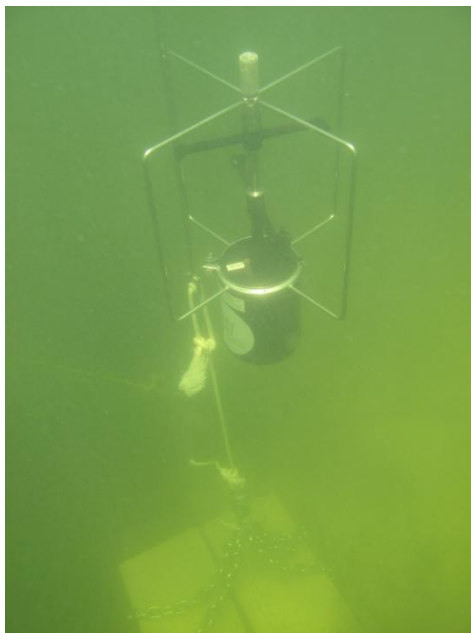


Figura 3.24 Equipo 2DACM instalado mediante un anclaje

3.3.3.2 *Equipo LTC*

Mediante este equipo (Figura 3.25) se puede conocer la evolución de la superficie libre del mar (en este caso, la marea), la temperatura y la conductividad (que se puede traducir en salinidad).

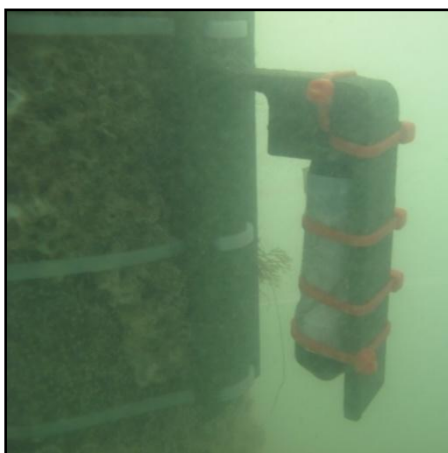


Figura 3.25 LTC instalado en un muelle

3.3.3.3 *Equipo Argonauta*

Este equipo (Figura 3.26) permite, como mayor ventaja, conocer el perfil de velocidades en la columna de agua, con una resolución de hasta 10 capas, a diferencia del 2DACM que entrega una medición de la velocidad sólo en el punto de su instalación. Registra además mediciones de presión y temperatura en el fondo marino (lugar de su instalación).

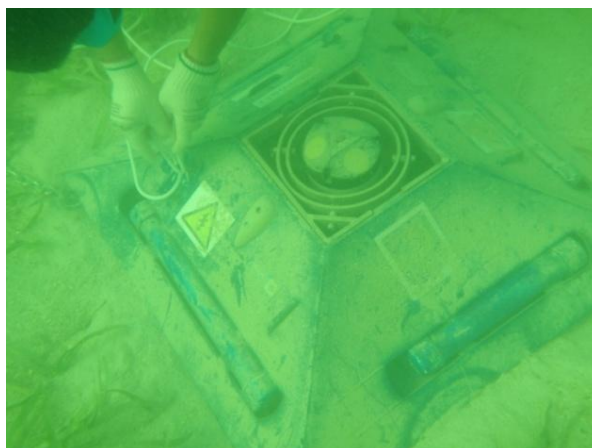


Figura 3.26 Argonauta instalado en el fondo marino

3.3.3.4 Ubicación de los equipos

La ubicación de los equipos fue seleccionada en función de las condiciones y facilidades en campo. La localización del Argonauta y el 2DACM se ilustra en la Figura 3.27. El LTC se encuentra instalado en un muelle dentro del puerto de abrigo de la API, representado en la misma figura como la Dársena de San Fco.

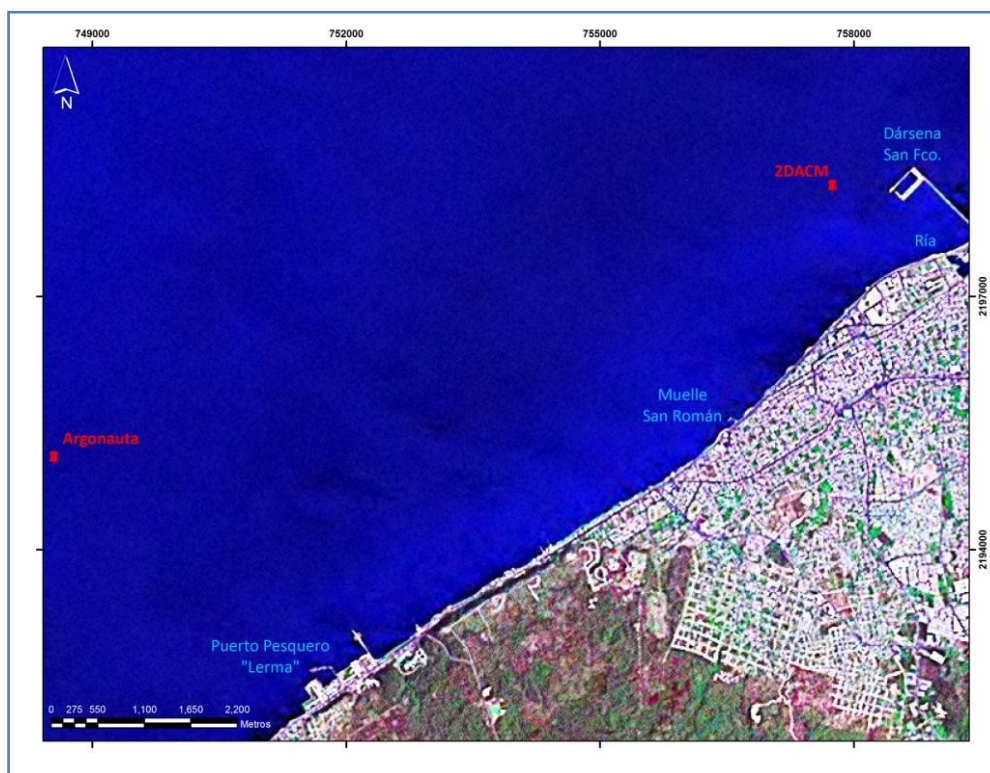


Figura 3.27 Ubicación de los equipos oceanográficos

El Argonauta es el único de los tres equipos que se encuentra fuera del actual dominio de modelación (Figura 3.23); sin embargo, y para fines de este trabajo, aunque esto no es lo ideal, tampoco es una gran desventaja, ya que sus mediciones pueden ser empleadas para comprobar la hipótesis de bidimensionalidad que se ha adoptado en este trabajo (para la implementación del modelo), como se retomará más adelante en esta tesis. Vale la pena mencionar que existen planes, por parte de EPOMEX, para completar la batimetría de San Francisco de Campeche, con el fin de que el dominio de

modelación incluya toda la bahía (ilustrada en la Figura 3.27), integrando así también las mediciones del Argonauta.

Como se ha mencionado, a diferencia del caso de Bahía de Banderas, en Campeche se cuenta con registro continuo de los parámetros antes citados (velocidades, temperatura, salinidad y elevación de la superficie libre), por lo que en este capítulo se omiten gráficas sobre los mismos, extrayéndose en el siguiente los periodos de interés y necesarios para aplicar y validar el modelo. Así pues, a continuación se describe, entre otras cosas, la obtención de parámetros cuya medición ha sido ocasional.

3.3.4 Parámetros hidrodinámicos

3.3.4.1 Nivel de marea

Aprovechando la ventaja que se tiene en Campeche de contar con un registro continuo de elevación de la superficie libre (Posada, *et al.*, 2010), se ha optado por una metodología distinta a la empleada en el caso de Banderas para obtener el nivel de marea. En este caso se han empleado directamente las mediciones en campo para derivar de ellas la marea astronómica, mediante un análisis de mínimos cuadrados empleando el programa T_TIDE para MATLAB (Ruiz, *et al.*, 2010; Pawlowicz, Beardsley, & Lentz, 2002). La predicción de la marea producto de este análisis, se compara contra la marea medida en la Figura 3.28. Las diferencias observadas pueden ser producto de muy diversas razones, que van desde errores inherentes al análisis, hasta eventos meteorológicos que provoquen marea de tormenta (no considerada en el análisis armónico clásico).

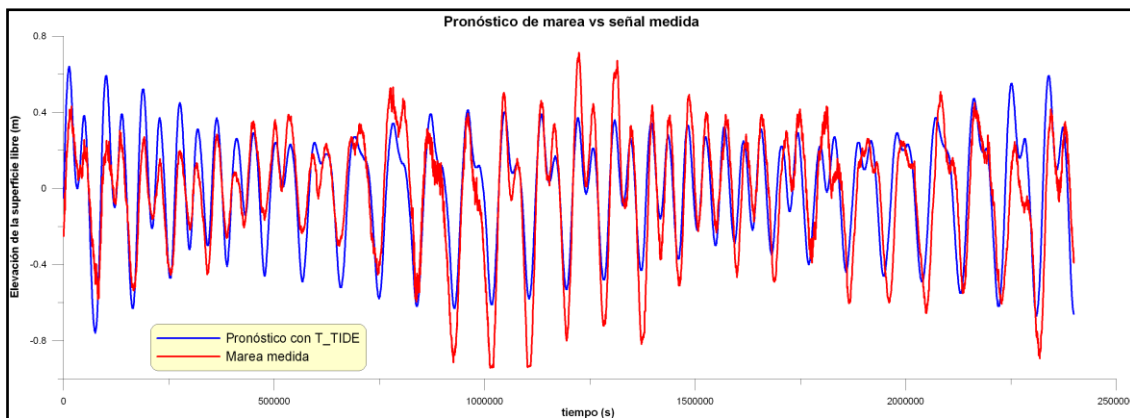


Figura 3.28 Ejemplo de marea pronosticada con T_TIDE contra marea medida en Campeche

3.3.4.2 Viento

Al igual que en el caso de Banderas, cuando se desea tomar en cuenta al viento como forzador del modelo hidrodinámico, su magnitud y dirección se pueden obtener de Silva, *et al.*, (2008), por estaciones o el promedio anual, que se ilustra en la Figura 3.29.

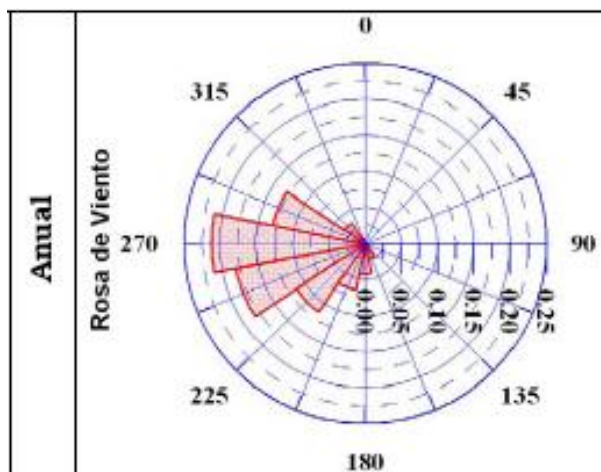


Figura 3.29 Rosa de viento anual para San Francisco de Campeche

3.3.5 Parámetros de calidad del agua

Desafortunadamente, como contraste, en San Francisco de Campeche, a pesar de contar con monitoreo continuo de variables útiles para el modelo hidrodinámico, existe muy poca información sobre las principales variables empleadas para estimar la calidad del agua, tales como los caudales y concentraciones descargadas.

Actualmente se han identificado 3 principales drenes en la bahía de Campeche; sin embargo, sólo existen datos sobre uno de ellos: la Ría de San Francisco, que en la Figura 3.27 se identifica como “Ría”. Incluso en este punto de vertido existe carencia de información, como se observa a continuación.

3.3.5.1 Caudales

Para conocer el caudal descargado por la Ría de San Francisco, se realizó una campaña el 30 de septiembre del 2010, durante la cual se tomaron medidas a cada hora, obteniendo así la variación del caudal durante un día entero (Figura 3.30). Esto muestra ventajas y desventajas ante el caso de Banderas, en el que se tiene una medición única diaria, para varios días, las cuales serán discutidas al final del presente capítulo.

Existe también el plan de realizar el aforo del caudal para distintos días representativos de las principales temporadas observadas en Campeche: temporada de estiaje, de lluvias y de nortes.

3.3.5.2 Concentración de coliformes fecales

En el caso de Campeche, se centra la atención en los coliformes fecales como indicador de la contaminación bacteriana (a diferencia de los enterococos en Banderas). De manera análoga a lo hecho con los caudales, en el mes de septiembre se tomaron muestras a cada 4 horas durante un día entero (Figura 3.31), lo que al igual que el caso de los caudales, muestra ventajas y desventajas con respecto a los valores diarios reportados en Banderas.

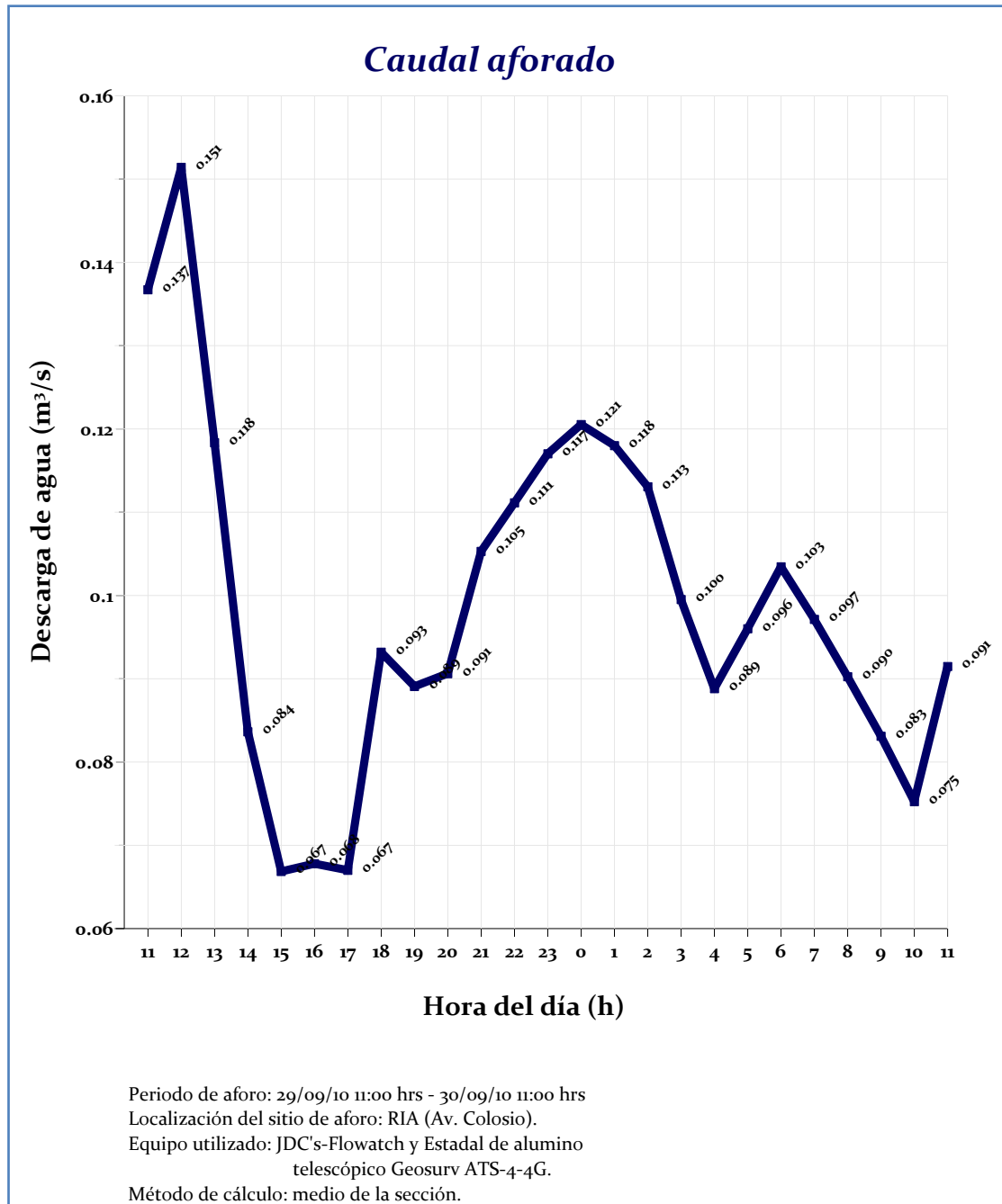


Figura 3.30 Medición del caudal descargado en la Ría de San Francisco a cada hora durante 24 horas

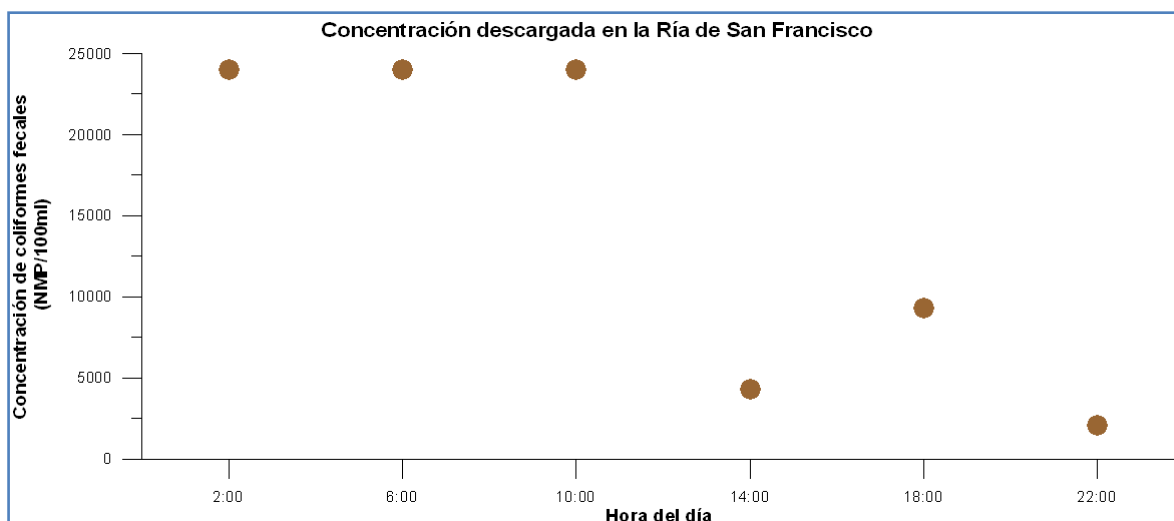


Figura 3.31 Medición de concentración de coliformes fecales en la Ría de San Francisco a cada 4 horas

3.4 Discusión sobre la cultura de medición en México

Sin lugar a dudas, el mejor escenario para la investigación es aquel en el que se cuenta con un registro de largo periodo y continuo de mediciones en campo, lo que permite no sólo alimentar y validar modelos numéricos como en el caso de esta tesis, sino también lograr un mejor entendimiento de la zona analizada, mediante estudios históricos y estadísticos.

Desafortunadamente este no es el caso de México (y de los países latinoamericanos en general), en donde comúnmente se tiene que trabajar con información insuficiente y poco confiable, lo que deriva en resultados y conclusiones basados en una buena cantidad de idealizaciones y suposiciones de muy dudosa validez. La razón de que esto suceda tiene un gran número de componentes, que van desde factores económico-políticos, hasta temas de carácter cultural.

En principio, la instalación y mantenimiento de equipos, necesarios para contar con un monitoreo permanente de datos, conlleva costos que pueden llegar a ser considerables. Si los gobiernos e instituciones competentes consideran estas medidas como inversiones más que gastos, los frutos a mediano y largo plazo pueden ser innumerables y muy beneficiosos, ya que buenas bases de datos ayudan enormemente a generar investigación y conocimiento de calidad, que puede ser aplicado en pro del país o región; tal es el caso de países como Brasil, China y la India, que han apuntalado sus crecientes economías destinando suficientes recursos a la educación y al desarrollo científico y tecnológico. Por otro lado, en nuestro país no tenemos una cultura de respeto hacia los instrumentos de medición; son numerosos los casos de equipos en el mar seriamente dañados o incluso robados, producto del vandalismo (por parte de pescadores en algunas ocasiones), por citar un ejemplo. Este problema, aunque aparentemente más complicado y polémico, muy probablemente podría ser atacado y disminuido considerablemente mediante una campaña de sensibilización y educación que adicionalmente se vería reflejada positivamente en otras esferas relacionadas (social, económica y cultural). A todo este gran problema se suma una componente más que merece ser mencionada: la cultura de compartir la información. Es común, en los

países latinoamericanos en general, que diversos grupos o instituciones estén realizando investigación en sitios comunes (y esto abarca todas las escalas: desde nivel países hasta nivel de grupos de investigación dentro del mismo país), debido a que el flujo de información y conocimiento entre ellos suele ser muy restringido o nulo. Es común encontrarse con instituciones que niegan acceso a su información, o lo confinan a convenios con un nivel de burocracia que, en la práctica, vuelven imposibles dichos convenios; e incluso existen casos en que la información o conocimientos que se comparten son deliberadamente erróneos... en pocas palabras, un eterno problema del país: la falta de trabajo en equipo.

Hablando del caso particular de esta tesis, se esperan, incluso antes de la aplicación de los modelos, altos niveles de incertidumbre en los resultados a obtener, particularmente en los referentes a la calidad del agua. Esto debido a que los parámetros de calidad medidos (a diferencia de los hidrodinámicos, que caen en un rango de calidad aceptable) pueden llegar a ser muy deficientes, según se explica a continuación.

Conocer la variación hora a hora (por fijar un intervalo orientativo), tanto del caudal como de la concentración descargada de contaminación bacteriana, es de suma importancia, ya que la tasa de cambio en la concentración de esta clase de contaminante es muy alta a lo largo del día (pues depende en gran medida, como se mencionó en el capítulo anterior, de la radiación solar), por lo que un valor único al día (ya sea puntual o promedio) generalmente no ofrece muy buena información para fines de modelación; pero ¿durante cuántos días se deben tener mediciones? Eso depende de la aplicación en sí del modelo (si es para predicción, caracterización, simulación de un escenario pasado o uno probable, etc.), pero en general es conveniente tener información sobre un ciclo completo, es decir, un año. No obstante, es poco factible pensar que se pueden tener mediciones a cada hora durante los 365 días del año, por lo que un buen comienzo es identificar las temporadas características del año (como lluvias, estiaje, nortes, etc.) y fijar un número adecuado de días para representar cada una, así como el intervalo entre mediciones al día, en función del propósito de la simulación.

En la bahía de Banderas se cuenta con un dato por día (de caudales y concentraciones) durante las distintas temporadas; esto ofrece una buena idea de cómo cambian las condiciones en distintas épocas del año; sin embargo, no es muy útil si se quiere predecir la limpieza de las playas a distintas horas del día, por ejemplo, ya que se supone un valor constante de concentración descargada, lo cual puede resultar en subestimar o sobreestimar las condiciones reales durante buena parte de la jornada. En cuanto a la suposición de un caudal constante, idealmente debería realizarse un estudio para analizar la validez de esta hipótesis, pues debe tenerse en cuenta que a diferencia de Campeche (donde el caudal es claramente variable, según se aprecia en la Figura 3.30), en Banderas se descarga mediante ríos y no drenaje, por lo que este supuesto podría llegar a ser válido. A esto se suma además otro factor, identificado particularmente en esta bahía: las descargas no controladas, producto, en su mayoría, de la gran industria turística establecida en las cercanías de la costa, lo cual agrega aún más incertidumbre a los datos de entrada y, por lo tanto, a los resultados.

En San Francisco de Campeche, por otro lado, se tiene información de la variación durante 24 horas de caudales y concentraciones, pero sólo para un día; además, debe recordarse que de los 3 principales drenes identificados hasta ahora, se tiene información solamente de uno, lo cual, en conjunción con lo anterior –sobra decirlo,

limita en demasía los alcances de un estudio sobre calidad del agua, por lo que, en resumen, en esta bahía queda mucho por hacer... afortunadamente, existen ya planes de llevarlo a cabo próximamente.

Finalmente, vale la pena señalar que las limitaciones recién expuestas son un problema típico al que se enfrenta todo aquel que desea hacer investigación en el país, y la única manera de combatirlo es comenzar lo antes posible a registrar mediciones, para que en unas décadas no sea éste un impedimento más hacia el desarrollo; sin embargo, para esto es primordial convencernos primero de la importancia que tiene para la nación la generación de conocimientos y herramientas basados en la investigación, lo cual es un propósito fundamental e implícito de trabajos como el presente.

Capítulo 4
APLICACIÓN Y VALIDACIÓN DEL
MODELO

4 APLICACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO

4.1 Introducción

En el presente capítulo se comparan los resultados de las simulaciones numéricas contra los datos obtenidos en campo (después de un debido proceso de calibración), tanto para parámetros hidrodinámicos como de calidad del agua. Además se busca comprender mejor el comportamiento de las zonas estudiadas (Bahía de Banderas y Campeche) mediante la modelación de diversos escenarios ficticios enfocados a generar un mayor conocimiento de los procesos de hidrodinámica y transporte de sustancias en las bahías analizadas, bajo determinadas condiciones.

4.2 Bahía de Banderas

4.2.1 Puntos de estudio

Con base en los puntos de muestreo detallados en el capítulo anterior (Figura 3.6 y Tabla 3.1), y después de la interpretación de resultados de diversas modelaciones, se han seleccionado 6 puntos de estudio que serán analizados en esta sección. Estos puntos (cuya ubicación se ilustra en la Figura 4.1) buscan ser representativos de los datos recabados en campo; su correspondencia con los puntos de monitoreo presentados en el capítulo anterior y las principales zonas de la bahía se detalla en la Tabla 4.1.

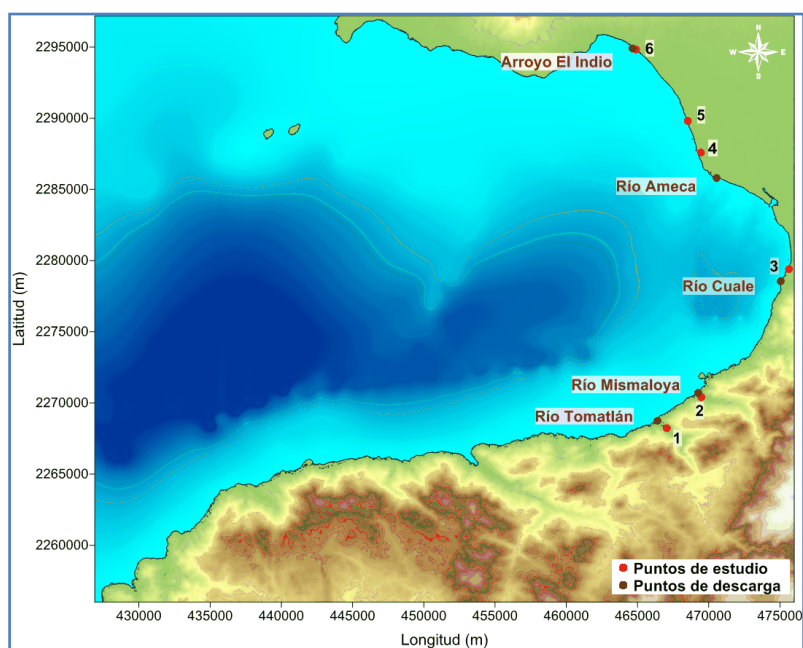


Figura 4.1 Ubicación en el dominio de los puntos de estudio

Tabla 4.1 Correspondencia entre los puntos de estudio en las simulaciones numéricas y los puntos de monitoreo en campo y zonas de la bahía de Banderas

Punto	Zona de la bahía	Puntos en la FIGURA
1	Playas Tomatlán	A y B
2	Playas Mismaloya	C y D
3	Playas de Puerto Vallarta	E, F, G y H
4	Playas de Nuevo Vallarta	I
5	Playas de Nuevo Vallarta	J
6	Playas Bucerías	K y L

4.2.2 Modelación hidrodinámica

Debido a que en la bahía de Banderas no se cuenta con mediciones de parámetros hidrodinámicos, no ha sido posible el proceso de calibración y validación en este rubro, de manera que sólo se ha modelado un escenario, abarcando 30 días y tomando en cuenta únicamente la marea astronómica (sin viento). Se ha escogido el periodo del 15 de julio al 15 de agosto del 2010 como tiempo a simular, en función de la disponibilidad de información en campo (de calidad del agua).

4.2.2.1 Superficie libre

Como se mencionó en el Capítulo 1, se puede obtener la superficie libre, tanto para el dominio entero como para ciertos puntos de interés. El primer tipo de resultados (en el dominio) es útil principalmente para simular posteriormente la calidad del agua, aunque también sirve para dar una idea de la deformación que pudiera sufrir la onda de marea en alguna(s) zona(s) de la bahía. La Figura 4.2 ilustra la superficie libre para un instante en llenante cerca de la bajamar. La Figura 4.3 muestra la respuesta a la señal de marea en la superficie libre de 3 puntos situados en distintas áreas de la bahía (evolución temporal).

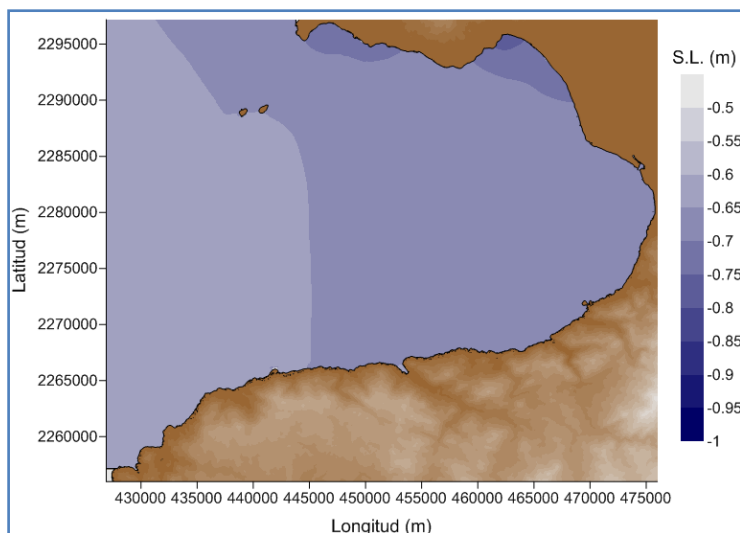


Figura 4.2 Superficie libre en el dominio (Bahía de Banderas)

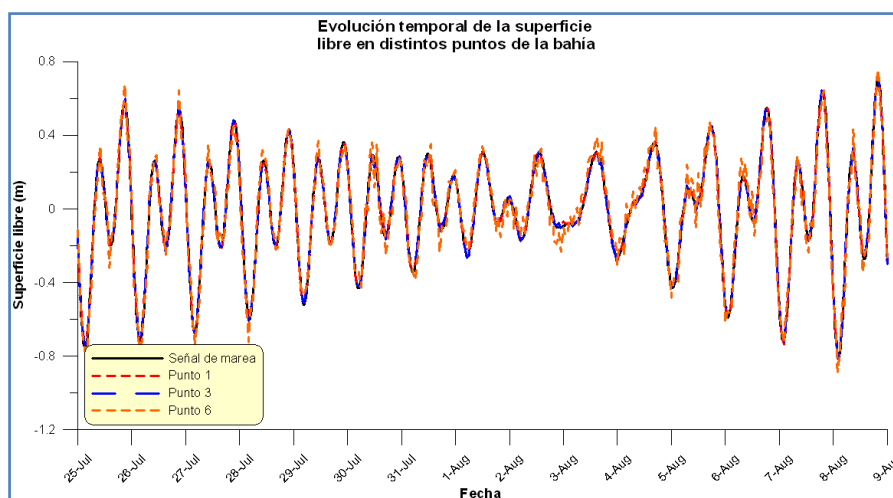


Figura 4.3 Respuesta en la superficie libre de los puntos 1, 3 y 6 a la señal de marea

Como se puede observar en las figuras anteriores, la deformación de la onda de marea en la bahía es mínima, de manera que los puntos 1 y 3 tienen una respuesta prácticamente igual a la señal de marea, por su parte, el punto 6 presenta una ligera deformación (más clara en la bajamar), así como un ligero desfase en la respuesta (más evidente en la Figura 4.2).

4.2.2.2 Velocidades

En la Figura 4.4 se muestra el campo de velocidades en el dominio para un instante cerca de la pleamar y hacia vaciante. Como es de esperarse, las velocidades son relativamente bajas en general (por la dimensión y configuración de la bahía y batimetría, además de tratarse de la pleamar), con las mayores amplitudes alcanzadas hacia el norte (debido presumiblemente a la batimetría en esa zona) y cerca de las islas.

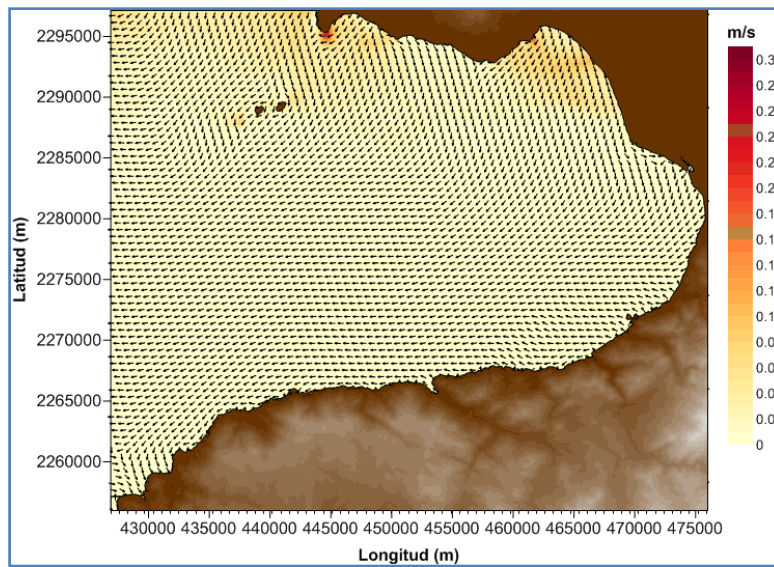


Figura 4.4 Campo de velocidades para Bahía de Banderas (pleamar)

4.2.3 Modelación de la calidad del agua

Con base en las mediciones de campo obtenidas por el CIDETEQ (CONACYT, 2010), se procuró recrear un escenario real, con el fin de comparar los resultados obtenidos de la simulación con los datos en campo. Por otro lado, y con el propósito de conocer el comportamiento de la bahía en cuanto a su capacidad de “auto-limpieza” ante condiciones de contaminación, se diseñó un escenario donde se modeló la dispersión de un contaminante conservativo. Finalmente se llevó a cabo una serie de modelaciones en que se descargan enterococos, variando diversos parámetros, con el propósito de generar un diagnóstico (cualitativo) de la bahía.

4.2.3.1 Validación del modelo de calidad del agua (Escenario real)

Los valores generados por medio del modelo se compararon contra los datos obtenidos en los puntos de muestro, guardando la correspondencia detallada en la Tabla 4.1; en ocasiones se han promediado los valores de puntos vecinos con el fin de conseguir un dato representativo por zona. Las Figuras 4.5 a la 4.8 contrastan los valores pronosticados por la simulación con la información de campo para las distintas playas cercanas a cada uno de los ríos de descarga. Se ha omitido lo referente a los puntos 4 y 5

(cercanos al río Ameca), debido a que se encontró poca o nula relación entre lo estimado y lo medido, las razones de lo cual serán discutidas más adelante.

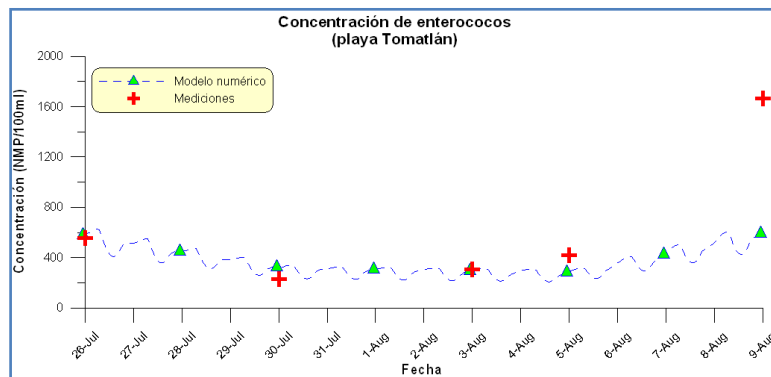


Figura 4.5 Concentraciones medidas y calculadas para el río Tomatlán y alrededores

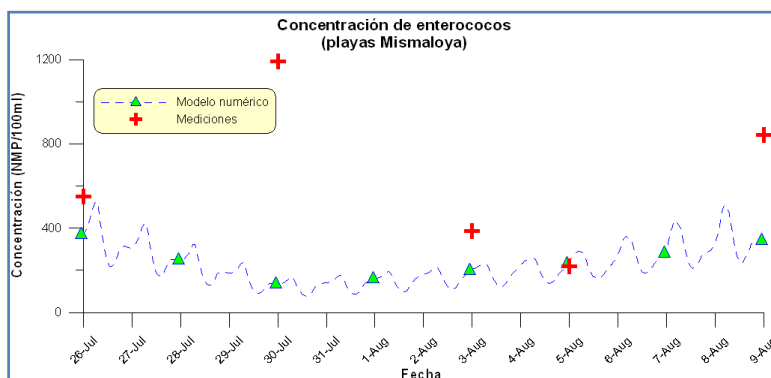


Figura 4.6 Concentraciones medidas y calculadas para el río Mismaloya y alrededores

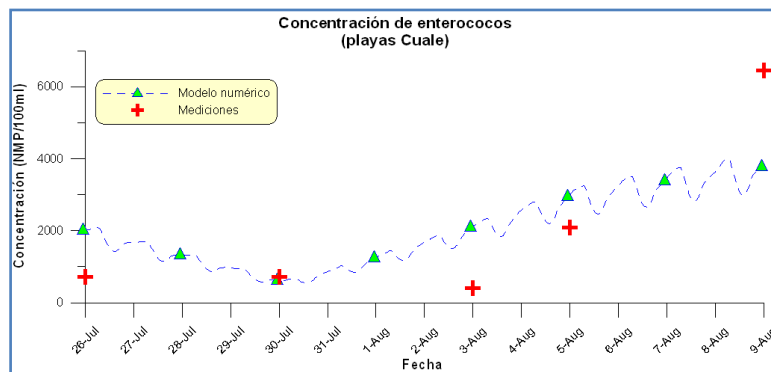


Figura 4.7 Concentraciones medidas y calculadas para el río Cuale y alrededores

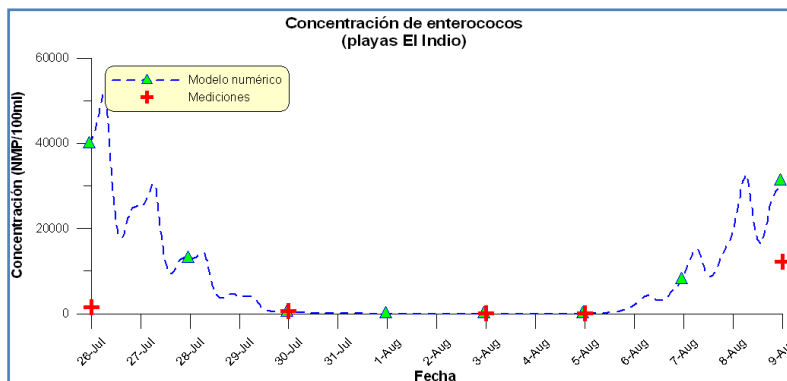


Figura 4.8 Concentraciones medidas y calculadas para el arroyo El Indio y alrededores

En principio, es muy importante resaltar que con tan poca información de campo (en promedio, una medición puntual cada 3 días) es prácticamente imposible, tanto efectuar una correcta y confiable ejecución del modelo numérico, como realizar un adecuado proceso de calibración y validación del mismo. Sin embargo, observando las figuras anteriores, se encuentran resultados alentadores, ya que, a pesar de las carencias ya mencionadas, se puede notar una buena correspondencia en la mayoría de los casos y para buena parte del tiempo de simulación.

Las diferencias observadas entre lo calculado y lo medido pueden deberse a muy diversas razones (discutidas explícita e implícitamente en capítulos anteriores de esta tesis, particularmente en el 3), las cuales se pueden englobar y resumir en:

1. Carencia de información en campo
2. Descargas de contaminantes no controladas o no identificadas
3. Simplificaciones y pérdida de precisión intrínseca del modelo
4. Gran incertidumbre inherente a la simulación de indicadores bacterianos (alrededor del 500%)
5. Eventos extremos (grandes lluvias, por ejemplo)
6. Desconocimiento de las variaciones temporales tanto de los caudales de los ríos como de su concentración de contaminantes (implícito en el primer punto).

Estos puntos serán retomados en la parte final de este trabajo.

La razón por la cual no se ha encontrado relación entre lo modelado y lo medido para los puntos 4 y 5 puede encontrarse implícita en las cinco anteriores; sin embargo, lo que sucede en estos casos, es que estos puntos coinciden con la zona conocida como Nuevo Vallarta, un área con una importante infraestructura hotelera y de entretenimiento turístico. Si se analiza la Figura 4.1 se observará que la única descarga cercana a esta zona es el río Ameca, que de hecho está relativamente lejana, y no se han considerado las descargas locales no controladas que existen en la realidad. Por esta razón, en todas las simulaciones, los puntos 4 y 5 presentaron valores cercanos a cero, mientras que en la información de campo, se podía notar contaminación considerable en esta región (Figura 3.15). En todo caso, ésta es sólo una hipótesis que debería ser comprobada en un futuro, al considerar en la simulación las descargas de la región de Nuevo Vallarta.

4.2.3.2 Escenarios ficticios

Con el propósito de entender el comportamiento de la bahía bajo diversas circunstancias, se planeó una serie de escenarios, que si bien no buscan recrear casos reales, los distintos valores utilizados como parámetros de entrada (y la combinación entre ellos) sí corresponden a condiciones típicas de la zona (como se comprobará a continuación). Un par de variables más que fueron incluidas en el diseño de estos escenarios fueron las normas mexicanas que rigen la concentración de enterococos máxima permisible para la descarga de aguas residuales (NOM-001-ECOL-1996) y los límites máximos de enterococos permitidos para catalogar el agua como apta para su uso recreativo (NOM-003-ECOL-1997). La Tabla 4.2 sintetiza lo más trascendente de cada escenario simulado; a su vez, la Tabla 4.3 detalla los valores utilizados en las modelaciones y necesarios para interpretar adecuadamente la primera de las tablas.

Tabla 4.2 Síntesis de los escenarios modelados en Banderas

Escenario	Tipo de contaminante	Caudales	Concentración descargada	Nubosidad
1	Conservativo	El máximo medido en cada punto de descarga (constante durante 5 días y nulo los siguientes)	100 mg/l (constante) en todos los puntos de descarga	No Aplica
2	Enterococos	El máximo medido en cada punto de descarga (constante)	La máxima concentración medida en cada punto de descarga (constante)	0/8
3	Enterococos	El máximo medido en cada punto de descarga (constante)	Superior a la establecida por la norma: 3000 NMP/100 ml (constante e igual en todos los puntos de descarga)	0/8
4	Enterococos	El máximo medido en cada punto de descarga (constante)	Inferior a la establecida por la norma: 1000 NMP/100 ml (constante e igual en todos los puntos de descarga)	0/8
5	Enterococos	El máximo medido en cada punto de descarga (constante)	Inferior a la establecida por la norma: 1000 NMP/100 ml (constante e igual en todos los puntos de descarga)	6/8
6	Enterococos	El mínimo medido en cada punto de descarga (constante)	La máxima concentración medida en cada punto de descarga (constante)	0/8
7	Enterococos	El mínimo medido en cada punto de descarga (constante)	La máxima concentración medida en cada punto de descarga (constante)	6/8
8	Enterococos	El mínimo medido en cada punto de descarga (constante)	Superior a la establecida por la norma: 3000 NMP/100 ml (constante e igual en todos los puntos de descarga)	0/8
9	Enterococos	El mínimo medido en cada punto de descarga (constante)	Inferior a la establecida por la norma: 1000 NMP/100 ml (constante e igual en todos los puntos de descarga)	0/8

Tabla 4.3 Valores empleados en las simulaciones de Banderas

Río/arroyo	Caudal (m ³ /s)		Concentración (NMP/100ml)	Norma de descarga (límite máximo permisible)
	Máximo	mínimo	Máxima	2000 NMP/100ml
Tomatlán	30	2.5	6300	
Mismaloya	7	0.17	3000	
Cuale	30	1.2	10240	
Ameca	400	150	46000	
Indio *	4	0.1	310000	

*Como se mencionó en el capítulo anterior, las circunstancias en campo no permitieron obtener datos sobre el caudal del arroyo El Indio, de manera que éstos se han supuesto en función de las observaciones reportadas por parte del personal del CIDETEQ.

4.2.3.2.1 Contaminante conservativo

Con el fin de conocer la tendencia de la bahía a contaminarse y su capacidad de auto-saneamiento, se diseñó un escenario en que se descarga un contaminante conservativo de manera que durante los primeros 5 días existe un vertido constante, que se interrumpa súbitamente en los días siguientes, como se ilustra en la Figura 4.9.

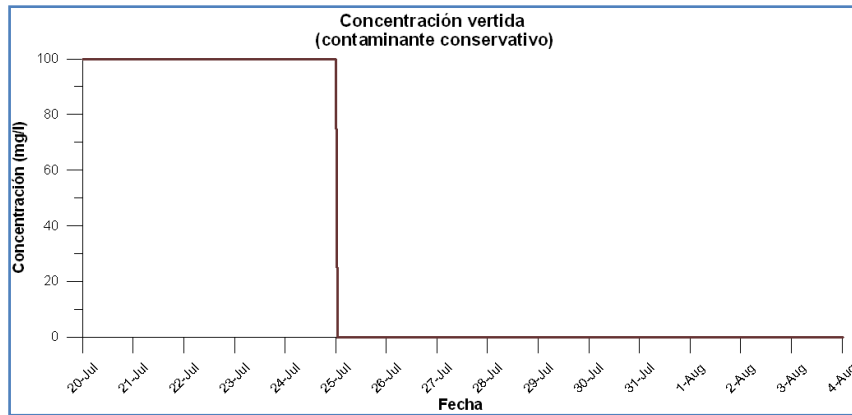


Figura 4.9 Condiciones de vertido de contaminante conservativo para Bahía de Banderas

La Figura 4.10 representa un mapa de concentración en todo el dominio para el máximo instante de contaminación (exactamente después de 120 horas o 5 días simulados). Por otro lado, en la Figura 4.11 se muestra la evolución temporal del contaminante en los distintos puntos de estudio. Se añade además en dicha figura la señal de marea, con el fin de identificar la correlación existente entre la variación de la concentración y la de la superficie libre.

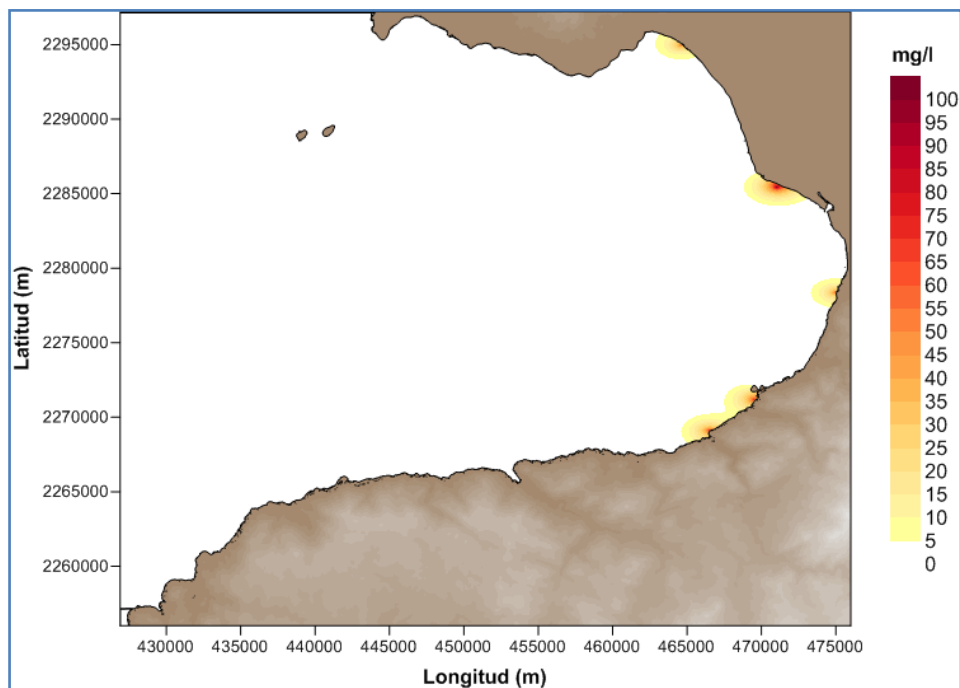


Figura 4.10 Contaminación máxima en la bahía de Banderas (contaminante conservativo)

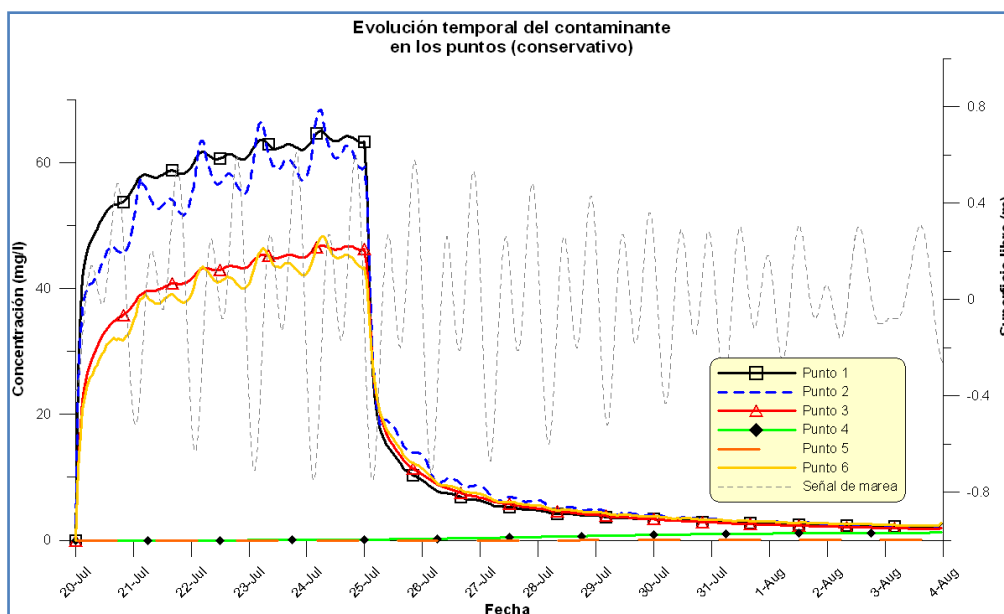


Figura 4.11 Evolución temporal del contaminante conservativo en los puntos de estudio

La mayor conclusión que se puede deducir de la Figura 4.10 es que el problema de contaminación en la bahía de Banderas se limita meramente a la zona costera, ya que, debido a su magnitud, el cuerpo de agua dentro de la bahía se encuentra fuera de riesgo, lo que podrá comprobarse o refutarse mediante la modelación de un contaminante no conservativo. De la Figura 4.11 se observa que, debido a la configuración y dimensión de la bahía, todos los puntos cercanos a un río (1, 2, 3 y 6) presentan un patrón muy similar en el proceso de contaminación y auto-saneamiento, siendo este último de tipo exponencial (muy rápido); sin embargo, los puntos más alejados de una descarga (4 y 5) muestran un crecimiento lineal en la concentración, que aunque despreciable, parece ser constante (existe una tendencia a contaminarse mientras otras zonas de la bahía se limpian). Finalmente se observa una variación en la concentración durante el proceso de polución (más clara en los puntos 2 y 6), que obedece a la hidrodinámica, correspondiendo las crestas (picos más altos) de la concentración a las bajamares, y los valles (puntos más bajos) a las pleamares.

4.2.3.2.2 Contaminante no conservativo (Enterococos)

Con el objeto de comprobar la hipótesis recién formulada sobre la inmunidad a la contaminación bacteriana del cuerpo de agua al interior de la bahía (y por tanto, el confinamiento de la polución a la franja costera), se presenta en la Figura 4.12 un mapa de concentración para el instante de mayor contaminación del caso extremo simulado: el escenario 2 (máximo caudal observado descargando la máxima concentración medida en cada punto de vertido, ambas variables constantes durante la simulación). Se delimita con una línea verde la zona con una concentración mayor a 240 NMP/100ml, que es límite para catalogar el agua como apta para su uso recreativo, según la norma mexicana.

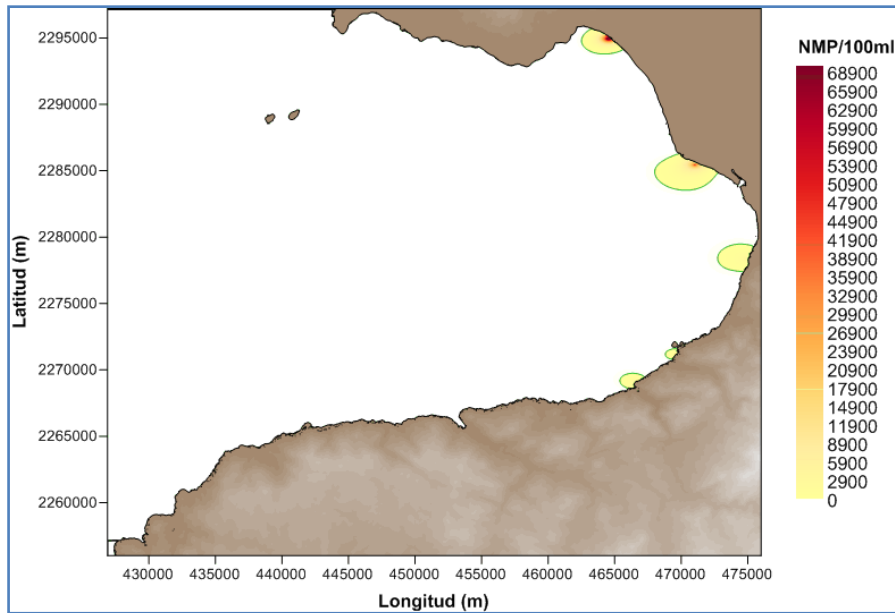


Figura 4.12 Instante de máxima concentración para el caso extremo simulado en la bahía de Banderas

Se observa que, aún para un caso extremo, a pesar de que las zonas contaminadas llegan a ser considerables, el interior de la bahía se encuentra fuera de riesgo, así como buena parte de la línea de costa (incluida la región que contiene los puntos 4 y 5).

En las Figuras 4.13 a 4.21 se sintetizan los resultados de los 8 escenarios modelados para enterococos; además, en la Figura 4.22 se comparan los escenarios 4 y 5 para el punto 6, con el propósito de estudiar la influencia que la nubosidad pudiera tener en la evolución temporal de la concentración (recordando que la nubosidad se mide en octavos de cielo cubierto; por tanto, 0/8 corresponde a un cielo completamente despejado). Se ha señalado en estas figuras, con una línea verde punteada, el límite máximo permisible (L.M.P.) por la norma mexicana para catalogar las aguas costeras como adecuadas para su uso recreativo (240 NMP/100ml), como un parámetro de referencia. Al igual que en el caso del contaminante conservativo, se ha añadido la variación temporal de la superficie libre, con el objeto de analizar la posible relación entre la marea y el comportamiento del contaminante.

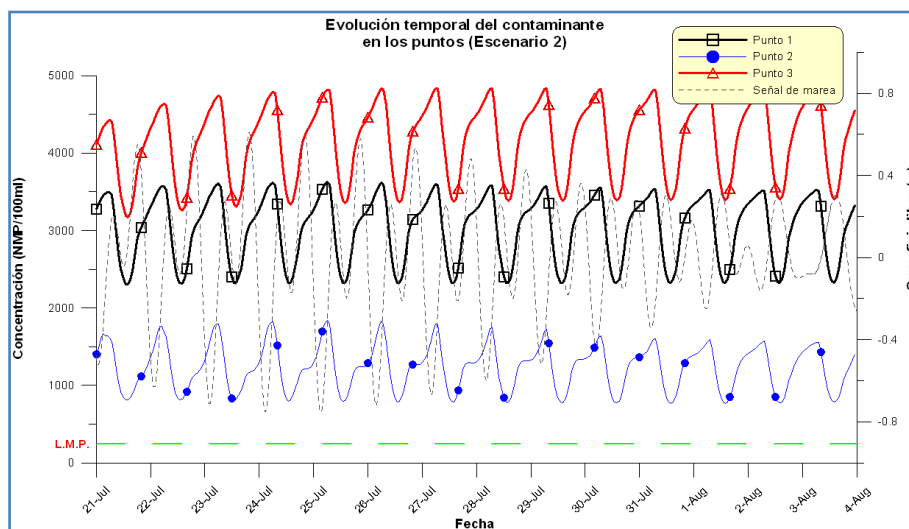


Figura 4.13 Evolución temporal de enterococos en los puntos 1, 2 y 3 (Escenario 2)

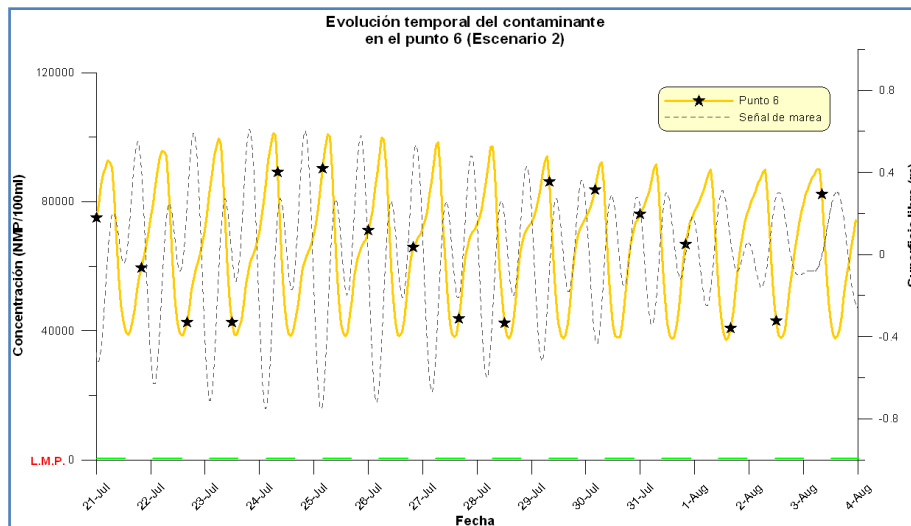


Figura 4.14 Evolución temporal de enterococos en el punto 6 (Escenario 2)

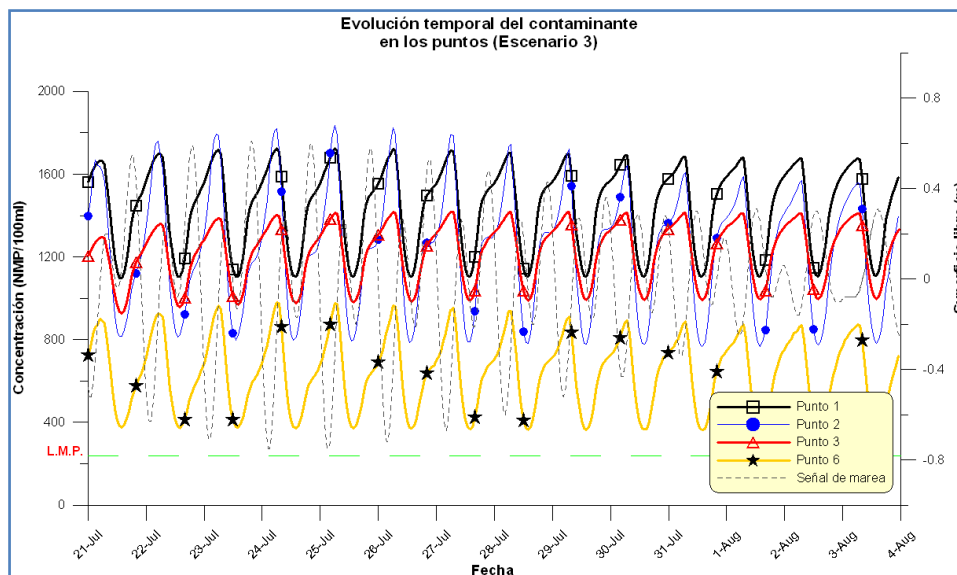


Figura 4.15 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 3)

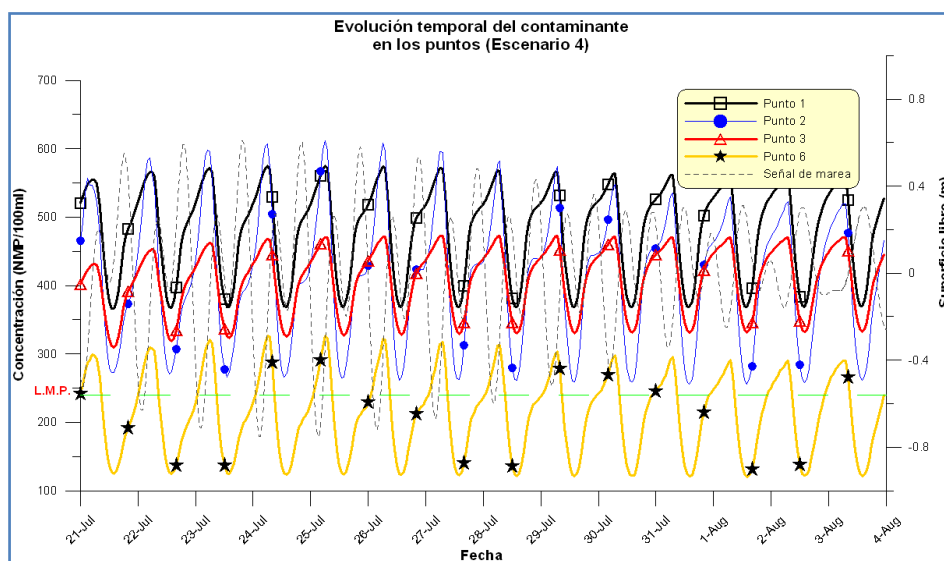


Figura 4.16 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 4)

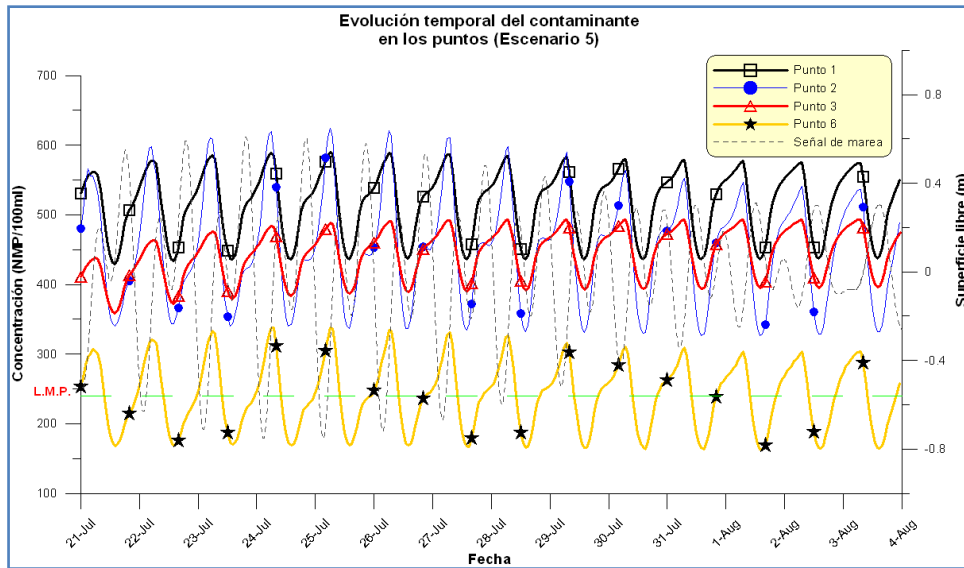


Figura 4.17 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 5)

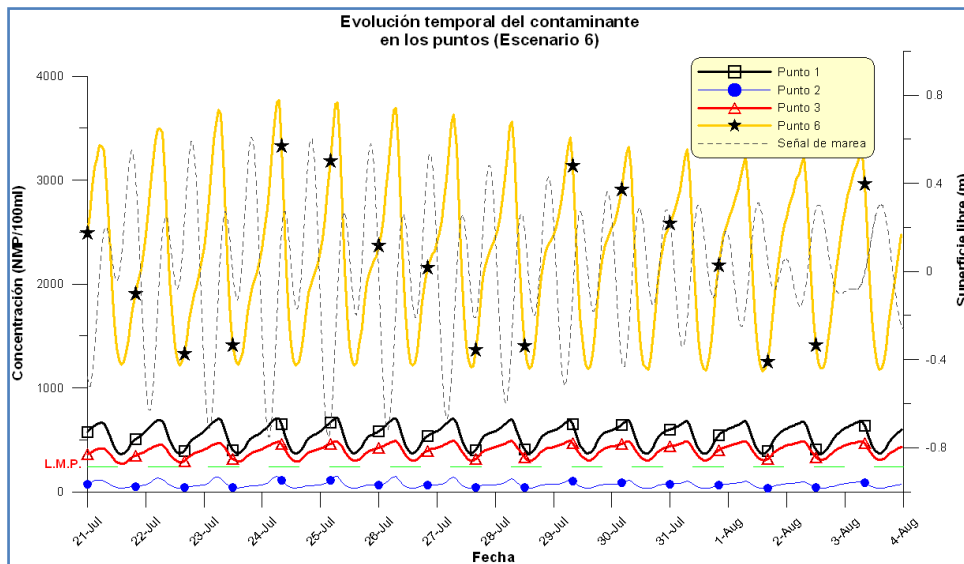


Figura 4.18 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 6)

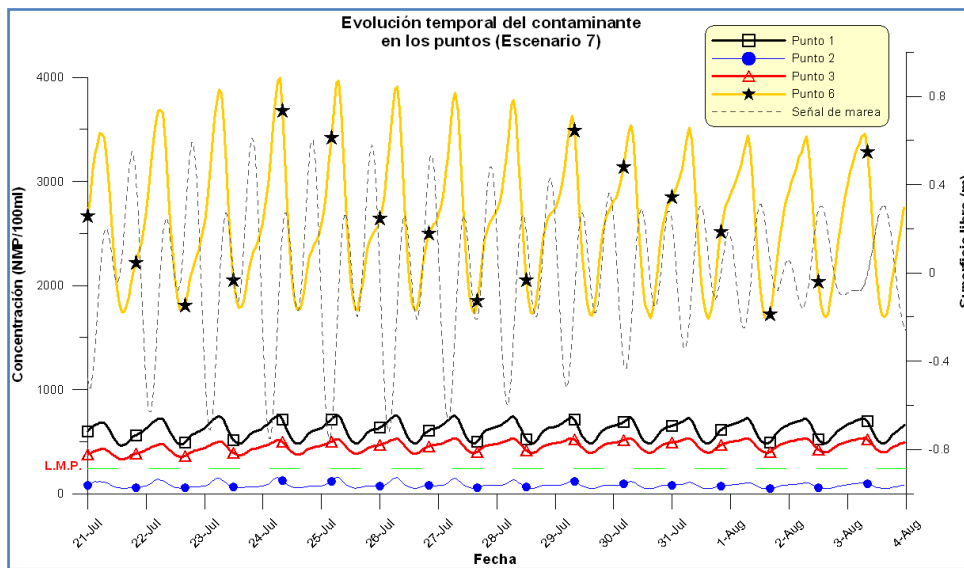


Figura 4.19 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 7)

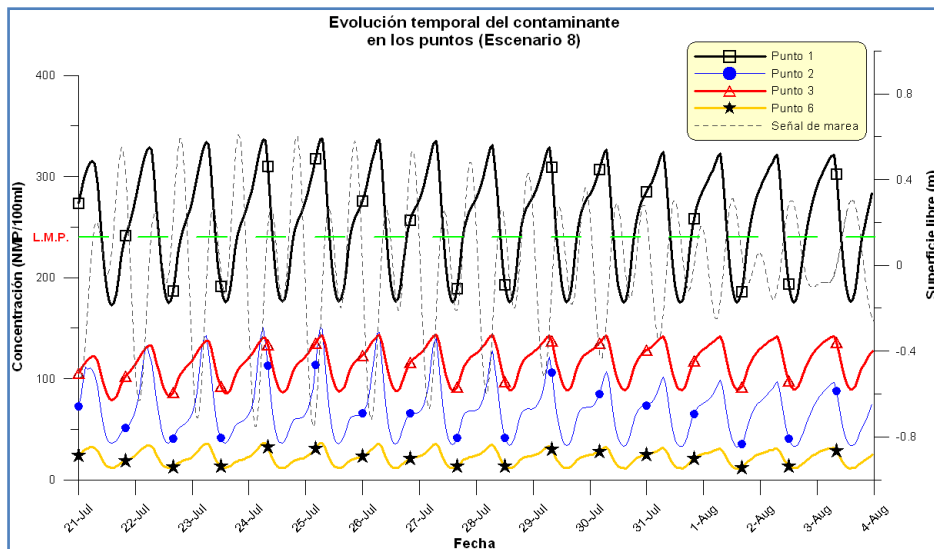


Figura 4.20 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 8)

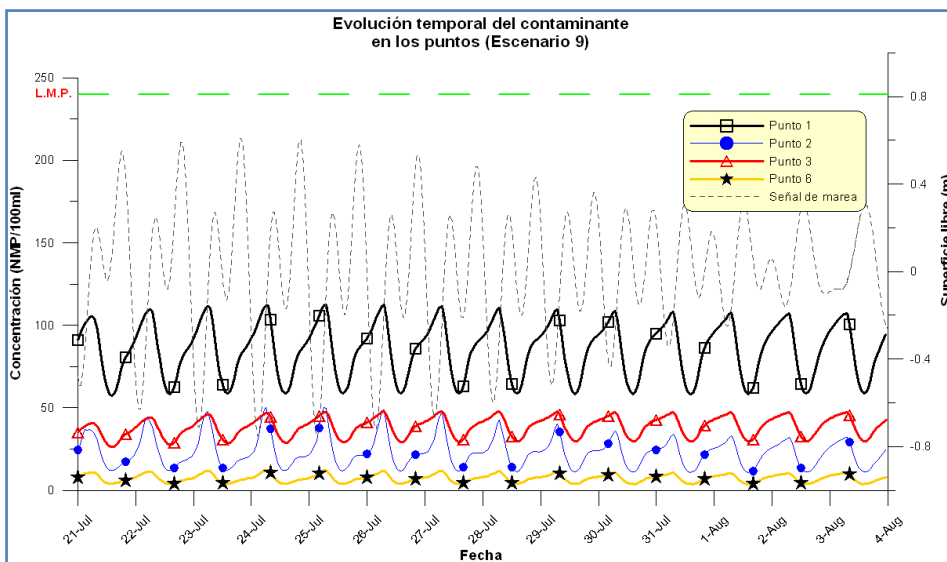


Figura 4.21 Evolución temporal de enterococos en los puntos de estudio (Escenario 9)

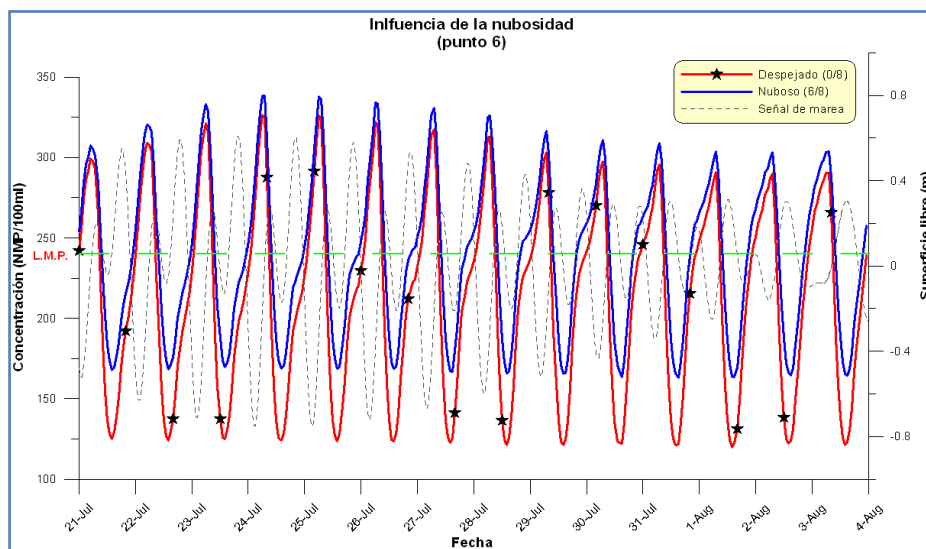


Figura 4.22 Escenario 4 vs Escenario 5 para el punto 6

Sobre las figuras anteriores, la primera conclusión que salta a la vista es lo ya ampliamente reportado en la literatura (ver Capítulo 2): la predominancia de la radiación solar en el decaimiento de las bacterias, y por lo tanto, en la disminución de la concentración de las mismas. Señalando que las gráficas empiezan a las 00:00 hrs del 21 de julio, es evidente que los mayores valores de concentración se encuentran en horas nocturnas y los menores en diurnas; siendo la diferencia entre ambos bastante considerable (del orden del 75% de reducción en la concentración máxima en algunos casos). Tomando en cuenta que tanto el caudal como la concentración descargados se han considerado constantes durante cada modelación, se esperaría encontrar en estas figuras la respuesta a la variación de la hidrodinámica, generada por la marea; lo cual sucede y es más evidente en la Figura 4.22, y en general en el punto 6 para los escenarios 2, 6 y 7 (Figuras 4.14, 4.18 y 4.19). Analizando dichas gráficas se observa una envolvente en las curvas (del punto 6), que obedece a la componente de menor frecuencia de la señal de marea, concluyéndose que la mayor variación en la concentración (mayor diferencia entre concentraciones máxima y mínima alcanzadas) se da en las mareas vivas, y lo contrario para las muertas.

Por otro lado, se puede notar la sensibilidad que presenta la evolución temporal de la concentración del contaminante al caudal y concentración de vertidos. El punto 6, por ejemplo, puede pasar de ser el más contaminado a ser el más limpio de los cuatro, al variar la concentración y dejar fijo el caudal (Escenario 2 vs Escenario 3); mientras que, dejando fija la concentración y cambiando el caudal, el punto 1 pasa a ser más/menos contaminado que el 3 (Escenario 2 y Escenario 6). Implícitamente se puede deducir además que la distancia del punto de estudio al río de descarga es también de suma importancia; razón por la cual, los puntos 4 y 5, a pesar de encontrarse “ceranos” al río más caudaloso (Ameca), su lejanía y la respuesta de la bahía a la señal de marea los excluye de toda posibilidad de contaminación en todos los casos modelados (inclusive el escenario extremo: el 2).

Con base en el parámetro fijado por la norma mexicana para considerar seguro el uso recreativo de las aguas costeras, se pueden obtener algunas conclusiones más. Son diversos los escenarios (4, 5 y 8) en que algún punto se encuentra en ciertos momentos fuera y en otros dentro de la norma; evidentemente, las horas en que estos puntos se encuentran dentro de lo reglamentado son las horas de sol, lo cual tiene fuertes implicaciones prácticas, por ejemplo, para protección de los bañistas en las playas (valdría entonces la pena concentrarse en este caso en la calidad del agua de las playas en horas diurnas, que es cuando éstas son más frecuentadas por los bañistas). En general, el punto 1 (cercano al río Tomatlán) suele ser el que mayores problemas de contaminación presenta, y por el contrario, el punto 2 (contiguo al río Mismaloya) tiende a encontrarse fuera de riesgo de polución (al ser el único que se encuentra bajo la norma en 4 de los 8 escenarios simulados). El escenario 9 es el único en el que todos los puntos se encuentran por debajo del límite permitido.

Finalmente, la Figura 4.22 permite analizar la influencia que tiene la nubosidad en la concentración de enterococos, impactando directamente en las concentraciones máximas y mínimas alcanzadas (incrementando ambas), así como en las horas al día en que el punto se encuentra fuera o dentro de la norma.

4.3 San Francisco de Campeche

4.3.1 Puntos de estudio

En función de la disposición de equipos de medición y de las peculiaridades de la zona de estudio se han grabado resultados, durante las modelaciones, en los 6 puntos de estudio ilustrados en la Figura 4.23, en donde se incluyen además los 3 puntos identificados de descarga de contaminantes. Los puntos 1 y 5 fueron seleccionados, por ejemplo, en función de la ubicación de los equipos para medir velocidades y superficie libre, respectivamente.

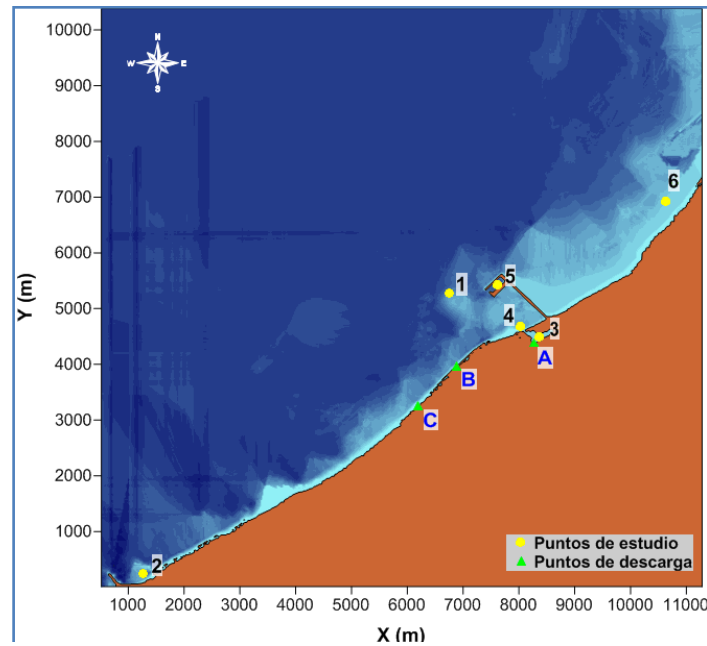


Figura 4.23 Ubicación de los puntos de estudio y vertido en la bahía de Campeche

4.3.2 Validación del modelo hidrodinámico

Con base en las mediciones disponibles, se simuló el mes de septiembre del 2010, considerando únicamente a la marea como forzador del modelo (sin viento). Los resultados de superficie libre y velocidades obtenidos mediante la modelación numérica fueron comparados con la información arrojada por los equipos oceanográficos, lo que dio lugar a un proceso de calibración, modificando en cada corrida el valor de la fricción en el fondo, hasta llegar al resultado óptimo.

4.3.2.1 Superficie libre

En la Figura 4.24 se compara la superficie libre calculada por el modelo (en el punto 5) con la registrada por el LTC. En general se observa una muy buena correspondencia entre ambas curvas; aunque este ajuste podría mejorar al calibrar el nivel cero de referencia de lo registrado por el instrumento de medición.

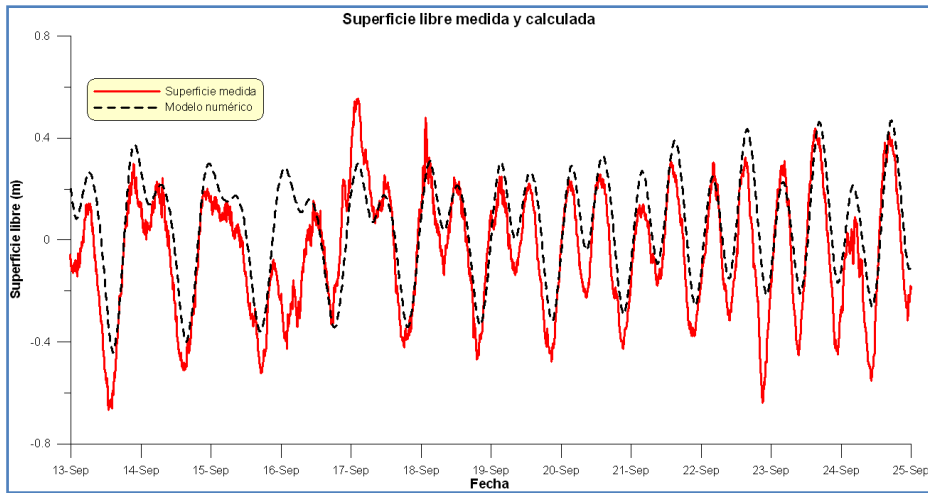


Figura 4.24 Comparación entre superficie libre medida y calculada

La Figura 4.25 ilustra la superficie libre en el dominio para un instante en la bajamar. Como es de esperarse (dadas la batimetría y configuración de la línea de costa), no se presenta mayor deformación o desfase en la onda de marea, lo que puede comprobarse en la Figura 4.26, que presenta la respuesta en la evolución temporal de la superficie libre de los puntos de estudio a la señal de marea.

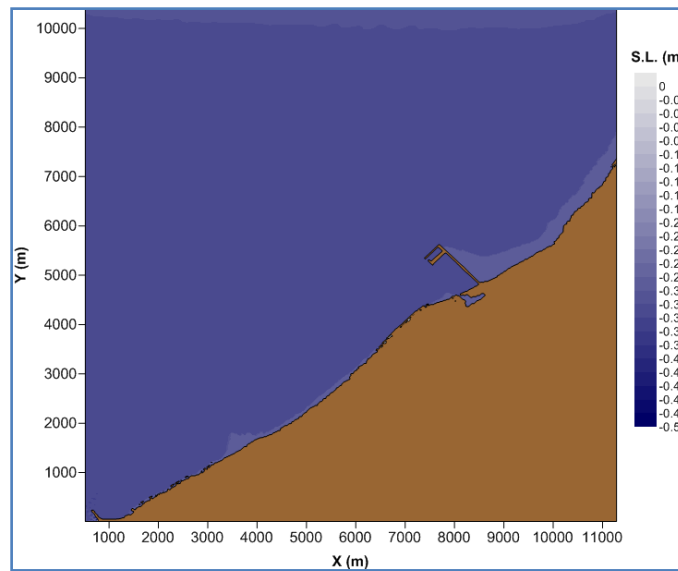


Figura 4.25 Superficie libre en la bahía de Campeche

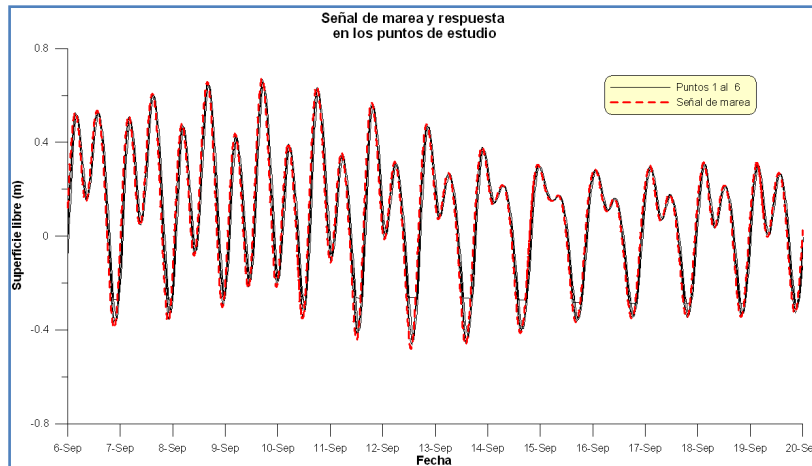


Figura 4.26 Respuesta a la señal de marea en la superficie libre de los puntos de estudio

4.3.2.2 Velocidades

Con el fin de simplificar la comparación entre el modelo y los datos en campo (y por lo tanto, facilitar el proceso de calibración del modelo), en lo referente a las velocidades, se centró la atención en la magnitud de la velocidad (incluyendo así implícitamente la componente x y y , o norte y este). La Figura 4.27 muestra una confrontación entre las velocidades calculadas numéricamente y las medidas por el 2DACM, añadiendo además la evolución de la superficie libre, con el objeto de poder relacionar velocidades con determinados puntos del ciclo de marea.

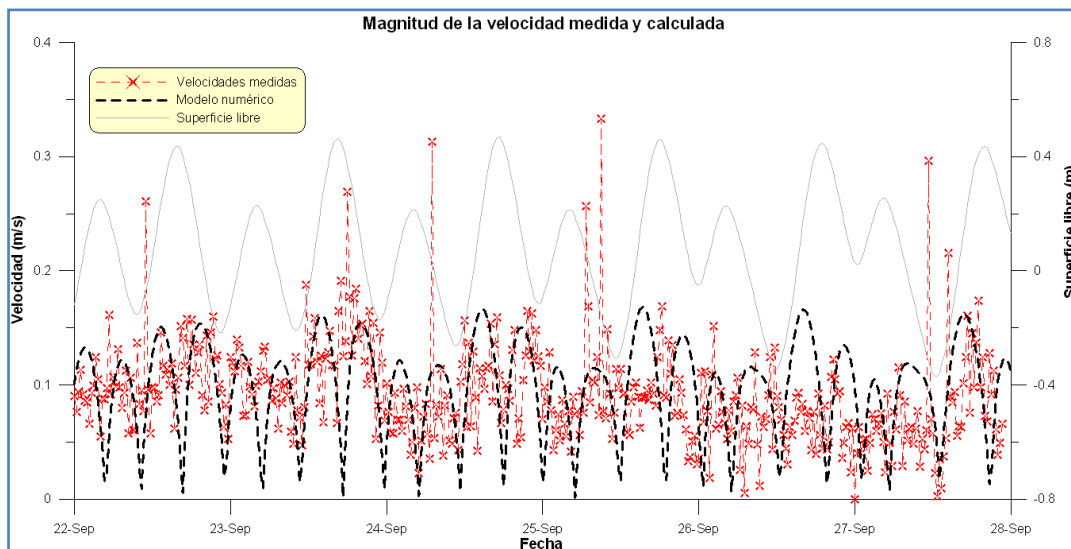


Figura 4.27 Comparación entre velocidades medidas y calculadas

Ignorando los picos en las velocidades registradas (que pueden deberse, entre muchas razones, a fuertes vientos, típicos al atardecer en esta bahía), el modelo muestra, en general, un buen ajuste con los datos medidos (la mayor parte del tiempo, los errores no superan los 5 cm/s). Es claro, según la Figura 4.27, que las mayores velocidades se asocian con los puntos de inflexión (llenante y vaciante), mientras que las mínimas (cercanas a cero) se encuentran en las pleamares y bajamares.

La Figura 4.28 representa el campo de velocidades para el dominio en un instante en llenante. Aunque la amplitud de la velocidad ha sido validada, debe tenerse cuidado al interpretar la dirección de la misma, ya que la inclinación de la línea de costa con respecto a la frontera de entrada de la onda de marea (frontera norte) podría tener una influencia en las direcciones de los vectores calculados; de manera que en este punto, sería recomendable interpretar éstas como una primera aproximación al entendimiento del comportamiento hidrodinámico de la bahía (hasta contar con un estudio de campo más detallado al respecto).

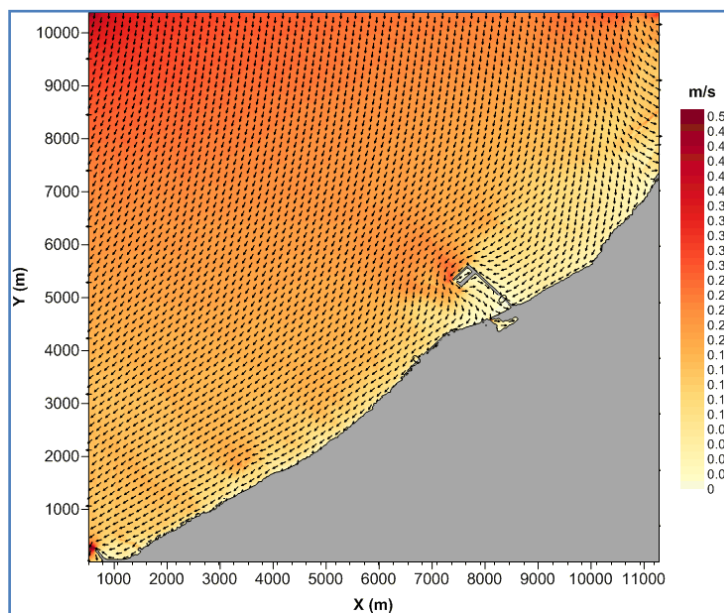


Figura 4.28 Campo de velocidades en la bahía de Campeche

4.3.2.3 Hipótesis de bidimensionalidad

Gracias a las mediciones tomadas por el Argonauta, que permite recrear el perfil de velocidades en la columna de agua, es posible poner a prueba la hipótesis de flujo horizontal (perfil uniforme de velocidades), sobre la cual se sustenta la aplicación del modelo hidrodinámico descrito en esta tesis. La Figura 4.29 representa la evolución temporal de la magnitud de la velocidad en la columna de agua situada arriba del equipo oceanográfico.

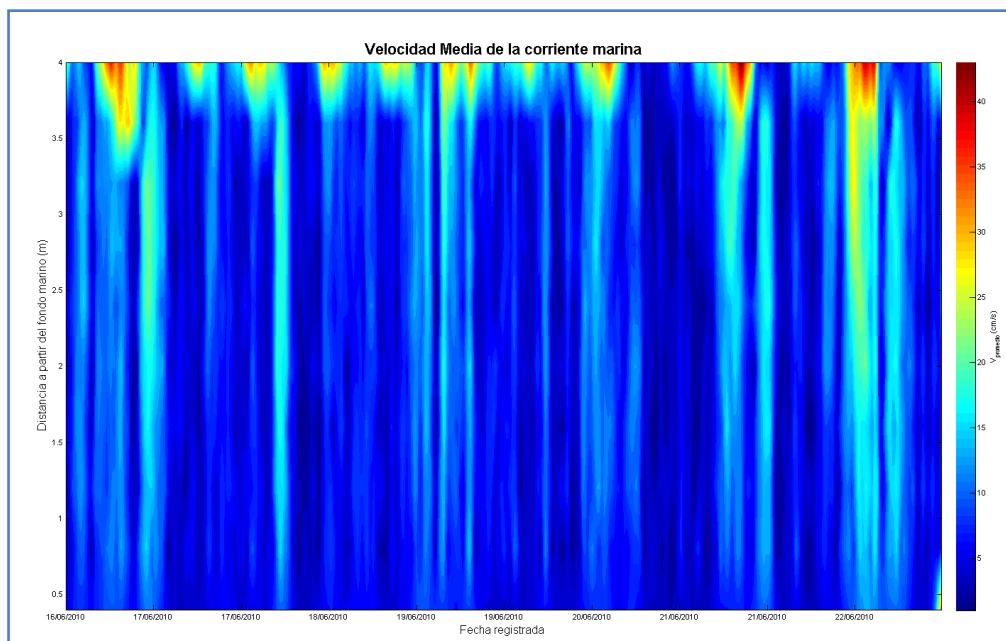


Figura 4.29 Evolución temporal de la distribución vertical de la velocidad en Campeche

En general se observa un perfil de velocidades tendiente al uniforme, salvo ciertos instantes que presentan una marcada velocidad superior cerca de la superficie, debidos seguramente a eventos de vientos (como los recién mencionados, que se presentan al atardecer). Debe tomarse en cuenta que este periodo (junio-julio) coincide con la época de huracanes en esta zona del país, por lo que fuertes vientos son comunes durante estos meses.

Puede concluirse, tras el análisis semi-cualitativo de la Figura 4.29, que la hipótesis de flujo horizontal es válida la mayor parte del tiempo en el caso de San Francisco de Campeche, por lo que el modelo hidrodinámico bidimensional puede ser empleado en esta bahía sin incurrir en grandes errores *a priori*.

4.3.3 Modelación de la calidad del agua

Como se mencionó en el capítulo anterior, desafortunadamente para el caso de Campeche la información disponible en lo que se refiere a calidad del agua es muy escasa. Actualmente se tienen mediciones de caudales y concentraciones de descarga sólo para uno de los tres drenes: el ubicado en la Ría de San Francisco (denotado como punto A en la Figura 4.23). Estas mediciones dan información de la variación de concentración y caudal durante un solo día. Por lo anterior, no ha sido posible validar el modelo de calidad del agua para el caso de Campeche; sin embargo, y de manera análoga a lo hecho en Banderas, se han elaborado diversos escenarios enfocados al mejor entendimiento de los procesos que rigen la calidad el agua en esta bahía. Se busca además con esto, presentar una herramienta que pueda ser utilizada posteriormente, a medida que se cuente con mayor información en campo (como se está planeado por parte de EPOMEX).

La Tabla 4.4 resume los aspectos más relevantes de los 7 escenarios modelados. En todos los casos se consideró una nubosidad de 3/8. Al igual que en Banderas, se ha tomado como parámetro de referencia la norma mexicana: 2000 NMP/100ml como límite máximo permisible para descargas y 240 NMP/100ml como límite superior para considerar seguro el uso recreativo del agua. Cabe señalar que la última es una norma

válida para enterococos, y el contaminante a simular en este caso es coliformes (totales y fecales); sin embargo, este valor se ha tomado sólo como una referencia, ya que, además, las aguas costeras de la bahía de Campeche no son utilizadas, en general, con fines recreativos.

Tabla 4.4 Síntesis de los escenarios modelados en Campeche

Escenario	Tipo de contaminante	Drenes considerados	Caudal (m^3/s)	Concentración (mg/l / NMP/100ml)
1	Conservativo	Los 3	0.2	100 (constante) en tos los puntos de descarga
2	Coliformes totales	Ría (punto A)	El máximo medido (constante): $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$	El valor extremo medido (constante): 24000
3	Coliformes fecales	Ría (punto A)	El máximo medido (constante): $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$	La máxima medida (constante): 24000
4	Coliformes fecales	Ría (punto A)	El máximo medido (constante): $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$	La mínima medida (constante): 2100
5	Coliformes fecales	Los 3	El máximo medido (constante e igual en todos los puntos): $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$	Superior a la establecida por la norma (constante e igual en todos los puntos): 3000
6	Coliformes fecales	Los 3	El máximo medido (constante e igual en todos los puntos): $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$	Inferior a la establecida por la norma (constante e igual en todos los puntos): 1500
7	Coliformes fecales	Ría (punto A)	El mínimo medido (constante e igual en todos los puntos): $0.06 \text{ m}^3/\text{s}$	La máxima medida (constante): 24000

4.3.3.1 Contaminante conservativo

Por las mismas razones que en el caso de Banderas, se simuló el comportamiento de la bahía ante el caso en que se descarga un contaminante conservativo durante 5 días y se interrumpe para el tiempo restante (Figura 4.30). La Figura 4.31 muestra la concentración en el dominio en el instante de mayor contaminación (justo antes de interrumpir la descarga del contaminante), y la Figura 4.32 ilustra un instante 48 horas después de cesar el vertido. En la Figura 4.33 se compara la evolución temporal de la concentración para los distintos puntos de estudio. Por claridad, se han omitido de la gráfica aquellos puntos que, en términos prácticos, muestran polución nula (puntos 2 y 6, como también se puede observar en la Figura 4.32).

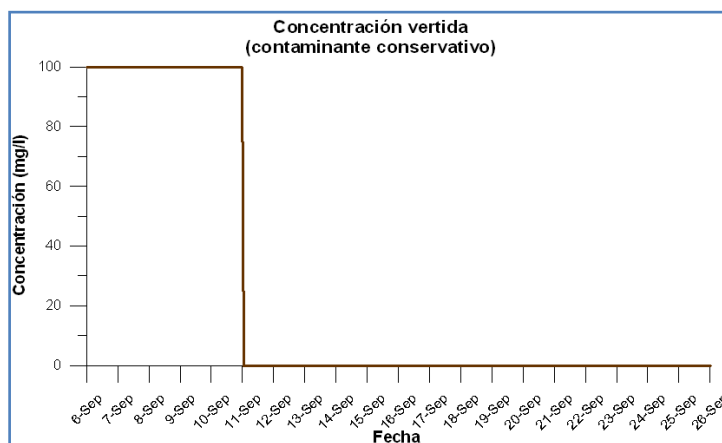


Figura 4.30 Condiciones de vertido del contaminante conservativo en Campeche

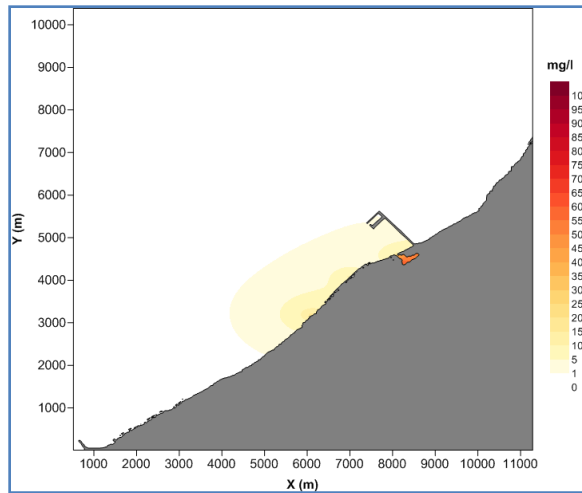


Figura 4.31 Mapa de concentraciones justo antes de interrumpir la descarga (contaminante conservativo)

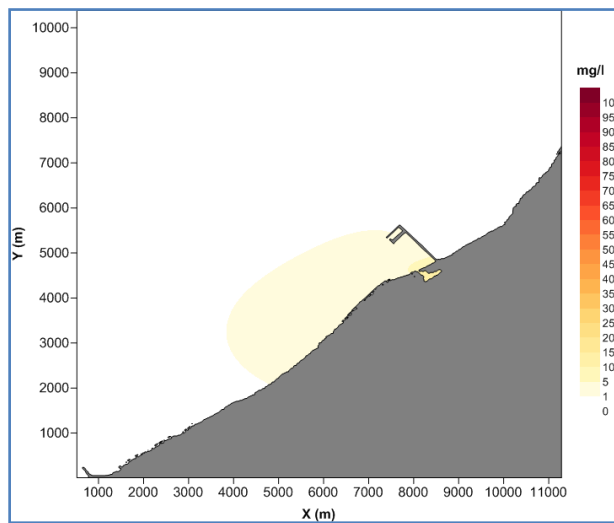


Figura 4.32 Mapa de concentraciones 48 horas después de cesar el vertido

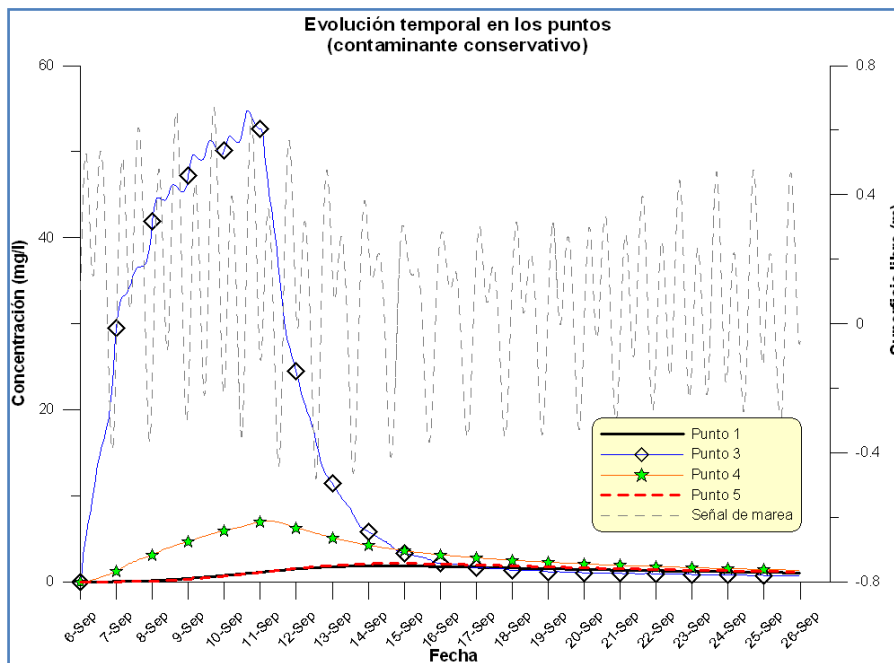


Figura 4.33 Evolución temporal del contaminante conservativo en los puntos de estudio

Claramente, la zona crítica, en cuanto a contaminación del agua, es la Ría de San Francisco (punto 3); debido, principalmente, a su cercanía con un punto de vertido y a su configuración de cuerpo de agua muy cerrado. Después de interrumpida la descarga, la Ría tarda aproximadamente 5 días en limpiarse. Los puntos 4 y 5, muestran un incremento en su concentración aun después de culminado el vertido, debido a la contaminación saliente de la Ría, aunque dicho incremento es mínimo; mientras que el punto 4 (inmediatamente afuera de la Ría) presenta (por obvias razones) cierta tendencia a contaminarse, aunque también una buena capacidad de auto-saneamiento. Las partes norte y sur de la bahía se encuentran fuera de riesgo para las condiciones simuladas. Finalmente, se puede señalar que, presumiblemente debido también a su configuración, el punto 3 es el único que muestra cierta respuesta a la señal de marea (observable en las variaciones en la concentración en la gráfica anterior).

4.3.3.2 Contaminante no conservativo (*coliformes totales y fecales*)

Los escenarios 2, 3, 4 y 7 fueron diseñados con el fin de estudiar la Ría (zona crítica) y sus alrededores ante diversos valores de concentración y caudal; mientras que los escenarios 5 y 6 fueron pensados con el objeto de observar el comportamiento de la bahía cuando se consideran los 3 drenes descargando, con el máximo caudal medido en la Ría (condición más desfavorable, pues se estima que los otros 2 drenes son menos caudalosos), concentraciones por encima y por debajo de la norma.

La Figura 4.34 ilustra el mapa de concentraciones para el instante de mayores valores alcanzados en el caso extremo de polución (de entre los modelados): el escenario 2. Se observa que aun en este escenario extremo (con una descarga de coliformes totales de 240 000 NMP/100ml) el problema de contaminación se confina a la Ría y los puntos inmediatamente afuera de la misma. La zona fuera de la línea verde representa el área que se puede catalogar como segura en términos de calidad del agua (prácticamente toda la bahía).

Las Figuras 4.35 a la 4.41 comparan la evolución del contaminante en los distintos puntos de estudio para todos los casos simulados. Como se puede intuir de la Figura 4.34, los únicos puntos que merecen un análisis más profundo son el 3 y 4 (cercanos a la Ría), debido a que los demás presentan siempre valores muy cercanos a 0 (por lo que se han omitido de las gráficas para una mejor legibilidad). Del mismo modo que en Banderas, se ha señalado con una línea verde punteada el límite máximo permisible basado en la norma para considerar el agua adecuada para su uso recreativo (240 NMP/100ml), a manera de referencia.

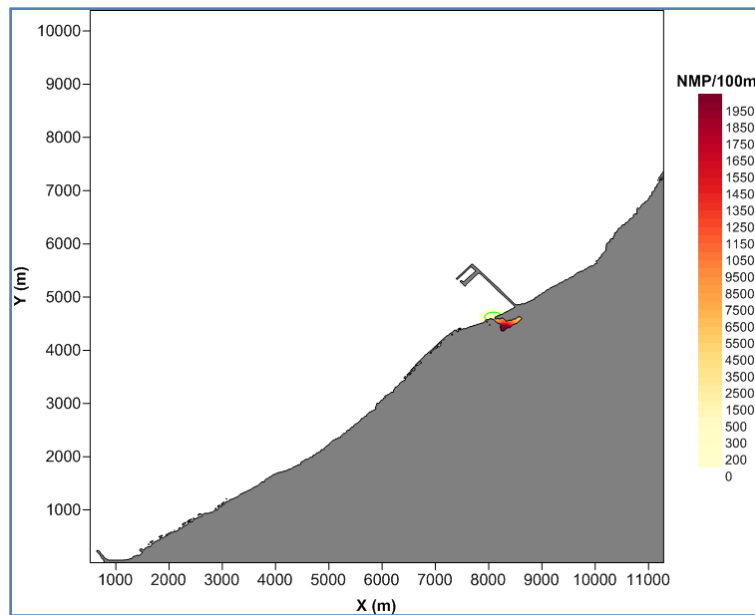


Figura 4.34 Mapa de concentración máxima para el escenario 2 (extremo)

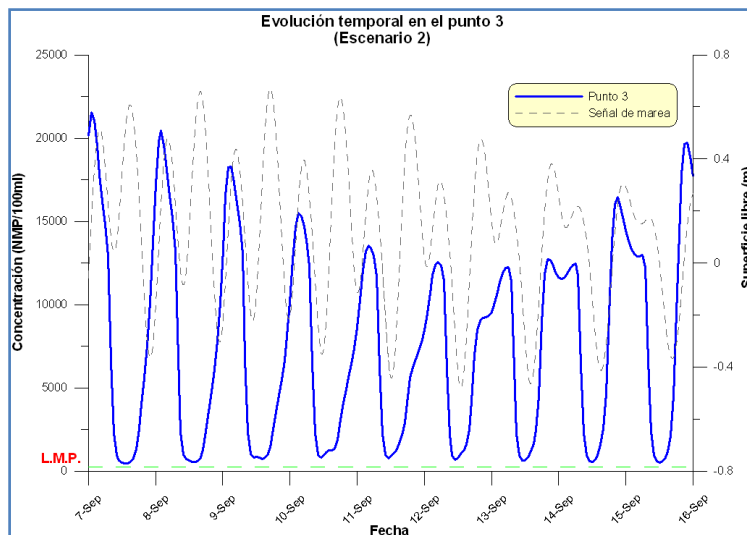


Figura 4.35 Evolución temporal de coliformes totales en el punto 3 (Escenario 2)

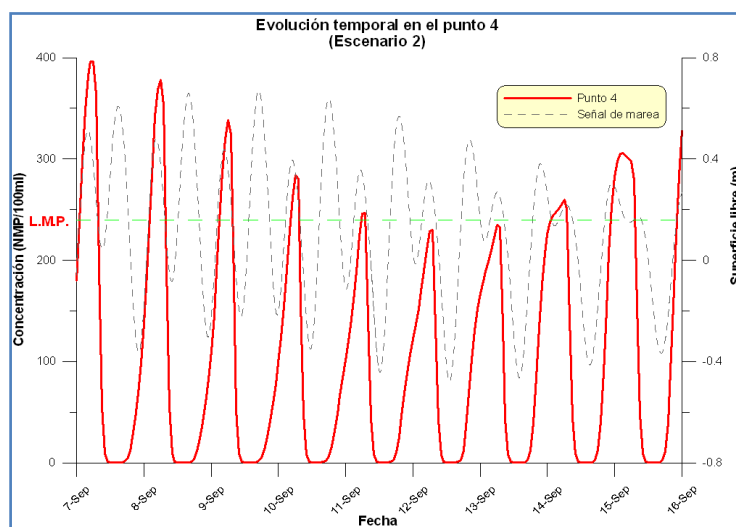


Figura 4.36 Evolución temporal de coliformes totales en el punto 4 (Escenario 2)

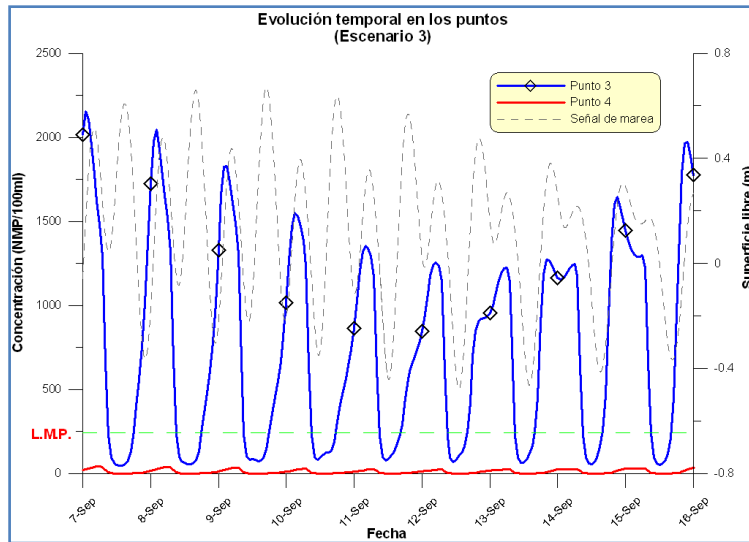


Figura 4.37 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 3)

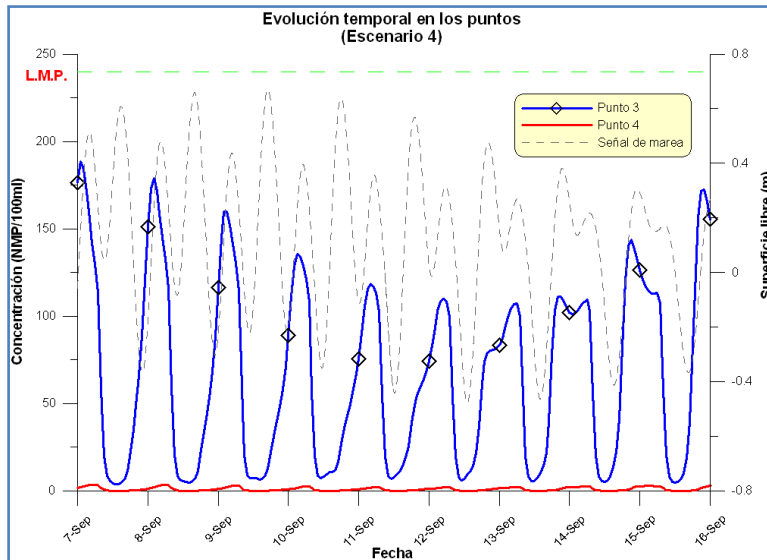


Figura 4.38 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 4)

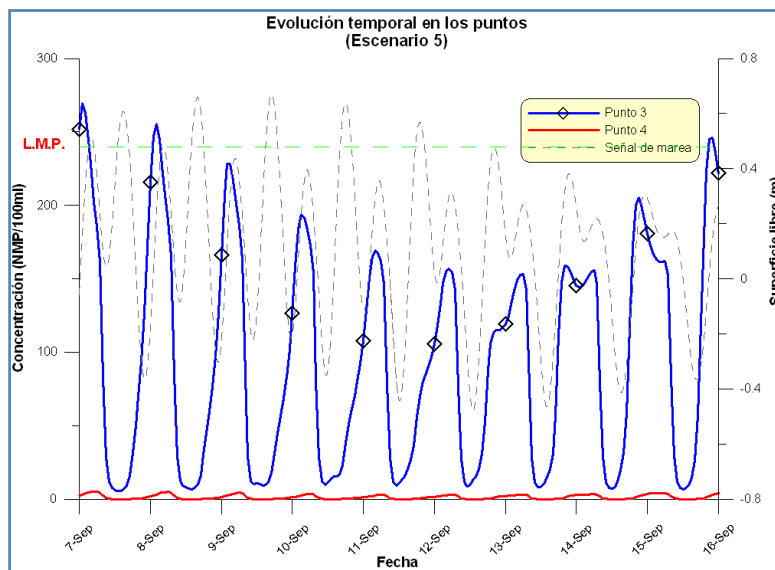


Figura 4.39 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 5)

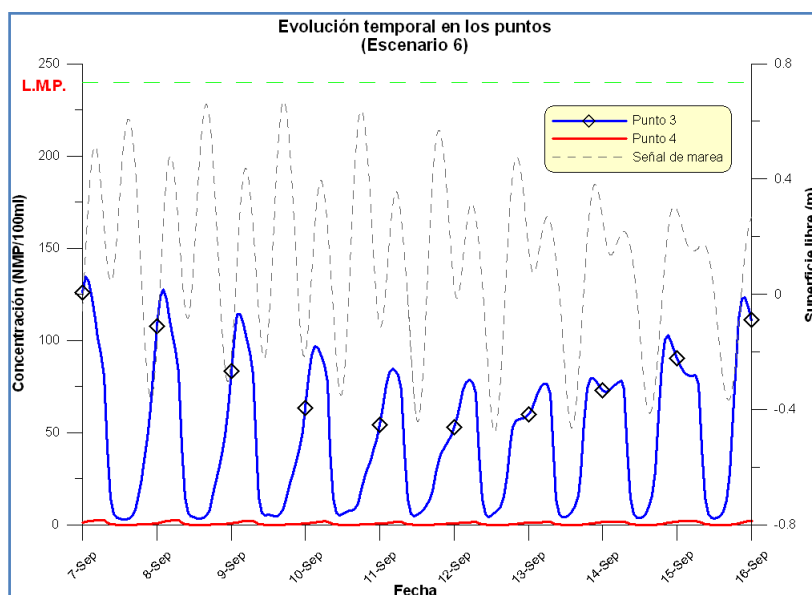


Figura 4.40 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 6)

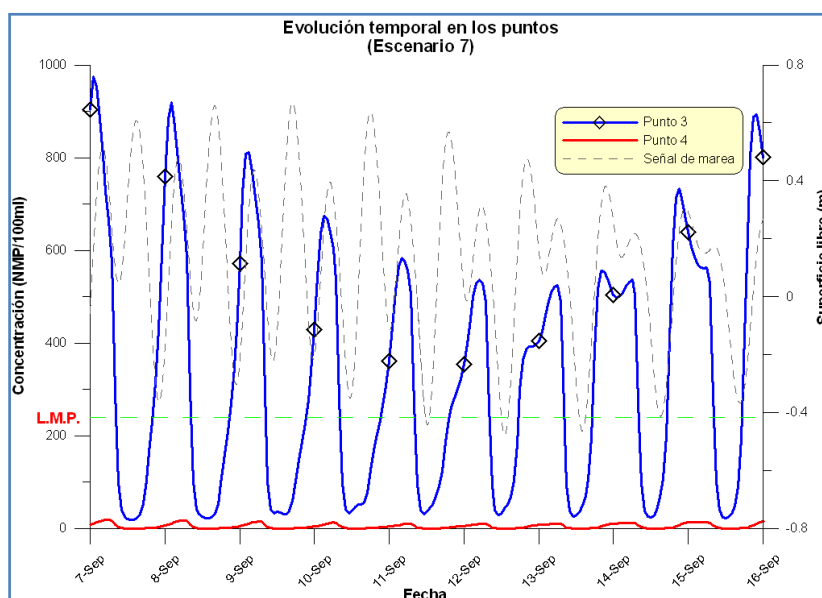


Figura 4.41 Evolución temporal de coliformes fecales en los puntos 3 y 4 (Escenario 7)

Es interesante notar que el punto 4 (afuera de la Ría) se encuentra siempre por debajo del límite permisible por la norma (sólo para el escenario 2 presenta valores por encima en horas nocturnas, aunque la mayor parte del tiempo está por debajo). Incluso la Ría (punto 3), que es el punto crítico, se encuentra en todos los escenarios (exceptuando el 2) total o parcialmente por debajo del límite reglamentado, inclusive para casos desfavorables (como el máximo caudal descargando la máxima concentración, ambos constantes; un caso que muy improbablemente sucedería en la realidad). Continuando con el análisis de la Ría, se puede advertir claramente en el punto 3 una respuesta en la variación de la concentración a la hidrodinámica, como una envolvente de la curva (apreciable en todos los casos), aunque la correspondencia entre incrementos y decrementos de la concentración máxima y mareas vivas y muertas, no es tan clara; lo que se puede deber al tiempo de respuesta que presenta la Ría (evidente en el caso del

contaminante conservativo, ver Figura 4.33), debido a su configuración, por lo que muy probablemente exista un notable desfasamiento. Bajo esta hipótesis, puede notarse que los incrementos en las concentraciones máximas alcanzadas son debidos a las mareas muertas y lo contrario para las vivas, presumiblemente debido al aumento de la capacidad de auto-saneamiento de la Ría en mareas vivas. Esto es de llamar la atención, pues en el caso del punto 6 de Bahía de Banderas, se observó lo contrario: los incrementos en las concentraciones máximas se debían a las mareas vivas y viceversa; sin embargo, esto puede encontrar una explicación en las distintas configuraciones de la costa cercana a estos puntos. En comparación con la Ría de San Francisco (un cuerpo muy cerrado), las cercanías del punto 6 de Banderas describen un cuerpo de agua bastante más abierto. No obstante, ésta es sólo una primera hipótesis y valdría la pena ahondar en este fenómeno.

Volviendo a las Figuras 4.39 y 4.40, vale la pena señalar que si se consideran las descargas de los 3 drenes, con un caudal máximo y respetando la concentración límite propuesta por las autoridades mexicanas, todos los puntos del dominio (incluido el 3) se encuentran por debajo de los 240 NMP/100ml, por lo que la calidad del agua de toda la bahía quedaría en un rango aceptable; aun cuando se supera la concentración permitida en un 50% (y se mantienen las mismas condiciones de caudales), todo el dominio sigue encontrándose por debajo de los 240 NMP/100ml la gran mayoría del tiempo total simulado. No obstante, debe tenerse presente que este valor es sólo orientativo, ya que se refiere únicamente a enterococos y no coliformes.

No debe olvidarse que el modelo de calidad de agua, para el caso de Campeche, no ha podido ser calibrado ni validado (por ausencia de datos en campo en este ámbito), por lo que la interpretación que se da a las gráficas anteriores debe ser más de carácter cualitativo.

4.3.3.3 Radiación solar

Como se observó en la literatura revisada, y se comprobó posteriormente en las modelaciones, el factor predominante en el decaimiento (y por tanto en la concentración) de las bacterias es el debido a la radiación solar, por lo que una revisión y afinación de lo referente a esta componente del decrecimiento es de suma importancia. Para ello se necesita, en particular, una revisión de i) los coeficientes implicados en las formulaciones (ver Capítulo 2) y ii) los valores de radiación solar que entran al modelo. Para lo primero se requiere una adecuada campaña de medición que permita un subsecuente proceso de calibración de los parámetros exigidos por el modelo de decaimiento (ya sea para enterococos o coliformes); mientras que para el segundo caso, puede compararse la función empleada por el modelo para calcular la radiación solar (ver Capítulo 2, página 45) con mediciones en campo. Esto se ha hecho para el caso de Campeche, donde se cuenta con información proveniente de las estaciones meteorológicas de la CONAGUA (EMA's). La Figura 4.42 muestra los resultados de este cotejo para 5 días del mes de septiembre del 2010, seleccionadas en función de la disponibilidad de información. Se ha considerado una nubosidad promedio de 2/8 para el cálculo de la radiación.

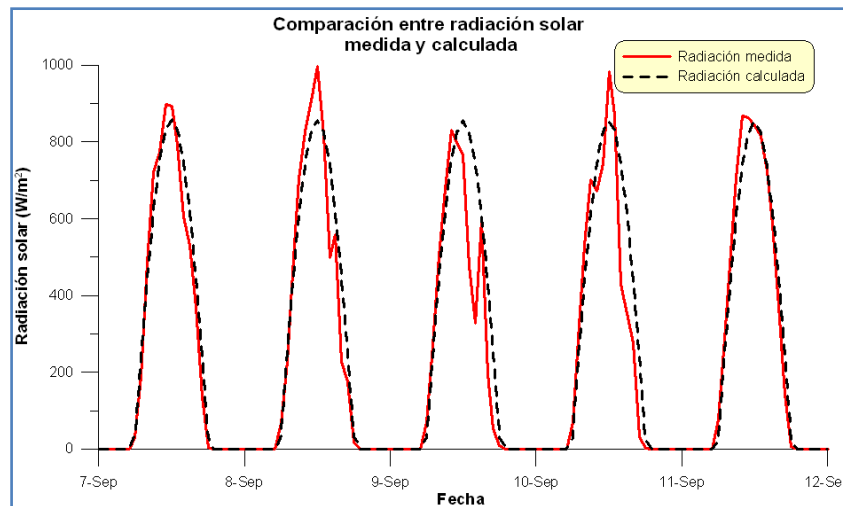


Figura 4.42 Comparación entre radiación solar registrada y calculada por el modelo

Se puede observar un buen ajuste entre ambas curvas, con ciertas discrepancias debidas a la nubosidad; debe recordarse que el modelo cuenta actualmente con la limitante de considerar una nubosidad constante durante la simulación. Tener la opción de introducir al programa valores medidos de radiación solar es de suma importancia si desea calibrar y validar el modelo; sin embargo, para escenarios de predicción, en los que no se cuente con información confiable de la variación de la radiación, la función analítica puede ser empleada para calcular ésta con relativamente bajo grado de incertidumbre (que se puede disminuir si se cuenta con un buen valor de la nubosidad promedio).

Es fundamental señalar que el objeto principal de este capítulo no es la presentación de resultados de calidad del agua (particularmente para el caso Campeche), sino la exposición de una herramienta o metodología, que pueda ser aplicada más adelante, a medida que la disponibilidad de información confiable en campo sea mayor; lo que permitirá una ejecución más precisa y un adecuado proceso de calibración del modelo numérico. Esto no implica, sin embargo, que las figuras aquí mostradas no tengan validez alguna, sino todo lo contrario, ya que nos permiten entender mejor el comportamiento de las bahías estudiadas, en términos de hidrodinámica y calidad de agua (conclusiones y observaciones desarrolladas en párrafos anteriores); lo que es de suma importancia al enfocar y pulir los objetivos finales de la aplicación del modelo numérico.

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

Conclusiones

En el presente trabajo se ha expuesto, descrito y analizado brevemente un modelo numérico compuesto por dos módulos: el hidrodinámico y el de calidad del agua. Dicho modelo es capaz de simular la descarga y evolución de la concentración de un contaminante (tanto conservativo como enterococos y coliformes), considerando los fenómenos de difusión y advección; este último generado, en el caso de esta tesis, por efecto de las corrientes inducidas por la marea. Este modelo ha sido empleado para el análisis de dos importantes bahías de la República Mexicana: Banderas, en los estados de Nayarit y Jalisco, y San Francisco de Campeche, en Campeche. La implementación de esta herramienta numérica ha permitido obtener distintas conclusiones, mediante la interpretación cuantitativa y cualitativa de los resultados de diversos escenarios modelados. La interpretación cuantitativa ha permitido una primera validación del modelo, así como una reflexión sobre las carencias y virtudes del mismo; mientras que la cualitativa ha hecho posible generar un mayor entendimiento sobre el comportamiento hidrodinámico de las bahías estudiadas y sus efectos en la calidad del agua. A continuación se mencionan las conclusiones a las que se llegó en este trabajo.

La interpretación cuantitativa se refiere a la comparación entre valores calculados numéricamente y medidos en campo; tal es el caso del modelo hidrodinámico para Campeche y del modelo de calidad del agua (para enterococos) en Bahía de Banderas.

El modelo hidrodinámico mostró, en general, buena capacidad de predicción de las condiciones en campo, tanto para superficie libre como para velocidades, además de que la hipótesis de bidimensionalidad fue puesta a prueba en Campeche, cumpliendo satisfactoriamente. Las ligeras discrepancias observadas entre lo registrado en campo y lo calculado (para superficie libre y velocidades) pueden ser disminuidas, principalmente, mediante:

- Inclusión a las simulaciones del viento como forzador (sólo se ha considerado marea en esta tesis). Información en campo sería de suma importancia, al permitir el conocimiento de la variabilidad de este parámetro durante el día (los valores obtenidos de Silva, *et al.*, 2008, no presentan esta peculiaridad)
- Revisión de diversas simplificaciones del modelo (*eddy viscosity* constante, fricción constante en todo el dominio, etc.)

La continua revisión de los modelos empleados es siempre una línea de futuro trabajo. En el caso del hidrodinámico, y para fines de esta tesis, esto es doblemente importante, ya que los resultados de calidad de agua dependen fuertemente de los campos de velocidad calculados. En todo caso, los resultados en este rubro para Campeche demostraron una muy buena correspondencia con la realidad, por lo que la aplicación del modelo hidrodinámico en este caso se puede considerar válida.

Por otro lado, los resultados del modelo de calidad del agua sólo pudieron ser comparados para el caso de enterococos en Bahía de Banderas, y aunque es complicado dar un veredicto sobre la validez del modelo para este caso, debido a la información

insuficiente en campo (tanto para alimentar el modelo, como para validarlo), resultados alentadores fueron observados para todos los casos, con excepción de la zona conocida como Nuevo Vallarta (lo que se debe, presumiblemente, a que en el modelo no se han considerado las descargas de aguas residuales no controladas existentes en esta zona). Las diferencias encontradas entre lo calculado y lo medido pueden tener origen en una innumerable lista de razones; sin embargo, las más importantes pueden englobarse en las siguientes:

- **Carencia de información en campo.** Que se refiere tanto a la calidad como a la cantidad de la misma; por ejemplo, en Banderas se cuenta con una medición de la concentración cada 3 días en promedio (sin información de la hora del día a la que fue tomada), lo cual es de muy poca utilidad si se considera que ésta es altamente dependiente de la radiación solar, y por lo tanto, de la hora del día. Algo análogo sucede con los caudales.
- **Descargas no controladas o no identificadas.** El mejor ejemplo es el de Nuevo Vallarta, que en todas las simulaciones demostró estar fuera de riesgo de polución, mientras que los datos en campo demostraban lo contrario. Este hecho encuentra una explicación en los vertidos de contaminantes no identificados y, por lo tanto, no considerados en las simulaciones. Como se mencionó, Nuevo Vallarta representa el mejor ejemplo de la influencia de la adecuada identificación de descargas; sin embargo, esto no quiere decir que las demás zonas no se encuentren afectadas por este hecho también.
- **Simplificaciones y pérdida de precisión intrínseca al modelo.** Un modelo en sí, implica la idealización de un fenómeno, y por lo tanto, la pérdida de precisión en la representación del mismo, lo cual aumenta a medida que se adoptan más simplificaciones. El modelo aquí descrito, se encuentra en una fase primaria de desarrollo, y por ello, cuenta aún con un buen número de éstas (empezando por el hecho de ser bidimensional, hasta consideraciones como el *eddy viscosity* constante, entre otras), por lo que es normal esperar errores a la hora de su aplicación.
- **Gran incertidumbre inherente a la modelación de indicadores bacterianos.** Debe tenerse en cuenta que se intenta simular el comportamiento de seres vivos (bacterias), lo cual es siempre un problema altamente complejo, debido a la gran cantidad de variables influyentes; razón por la cual, como se mencionó en el Capítulo 2 de esta tesis, es común encontrarse con niveles de incertidumbre del orden del 500% en los resultados de la modelación.
- **Eventos extremos.** Como se observó en el caso de Campeche, fuertes vientos pueden influir considerablemente en la hidrodinámica marina, lo cual finalmente impacta en el transporte del contaminante. Por otro lado, lluvias intensas, por citar un ejemplo más, son capaces de arrastrar con la contaminación que se encuentra sedimentada en ríos comúnmente poco caudalosos (tal es el caso del arroyo El Indio), afectando las concentraciones y caudales normalmente esperados.

Es importante definir y tener presentes los puntos anteriores, pues ellos dan una idea, no sólo de las áreas de oportunidad que tiene el modelo para su mejoramiento, sino de las limitantes existentes para su aplicación.

Retomando ahora la interpretación cualitativa de los resultados, que se refiere a los escenarios ficticios modelados, se pueden formar conclusiones sobre las bahías estudiadas; mismas que se citan a continuación.

Para Bahía de Banderas:

- El problema de polución se delimita a ciertas regiones de la franja costera; el cuerpo de agua al interior de la bahía se encuentra fuera de riesgo.
- Debido a la configuración y dimensión de la bahía, ésta presenta una buena capacidad de saneamiento (observable en el caso del contaminante conservativo).
- Los resultados obtenidos son sumamente sensibles a la información de entrada, particularmente a los caudales y concentraciones vertidas; ya que variando estos parámetros en las simulaciones (en un rango basado en las mediciones en campo), algunos puntos mostraron pasar de ser más o menos contaminados que otros; de manera que, en este ámbito, no ha sido posible determinar zonas críticas en términos de polución, en la bahía (caracterizar la costa). Esto podrá lograrse a medida que se cuente con mayor información de entrada para el modelo.
- Se ha confirmado que el factor predominante en la concentración de contaminantes bacterianos es la radiación solar, aún sobre la hidrodinámica, por lo que vale la pena concentrar esfuerzos en la determinación de parámetros relacionados a esta componente (nubosidad, constantes de decaimiento, etc.).
- El punto 6 demostró, en algunos escenarios, estar influenciado por la marea, observándose una disminución en las concentraciones máximas para las mareas muertas y un incremento para las vivas.

Para San Francisco de Campeche:

- En cuanto a calidad del agua, sin lugar a dudas la zona crítica es la Ría de San Francisco, por lo que el análisis se centra en este lugar. Las partes norte y sur de la bahía se encuentran fuera de riesgo, mientras que el área inmediatamente afuera de la Ría, aunque presenta (como es de esperarse) cierta tendencia a contaminarse, puede catalogarse también como poco riesgosa.
- La concentración de contaminante de origen bacteriano dentro de la Ría presenta, además de la esperada (y predominante) dependencia de la radiación solar, una fuerte respuesta a la señal de marea, debido a su configuración, asociándose, en una primera instancia, las mayores concentraciones alcanzadas a las mareas muertas y las menores a las vivas. No ha sido fácil establecer esta correlación, ya que se ha observado un ligero desfase en la respuesta de la Ría a la marea.
- Como una primera aproximación, tomando como valores orientativos los propuestos por las normas mexicanas para establecer los límites permisibles de concentraciones descargas y máxima concentración permitida para considerar apto el uso recreativo de las aguas costeras, se ha notado que, de respetarse la

norma de descargas, todo el dominio (incluida la Ría) contaría con una calidad del agua aceptable; incluso rebasando la norma en un 50%, la Ría sería la única zona en rebasar lo reglamentado, durante horas nocturnas solamente.

De la comparación entre lo observado en las dos bahías, resalta la diferencia entre lo concluido para el punto 6 de Banderas y la Ría en Campeche. En el primero se asociaron las máximas concentraciones alcanzadas a las mareas vivas y las mínimas a las muertas, mientras que lo contrario fue observado para la Ría. Esto puede deberse a las distintas configuraciones de costa cercanas a ambos puntos: el primero se encuentra en una zona relativamente abierta y el segundo es un cuerpo de agua muy cerrado.

Debido a la importancia que demostró tener la influencia de la radiación solar en la concentración de los contaminantes no conservativos, se comparó la función empleada por el modelo para calcular la radiación contra mediciones de estaciones meteorológicas (en Campeche). Los resultados mostraron una muy buena correspondencia entre ambos valores, aunque también dejaron ver la importancia de la nubosidad, exhibiendo la limitante del modelo al considerar ésta constante durante toda la simulación.

Finalmente, en lo referente a la resolución numérica del modelo, se realizó una breve y muy simplificada revisión del esquema empleado para la solución de la ecuación de gobierno del modelo de calidad del agua. Esto permitió, principalmente, resaltar la relevancia que tiene la selección de un adecuado esquema numérico (en función de las necesidades de simulación y recursos), así como de las formas de programarlo, y por lo tanto, lo valioso que puede ser un estudio más profundo al respecto.

Futuras líneas de trabajo

Como se ha mencionado con anterioridad, el modelo aquí descrito se encuentra actualmente en una primera versión; del mismo modo, su aplicación para el análisis de la hidrodinámica y la calidad del agua costera en las bahías de Banderas y Campeche, detallado en esta tesis, representa un primer estudio al respecto. Por esta razón, son múltiples los aspectos a mejorar y las áreas de oportunidad existentes. A continuación se presentan las futuras líneas de trabajo que se consideran más importantes.

Una revisión completa del modelo y código del programa debe ser una labor periódica y, por lo tanto, siempre una futura línea de trabajo, ya que es la única forma de asegurar una mejora continua en la herramienta principal de estudios como el presente.

La revisión del código del programa debe estar enfocada principalmente a la depuración del mismo, con el objeto primario de incrementar la eficiencia en lo que se refiere a recursos y tiempo de cómputo, sin sacrificar calidad en los resultados. En el Capítulo 2 se demostró, por ejemplo, que las distintas formas de programar una misma solución pueden impactar notoriamente en los resultados obtenidos. Por otro lado, el modelo debe ser analizado en sus distintos componentes, con el propósito de ir generando una herramienta cada vez más completa. Una vez logrado esto, se puede llevar a cabo un estudio del costo-beneficio (por ejemplo, entre calidad de los resultados y tiempo de cómputo o complejidad del programa) de incluir más variables o sacrificar ciertas simplificaciones. Algunos aspectos a mejorar se mencionan enseguida.

- Considerar la variabilidad en el modelo de parámetros como: el coeficiente de rozamiento en el dominio, el *eddy viscosity* y la nubosidad.

- Se ha demostrado, particularmente en el Capítulo 4, que la variabilidad de la concentración de contaminantes no conservativos (bacterianos) obedece particularmente al decrecimiento debido a la radiación solar, y en general, a la constante de decaimiento del contaminante a tratar. Se observó en el Capítulo 2 que existen muy diversas formulaciones para modelar esta constante, de manera que una revisión en este ámbito sería muy valiosa (comparando distintos modelos de decrecimiento, por ejemplo).
- Como se mencionó en el Capítulo 2, la selección de un adecuado esquema numérico y manera de programarlo no es un asunto trivial, y aunque un análisis profundo al respecto implica un trabajo de alta complejidad, es un buen momento para dar los primeros pasos en este rubro. Distintos esquemas numéricos, o combinaciones de ellos, pueden ser aptos dependiendo de las necesidades y condiciones del problema a modelar; esto podría dar lugar en un futuro a diversas versiones del programa, que serían entonces seleccionadas y aplicadas en función del caso a simular. Por otro lado, en lo que se refiere a lo meramente computacional, sería una buena idea comenzar a aplicar técnicas vanguardistas de programación, como es el caso de la programación en tarjetas de video, utilizando el GPU (*Graphics Processing Unit*) en vez del CPU, lo que conlleva una ganancia enorme en cuanto a tiempo de cómputo, principalmente. Evaluar la factibilidad de las mejoras recién citadas y, en su caso, realizarlas, implican una ardua labor y, muy probablemente, años de trabajo; sin embargo, de lograrse con éxito, los frutos obtenidos pueden llegar a ser altamente satisfactorios.

En cuanto a la aplicación del modelo para el estudio de las bahías analizadas en esta tesis, existen también diversas áreas a mejorar; algunas de ellas son:

- Estudiar el impacto que pueda tener en la hidrodinámica la inclusión a las simulaciones del caudal de los ríos o puntos de descarga (en este trabajo se ha omitido bajo la hipótesis de que esta aportación es despreciable; para Banderas, por las dimensiones del dominio en comparación con los ríos; y para Campeche, porque los drenes presentan caudales relativamente muy pequeños).
- Incluir al viento como forzador del modelo hidrodinámico, y analizar cómo afecta en los campos de velocidades y, por ende, en el transporte de las sustancias contaminantes. Para el caso de Campeche, sería interesante además evaluar el impacto que esto pudiera tener en la hipótesis de bidimensionalidad.
- Estimar los efectos en los campos de velocidades para Campeche, debidos a la relativa inclinación entre la línea de costa y la frontera forzada por la señal de marea (norte); de ser considerables, realizar las simulaciones y estudios en adelante con la batimetría modificada (girada de manera que la línea de costa sea paralela a la frontera de forzamiento).

Finalmente (y probablemente lo más importante), debe considerarse la aplicación de programas de monitoreo permanentes a fin de contar con información de campo continua y de calidad. Esto permitirá, no sólo ayudar a realizar las líneas de trabajo citadas arriba, sino además:

- Calibrar y validar adecuadamente los modelos (tanto el hidrodinámico como el de calidad del agua) para las 2 zonas de estudio.
- Poner a prueba la hipótesis de flujo horizontal en Bahía de Banderas.
- Interpretar cualitativa y cuantitativamente, de manera confiable, los resultados de nuevas simulaciones en ambas bahías. Esto permitirá además realizar un estudio comparativo entre dos bahías con características tan distintas (Banderas, siendo una bahía grande y semi-cerrada con una batimetría relativamente pronunciada, y Campeche, una bahía más corta y abierta con una batimetría muy plana), cuyos resultados pueden llegar a ser de bastante interés.

Para lograr lo anterior, es deseable contar, al menos, con la siguiente información:

➤ Para Banderas:

- Mediciones hidrodinámicas; tanto de velocidades como de superficie libre, de preferencia, en más de un punto en la bahía. Sería además de suma utilidad tener información de la distribución vertical de la velocidad (como en Campeche).
- Varios datos diarios (para conocer la variación temporal) de caudales de los ríos y concentraciones de contaminantes descargados por los mismos, así como de concentraciones en los puntos de monitoreo (como pueden ser playas); esto para distintas temporadas del año. El intervalo entre datos (tanto en horas como en días y semanas) debe ser planeado de manera que los valores obtenidos sean representativos del periodo muestreado (hora del día, temporada del año, etc.).
- Revisión de los puntos de descarga considerados actualmente y, en su caso, inclusión de los nuevos puntos identificados a las simulaciones (particularmente en la zona de Nuevo Vallarta).
- Mediciones de la radiación solar, con el fin de compararlas con lo calculado por el modelo para el caso de Banderas (recordando la importancia de este valor en la concentración de contaminantes no conservativos).

➤ Para Campeche:

- Actualmente se cuenta con información en la Ría a cada hora para el caudal y cada 4 horas para la concentración descargada de coliformes (totales y fecales), para un solo día. Debe hacerse algo similar para un número mucho mayor de días (seleccionados de manera que representen las temporadas del año más marcadas), con el propósito de contar con datos más confiables para la ejecución del modelo.
- Realizar lo mismo para los otros dos drenes identificados.
- Definir algunos puntos de muestreo en la bahía, con el objeto de poder calibrar y validar el modelo de calidad del agua para esta bahía.

De llevarse a cabo con éxito las líneas de trabajo mencionadas, los resultados de la aplicación, bien enfocada, del modelo a estas dos importantes bahías del país,

pueden traer consigo consecuencias altamente benéficas para estas sociedades (y por lo tanto, para la República entera) en lo ecológico, económico y social.

REFERENCIAS

REFERENCIAS

Boehm, A., Keymer, D., & Shellenbarger, G. (2005). An analytical model of enterococci inactivation, grazing, and transport in the surf zone of a marine beach. *Water Research* , 3565-3578.

Bordalo, A., Onrassami, R., & Dechsakulwatana, C. (2002). Survival of fecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *Journal of Applied Microbiology* , 864-871.

Cantabria, U. d. (2001). *Manual de referencia del AQUALAB*.

Castanedo, S. (2000). Desarrollo de un modelo hidrodinámico tridimensional para el estudio de la propagación de ondas largas en estuarios y zonas someras. *Tesis doctoral* . Cantabria, España: Universidad de Cantabria.

Chapra, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. Illinois: Waveland Press, Inc.

CICESE. (s.f.). Recuperado el Enero de 2010, de <http://oceanografia.cicese.mx/predmar/>

CONACYT. (2010). *Sistema de pronóstico de calidad del agua en playas de la bahía de Banderas, estados de Jalisco y Nayarit. Informe Final del proyecto 85341 del Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el Agua (CONACYT-CONAGUA)*. México.

D.H.I, DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. (1991). *User's Guide and Reference Manual*. Lingby, Dinamarca.

Einstein, H. (1950). *The bed load function for sediment transport in open channel flows*. Washington D.C.: Dept. Agriculture Soil Conservation.

Elder, J. (1959). The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. *Journal of Fluid Mechanics* , 5, 541-560.

Herrera, A., & Suárez, P. (2005). Indicadores bacterianos como herramientas para medir la calidad ambiental del agua costera. *INCI* , 30 (3), 171-176.

Kashefipour, S., Lin, B., Harris, E., & Falconer, R. (2002). Hydro-environmental modelling for bathing water compliance of an estuarine basin. *Water Research* , 1854-1868.

Kay, D., Stapleton, C., Wyer, M., McDonald, A., Crowther, J., Paul, N., y otros. (2005). Decay of intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters: towards real-time T90 values for modelling fecal indicators in recreational waters. *Water Research* , 655-667.

Leclerc, H., Mossel, D., Edberg, S., & Struijk, C. (2001). Advances in the Bacteriology of the Coliform Group: Their Suitability as Markers of Microbial Water Safety. *Annual Review of Microbiology* , 201-234.

- Leendertse, J. (1970). *A water quality simulation model for well mixed estuaries and coastal seas. Vol. 1. Principles of computation*. Santa Monica, California: The Rand Corporation.
- Liang, Q., Borthwick, A., & Taylor, P. (2006). Wind-induced chaotic advection in shallow flow geometries. Part II: Non-circular basins. *Journal of Hydraulic Research* , 44 (2), 180-188.
- Maïga, Y., Denyigba, K., Wethe, J., & Outtara, A. (2009). Sunlight inactivation of *Escherichia coli* in waste stabilization microcosms in a sahelian region (Ouagado, Burkina Faso). *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* , 113-119.
- Maïga, Y., Wethe, J., Denyigba, K., & Ouattara, A. (2009). The impact of pond depth and environmental conditions on sunlight inactivation of *Escherichia coli* and enterococci in wastewater in a warm climate. *Journal of Microbiology* , 1364-1374.
- Maldonado, S., Jurado, J., Mendoza, E., & Silva, R. (2010). Pronóstico de la calidad del agua marina en Bahía de Banderas. *XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica* .
- Maldonado, S., Mendoza, E., Posada, G., Alpuche, L., & Silva, R. (2010). Caracterización de la hidrodinámica y la calidad del agua marina en la costa de Campeche, México. *XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica* .
- Maldonado, S., Mendoza, E., Silva, R., & Angulo, R. (2010). Elevación de la superficie del mar generada por Tsunamis en las bahías de Banderas y Acapulco, México. *XXI Congreso Nacional de Hidráulica* .
- Mendoza, E., Silva, R., Ávila, A., Posada, G., & Martínez, E. (2003). Mareas. En *Apuntes especiales para el Curso sobre las Recomendaciones para Obras Marítimas*. Tampico.
- Nevers, M., Whitman, R., Frick, W., & Ge, Z. (2007). *Interaction and Influence of Two Creeks on Escherichia coli Concentrations of Nearby Beaches: Exploration of Predictability and Mechanisms*.
- Pawlowicz, R., Beardsley, B., & Lentz, S. (2002). Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE. *Computers & Geosciences* , 929-937.
- Pedlosky, J. (1987). *Geophysical fluid dynamics*. New York: Springer-Verlag.
- Posada, G. (2007). Modelo numérico hidrodinámico tridimensional para la predicción de la evolución de una descarga de sustancia no conservativa de un emisor submarino. *Tesis doctoral* . México, DF, México: UNAM.
- Posada, G., Vega, B., Ruiz, G., Silva, R., Nava, J., & Pulido, A. (2010). Sistema de medición de niveles de mar y temperatura en el estado de Campeche, México. *XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Punta del Este, Uruguay.
- Richtmyer, R., & Morton, K. (1967). *Difference methods for initial-value problems*. Malabar: Krieger Publishing Company.

- Ruiz, G., Vega, B., Posada, G., Silva, R., & Nava, J. (2010). Implementación de Red Mareográfica en el Litoral del estado de Campeche. *JAINA Boletín Informativo* , 21 (1), 27-47.
- Sanders, B., Areaga, F., & Sutula, M. (2005). Modeling the dry-weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland. *Water Research* , 3394-3408.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2003). *NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.*
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (1998). *NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.*
- Silva, L., Gutiérrez, C., Galeana, L., & López, A. (2007). El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica del agua de mar. *Gaceta Ecológica, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales* , 69-76.
- Silva, R., Ruiz, G., Pérez, D., Posada, G., Rivillas, G., & Mendoza, E. (2008). *Atlas del clima marítimo de México.* Instituto de Ingeniería-CFE.
- Sinton, L., Finlay, R., & Lynch, P. (1999). Sunlight Inactivation of Fecal Bacteriophages and Bacteria in Sewage-Polluted Seawater. *Applied and Environmental Microbiology* , 3605-3613.
- Sinton, L., Hall, C., Lynch, P., & Davies-Colley, R. (2001). Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied and Environmental Microbiology* , 1122-1131.
- Taylor, G. I. (1958-71). *The scientific papers of Sir Geoffrey Ingram Taylor.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Yamahara, K., Walters, S., & Boehm, A. (2009). Growth of Enterococci in Unaltered, Unseeded Beach Sands Subjected to Tidal Wetting. *Applied and Environmental Microbiology* , 1517-1524.