

01162
4
201

MANEJO OPTIMO DE UN ACUIFERO

POR

OSCAR ARNOLDO ESCOLERO FUENTES

TRABAJO DE TESINA SOMETIDA A LA

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

DE LA FACULTAD DE INGENIERIA

EN PARCIAL CUMPLIMIENTO DE LOS REQUISITOS

PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRIA EN INGENIERIA HIDRAULICA

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FEBRERO, 1993

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

INDICE

- I.- INTRODUCCION
 - I.1.- PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA
 - I.2.- IMPORTANCIA
- II.- REVISION BIBLIOGRAFICA
 - II.1.- ARTICULOS EN LITERATURA TECNICA
 - II.2.- INFORMES DE APLICACION EN MEXICO
- III.- METODOLOGIA PROPUESTA
 - III.1.- FUNCIONES DE RESPUESTA
 - III.2.- CALCULO DE LAS FUNCIONES DE RESPUESTA
 - III.3.- FORMULACION DE MODELOS DE MANEJO
 - III.4.- SOLUCION AL MODELO DE MANEJO
 - III.5.- ENFOQUE MULTIOBJETIVOS
- IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES
- V.- APENDICE
 - ECUACIONES GOBERNANTES
- VI.- BIBLIOGRAFIA
- VII.- REFERENCIAS

I.- INTRODUCCION

El desarrollo industrial y agrícola de una región árida requiere mucho más agua que las pequeñas cantidades que pueden derivarse de la captación generada en la misma región (escurrimiento superficial y recarga de agua subterránea). A largo plazo y en virtud del crecimiento de la demanda de parte de los habitantes y las actividades productivas de esa región, los recursos hidráulicos locales tienden a complementarse con recursos alternativos, tales como importar agua de otras regiones, reutilizar efluentes de aguas negras tratadas o el uso de agua desalinizada. El diseño, el financiamiento y la construcción de estas instalaciones de abastecimiento de agua requiere mucho tiempo. Algunas tecnologías tienen un rápido desarrollo, de tal manera que ciertos retrasos en la implementación del desarrollo son causados por el deseo de esperar un "estado del arte" más satisfactorio. Frecuentemente es posible salvar el obstáculo temporal que hay entre las demandas actuales y los recursos alternativos futuros, mediante esquemas de manejo apropiado del agua subterránea que hay almacenada en la localidad, incluyendo la sobreexplotación temporal de ésta.

En casi todos los casos, la sobreexplotación del agua subterránea es el primer paso de un proyecto de múltiples etapas. La regulación de las etapas y la distribución en el tiempo y el espacio de las actividades y de los recursos es un problema hidrológico y económico combinado. Hacer la planeación económica sin referirse simultáneamente a las variables hidrológicas llevaría a "soluciones" imposibles; mientras que, la planeación hidrológica es un problema mal definido sin una solución única.

En el presente trabajo se tiene por objetivo identificar una metodología apropiada del manejo óptimo de un acuífero, para su aplicación en México, en función de la disponibilidad de información. Para ello se analizará primero las ecuaciones gobernantes del flujo de agua subterránea para acuífero confinado y libre, hasta su linealización, posteriormente se analizará la ecuación gobernante del transporte de contaminantes, a fin de establecer las ecuaciones básicas que rigen el problema. Se comentará la importancia del manejo óptimo, con algunas definiciones necesarias, y se comentará la situación actual del agua subterránea en México. En la parte II se

hace una revisión bibliográfica a nivel nacional e internacional, y en la parte III se plantea la metodología propuesta, considerando diferentes formulaciones de modelos de manejo.

I.1.- PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En las dos décadas anteriores, el campo de la hidrogeología se ha encaminado hacia los modelos de simulación numérica como apoyo a la evaluación de los recursos de agua subterránea. La aplicación de los métodos de diferencias finitas y de elemento finito a las ecuaciones del flujo del agua subterránea permite que se "simplifiquen" y modelen sistemas hidrogeológicos muy complejos. Los modelos de simulación numérica apoyan a los hidrogeólogos para desarrollar un mejor entendimiento del funcionamiento de los acuíferos regionales y a probar hipótesis considerando el comportamiento de facetas particulares del sistema hidrogeológico. Los métodos de simulación han generado un marco de referencia para la conceptualización y evaluación de sistemas acuíferos. Estos han venido a ser una herramienta para evaluar respuestas a largo plazo, de la extracción sostenida de agua, la interacción entre el agua subterránea y la superficial, y la migración de agentes contaminantes.

Por lo tanto, la simulación de acuíferos para analizar problemas hidrogeológicos y como herramienta para predecir la respuesta de los acuíferos continuará siendo esencial para los hidrogeólogos y las personas encargadas del manejo del agua subterránea. Sin embargo, los modelos de simulación son a menudo utilizados para explorar alternativas de manejo de agua subterránea. En muchos casos un modelo es ejecutado repetidas veces bajo varios escenarios, los cuales tienden a alcanzar un objetivo particular, tal como aislar una porción de agua subterránea contaminada, prevenir la intrusión de agua de mar, drenar un área de excavación, o garantizar un abastecimiento sostenible. El uso de tal enfoque a menudo deja de lado la formulación rigurosa de los objetivos del manejo del agua subterránea y deja de considerar importantes restricciones físicas y operacionales. Determinar la función objetivo apropiada en un modelo de manejo de agua subterránea es a menudo difícil pero es un aspecto esencial del modelo de manejo que no podrá evitarse. Es improbable que la alternativa óptima de manejo se identifique usando únicamente técnicas

de simulación. Con base en lo anterior, se ha desarrollado la unión de modelos de simulación y de manejo. Un modelo combinado considera el comportamiento particular de un sistema hidrogeológico y determina la mejor política de operación con los objetivos y restricciones impuestas por el encargado de manejar el agua.

El manejo óptimo del agua subterránea ha sido enfocado desde el punto de vista de la cantidad y de cantidad combinada con calidad. En el primer caso, el modelo de simulación, como componente del modelo de manejo, está basado en las ecuaciones de flujo de agua subterránea en medio saturado; mientras que, para el caso de cantidad y calidad, el modelo de simulación involucra la solución de la ecuación de dispersión-advención. Si bien es cierto que la gran mayoría de modelos de simulación y de manejo que se han realizado, se efectuaron en dos dimensiones, algunos sistemas físicos pueden requerir ser tratados en tres dimensiones. Logicamente, las técnicas de modelos de manejo no están limitadas a ecuaciones en una o dos dimensiones. Con la experiencia ganada en los modelos de simulación tridimensionales, se puede extender su aplicación a los métodos de manejo de acuíferos.

El agua subterránea es considerada un recurso oculto, debido a que no es observable directamente, aunque en una región dada, su existencia se inferiere con algún grado de certeza a partir de los rasgos geológicos, hidrológicos, edafológicos y topográficos. Más aún, la magnitud del recurso, más específicamente, el rendimiento de extracción que en forma sostenida se puede extraer, sobre un período finito de tiempo en relación con la demanda de agua, es más difícil de conocer, debido a imponderables difíciles de predecir. De manera que no es de extrañar que en una región sean los recursos de agua superficial los que primero se desarrollen. En muchas regiones áridas, sin embargo, los limitados recursos de agua superficial han sido el estímulo para la explotación del agua subterránea.

Como los recursos de agua superficial se han desarrollado más completamente en respuesta a los incrementos en la demanda de agua, el interés en el agua subterránea se ha dirigido hacia su integración con los sistemas de agua superficial. Sin embargo, se tienen sólo algunos sistemas integrados, y su existencia se dá como resultado de medidas de emergencia más que por una adecuada planeación regional. Por

ejemplo, en tiempos de sequía, el abastecimiento de agua ha aumentado mediante campos de pozos que permanecen operando mientras dure la sequía. Esto dá origen a que en los intentos por hacer un manejo óptimo del agua subterránea, integrada a un sistema de aguas superficiales, los acuíferos se tomen como almacenamientos. Así, en condiciones vírgenes, el régimen establecido prevalece en la mayoría del sistema hidrogeológico, y la recarga natural es igual a la descarga natural, pudiéndose escribir la siguiente expresión para el sistema como conjunto (Bredehoeft, J.D. & Young, R.A., 1970)

$$R_0 - D_0 = 0 \quad (1)$$

donde R_0 es la recarga media bajo condiciones vírgenes y D_0 es la descarga media en condiciones originales.

Al tener cualquier explotación de agua subterránea, se provocan distorsiones del esquema de flujo, por mínimo que sea el bombeo. Por lo que algún tiempo después de iniciado el desarrollo se puede escribir la siguiente expresión:

$$(R_0 + \Delta R_0) - (D_0 + \Delta D_0) - Q_k + \frac{dV}{dt} = 0 \quad (2)$$

donde ΔR_0 es el cambio en el valor medio de la recarga, ΔD_0 es el cambio en el valor medio de la descarga, Q_k es el monto de la extracción debido al desarrollo, y dV/dt es el cambio en el almacenamiento del sistema.

De las ecuaciones (1) y (2) se puede obtener

$$\Delta R_0 - \Delta D_0 - Q_k + \frac{dV}{dt} = 0 \quad (3)$$

Suponiendo condiciones de acuífero libre, se puede calcular un abatimiento promedio para el sistema como conjunto de la siguiente manera:

$$\bar{S}_a = \Delta V_k / (S_y * A) \quad (4)$$

donde \bar{S}_a es el abatimiento promedio en toda la cuenca, ΔV_k es el

volumen extraído del almacenamiento durante un tiempo t , S_y es el rendimiento específico del acuífero, y A es el área de la cuenca.

Este análisis de entradas y salidas es justamente como se trata a un almacenamiento superficial de agua. La respuesta del sistema se supone que toma lugar rápidamente con efectos igualmente distribuidos en toda la cuenca. Sin embargo, en la mayoría de los sistemas hidrogeológicos la respuesta, no es igualmente distribuida, aún para tiempos largos.

Comúnmente, los hidrólogos hacen un balance de agua en el cual estiman el monto de la recarga y de la descarga en condiciones vírgenes. Algunos autores consideran erróneamente que la magnitud de la recarga o descarga en condiciones vírgenes indica el tamaño del desarrollo sustentable a que se puede llegar en el sistema. Haciendo a un lado las dificultades para lograr establecer el balance hidrológico; éste es de poco o nulo valor para establecer la capacidad de los pozos del sistema para producir agua, los niveles de ésta en cualquier punto, y los cambios en el monto de la recarga o descarga, mismos que son de importancia relevante para hacer un manejo adecuado del acuífero.

La extracción de agua subterránea distorsiona las condiciones naturales y los patrones de entrada y salida de agua. Grandes extracciones afectan grandes áreas del almacenamiento subterráneo, reduciendo tanto la disponibilidad en almacenamiento, como los niveles del agua, al inducirla a moverse hacia los campos de pozos, y posiblemente más tarde reducir o eliminar los volúmenes de descarga natural del almacenamiento y atraer agua adicional a través de áreas no necesariamente de recarga original. Esto hace, evidentemente, que la similitud en el comportamiento hidráulico entre los acuíferos y los almacenamientos superficiales sea dudosa.

En los sistemas hidrogeológicos el abatimiento de los niveles del agua en una cuenca debido a la extracción puede ocurrir durante períodos de años, decenas, o eventualmente centenas de años. Al producirse gradientes hidráulicos, hacia los pozos de bombeo, se produce un drenado de cierta porción del acuífero. Hay dos implicaciones que deberán ser consideradas de este hecho: (1) cierta cantidad de agua deberá ser "minada" del almacenamiento subterráneo, en el corto plazo, al crear un desarrollo, y (2) los tiempos que tardan en transmitirse

Los efectos en un sistema hidrogeológico son tales que no se puede suponer que en la realidad exista el régimen establecido; de hecho los pozos podrán drenar amplias áreas antes de que en sistema alcance el estado de equilibrio. Esto hace que el comportamiento de los sistemas hidrogeológicos sean diferentes a los sistemas de agua superficial.

El desarrollo de los recursos de agua subterránea implica generalmente bombear. Conociendo la demanda (esfuerzo) sobre el sistema, aparecen estas interrogantes: cuál podría ser la localización, espaciamento y tamaño de los pozos, y el gasto y tiempos de bombeo que equilibre el rendimiento con la demanda, ¿podría el recurso ser agotado, o podría la demanda equilibrarse con la capacidad de recarga del sistema?. Estas y otras interrogantes que afectan la toma de decisiones son objeto del manejo del recurso.

En principio, las interrogantes se resuelven por el análisis de algunos esquemas conservadores de bombeo y mediante pozos de observación, pero esto es extremadamente caro y puede ser en perjuicio del mismo sistema. Para abatir los costos, las observaciones directas deberán ser acompañadas de algunos medios de interpolación espacial y temporal, entre un limitado y económicamente factible conjunto de puntos de observación, con algún grado de consistencia y confiabilidad. Los modelos matemáticos reflejan en tiempo y espacio la relación resultante de los esfuerzos a que se somete, pudiéndose de esta manera sintetizar el estado del arte en el entendimiento de las características físicas del sistema y su respuesta a los esfuerzos. Entonces, los modelos de agua subterránea representan una poderosa herramienta a utilizar para la eficiente toma de decisiones, su valía estará directamente relacionada con la representatividad del prototipo descrito.

La explotación y manejo del agua subterránea puede discutirse en el contexto de la hidrogeología o de la planeación del abastecimiento; por lo tanto, es necesario plantear una terminología eficaz que satisfaga ambos puntos de vista ligeramente diferentes. Para un hidrogeólogo, es útil distinguir entre las reservas de agua subterránea arriba de la salida natural (llamadas reservas dinámicas o reservas renovables) y las reservas que están por debajo de la salida natural (reservas no

renovables). Si y cuando, las reservas dinámicas se agotan, cesa el flujo natural de agua subterránea que sale por las salidas naturales. Las reservas dinámicas y las que están por debajo de la salida natural forman las reservas totales. La cantidad de agua que se puede extraer cada año en forma permanente y a perpetuidad de un acuífero dado, se llama rendimiento permanente o máximo rendimiento sostenido: el límite superior del rendimiento permanente es obviamente indicativo del promedio anual de recarga. El rendimiento seguro de un acuífero es casi siempre menor al promedio anual de recarga natural a causa de varias razones hidrológicas y económicas (cuando las descargas naturales del acuífero ya están comprometidas o tienen valor ecológico significativo o cuando la extracción de agua aún en cantidades menores que el volumen renovable provoca efectos adversos, como la intrusión marina, el asentamiento del terreno o la contaminación del agua, entre otros), y consiste en el volumen medio anual de agua que, a largo plazo, puede extraerse de un acuífero sin inducir efectos perjudiciales.

Es importante darse cuenta de que la explotación de un acuífero al nivel del rendimiento permanente, necesariamente disminuye las reservas de agua subterránea. Cualquier explotación de agua subterránea, incluso sin inducir sobreexplotación, causa el abatimiento de los niveles de esta. En el caso de la explotación bajo el rendimiento permanente, los niveles del agua se abaten lentamente hasta alcanzar una posición final de equilibrio. Esta posición, a la que se llega cuando las reservas dinámicas han disminuido tanto que se reduce o elimina la salida de agua subterránea a través de las salidas naturales, forma parte de un proceso que puede tomar muchos años y durante este tiempo una parte de las reservas dinámicas sale de la cuenca a través de la salida natural, a esta cantidad de agua se le puede llamar reservas inutilizadas. Debe tomarse en cuenta que estas salidas naturales podrían estar comprometidas con otros usuarios y la intercepción de estas salidas les afectaría.

CRITERIOS DE EXPLOTACION DE LOS ACUIFEROS

Desde el punto de vista de la explotación y manejo del agua subterránea, se puede distinguir tres tipos de proyectos de explotación: ver figura (1).

CRITERIO GENERAL DE MANEJO DE LOS ACUIFEROS

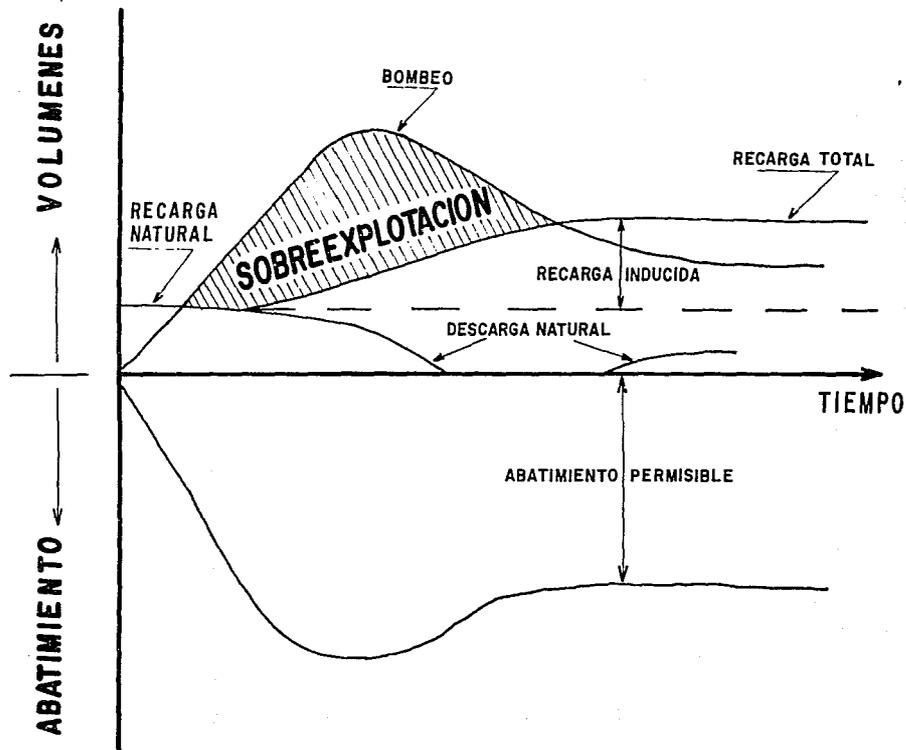


FIGURA No. 1

TOMADO DE CHAVEZ-GUILLEN, R. & MARTINEZ-LEYVA, P., (1991)

1) Un proyecto infinito con una fuente alternativa: el agua subterránea es sobreexplotada y usada como fuente provisional de abastecimiento mientras otras fuentes alternativas, como conducción de agua superficial, tratamiento de aguas residuales, o desalinización de agua de mar, entran en operación, y que sostendrán la viabilidad del proyecto a largo plazo, incluso, cabe la posibilidad de recuperar parte del acuífero con recarga artificial o retornos de riego.

2) Un proyecto infinito sin fuente alternativa: el agua subterránea es el único recurso disponible. La sobreexplotación es llevada sólo hasta un punto en que sus niveles alcancen una posición que se considera técnica y económicamente deseable para que sea sostenida a largo plazo. De ahí en adelante, la explotación se reduce al rendimiento seguro.

3) Un proyecto finito de sobreexplotación: cuando no existen otros recursos, se decide sobreexplotar el agua subterránea hasta que esta se agota (minado), una vez que esto sucede, el proyecto está terminado y prácticamente acaba con toda la actividad económica de la región. El horizonte de tiempo del proyecto de una sobreexplotación planificada del agua subterránea puede extenderse por varias décadas, pero por supuesto, es siempre finito.

De especial interés para los planificadores, es el concepto de rendimiento de sobreexplotación permisible, que es el máximo volumen de agua (almacenada) que puede ser económicamente y legalmente extraída y usada con fines benéficos sin acarrear algún efecto indeseable. En la práctica, a menudo es deseable hacer uso de este volumen de agua durante cierto tiempo para favorecer el desarrollo económico y social de la región, y así permitir a la capacidad económica y política que puedan sustituir el agua explotada al final y durante el período de explotación mediante el desarrollo de fuentes alternativas. Esta práctica se ha llamado operación de rescate de agua. Es evidente que si el rescate de agua no es posible, cualquier desarrollo basado en el concepto anterior está limitado, y el período de tiempo límite está condicionado por el ritmo de extracción.

Recientemente, el concepto general de rendimiento óptimo fué introducido para reemplazar el de rendimiento seguro. El rendimiento óptimo es definido como el plan óptimo para el uso de una fuente de agua subterránea. Este es un plan para alcanzar los máximos objetivos económicos de un desarrollo de agua subterránea sujeto a restricciones físicas, químicas, legales, etc. sobre el uso de el acuífero. El rendimiento óptimo es una función del tiempo y del estado del sistema completo, más que únicamente, una simple especificación del monto de agua disponible, como es el caso del rendimiento seguro. Con este concepto, grandes extracciones que excedan el límite de equilibrio pueden representar el plan óptimo de desarrollo. Este desarrollo óptimo de un recurso de agua subterránea implica un eficiente balance entre el abastecimiento y la demanda. Además implica, o debería, que el beneficio neto se refleje en costos ambientales tanto o más que en los costos tradicionales de capital, operación y mantenimiento.

Resulta obvio que el rendimiento óptimo debe estar asociado al rendimiento seguro con el fin de garantizar los máximos beneficios sin inducir efectos perjudiciales en el acuífero, o al menos que estén fuera de control, y para ello se requiere maximizar (minimizar) una función objetivo que garantice los máximos beneficios, sujeta a un conjunto de restricciones que mantengan bajo control los efectos adversos posibles y los criterios de manejo del acuífero.

I.2.- IMPORTANCIA DEL MANEJO OPTIMO DE ACUIFEROS

En el caso particular de México durante las últimas tres décadas, la extracción de agua subterránea ha progresado a ritmo acelerado, hasta alcanzar la cifra de 30,000 millones de metros cúbicos por año ($Mm^3/año$), la cual se realiza mediante el aprovechamiento de 400 zonas hidrogeológicas; es importante señalar que cerca de las dos terceras partes del volumen anterior se extraen en las regiones áridas del país, donde el subsuelo es la principal o única fuente de abastecimiento; sin embargo, en las regiones semiáridas y tropicales, por sus características naturales como permanencia, amplia distribución espacial, y bajo costo; el agua subterránea es preferentemente utilizada para abastecimiento público y en la industria. La recarga natural a nivel nacional de los acuíferos se estima en 40,000 millones de metros cúbicos (Mm^3), como promedio anual

a largo plazo, y tiene distribución geográfica similar a la de la precipitación; siendo la renovación muy pobre en la porción árida del país, y en contraste, muy abundante en las regiones lluviosas. A esta alimentación natural se agrega la recarga inducida por las actividades humanas, especialmente en las zonas irrigadas con agua superficial, cuyo valor a escala nacional se estima en 15,000 Mm³/año, resultando de esta manera una recarga total de 55,000 Mm³/año en las condiciones actuales de renovación. Es importante señalar que en la mayoría de los casos, la captación de agua superficial implica la reducción de la recarga natural hacia los acuíferos. Las cifras mencionadas anteriormente dan la impresión de que existe una gran disponibilidad de agua subterránea, sin embargo, no se debe olvidar que su distribución no es uniforme en todo el país, teniéndose zonas de gran demanda con poca disponibilidad y viceversa, lo que ha llevado a fuertes problemas de sobreexplotación.

Del volumen total extraído, 19,000 Mm³/año (63%) se destinan al riego de dos millones de hectáreas que representan poco más de la tercera parte de la superficie total bajo riego; 5,600 Mm³/año, equivalente al 19%, se utilizan para satisfacer las necesidades de agua de unos 55 millones de habitantes, es decir el 68% de la población; 4,000 Mm³/año (13%), se utilizan para abastecer al 85% de la industria en el país y el 5% restante es aprovechado por la población rural para uso doméstico y abrevadero. Es de hacerse notar que en los últimos seis años ha habido un incremento notable del uso industrial, pasando de 2,000 a 4,000 Mm³/año.

De los estudios realizados a la fecha se desprende un conocimiento bastante amplio de la renovación y disponibilidad del agua subterránea; sin embargo, la demanda creciente de agua en zonas de escasa disponibilidad ha dado lugar a numerosos casos de sobreexplotación, cuya gravedad aumenta día a día hasta amenazar el desarrollo económico de esas regiones, provocándose una pérdida de almacenamiento de 10,000 Mm³/año a nivel nacional de las reservas no renovables, definidas éstas como la cantidad de agua que se extrae por arriba del volumen renovable cada año, y que lógicamente procede del minado del almacenamiento subterráneo.

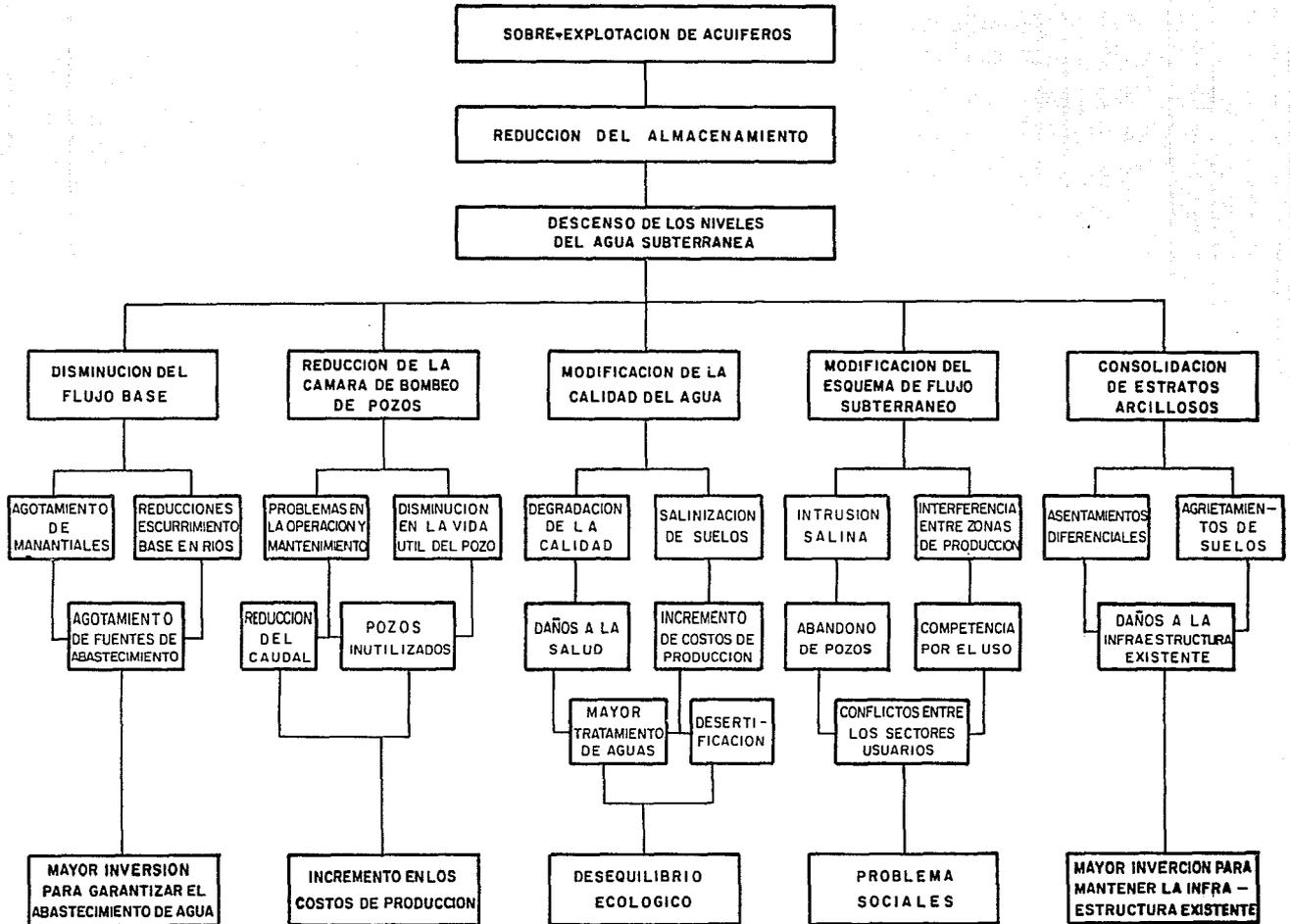
La sobreexplotación en su forma más inmediata ha originado el descenso de los niveles del agua, trayendo consigo diversos efectos perjudiciales entre los que se cuentan miles de pozos inutilizados por reducción de la cámara de bombeo, de disminución del caudal de extracción, intrusión salina, asentamiento del terreno y, contaminación de acuíferos, ver figura (2).

A nivel nacional de los 400 acuíferos en producción, 80 de ellos tienen fuertes problemas de sobreexplotación entre los cuales 17 padecen de intrusión salina y 9 presentan agrietamiento y o asentamientos del terreno. Esta situación ha dado origen a un control estricto de la explotación de los acuíferos, apoyados tanto en técnicas hidrogeológicas, aspectos legales y de concertación social (Chávez-Guillén, R. & Martínez-Leyva, p., 1991).

Es importante señalar que, en una encuesta realizada a fines de 1991 (Carrillo-Rivera, J. J. & Escolero, D. A., 1991), con el objeto de conocer la disponibilidad de profesionales trabajando en actividades relacionadas con el agua subterránea, se encontró que la gran mayoría tiene como profesión de origen a ingenieros civiles e ingenieros geólogos, del total censado, sólo el 61% posee título profesional, y hay un número mínimo de profesionistas con posgrado en áreas relacionadas con hidrogeología, pero no específicamente en el área de manejo óptimo de acuíferos; además, el 80% del total se dedica principalmente a perforación de pozos, prospección y evaluación preliminar del agua subterránea, mientras que campos como la contaminación de acuíferos, hidrogeoquímica, y manejo integral del recurso, están prácticamente abandonados, ver figura (3).

Con base en lo anterior, resulta obvio que se requiere hacer un manejo más adecuado de los acuíferos en México; si tomamos en cuenta que la demanda de agua crecerá en los próximos años a raíz de las expectativas de crecimiento económico del país y que probablemente esta se concentre en su porción árida, por su cercanía con EE.UU., en donde la fuente principal de agua son los acuíferos, y que es la porción donde actualmente se tienen los mayores problemas de sobreexplotación, se requerirá analizar políticas de manejo de los acuíferos sobre la base del desarrollo autosostenible, donde el manejo óptimo de los acuíferos es de fundamental importancia.

FIGURA - 2



PRINCIPALES CAMPOS DE INTERES DE PROFESIONISTAS EN AGUA SUBTERRANEA

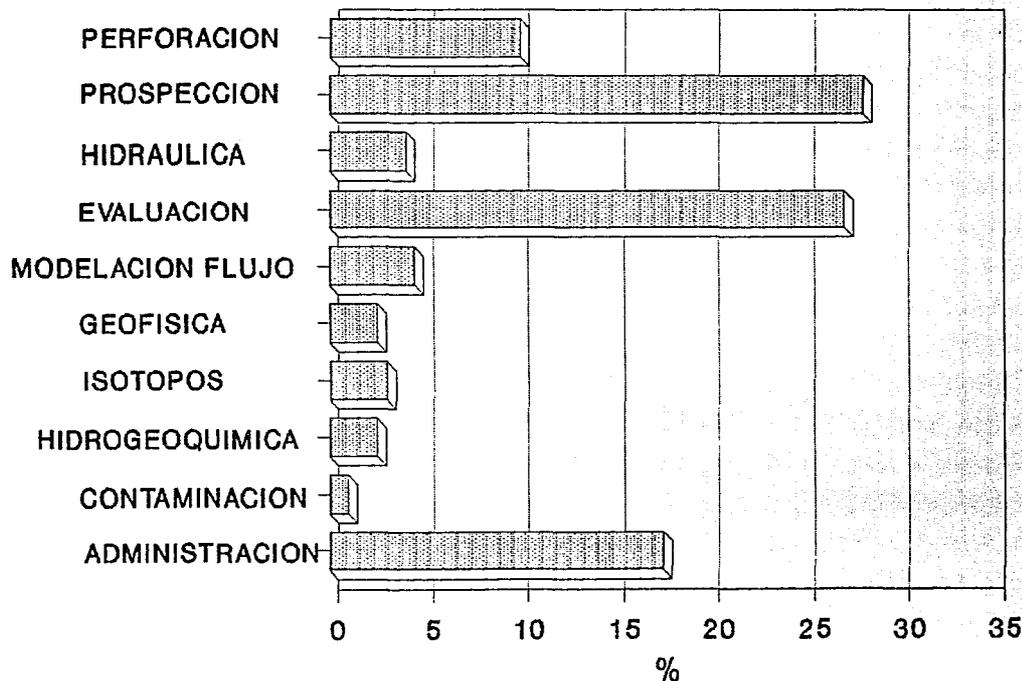


FIGURA.- 3

TOMADO DE CARRILLO-RIVERA, J.J. & ESCOLERO, O. A. (1991)

II. - REVISION BIBLIOGRAFICA

Con el objeto de identificar los trabajos publicados sobre el tema, así como de los informes institucionales generados sobre el manejo óptimo del agua subterránea, se realizó una investigación bibliografica, en la que se revisaron a partir del año 1970 a la fecha los boletines de las publicaciones siguientes: Water Resources Research, Water Resources Bulletin, Journal of Hydrology, Journal of Hydraulic, y Journal of Water Resources Planning and Management, así como algunos números recientes de Ground Water. Se revisó la revista Ingeniería Hidráulica en México a partir de 1985 a la fecha y las memorias de los últimos tres Congresos Nacionales de Hidráulica para identificar los artículos nacionales publicados recientemente sobre el tema; también se identificaron algunos informes institucionales y dos tesis sobre el manejo óptimo de los acuíferos, ver figura (4).

II.1.- ARTICULOS EN LITERATURA TECNICA

De la revisión antes mencionada, en la literatura internacional se identificaron 50 trabajos de aplicación de modelos para el manejo del agua subterránea. Todos los trabajos identificados están encaminados a decisiones ingenieriles y a un único objetivo económico o físico. Los modelos de manejo son conceptualmente más complejos que los modelos de predicción porque ellos contienen aspectos adicionales sobre la toma de decisiones. Esto hace que manejen más submodelos y datos, y que requieran de mayor trabajo computacional.

Usualmente un modelo de manejo contiene cuatro elementos: un submodelo para encontrar la decisión más apropiada (por ejemplo, localización de pozos, rangos de bombeo); un submodelo para predecir el resultado de una decisión (por ejemplo, niveles del agua, salinidad); un conjunto de reglas y restricciones sobre la decisión admisible o resultados (por ejemplo, máximos bombeos, abatimientos, derechos de agua, regulaciones sobre los pozos); y una función objetivo la cual evalúa las decisiones (por ejemplo, costos, beneficios, rendimiento).

MODELOS UTILIZADOS.

REFERENCIA	AÑO	CASO	CALIDAD SIMULACION	CALIDAD OPTIMIZACION	CANTIDAD SIMULACION	CANTIDAD OPTIMIZACION	ASIGNACION
7	1970	INVESTIGACION			X		X
35	1972	INVESTIGACION			X	X	
34	1972	CAMPO	X		X		
36	1973	INVESTIGACION			X	X	X
1	1974	INVESTIGACION				X	
2	1974	CAMPO			X	X	
37	1974	INVESTIGACION				X	
13	1974	INVESTIGACION		X			
38	1975	INVESTIGACION			X	X	X
46	1976	INVESTIGACION			X	X	
6	1977	INVESTIGACION			X		
52	1977	INVESTIGACION			X	X	
3	1980	INVESTIGACION			X	X	
27	1982	INVESTIGACION	X	X			
29	1982	CAMPO					X
22	1982	INVESTIGACION	X	X			
25	1982	CAMPO			X	X	
24	1984	INVESTIGACION	X	X			
47	1984	CAMPO	X	X			
53	1984	CAMPO			X	X	
10	1984	INVESTIGACION		X	X	X	
54	1985	INVESTIGACION			X	X	
28	1985	INVESTIGACION		X			
18	1985	CAMPO			X	X	X
48	1986	INVESTIGACION			X	X	
9	1986	CAMPO			X	X	X
51	1986	INVESTIGACION			X	X	
32	1986	CAMPO					X
* 26	1986	CAMPO			X	X	
56	1987	INVESTIGACION			X	X	
44	1987	CAMPO					X
57	1987	CAMPO			X	X	
* 11	1987	CAMPO			X	X	
49	1987	INVESTIGACION	X	X			
27	1987	INVESTIGACION			X	X	
33	1988	INVESTIGACION			X	X	
55	1988	CAMPO			X	X	
* 14	1988	CAMPO			X	X	
40	1989	INVESTIGACION			X	X	
5	1989	INVESTIGACION			X	X	
31	1989	INVESTIGACION			X	X	
* 15	1989	CAMPO			X	X	
41	1990	CAMPO			X	X	
4	1990	INVESTIGACION			X	X	
19	1991	INVESTIGACION			X	X	
39	1991	INVESTIGACION			X	X	
* 12	1991	CAMPO			X	X	
* 42	1991	CAMPO			X	X	
50	1992	INVESTIGACION	X	X			
* 16	1992	CAMPO			X	X	

* APLICADOS EN MEXICO

FIGURA No. 4

De los cincuenta modelos investigados, cuarenta tratan exclusivamente el aspecto de cantidad de agua subterránea, tres consideran ambos aspectos (cantidad y calidad) y el resto (siete) se refieren únicamente a calidad del agua. En todos los casos se trata de modelos de parámetros distribuidos. En cuanto a las técnicas de solución utilizadas para resolver el problema de manejo, la más aplicada es la programación lineal y en segundo término la programación cuadrática.

MODELOS DE OPTIMACION

De los modelos que combinan simulación y manejo de la cantidad de agua, los podemos agrupar en dos grandes categorías (Gorelick, 1983). Estas categorías distinguen entre modelos en los cuales las decisiones de manejo conciernen a la hidráulica de agua subterránea y los que analizan políticas de operación, aspectos económicos o de asignación de agua. En la primera categoría, los modelos están encaminados al manejo de solicitudes sobre el agua subterránea tales como bombeo y recarga. Estos modelos tratan las solicitudes y las cargas hidráulicas directamente como variables de decisión en el modelo de manejo. Es importante mencionar que las variables físicas de decisión, tales como bombeo, pueden ser interpretadas como variables económicas. Esto es que se tienen consideraciones económicas implícitas. Algunos modelos pueden también contener factores económicos explícitos, tales como el costo del bombeo y de los pozos mismos. En algunos casos, los modelos están principalmente dirigidos al manejo del aspecto hidráulico del acuífero y nos referiremos a ellos como modelos hidráulicos de manejo de agua subterránea, ver figura (5).

MODELOS DE OPTIMACION HIDROECONOMICA

La segunda categoría incluye modelos que son usados para inspeccionar interacciones económicas complejas tales como la influencia de las instituciones sobre el comportamiento de la economía agrícola, o problemas complejos de asignación de agua en proyectos de manejo conjunto agua subterránea-superficial. Estos modelos no determinan en forma explícita la política regional de las aguas subterráneas; ellos se pueden usar en evaluación de políticas; estos modelos son caracterizados por múltiples optimaciones, uno para cada subárea en una región, y tiene una fuerte componente de manejo económico. De otra

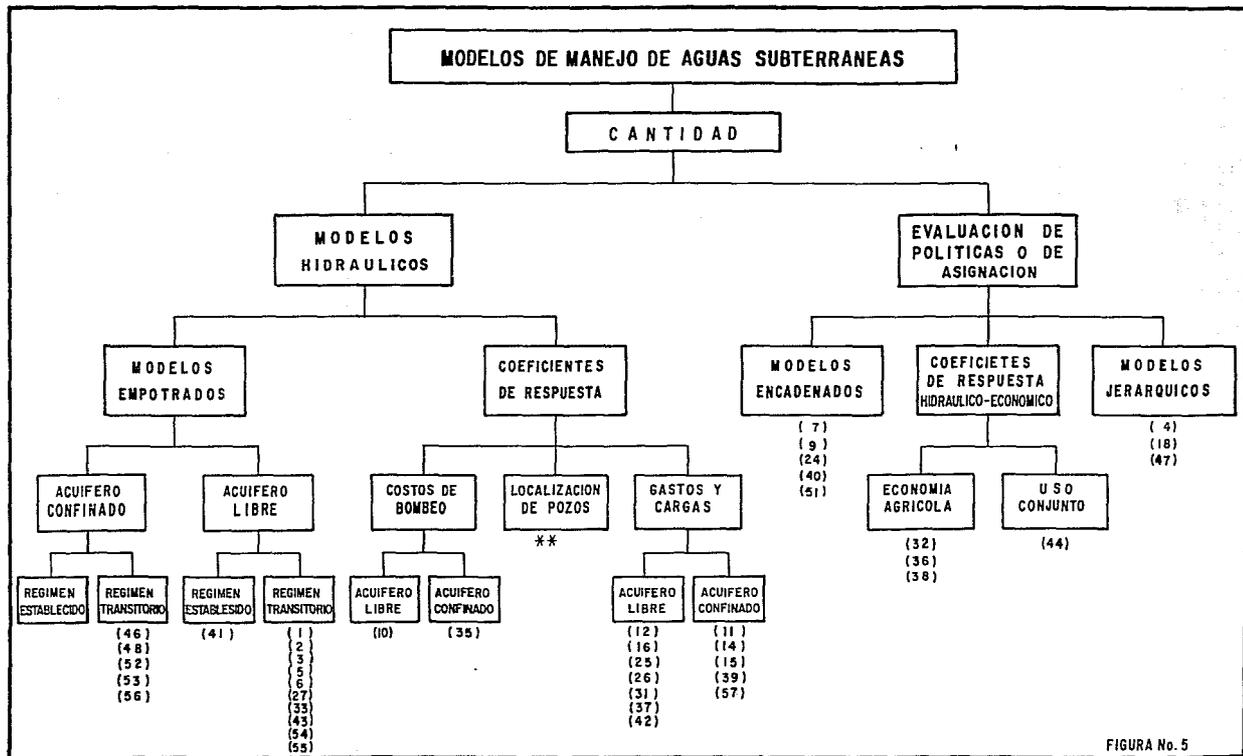


FIGURA No. 5

* (50) No. DE REFERENCIA.

** NO SE IDENTIFICARON REFERENCIAS

MODIFICADO A PARTIR DE GORELICK, S.M. (1983)

manera, la serie de optimaciones puede ser seguida con rastreos externos, simulaciones u optimaciones adicionales. Esto último será referido como modelos de evaluación de políticas y modelos de asignación. En ambas categorías los modelos utilizan técnicas de optimación de programación lineal y cuadrática. Estas técnicas tienden a optimar un objetivo, tal como minimización de costos o maximización de la producción de los pozos, y están sujetos a un conjunto de restricciones algebraicas, las cuales limitan o especifican los valores de las variables de decisión tal como el abatimiento local, gradientes hidráulicos, o gastos de bombeo.

MODELOS DE OPTIMACION DEL MANEJO HIDRAULICO

Los modelos hidráulicos del manejo de agua subterránea incorporan un modelo de simulación de un sistema hidrogeológico en particular como restricción al modelo de manejo. Las decisiones de manejo tanto como la simulación del comportamiento del agua subterránea se acoplan simultáneamente. Se han desarrollado dos técnicas para efectuar esto. En el método de modelos empotrados, la aproximación de las ecuaciones gobernantes de flujo de agua subterránea en diferencias finitas o elemento finito se tratan como parte del conjunto de restricciones de un modelo de programación lineal. Las variables de decisión son las cargas hidráulicas en cada nodo o pozo, los esfuerzos locales tales como bombeo y condiciones de frontera. En el enfoque de matriz de respuesta, se utiliza un modelo de simulación externo para obtener las respuestas unitarias. Cada una describe la influencia de un impulso de estímulo (por ejemplo, bombeo durante un período corto) sobre las cargas hidráulicas en puntos de interés a través del sistema. Se realiza el acoplamiento de las respuestas unitarias en forma matricial en el modelo de manejo. Las variables de decisión en programación lineal, mezclada, entera o cuadrática incluye los esfuerzos locales tal como bombeo o inyección y puede incluir cargas hidráulicas a discreción del modelador.

MODELOS DE OPTIMACION EMPOTRADOS

El método empotrado para el manejo hidráulico de acuíferos utiliza programación lineal para su formulación que incorpora aproximaciones numéricas de las ecuaciones de flujo de agua subterránea como

restricciones. Esta técnica fué inicialmente presentada por Aguado & Remson (1974) para el manejo hidráulico del agua subterránea. Este trabajo demuestra con ejemplos en una y dos dimensiones que el comportamiento físico de un sistema hidrogeológico puede ser incluido como parte integral de un modelo de optimación. Se usaron aproximaciones en diferencias finitas tanto para régimen establecido como para transitorio. En todos los ejemplos, la función objetivo maximiza las cargas hidráulicas en sitios específicos; las restricciones fueron sobre las cargas hidráulicas, gradientes y bombeos. Los ejemplos tratan acuíferos confinados y libres. Para el caso de acuífero confinado la ecuación gobernante es lineal, y las aproximaciones en diferencias finitas resultantes se trataron como restricciones lineales. Para el caso de acuífero libre las ecuaciones en régimen establecido se trataron como lineales con respecto al cuadrado de las cargas hidráulicas. Esta forma lineal fué susceptible de tratamiento usando modelos empotrados. Para el caso de acuífero confinado en régimen transitorio las ecuaciones gobernantes se discretizaron sobre tiempo y espacio. Para cada paso de tiempo se incluyó un conjunto de ecuaciones, como restricciones en la programación lineal. Como podrá notarse este enfoque puede dar como resultado una matriz de restricciones extremadamente grande. Si un modelo de aguas subterráneas consiste de mil nodos y toma treinta pasos de tiempo, entonces se tienen 30,000 variables de decisión correspondientes a las cargas hidráulicas sobre espacio y tiempo. Sería un igual número de restricciones representados por ecuaciones en diferencias finitas.

Se presenta un ejemplo real para determinar el esquema de bombeo óptimo en régimen establecido para mantener los niveles del agua subterránea abajo de cotas específicas, para mantener drenado un sitio de excavación (Aguado et al., 1974). Se utilizó el método empotrado y se empleó la forma lineal en diferencias finitas de la ecuación de Boussinesq. La solución al problema de drenado indica que el bombeo total mínimo se alcanza al desarrollar el mayor número de pozos tan cerca de la excavación como se permita. En estudios posteriores se incluyeron costos y se replanteó el problema para resolverse mediante programación lineal entera (Aguado & Remson, 1980).

Willis & Newman (1977) resuelven el problema transitorio involucrando la minimización de costos de bombeo sujeto a demandas exógenas de agua. El modelo de manejo se formula como un problema de control óptimo y se resuelve utilizando programación matemática. El modelo de manejo consistió en una función objetivo sujeta a restricciones lineales. Se utilizó el algoritmo de Tui para resolver el problema de optimización, el cual resuelve una sucesión de problemas de programación lineal.

La técnica de modelos empotrados ha sido demostrada para el control de gradientes hidráulicos utilizando pozos de inyección y de bombeo con el objetivo de manejar una pluma de agua subterránea contaminada. Muchas aplicaciones de manejo se han desarrollado siguiendo la técnica anterior (Aral, 1989; Bostock, et al., 1977; Jones, et al., 1987; Lindner, et al., 1988; Peralta & Datta, 1990; Rastogi, 1989 y otros). Sin embargo, se puede observar que no se han reportado aplicaciones de gran escala, posiblemente porque no se han desarrollado programas comerciales que permitan resolver problemas de programación lineal con un gran número de variables y restricciones. En adición a la dificultad anterior se tiene que agregar la de diseño de una matriz manejable al discretizar las ecuaciones de flujo.

MODELOS DE OPTIMACION POR MATRIZ DE RESPUESTA

La segunda técnica en modelos hidráulicos de manejo de aguas subterráneas es el enfoque de matriz de respuesta. La incorporación de una matriz de respuesta a un problema lineal fué propuesta inicialmente en 1958 (Gorelick, 1983), para la ingeniería del petróleo. Se usó una matriz de respuesta para maximizar la producción de petróleo, convirtiendo los esfuerzos de bombeo en cambios de presión en el yacimiento; como restricción se pretendía mantener al yacimiento a la presión atmosférica, limitando la producción total a la capacidad del yacimiento y garantizando que las compras de petróleo hacia el exterior no excedan la capacidad de las tuberías.

El enfoque de matriz de respuesta fué introducido al campo del agua subterránea por Deninger en 1970, quien considero maximizar la producción de agua en un campo de pozos. Propuso que los abatimientos de respuesta fueran calculados a partir de la ecuación de no

equilibrio, propuesta por Theis en 1935. La formulación en programación lineal tendió a maximizar la descarga total de los pozos. Las restricciones se establecen para limitar los abatimientos en función de las capacidades de las bombas y de los pozos. De gran significancia, Deninger también presentó la formulación de un modelo de manejo para minimizar los costos de producción de agua. La función objetivo planteada es no lineal porque se supone que los costos son directamente proporcionales a los gastos de bombeo y a las cargas a vencer. Ambas, la extracción y la profundidad al nivel se desconocen antes de la solución. Se sugiere el uso de programación cuadrática para resolver este problema, pero no se presenta una solución de éste.

Maddock (1972) resolvió el problema no lineal de minimización de costos de bombeo. Definió un conjunto de restricciones como matriz de respuesta, a la cual el autor llamó "función algebraica tecnológica". El coeficiente de respuesta muestra el cambio de abatimiento inducido por el bombeo en cada pozo. Incluso elaboró un programa de computadora que calcula los coeficientes de respuesta. La función objetivo cuadrática minimiza el valor presente de los costos de bombeo. Consideró un ejemplo de un acuífero heterogéneo en el cual se tienen tres pozos de descarga con bombes variables para diez estaciones climatológicas. Las restricciones garantizan el abastecimiento semianual de agua con un conjunto de límites en la capacidad de bombeo de cada pozo. Utilizó el paquete estándar de programación cuadrática para resolver el problema.

Maddock (1974) desarrolló funciones tecnológicas no lineales para el caso de acuífero no confinado y en el cual el espesor saturado varía con el abatimiento. La solución de la ecuación diferencial parcial no lineal se obtiene mediante una serie infinita de soluciones de ecuaciones diferenciales lineales. El abatimiento se trata como una suma finita de series de potencia. La relación del abatimiento al espesor saturado fué la clave para determinar el número apropiado de términos en la serie. Con esta técnica la programación cuadrática se formula de tal manera que todas las no linealidades aparecen en la función objetivo, mientras que las restricciones permanecen lineales.

Deberá tenerse extrema precaución al calcular los costos de bombeo sobre abatimientos locales obtenidos por modelos de simulación

numérica, ya que estos generalmente no consideran los abatimientos dentro del pozo provocada por la complejidad de la geometría, heterogeneidad de los parámetros y el proceso constructivo de los mismos. Los modelos de simulación numérica proporcionan valores promedio de abatimientos sobre celdas o elementos discretos. Estos valores promedio podrán ser drásticamente subestimados en relación con los valores reales.

Se usa programación entera en conjunto con una matriz de respuesta para determinar la localización óptima de los pozos, identificando la mejor localización para un específico número de pozos, tal que la curva de producción-demanda sea lo más cerrada posible.

Algunos modelos hidráulicos de manejo de agua subterránea utilizan las ecuaciones de influencia tal como lo describe Schwarz (1976). Una matriz de influencia, compilada de soluciones numéricas o de modelos analíticos o del resultado de pruebas de bombeo, sirven como restricción de programación lineal. Esto es idéntico al enfoque de matriz de respuesta descrito previamente.

Algunas variaciones al enfoque de matriz de respuesta se aplican a problemas de manejo conjunto de agua superficial y subterránea, así como, en combinación con análisis estocástico para determinar estrategias de almacenamiento.

Se ha demostrado que, la aplicación del enfoque de matriz de respuesta al manejo hidráulico del agua subterránea, involucra un gran número de variables de decisión (bombeos en cada pozo) para acuíferos regionales. Se han construido modelos de manejo para determinar el rendimiento seguro de un sistema hidrogeológico (Knapp, 1985). Estos modelos maximizan el rango de bombeo en estado estacionario, teniendo como restricciones el límite mínimo de bombeo en cada pozo activo y el número de pozos activos permisible. Esta restricción nos lleva a una serie de variables enteras que especifican cuando existe un pozo en un sitio en particular (variable entera igual a uno) o si no existe pozo (variable entera igual a cero). Otras restricciones limitan el bombeo abajo de la capacidad de diseño y limitan el abatimiento a la mitad del espesor saturado inicial.

Heidari (1982) aplicó el enfoque de matriz de respuesta al manejo hidráulico del valle Pawnee en el sur de Kansas, EE.UU. utilizó el programa de Maddock para generar una matriz de respuesta en régimen transitorio. El acuífero libre se trata mediante una aproximación como confinado, y los abatimientos se corrigen utilizando la corrección de Jacob. La matriz de respuesta se utiliza en un modelo de programación lineal, el cual maximiza el bombeo en el tiempo. El bombeo total para cada período de tiempo es forzado para satisfacer la demanda. Cada bombeo se limita a los derechos de agua. El abatimiento en cualquier tiempo se restringe a una fracción del espesor saturado total, considerando un rango entre 0.1 a 0.25 del espesor. Para reducir el número de variables, los pozos se agrupan en 61 campos de pozos. El modelo de manejo consiste de 610 variables de decisión (bombeos y abatimientos) y sujeto a 615 restricciones. Con este trabajo Heidari (1982) demostró que el enfoque de matriz de respuesta es aplicable a sistemas reales y que es una herramienta poderosa para evaluar estrategias de manejo de agua subterránea.

Recientemente Maddock & Lacher (1991) desarrollaron funciones de respuesta para abatimientos, velocidad, pérdidas de almacenamiento, y funciones de respuesta de captura para sistemas hidrogeológicos de multiacuíferos. Los fenómenos de respuesta tratados son: infiltración de corrientes superficiales hacia el acuífero, reducción de pérdidas por evapotranspiración, filtración de acuíferos adyacentes, flujo de y hacia fronteras de carga constante, e incrementos o decrementos de la recarga natural o descarga desde fronteras de flujo preestablecido; el término captura se define como la suma de los incrementos en recarga de un acuífero o decremento de la descarga como resultado de la aplicación de un esfuerzo. Con este trabajo se enriquece más la adaptabilidad del enfoque de matriz de respuesta a problemas reales.

Aunque ya se han planteado algunas de las ventajas y desventajas de cada uno de los métodos de manejo hidráulico del agua subterránea, se mencionará que, en el enfoque de modelos empotrados, la discretización de las ecuaciones de flujo se incluye en el modelo de programación lineal como restricciones y se resuelve un modelo de simulación completo, como parte del modelo de manejo. Las cargas hidráulicas en cada paso de tiempo se tratan como variables de decisión. Los esfuerzos hidráulicos sobre el espacio y tiempo son variables de

decisión adicionales. Los modelos de simulación empotrados proporcionan una gran cantidad de información relativa al comportamiento del acuífero. Sin embargo, raramente ocurre que el modelo de manejo involucre todas las cargas hidráulicas sobre el tiempo y espacio, de donde, muchas de las variables de decisión y restricciones pueden ser innecesariamente incluidas en el modelo de manejo. Para economía computacional y eliminar dificultades numéricas, la aplicación del enfoque empotrado deberá ser restringida a pequeños problemas en régimen establecido. Si los métodos de descomposición se desarrollan en conjunto con el enfoque empotrado, será factible la solución de problemas de regular tamaño en régimen transitorio.

En el enfoque de matriz de respuesta, la solución de la ecuación de flujo sirve como restricción de programación lineal. Este enfoque proporciona información incompleta sobre el funcionamiento del sistema acuífero pero generalmente es un método más económico. El desarrollo de la matriz de respuesta requiere la solución externa del modelo de simulación para cada sitio potencial de manejo. Esto podría requerir mucho trabajo inicial. Sin embargo, la matriz de respuesta resultante es una herramienta altamente eficiente. Las restricciones se incluyen sólo para localizaciones y tiempos específicos. Restricciones y variables de decisión innecesarias no se incorporan al modelo de manejo, por lo que, el enfoque de matriz de respuesta puede manejar sistemas grandes en régimen transitorio de una manera eficiente.

MODELOS DE ASIGNACION

Los modelos de asignación y de evaluación de políticas de agua subterránea son valiosos para problemas complejos donde el manejo hidráulico no es el único aspecto relevante para la planeación del aprovechamiento del agua. Estos modelos analizan problemas de asignación de agua involucrando objetivos económicos de manejo. Estos modelos han sido aplicados a problemas transitorios de gran escala para estudiar el comportamiento de una economía agrícola en respuesta a políticas institucionales y a optimización del uso conjunto del agua. Gorelick (1983) clasifica en tres tipos los modelos de asignación y de evaluación de políticas: Modelos de respuesta hidráulico económica, que son una extensión directa del enfoque de matriz de respuesta mencionado anteriormente; modelos encadenados de simulación

optimación, que utilizan el resultado de un modelo de simulación externa como entrada a una serie de modelos de optimación económica de subáreas. La información y los resultados de cada período de planeación se utiliza para el manejo en el siguiente período. Los modelos jerárquicos utilizan una descomposición en subáreas y un enfoque de matriz de respuesta. Sistemas grandes y complejos pueden ser tratados como una serie de subsistemas independientes, y pueden considerar múltiples objetivos. Esto es particularmente valioso para optimación en gran escala donde el manejo hidráulico detallado se requiere en el contexto de un problema complejo de asignación de agua.

MODELOS DE OPTIMACION HIDROECONOMICA POR MATRIZ DE RESPUESTA

El enfoque hidráulico de matriz de respuesta se ha extendido para incluir componentes de economía agrícola o asignación de agua superficial. Cada de estos modelos se formula como un único problema de optimación en el cual se consideran la hidráulica y otras actividades controlables. El primero que combinó modelos de agua subterránea y de economía fué Maddock (1974). Un modelo de simulación de uso conjunto acuífero-río en diferencias finitas se utiliza para desarrollar la función algebraica tecnológica (matriz de respuesta). El modelo de planeación se desarrolló para una agencia hipotética de manejo de agua con el objetivo de minimizar el valor de descuento esperado del costo de abastecimiento de agua de un sistema río-acuífero. Las restricciones consideran la demanda esperada de agua, los derechos de agua sobre la corriente, distribución de agua para recarga de acuíferos, y la transferencia de agua entre el río y el acuífero. En el contexto de este problema de programación cuadrática, la demanda de agua se considera como un proceso estocástico. Las demandas podrán representarse como procesos Markovianos. Una solución única del modelo de planeación provee las reglas de operación para el acuífero, extracciones del río, distribución del agua, y flujos de retorno de la corriente.

Maddock & Haines, (1975) usaron el enfoque de matriz de respuesta junto con consideraciones agroeconómicas para estudiar un sistema de tarifas para el manejo del agua subterránea aplicado a una región agrícola hipotética. El esquema empleó una cuota en la cual a cada usuario se le asignó una cantidad anual de desperdicio (resultante del

modelo de optimización) y un impuesto el cual sería aplicado si se excede el límite de desperdicio. Los agricultores que utilicen menos de la cuota podrían tener derecho a un reembolso. Se formuló un problema de programación cuadrática el cual minimiza el rendimiento neto combinado de los agricultores y con eso determina las cuotas de bombeo. Restricciones lineales limitan abatimientos y bombeos utilizando una matriz de respuesta hidráulica. Restricciones lineales adicionales limitan el área cultivada y garantizan que los requerimientos de agua para riego se cumplan. Los coeficientes de respuesta se desarrollan al igual que el modelo de optimización para un horizonte de planeación de 5 años. La solución óptima da las cuotas de bombeo para cada pozo en el sistema.

Reichard (1987), presenta un modelo regional para calcular la asignación temporal y espacial del bombeo de agua subterránea para riego. El modelo se usa para simular y analizar políticas que son relevantes para la agricultura de la cuenca donde el uso conjunto de agua superficial y subterránea es significativo. En particular, se investiga el efecto de varias condiciones hidrológicas sobre el beneficio del manejo del agua subterránea en la cuenca. Se aplica al valle de Salinas en California, EE.UU., que es un valle costero sujeto a intrusión marina y que recibe recarga del Río Salinas y del Arroyo Seco. En esta zona, la agricultura domina la economía regional y es el principal uso del agua. Con base en las condiciones hidrogeológicas, el valle se dividió en cuatro zonas. El modelo de simulación consiste de 250 celdas activas con dimensiones de 1.61 por 3.62 km.

El modelo de manejo se formuló con las características de un área en particular, pero puede ser aplicado a otras áreas que tengan una similar interacción río-acuífero. El modelo simula el comportamiento del manejo de la cuenca y también bombeo no controlado (llamado optimización privada). El manejo de la cuenca se define como la asignación temporal y espacial del uso del agua que maximiza la suma deducida de los rendimientos netos para el área de estudio completa. La optimización privada simula a corto plazo el comportamiento de máximo provecho de grupos de agricultores en ausencia de controles institucionales. Esto supone maximizar año por año el rendimiento neto para cada sector geográfico basado en las condiciones hidrogeológicas al principio del año.

El impacto ambiental concerniente a la intrusión marina se incorpora al modelo por medio de restricciones del nivel del agua. El modelo de optimización calcula valores de las variables de decisión (bombeo) y de las variables de estado (recarga del río) para 15 años. Restricciones de régimen establecido condicionan los niveles del agua, y el bombeo y la recarga a mantenerse constantes en cada sector para los 15 años y a perpetuidad. Este requerimiento de estado establecido asegura que el acuífero permanecerá en uso por un periodo infinito de tiempo.

En este trabajo se utilizó en enfoque de matriz de respuesta tanto para conocer coeficientes de respuesta debidos a descargas unitarias en los pozos como para conocer también coeficientes de respuesta para recargas unitarias en los ríos, lo que permitió plantear esquemas de manejo conjunto. Al considerar diferentes escenarios, se concluye que el manejo óptimo de la cuenca proporciona mayores beneficios excepto para el caso en que se tenga un escurrimiento muy bajo en las corrientes superficiales.

MODELOS DE OPTIMACION ESLABONADOS

Los modelos encadenados de simulación-optimación fueron desarrollados para estudiar el impacto de cambios institucionales sobre el uso del agua subterránea. El estudio de Bredehoeft & Young (1970) explora el efecto de dos instrumentos de política (un impuesto y una cuota) sobre el manejo de una cuenca hidrogeológica. Se consideró una cuenca hipotética en la cual se desea un esquema de manejo para la asignación temporal de agua subterránea a usuarios agrícolas. El objetivo de manejo fue maximizar el rendimiento económico neto de la cuenca (agrícola). Se formuló el modelo de manejo económico como una serie de problemas de programación lineal donde el área de cultivo y la cantidad anual de agua bombeada son las variables de decisión. Se formuló un modelo para cada subárea agrícola y se resolvieron por separado los modelos para cada intervalo de manejo de cinco años. Un modelo de simulación numérica externa provee la entrada al programa lineal para estimar el costo anual del agua bombeada en cada subárea.

Una cadena computacional secuencial se desarrolló entre el modelo económico y el modelo de simulación de agua subterránea. Las cargas

hidráulicas resultantes (y las profundidades al agua) se utilizaron para calcular los costos futuros de bombeo en el siguiente intervalo de cinco años. Este procedimiento se repitió para un horizonte de cincuenta años. Maddock (1972) anotó sobre este enfoque de modelos encadenados "La optimación anual de patrones de cultivo no garantiza que los cambios en los patrones de cultivo sobre el horizonte de diseño ocurran en forma óptima. Suponer que las cargas son constantes anualmente y ser actualizadas al final de la estación puede llevar a una subestimación de los costos de bombeo. Suponer que el bombeo es uniformemente distribuido sobre los pozos no hace uso de la información disponible de los modelos de parámetros distribuidos. Las condiciones locales pueden favorecer mayor bombeo en algunos pozos que en otros". En comparación con el enfoque de matriz de respuesta, los modelos encadenados permiten que se consideren grandes complejidades económicas. Los factores sociales y legales pueden ser integrados al modelo de manejo. Por otra parte, las no linealidades hidráulicas (condiciones no confinadas) no entran en el modelo de manejo porque el modelo de simulación hidráulica es una componente separada, por lo tanto no se requiere utilizar programación no lineal.

Wanakule et al (1986) describen un método para determinar la política óptima de operación de un acuífero mientras cumple ciertas restricciones tales como: (1) límite inferior y/o superior del bombeo o recarga, (2) límite inferior y/o superior de las cargas, y (3) restricciones de demanda en cada período, requiriendo que el bombeo total cumpla o exceda valores específicos. Se hace una aplicación al acuífero de Edwards, al norte de San Antonio, Texas, EE.UU. Este acuífero está separado en dos porciones por un parteaguas hidrogeológico; una de ellas mantiene condiciones de acuífero libre y la otra de confinado. Se utiliza para abastecimiento público principalmente a la ciudad de San Antonio, agricultura, e industrias. El problema de optimación se planteó para maximizar la suma de las cargas hidráulicas en los nodos de bombeo y se planteó un horizonte de diseño de 5 años con intervalos anuales.

MODELOS JERARQUICOS DE OPTIMACION

Otro enfoque para modelos de asignación o de evaluación de políticas es el enfoque jerárquico, el cual fué desarrollado para modelar y

optimizar sistemas de recursos hidráulicos de gran escala. En el caso de aguas subterráneas se han desarrollado sólo unos cuantos casos; sin embargo, ha sido suficientes para demostrar la capacidad de ayudar en el manejo de sistemas reales muy complejos. De los modelos jerárquicos se ha dicho que la descomposición y el enfoque multiobjetivos descompone un complicado problema regional de manejo de recursos en pequeños problemas de nivel local, cada uno de los cuales es optimado antes de tender a optimar el problema regional completo. Este proceso es iterativo y requiere coordinación y retroalimentación de las soluciones de más alto nivel hacia los niveles locales de optimación.

Shamir et al (1894) presentan el caso más completo de aplicación de este enfoque jerárquico al agua subterránea. Determina la política óptima anual de operación de un acuífero costero en la porción central de Israel. Utiliza un modelo de programación lineal de múltiples objetivos basado en un modelo multiceldas del acuífero. Las variables de decisión son los bombeos y/o cantidades de recarga en cada celda. Se establecen cuatro funciones objetivo: (1) dado un nivel del agua deseado en cada celda, se minimiza la diferencia entre el nivel del agua al final de la estación y el deseado en esa celda; (2) dada una posición deseada del pie de la interfase de la intrusión marina en cada celda, se minimiza la diferencia entre la localización del pie de la interfase al final de la estación y la distancia deseada; (3) dada una concentración de cloruros deseada en cada celda, la función objetivo minimiza la diferencia entre la concentración en la celda al final del período de tiempo y la concentración deseada; y (4) minimiza la energía eléctrica utilizada para el bombeo y la recarga artificial del acuífero.

MODELOS DE OPTIMACION DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA

El uso en forma conjunta de un modelo de simulación y un modelo de optimación se ha aplicado también a problemas de manejo de fuentes contaminantes en agua subterránea. El problema fundamental de manejo aquí es el uso de un acuífero para disposición de aguas residuales y para abastecimiento de agua. Este problema involucra manejar las actividades de disposición de desechos mientras mantenemos la calidad del agua en sitios específicos. Se han desarrollado modelos combinados de simulación y manejo para atacar este problema. Los problemas de

simulación en el caso de manejo de fuentes contaminantes de agua subterránea involucran la solución de la ecuación de dispersión-advención (ecuación 69 del Apéndice). Se han desarrollado diferentes tipos de modelos de manejo para distribuciones de contaminantes en estado establecido, los cuales frecuentemente representan un pésimo escenario de contaminación, y para casos transitorios involucrando redistribución del soluto, ver figura (6).

Gorelick & Remson (1982) introducen el enfoque de matriz de respuesta para atacar el problema de manejo de diferentes fuentes contaminantes sobre el tiempo, mediante el uso del método de superposición: El método utiliza un modelo lineal de simulación del transporte de soluto (en una dimensión) para generar una matriz de respuesta de concentraciones por fuentes unitarias que posteriormente se incorpora al modelo de manejo. Esta serie de restricciones indica concentraciones locales de soluto que pueden resultar de una serie de esquemas de inyección de desechos.

El programa lineal opera sobre la matriz para llegar a un plan óptimo de disposición. Un ejemplo demuestra la aplicación del método para maximizar la disposición de desechos en agua subterránea mientras mantenemos la calidad del agua de fuentes locales de abastecimiento dentro de límites deseados. Se desprecian, como una aproximación, las variaciones del campo de flujo asociadas con la inyección. La programación paramétrica se muestra como una herramienta importante en la evaluación de intercambios de disposición de desechos en varios sitios de inyección en el tiempo. La programación entera permite dar restricciones al número de pozos de inyección que pueden operar durante el período de manejo.

Gorelick, (1982) utiliza la misma metodología anterior para analizar un problema más complejo que el anterior. Obtiene los coeficientes de la matriz de respuesta a partir de un modelo de simulación del transporte de contaminantes en dos dimensiones (MOC). El modelo de manejo se aplicó a un sistema hidrogeológico hipotético muy complejo. La matriz de concentraciones de respuesta, en las restricciones de programación lineal, describen la influencia de fuentes contaminantes sobre las concentraciones en los pozos de observación a través del tiempo. Este trabajo amplía la aplicación del enfoque de matriz de

MODELOS DE MANEJO DE AGUAS SUBTERRANEAS

CALIDAD

REGIMEN ESTABLECIDO

REGIMEN TRANSITORIO

PROTECCION AMBIENTAL

DISPOSICION DE AGUAS DE DESECHO

CONTROL DE SALINIDAD

MODELOS EMPOTRADOS

CONCENTRACIONES DE RESPUESTA

**

(50)

(13)

**

(21)

(22)

(24)

(28)

* (22) No. DE REFERENCIA

** NO SE IDENTIFICARON REFERENCIAS

MODIFICADO A PARTIR DE GORELICK, S.M. (1983)

FIGURA No.6

respuesta a problemas complejos, para casos de control de la contaminación de acuíferos. Lógicamente el problema de la contaminación es mucho más complejo que el de la simulación del flujo de agua subterránea, y su aplicabilidad dependerá en gran medida de la información disponible y de la complejidad del fenómeno por analizar. Finalmente, el uso del método de concentraciones de respuesta no se restringe al uso de un modelo de simulación en particular. Cualquier modelo de simulación puede ser usado para generar la matriz de concentraciones de respuesta, tal como lo demostró Gorelick, (1982).

II.2.- INFORMES DE APLICACION EN MEXICO

De la revisión realizada sobre aplicaciones en México, se identificaron dos tesis, una de maestría realizada en la Universidad de Arizona (Hernandez, 1986), aplicada a la zona de Calera, Zacatecas; y una de licenciatura realizada en el Instituto Politecnico Nacional (Pérez, 1991) realizada mediante una beca-tesis de la Comisión Nacional del Agua y aplicada a la zona de Conejos-Medanos, Chihuahua. Se identificaron dos informes institucionales, uno realizado por la Universidad Autonoma de Chihuahua para la Comisión Federal de Electricidad en 1987, aplicado a la zona de Samalayuca, Chihuahua; y otro realizado para la Comisión Nacional del Agua en 1991 por la empresa Anahuac Ingenieros, Consultores y Supervisores, S.A. de C.V., aplicado al valle de Cuauhtemoc, Chihuahua. De los artículos publicados, se identificaron dos presentados en la revista Ingenieria Hidráulica en México (Chávez, et al, 1989 y Chávez & Flores, 1992), y uno publicado en las Memorias del 10^o Congreso Nacional de Hidráulica celebrado en Morelia, Michoacán, en 1988 (Chávez, et al, 1988).

Haciendo un análisis en orden cronológico, partiremos del trabajo de Mariano Hernández Narváez en 1986, en el aplica el enfoque de matriz respuesta para analizar el manejo óptimo del acuífero libre de Calera, Zac. Dicho trabajo lo divide en tres partes: la primera se refiere al uso de la técnica del "Kriging" para estimar los valores de transmisividad y cargas hidráulicas en zonas que carecen de información, la segunda parte se refiere al uso de un modelo bidimensional en diferencias finitas para la simulación de las condiciones actuales (1985), y la tercera parte se trata de la

elaboración del modelo de manejo hidráulico mediante el enfoque de matriz de respuesta.

El modelo de simulación se obtiene mediante la aplicación del programa MODFLOW, el cual se calibró primeramente en régimen permanente para el período previo a 1956, y posteriormente se calibró en régimen no permanente para el período 1956-1985. El modelo consta de 198 celdas activas en una malla de paso constante de 25 columnas y 15 renglones.

Para la obtención de los coeficientes de respuesta se utilizó el programa elaborado por Maddock (1974). Considerando que el acuífero de Calera es del tipo libre se utilizó la linearización propuesta por Maddock (1974) y planteada en la ecuación 30. En la formulación del modelo de manejo, la función objetivo maximiza la cantidad de agua que puede ser bombeada mientras se mantienen los abatimientos dentro de límites razonables. Las restricciones establecen que la cantidad de agua bombeada de cada pozo no puede exceder su capacidad de diseño, que la suma total del bombeo de todos los pozos para un período de tiempo determinado cumple con la demanda de agua en el mismo período de tiempo, y que los abatimientos en cada pozo no excedan cierto límite; claramente, esta última restricción considera la ecuación de continuidad que considera el régimen de flujo a través de los coeficientes de respuesta. El horizonte de tiempo considerado para este trabajo consiste de dos intervalos de tiempo, cada uno de estos consiste de 5 años, por lo que se obtienen políticas de manejo para los períodos 1985-1990 y 1990-1995. Los coeficientes de respuesta se calcularon mediante el enfoque de campos de pozos (tal como lo plantea Heidari, 1982), obteniéndose 63 sitios de manejo, teniéndose un total de 123 variables y 254 restricciones.

Una vez que se ha planteado el modelo de manejo se analizan tres políticas de operación del acuífero: el primer criterio se basa en las demandas de agua de la región, el segundo en la máxima capacidad de los campos de pozos, y el tercero en el porcentaje utilizable del espesor saturado, al igual que lo maneja Heidari (1982). La solución del problema de manejo se realiza mediante programación lineal, utilizando un paquete comercial de cómputo (LP88, de Eastern Software Products).

El siguiente trabajo realizado en México siguiendo el orden cronológico es el efectuado para la Comisión Federal de Electricidad por la Universidad Autónoma de Chihuahua, en la zona de Samalayuca, Chih. en el área de la planta termoeléctrica del mismo nombre, en este caso se trata del manejo óptimo de un campo de pozos (los pozos de C.F.E.), manteniendo como valor de fondo (sin que pueda variar con el tiempo) el bombeo en el resto de los pozos de la zona. En este trabajo se utilizó la misma metodología que en el descrito anteriormente, incluso participa el mismo autor (Mariano Hernández Narváez), con la diferencia que los coeficientes de respuesta se obtienen a partir del modelo de simulación del flujo, elaborado con base en MODFLOW. El sistema hidrogeológico consta de tres unidades principales: un medio saturado de permeabilidad media formado por arenas, gravas y arcillas, y que constituye el acuífero granular somero; un medio fracturado de permeabilidad media que constituye el acuífero fracturado; y una unidad semipermeable formada principalmente por limos y arcillas, que separa al acuífero granular del fracturado en la mayor parte del área de estudio. La calibración del modelo se realizó en forma secuencial, ajustando primero los niveles piezométricos del estado estacionario que prevaleció en el verano de 1984, para luego completar la calibración en el estado transitorio sobre el período diciembre de 1984 a diciembre de 1985. Los coeficientes de respuesta se obtuvieron para diez celdas de manejo emplazadas en el acuífero fracturado, considerando que aún cuando se encuentra semiconfinado, su comportamiento sea lineal en el corto plazo (se tomaron intervalos de un año).

La función objetivo refleja la intención de llevar al máximo la vida útil del acuífero y de reducir al mínimo los efectos de la sobreexplotación. El modelo de manejo plantea reducir al mínimo los abatimientos dentro de las restricciones físicas del sistema hidrogeológico, mientras se satisface la demanda de agua de la Central Termoeléctrica de Samalayuca. Las restricciones son las mismas que se plantearon para el caso de Calera, Zac.; y la solución al modelo de manejo se hace con el mismo programa de cómputo (LP88).

Siguiendo el orden cronológico, los trabajos publicados por Chávez, et al, (1988), y Chávez, et al, (1989), consisten en resúmenes del trabajo anterior, elaborado para Comisión Federal de Electricidad

El siguiente trabajo elaborado en México es la tesis profesional de Noe Pérez, realizada en 1991 mediante el apoyo de una beca-tesis auspiciada por la Comisión Nacional del agua. En este trabajo se plantea el manejo óptimo del acuífero de Conejos-Medanos, Chih. el cual se pretende reservar para el abastecimiento de Ciudad Juárez, Chih. Se utiliza el mismo enfoque de matriz de respuesta para el manejo hidráulico del sistema. Para determinar la Localización óptima de la batería de pozos, con la que se llevará a cabo la explotación del acuífero, existen dos opciones límite de localización, la primera localizada lo más cerca posible de Ciudad Juárez, la que presenta las siguientes características: mayor profundidad al nivel estático, menor distancia a Ciudad Juárez, cercanía a la zona de agua de mala calidad. La segunda opción es alejando lo más posible la batería de pozos de Ciudad Juárez, la que presenta las siguientes características: menor profundidad de los niveles estáticos, mayor distancia a Ciudad Juárez, y lejanía de la zona de agua de mala calidad. El volumen de agua que se pretende extraer es de $2 \text{ m}^3/\text{s}$, dividido en dos etapas. Las celdas de manejo se ubicaron tomando en cuenta que no se podía localizar pozos en una franja de 4000 m. próxima a la frontera con EE.UU., con el fin de que los conos de abatimiento de los pozos no efecten el territorio del país vecino, se consideró recomendable la construcción de pozos de barrera (de bombeo) en la frontera con la zona de agua de mala calidad, con el fin de reducir los gradientes hidráulicos entre ambas zonas.

Considerando que se trata de un acuífero libre, el cual se modeló usando PLASM (modelo de Prickett), fué necesario construir una gráfica de abatimiento contra bombeo para identificar los tramos en que el acuífero se comporta cuasilineal, y de esta manera considerar la corrección de Jacob propuesta por Heidari (1982). Se identificaron dos tramos cuasilineales para los cuales se determinaron los coeficientes de respuesta, que fueron los utilizados en el modelo de manejo. Esto implica que se obtuvieron dos políticas de manejo. Con el objeto de prolongar la vida útil del acuífero, la función objetivo del modelo de manejo minimiza los abatimientos en los pozos, sujeto a: abatimientos máximos permisibles en cada pozo, bombeos máximos posibles en función de la capacidad de los pozos, satisfacer la demanda total de agua, y gradientes hidráulicos máximos permisibles en las celdas colindantes

con la zona de agua de mala calidad. Para resolver el modelo de manejo se utilizó una versión del Simplex compilado en Fortran versión 5.0, el cual puede manejar hasta 125 restricciones y 180 variables.

A finales de 1991 La empresa Anáhuac Ingenieros, Consultores y Supervisores realizó mediante contrato para la Comisión Nacional del Agua el proyecto de manejo del acuífero del valle de Cuauhtémoc, y de Laguna de Mexicanos, Chih.. Los acuíferos de estos valles son de tipo libre y se alojan en materiales de relleno aluvial que presentan continuidad hidráulica con las rocas volcánicas subyacentes. Se elaboró un modelo de simulación del flujo de agua subterránea con base en MODFLOW, utilizando una malla de 52 filas por 32 columnas. En este proyecto se realizó la calibración del modelo de flujo mediante el inversor MODINV, el cual es un programa de optimación de parámetros desarrollado por John Doherty de la Universidad James Cook, de Queensland, Australia. Los parámetros por optimar mediante MODINV fueron la conductividad hidráulica por zonas y la recarga por precipitación pluvial en los valles.

El modelo de manejo de los acuíferos del área de Cuauhtémoc, esta constituido por la integración del modelo digital de simulación y un modelo de decisión a través de las funciones de respuesta, la cual relaciona el bombeo en las diferentes zonas de manejo con el abatimiento en las mismas. Se definieron 50 zonas de manejo del agua subterránea en el Valle de Cuauhtémoc, y 16 para la Laguna de Mexicanos. Se estableció un horizonte de manejo de 10 años a partir de 1990, dividido en dos períodos de 5 años. El modelo de manejo maximiza la suma de los bombeos en los pozos, sujeto a bombeos máximos y mínimos en cada celda, cumplir con la demanda total de agua potable, se exige que el bombeo en el segundo período no sea mayor que en el primero, y que los abatimientos estén dentro de un rango permisible. Para el cálculo de los coeficientes de repuesta, el modelo digital de flujo calibrado sobre el período 1979-1990 se transformó a un modelo de abatimientos, que es un modelo de cambios, donde la ecuación diferencial parcial de flujo se expresa en términos de abatimientos en lugar de carga hidráulica (ecuación 30), y por tanto las condiciones iniciales y de frontera se imponen en consistencia con esta nueva variable.

Chávez & Flores (1992) presentan la optimización del bombeo en el acuífero de Villa de Reyes, San Luis Potosí. Utilizando el mismo enfoque metodológico que se adoptó para el acuífero de Samalayuca, Chih. (Chávez, et al, 1989). Para el cálculo de los coeficientes de respuesta se utilizó un modelo elaborado previamente por el Depto. de geohidrología y la Residencia de Estudios de Ingeniería Civil en Querétaro, ambos de la C.F.E.. El modelo de simulación se elaboró en base a MODFLOW, Aún cuando el acuífero de Villa de Reyes es libre, y por lo tanto, intrínsecamente no lineal, y considerando que las funciones de respuesta, al relacionar linealmente el bombeo con el abatimiento, exigen un comportamiento lineal o cuasilineal del acuífero. Se consideró aceptable que el comportamiento del acuífero de Villa de Reyes sería lineal mientras los abatimientos del nivel freático sean pequeños comparados con el espesor saturado. Esto podría funcionar para períodos cortos, pero no garantiza su aplicación a períodos largos.

El modelo de manejo planteado, al igual que el de Samalayuca, plantea minimizar los abatimientos, por lo que se plantearon dos esquemas de bombeo: el primero minimiza únicamente los abatimientos en los pozos de C.F.E., sin considerar los efectos sobre el medio granular, y sujeto a un conjunto de restricciones exactamente iguales a las de Samalayuca; el segundo esquema de bombeo plantea considerar al sistema acuífero completo, es decir, buscar la minimización de abatimientos tanto en el medio fracturado como en el granular. Es importante destacar que se ensayó el diseño de ambos esquemas óptimos para demandas mayores de 450 l.p.s., resultando que en el caso del primer esquema no fué factible obtener una solución óptima con una demanda de 700 l.p.s., mientras que en el caso del segundo esquema, el método no convergió para una demanda de 550 l.p.s., lo cual significa que no es posible satisfacer estas demandas sin violar las restricciones físicas que condicionan la explotación del sistema acuífero.

III.- METODOLOGIA PROPUESTA

En el capítulo anterior se vió la aplicación de varios modelos para determinar los efectos de diferentes alternativas de explotación; asimismo, se observa que el uso del análisis de sistemas acoplado con

modelos de simulación ofrecen una poderosa herramienta para la toma de decisiones. En el caso de modelos hidráulicos, se han desarrollado dos métodos para el acoplamiento de un modelo de simulación de flujo y un modelo de decisión. En el caso de modelos empotrados, se inserta un conjunto de restricciones a las ecuaciones de flujo de cada nodo, en función de la discretización que se haya hecho del medio continuo. Esto tiene la ventaja de que cada nodo es considerado un como un sitio potencial para ubicar un pozo. Pero existen dos grandes desventajas para esta metodología. La primera es que el número de restricciones puede convertirse muy grande. Por ejemplo, si se tiene una malla de 600 nodos y 10 etapas, dentro del periodo de diseño se generan 6000 restricciones. La segunda desventaja es que el arreglo de restricciones generalmente es difícil de resolver para las técnicas matemáticas de programación, se producen grandes errores y los métodos de programación pueden no converger a una solución.

De la revisión llevada a cabo, se concluye que la metodología que más opciones ofrece para el manejo de los datos es la planteada por Maddock(1972); se observa que a lo largo del tiempo se han venido realizando mejoras a dicha metodología para poder tratar cada vez problemas más complejos (Maddock & Lacher, 1991), incluso existen programas de cómputo comerciales para calcular las funciones de respuesta (MODRSP, que utiliza una estructura muy parecida a MODFLOW) también, se ha aplicado esta metodología para manejar problemas de contaminación de acuíferos (Gorelick & Remson, 1982).

Una de las principales ventajas de este enfoque es que permite utilizar los modelos de simulación elaborados y calibrados en forma adecuada previamente, sin que tenga que plantearse uno nuevamente. Esta técnica involucra la determinación de un conjunto de funciones que relacionan el bombeo en los pozos a través del tiempo con el abatimiento en esos pozos, ver figura (7).

De la revisión bibliográfica, y en base a las aplicaciones en México, se desprende que ésta metodología puede generalizarse para su aplicación en el país, considerando que la información básica necesaria es la misma que se requiere para los modelos de simulación del flujo de agua subterránea (para el caso de optimación de la cantidad de agua extraída del acuífero), técnica que es ampliamente

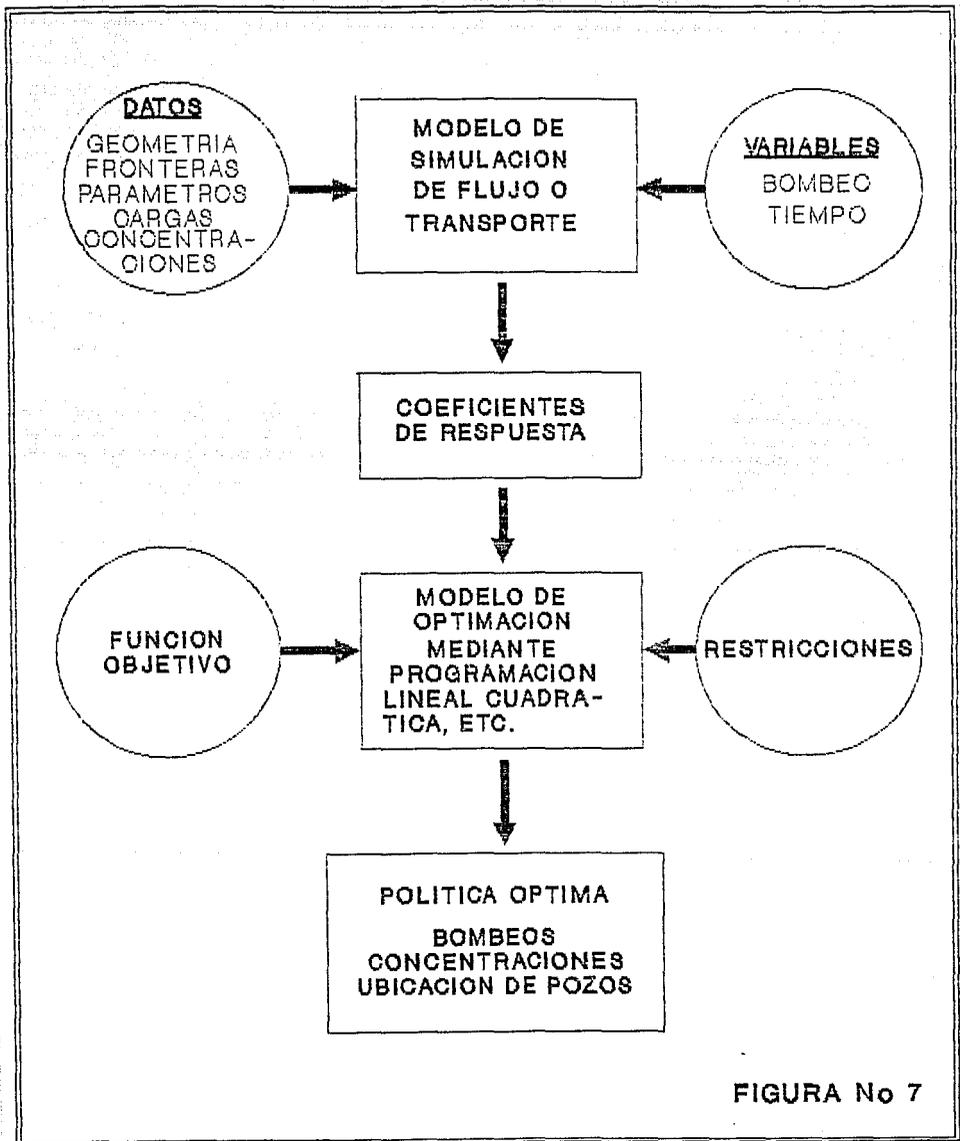


FIGURA No 7

utilizada en México.

III.1.- FUNCIONES DE RESPUESTA

El teorema básico que hace aplicable el análisis lineal de sistemas a los sistemas de recursos hidráulicos es el de "convolución integral" o de "superposición integral" (Heidari, 1982; Taha, 1991, p.p.447).

$$s(t) = \int_0^t Q(\tau)B(t-\tau)d\tau \quad (5)$$

donde $Q(\tau)$ es la entrada al sistema (esfuerzos sobre el sistema, tales como bombeo), $B(t)$ es la función de respuesta del sistema a un impulso unitario, $s(t)$ es la salida del sistema (respuesta del sistema, como podría ser abatimiento), t es el tiempo, y τ una variable temporal.

La convolución integral es aplicable a un sistema lineal, si, las fronteras y la ecuación de estado no cambia con el tiempo, y las leyes de superposición le son aplicables. La ecuación (5) formula el sistema de ecuaciones de estado en una forma lineal de "causa y efecto".

Maddock (1972, 1974) usó la teoría de sistemas lineales y las funciones de Green para llegar a la forma discreta de la ecuación (5) para un sistema multipozos consistiendo de M pozos para n períodos de tiempo.

$$s(k,n) = \sum_{j=1}^M \sum_{i=1}^n q(j,i)\beta(k,j,n-i+1) \quad (6)$$

donde $s(k,n)$ es el abatimiento en el pozo k al tiempo n , $q(j,k)$ es el bombeo del pozo j durante el período i , $\beta(k,j,n-i+1)$ representa la función de respuesta unitaria del sistema o abatimiento unitario en el pozo k como resultado del bombeo unitario en el pozo j para el $n-i+1$ período.

En la ecuación (6) $\beta(k,j,n-i+1)$ se puede calcular en forma analítica o numérica. Algunos autores han obtenido soluciones analíticas para el cálculo de β para diferentes condiciones de frontera. Maddock (1972) obtuvo los valores de β usando la solución numérica de la ecuación de flujo de agua subterránea mientras satisfacía condiciones de frontera de tipo Neuman y Dirichlet además de variaciones en las propiedades

físicas del acuífero. El procedimiento propuesto por Maddock es el siguiente: a) se discretiza el dominio; b) para cada segmento o nodo se asignan valores de los parámetros hidráulicos (almacenamiento y transmisividad); c) se identifican y cuantifican las condiciones de frontera para introducirlas al modelo; d) se define la localización de los pozos; e) comenzando con el primer pozo hasta el último, se asigna un bombeo unitario a cada pozo para el primer paso de tiempo y cero para el resto de los pasos de tiempo, de esta manera se obtienen abatimientos por bombeo en el primer período, y abatimientos o recuperaciones residuales en los otros períodos, como resultado de la extracción en el primer período, en dicho pozo; y f) los abatimientos calculados de esta manera son los valores de β en la ecuación (6).

Maddock (1972) llama a β la función algebraica tecnológica o función de respuesta. La aplicación de la integral de convolución, ecuación (5), al flujo de agua subterránea se considera en la condición de homogeneidad de las fronteras. Cualquier cambio en las condiciones de frontera deberá ser explícitamente modelado por un "término de captura". Un término de captura puede representar evapotranspiración, filtración de un lecho confinante, o cualquier otro término que tienda a modificar las condiciones de frontera del sistema acuífero. La ecuación (6) expresa una relación lineal entre abatimiento y bombeo. Este resultado se obtiene sólo cuando la ecuación diferencial que representa el régimen de flujo es lineal, con condiciones iniciales y de contorno lineales y homogéneas. Para acuíferos libres donde la condición de frontera de superficie libre cambia con el tiempo, se podría tratar de derivar la función algebraica tecnológica apropiada (Maddock, 1974), o suponer al acuífero confinado y corregir el abatimiento obtenido de la ecuación (6) por el procedimiento propuesto por Jacob en 1944.

$$s = \sigma - \frac{\sigma^2}{2b} \quad (7)$$

donde s es el abatimiento en el acuífero confinado, σ es el abatimiento en el acuífero libre, y b el espesor saturado.

III.2.- CALCULO DE LAS FUNCIONES DE RESPUESTA

Para el caso de acuíferos regionales en donde la discretización del medio continuo representa el trazo de celdas de kilómetros, para cada celda se cubre un área en la que pueden caer varios pozos; sin embargo, por facilidad en el manejo de la información se considera un pozo hipotético para cada celda, concentrando en este el bombeo de todos los que caigan en esa celda. Para iniciar el cálculo de la matriz de respuesta es necesario determinar primeramente el gasto unitario al que se someterá cada celda. En algunos casos se toma como gasto unitario al caudal máximo posible de extracción por celda de bombeo (con base en la capacidad instalada o de proyecto) y en otros se toma un valor unitario (por ejemplo 10,000 m³/día) lo suficientemente alto para reducir a un nivel aceptable el efecto relativo de los errores de discretización numérica.

Como se mencionó anteriormente, las funciones de respuesta se obtienen normalmente mediante un modelo digital de simulación. Estas funciones se calculan asignando un bombeo unitario a la primera celda de interés durante el primer periodo y bombeo cero para el resto de los periodos de tiempo que cubren el horizonte de planeación. Este procedimiento se repite para cada una de las celdas de interés. Los abatimientos calculados en cada una de estas celdas al final de cada periodo de tiempo constituyen los coeficientes de respuesta de la ecuación (6), ver figura (8).

III.3.- FORMULACION DE MODELOS DE MANEJO

Como se ha visto a través de la revisión bibliográfica, el enfoque de matriz de respuesta ha sido aplicado a diferentes problemas encaminados al aprovechamiento óptimo del agua subterránea, entendiéndose como manejo óptimo aquél que considera todos los aspectos que influyen en el control del agua para cada caso en específico. Esto nos lleva a pensar que existen diferentes formulaciones de modelos de manejo, a partir del enfoque de matriz de respuesta. En este sentido se plantearan algunos casos tipo tomados de la bibliografía analizada.

CALCULO DE LA FUNCION DE RESPUESTA "B"

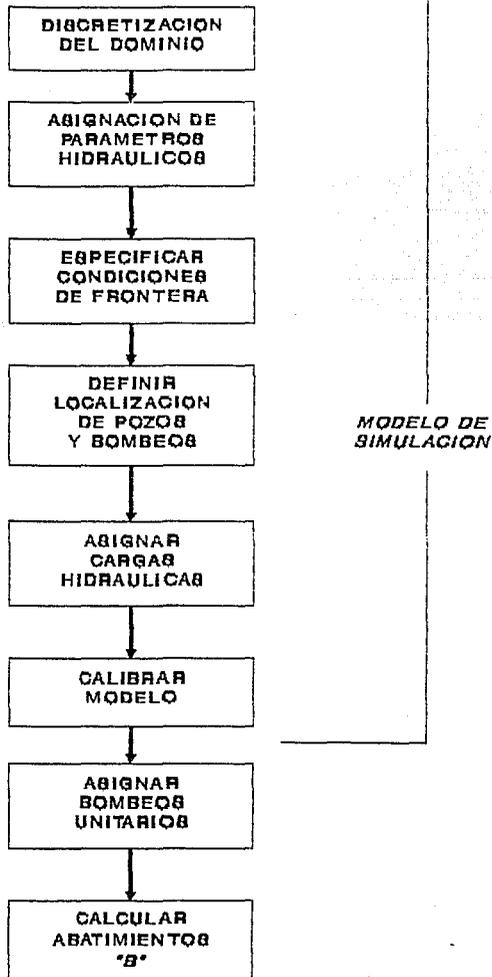


FIGURA No. 8

$$\text{Minimizar } \sum_{k=1}^M s(k) \quad (13)$$

sujeto a:

$$1) s(k) \leq s_{\max.}(k) \quad \text{para toda } k \quad (14)$$

$$2) Q(k) \leq Q_{\max.}(k) \quad \text{para toda } k \quad (15)$$

$$3) \sum_{k=1}^M Q(k) \geq D \quad (16)$$

$$4) s(k) = \sum_{k=1}^M \beta(k,j)Q(j) \quad \text{para toda } k \quad (17)$$

Donde:

$s(k)$ = abatimiento en la celda de manejo k ,

M = número total de celdas de manejo,

$Q(k)$ = caudal de bombeo en la celda k ,

$\beta(k,j)$ = coeficiente de respuesta que representa el abatimiento en la celda k por el bombeo unitario en la celda j , es importante señalar que en éste trabajo, Chávez, desprecia los efectos residuales, por lo que calcula únicamente los β para el primer período, esto es aceptable únicamente en políticas de manejo a corto plazo,

$s_{\max.}(k)$ = abatimiento máximo permisible en la celda k ,

$Q_{\max.}(k)$ = caudal de bombeo máximo posible en la celda k , y

D = demanda total de agua.

MINIMIZAR COSTOS DE BOMBEO

El primer caso de aplicación de funciones de respuesta (Maddock, 1972) se aplicó con el fin de minimizar los costos de bombeo en forma estacional, considerando que el costo de bombeo de agua en pozos es directamente proporcional al producto de la cantidad de agua bombeada en el pozo y el abatimiento que se tiene en el mismo. Para el caso de tres pozos con un horizonte de diseño de cinco años considerando intervalos semianuales, Maddock (1972) propuso el siguiente esquema

$$\text{minimizar } \left\{ \sum_{k=1}^3 \sum_{n=1}^{10} \frac{C(k,n)}{(1+r)^n} * \left[\sum_{j=1}^3 \sum_{i=1}^n \beta(k,j,n-i+1) * Q(j,i) + L(k) \right] Q(k,n) \right\} \quad (18)$$

p_i = coeficiente lineal en la función de rendimiento agrícola,
 q_{it} = bombeo en el sector i en el año t ,
 c_{it} = costo total de bombeo en el sector i en el año t
 $c_{it} = q_{it} e$ D_{it} ,
 e = costo unitario de bombeo,
 D_{it} = carga total de bombeo en el sector i en el año t ,

$$D_{it} = \sum_{\tau=1}^t \left[\sum_{j=1}^{NS} a_{ij\tau} q_{j\tau} + \sum_{k=1}^{NR} \sum_{s=1}^2 b_{ik\tau s} r_{k\tau s} \right] + L_{it} \quad (22)$$

$a_{ij\tau}$ = coeficiente de respuesta en el sector i , en el año t , debido a un bombeo unitario en el sector j en el año τ ,

$b_{ik\tau s}$ = coeficiente de respuesta en el sector i , en el año t , debido a recarga unitaria en el tramo k de río, en el año τ , en la estación s ,

$r_{k\tau s}$ = recarga en el tramo k del río, en el año τ , en la estación s ,

L_{it} = carga de bombeo en el sector i en el año t , debido a las condiciones iniciales y de frontera,

$B_t = i1/(1+d)^t$,

d = tasa de descuento,

T = número de años actualmente modelados en optimación,

NS = número de sectores agrícolas, y

NR = número de tramos de río.

MAXIMIZAR DISPOSICION DE DESECHOS

Gorelick (1982) hace una aplicación del enfoque de matriz de respuesta a problemas de calidad del agua. La capacidad de disposición de desechos en un sistema hidrogeológico puede ser maximizada mientras se mantiene la calidad del agua bajo control en sitios específicos. Utiliza una matriz de concentraciones de respuesta derivadas de un modelo de simulación de transporte de contaminantes. El objetivo de este trabajo es manejar fuentes contaminantes en sitios potenciales en los que se pretende obtener el plan óptimo de descarga y los volúmenes de disposición en cada sitio, mediante el siguiente planteamiento:

$$\text{maximizar } Z = (u^t)(f) \quad (23)$$

sujeto a:

$$(R)(f) \leq (c^*) \quad (24)$$

$$(f) \geq 0 \quad (25)$$

donde:

(R) = matriz rectangular de concentraciones de respuesta ($m \times n$). El número de columnas n es igual al número de sitios de disposición, el número de renglones m es igual al número de pozos de observación,

(f) = vector de n elementos f_{jk} que corresponde a los volúmenes de inyección de soluto durante el período de manejo j en el sitio de disposición k ,

(u^t) = vector renglón de unos, $(1, \dots, 1)$, es la traspuesta de u , y

(c^*) = vector que refleja los estándares de calidad impuestos a los pozos de abastecimiento en el tiempo.

Al resolver este problema de programación lineal, los valores óptimos resultantes (f) son tales que las concentraciones en cualquier tiempo y en cualquier pozo de abastecimiento de agua no excedan los estándares de calidad del agua.

Hasta este momento se han planteado diferentes esquemas de manejo óptimo del agua subterránea, basados en el enfoque de matriz de respuesta. Por supuesto que no cubren todos los casos posibles; sin embargo, pueden servir de guía para hacer el planteamiento de problemas específicos.

III.4.- SOLUCION AL MODELO DE MANEJO

Uno de los principales problemas a que se enfrenta la persona que quiere hacer un proyecto de manejo de acuíferos es la gran cantidad de información que se requiere manejar, en este sentido, el enfoque de matriz de respuesta a ganado espacio ya que nos permite seleccionar los sitios de interés para el manejo, aún cuando vía funciones de respuesta se tiene la interacción de todo el sistema como conjunto. En el caso de acuíferos regionales o multicapas, aún con el enfoque de matriz de respuesta, el problema podría ser muy grande; además, se tiene la limitante, cada vez menor, de la capacidad de las computadoras para manejar información. En los primeros trabajos

presentados en la literatura internacional se menciona con frecuencia el uso del paquete MINOS (Modular In-core Nonlinear Optimization System) para resolver problemas de optimación, este programa fué desarrollado por la Universidad de Stanford, y se ejecutaba en máquinas CDC tipo Cyber (Jones, et al, 1987). La ventaja de este programa es de que permite resolver problemas lineales y no lineales como los de programación cuadrática que se tiene para el caso de minimizar costos de bombeo (Maddock,1972). En la actualidad, estos problemas se resuelven mediante microcomputadora tipo PC utilizando paquetes de uso general y en contados casos se desarrolla un nuevo algoritmo para resolver el problema de manejo.

Para los casos planteados en México se utilizó el programa LP88, versión 3.12 (Eastern Software Products, Inc., 1984) el cual permite resolver problemas de programación lineal manejando 255 restricciones y 255 variables, y requiere de 128 kbytes de memoria (Hernández, 1986). No se han reportado casos de manejo de acuíferos en México que involucren otro tipo de programación. Sin embargo, con el avance de las computadoras en los últimos años, no queda duda de que se podrían resolver problemas más complejos o de mayor tamaño, considerando que constantemente están saliendo al mercado programas más elaborados y maquinas PC de mayor rapidéz y capacidad de memoria.

III.5.- ENFOQUE MULTIOBJETIVOS

Como se ha mencionado anteriormente, el manejo óptimo de un acuífero involucra muchos aspectos, en las condiciones actuales de sobreexplotación que se tiene en México y en relación con la nueva legislación vigente en materia de aguas (Ley de Aguas Nacionales, publicada en en Diario Oficial de La Federación el 1 de Diciembre de 1992). En ella se abre la posibilidad del mercado del agua, se creará competencia por el uso del agua entre los diferentes sectores usuarios de una misma cuenca, por lo que, el manejo de los acuíferos no sólo implicará el manejo hidráulico sino también las restricciones económicas y sociales que se impongan en cada cuenca. Por otro lado, los aspectos de contaminación cobran mayor relevancia en las zonas de escasés de agua, de manera que se requerirá analizar los problemas de manejo del agua subterránea con un enfoque multiobjetivos, aún cuando

no se han realizado antes en el país.

Uno de los casos más completos del enfoque multiobjetivos es el planteado por Shamir, et al (1984), aún cuando no aplica directamente el enfoque de matriz de respuesta, con las aplicaciones que hemos visto anteriormente, puede ser fácilmente adaptado, por lo que lo revisaremos con más detalle.

El trabajo reportado se concentra en el acuífero costero de Israel, de 120 km. de longitud sobre la costa mediterránea, con un ancho comprendido entre 5 y 20 km. y una superficie total de 1800 km². Es un acuífero en calizas del Pleistoceno, con espesor comprendido entre 150 y 200 m. en la costa, reduciéndose hasta unos cuantos metros en la frontera tierra adentro. La recarga natural es del orden de 290 Mm³/año, la recarga artificial agrega otros 80 Mm³/año y consiste de agua importada, agua de avenidas, y aprovechamiento de aguas residuales, infiltradas a través de lagunas de inundación y de pozos de inyección. Se tiene agua importada desde el Mar de Galilea que se utiliza para irrigación. Los flujos de retorno a la zona saturada, del agua aplicada al riego, agrega algunos 80 Mm³/año, mientras que, cerca de 100 Mm³/año de agua dulce fluyen al mar. El bombeo de agua del acuífero es del orden de 410 Mm³/año, resultando un déficit promedio anual de 60 Mm³/año en el balance hidráulico del acuífero. Ante este desequilibrio, la interfase marina se encuentra entre 250 y 1900 m. tierra adentro y continua avanzando, por lo que se requiere plantear un esquema de manejo óptimo del acuífero.

El área de estudio se dividió en 80 celdas, de las cuales 34 están alineadas con la costa y se les llamó celdas de interfase, ya que en ellas se localiza la interfase marina. Se planteó un modelo de manejo en que las variables de decisión son: el bombeo en cada celda, la recarga artificial para cada celda, el abastecimiento directo a los consumidores locales (agua importada), y transferencias hacia fuera de la zona de manejo. Las cargas hidráulicas, la localización de la interfase, y la concentración de contaminantes en cada celda dependen del bombeo y la recarga, y son las variables de estado del sistema acuífero. Ellas aparecen en las funciones objetivo.

El sistema como conjunto se sometió a las siguientes restricciones:

- 1) Agua importada + bombeo = agua exportada + recarga artificial + demanda.
- 2) El bombeo y la transferencia de agua es constante a lo largo del período de planeación.
- 3) Se limita la máxima cantidad de agua que puede ser transferida en cada celda, mediante conducciones.
- 4) El bombeo máximo en cada celda está limitado a la capacidad instalada.
- 5) Se establece el máximo nivel del agua subterránea en cada celda, para controlar problemas de drenaje, etc.
- 6) Se establecen niveles mínimos en cada celda, en función de las profundidades de los pozos y la capacidad de las bombas.
- 7) La ecuación de continuidad para flujo de agua subterránea se debe de cumplir para cada celda de bombeo.
- 8) La ecuación de continuidad se debe cumplir entre las celdas adyacentes.
- 9) La ecuación de continuidad se debe de cumplir para las celdas de transición.
- 10) Se formula una ecuación de continuidad para el manejo hidráulico en cada celda.
- 11) La localización de la interfase debe ser restringida a una posición preestablecida.
- 12) Se formula la ecuación de balance de un contaminante conservativo para cada celda, para mantenerlo bajo cierto valor límite, y
- 13) La concentración de cloruros en cada celda debe cumplir cierto balance.

El manejo del acuífero debe ser guiado por varios criterios. Cada uno es desarrollado en una función objetivo lineal, y todas las funciones son usadas en un esquema de intercambios para desarrollar la mejor solución comprometida.

El primer criterio, relacionado con los niveles del agua subterránea, minimiza la diferencia entre los niveles del agua al final de la estación y los deseados.

$$\text{Min } \left\{ Z_1 = \sum |h_{2i} - H_{2i}| \right\} \quad (26)$$

Donde, H_{2i} son las cargas deseadas al final de cada estación en cada celda i .

El segundo minimiza la distancia entre el pie de la interfase al final de la estación y una posición deseada.

$$\text{Min } \left\{ Z_2 = \sum |L_{2i} - LM_{2i}| \right\} \quad (27)$$

Donde, LM_{2i} es la posición deseada de la interfase en cada celda, al final de la estación.

El tercer criterio minimiza la suma de las concentraciones del contaminante conservativo considerado.

$$\text{Min } \left\{ Z_3 = \sum C_{2i} \right\} \quad (28)$$

Donde, C_{2i} es la concentración en la celda i .

El cuarto criterio minimiza el costo de la energía utilizada en el bombeo, la recarga artificial y la transferencia de agua.

$$\text{Min } \left\{ Z_4 = \sum \left[PM_i EP_i + R_i ER_i + \sum QM_{ij} EQ_{ij} \right] \right\} \quad (29)$$

Donde, EP_i , ER_i , y EQ_{ij} son los consumos promedio de energía por unidad de volumen de agua usada en los últimos años en el sistema para bombeo, recarga artificial, y transferencia, respectivamente; PM_i es el bombeo de agua importada en la celda i , R_i el volumen de agua de recarga artificial en la celda i , QM_{ij} es la conducción de agua de la celda i a la celda j .

Para resolver el sistema, se tiene el problema multiobjetivos

$$\text{Min } \left\{ Z(x) = \left[Z_1(x), Z_2(x), \dots, Z_p(x) \right] \right\} \quad (30)$$

Primero se resuelven independientemente los p problemas, $\text{Min } Z_k(x)$, sujeto a $x \in X$, $k = 1, \dots, p$; donde X es el conjunto de soluciones, y se identifican los valores extremos que pueden tomar las p funciones objetivo. Mediante un proceso iterativo, en el que se seleccionan pares de funciones objetivo, manteniendo sin restringir las demás, para calcular su nuevo valor, se evalúa la función objetivo principal, éste proceso continua hasta que la función objetivo previa no cambia sustancialmente con la calculada

Los resultados de la optimación muestran los bombeos óptimos para alcanzar los objetivos planteados, que se traducen en cargas hidráulicas, concentraciones y distancias de la interfase marina, con lo que queda establecida la conveniencia del método para analizar problemas complejos, como los que podrían presentarse en México, en zonas costeras o de explotación con diferentes sectores usuarios.

IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En las últimas dos décadas se han generado varias metodologías para analizar el problema del manejo óptimo de un acuífero, donde los enfoques principales están encaminados al manejo hidráulico del sistema y al manejo en su conjunto considerando aspectos económicos. Se ha trabajado mucho en la optimación de los costos del bombeo de agua subterránea; sin embargo, uno de los problemas principales radica en estimar los costos unitarios reales, ya que influyen muchos aspectos tales como subsidios, fuertes variaciones en la eficiencia de los equipos de bombeo, etc. Este problema ha sido atacado mediante técnicas de programación cuadrática y resuelto en forma aceptable. Para el caso de manejo hidráulico a partir de las cargas o el bombeo, se han desarrollado dos métodos principales, el de modelos empotrados, en el que las ecuaciones de flujo linealizadas en diferencia finitas o elemento finito se insertan en un modelo de manejo; el segundo método es el de matriz de respuesta. Estos métodos han sido aplicados también para problemas de operación de acuífero y de asignación de agua subterránea. En este último caso el conjunto de restricciones se ha visto incrementado con limitantes de tipo económico. Sin embargo, no se encontraron restricciones de tipo social o de impacto ambiental,

probablemente por la dificultad para traducirlas en ecuaciones.

El criterio general de manejo de los acuíferos se basa en el concepto de rendimiento óptimo, el que para el caso de un proyecto infinito sin fuente alternativa tiende a largo plazo a igualarse con el rendimiento seguro; sin embargo, en el corto plazo pueden darse diferentes esquemas de manejo del acuífero, en los que las metodologías aquí analizadas tendrían mucha aplicación. Podría darse el caso de que se prefiera explotar un acuífero con base en las teorías de mercado, en la que se dejaría al usuario como responsable de tomar las decisiones sobre cuando y cuanto bombear desde su pozo; de hecho, en algunos acuíferos de México así se a hecho. Gisser & Sánchez (1980) analizan el comportamiento de la libre competencia, entre usuarios, contra el control óptimo del bombeo de agua subterránea, aplican su trabajo a la cuenca del Río Pecos, New Mexico, EE.UU.. Encontrando que si la capacidad de almacenamiento del acuífero es relativamente grande, entonces las dos estrategias cumplen igual. En el caso del Río Pecos, en que realizó un análisis simplificado, los resultados de ambos enfoques son idénticos. Pero es necesario conocer algunas de los supuestos en que basa su análisis; primero, que únicamente se puede regar dentro del área del acuífero; segundo, que si el acuífero tiene fondo (de hecho todos lo tienen), no será posible alcanzar el estado estacionario, en el caso de que todos los usuarios tengan los mismos derechos, será necesario restringir estos derechos; y tercero, que la recarga natural es muy pequeña en relación con el almacenamiento del acuífero

Para el caso de México, esta teoría no es aplicable dado que los costos de producción de agua subterránea que se tienen en el sector agrícola no reflejan los costos reales del bombeo, debido al subsidio a las tarifas de energía eléctrica, préstamos blandos por parte de la banca de desarrollo, apoyo institucional, etc. de manera que los costos son muy bajos en relación con los costos reales del bombeo. Esto ha llevado a las condiciones de sobreexplotación en que se encuentran acuíferos como el de la Comarca Lagunera, donde los niveles estáticos descienden a un ritmo promedio de 1.5 m./año, y aún no se tiene el control de la explotación por factores de mercado. Aún cuando la economía del sector agrícola en estas zonas esta en quiebra, continúan esperando que el gobierno aporte dinero vía subsidios y

condonación de deudas, para poner a trabajar sus pozos.

Otro aspecto importante del manejo de acuíferos en México, es el manejo de los acuíferos sobreexplotados, donde la extracción es de 2 a 4 veces la recarga natural, no hay posible política óptima de manejo, con base en el desarrollo autosostenible de la región, que no tenga que partir de una fuerte reducción en el bombeo, con los consiguientes impactos en la economía de la región y la resistencia social a aceptar y aplicar dicho esquema de manejo.

El enfoque multiobjetivos ofrece facilidades para el manejo de problemas complejos, como los que se han discutido sobre México; sin embargo, hace falta trabajar más para su aplicación en México, misma que se puede adaptar fácilmente, acoplándolo con el enfoque de matriz de respuesta.

Del análisis de los métodos para el manejo hidráulico de un acuífero, el que mayores ventaja ofrece es el de funciones de respuesta, ya que permite manejar problemas de gran escala, sin que se tengan fuertes problemas de dimensionabilidad, utilizando campos de pozos. Permite extrapolar el método a problemas de calidad del agua, mediante la matriz de concentraciones de respuesta (Gorelick, 1982); también se puede aplicar a problemas de manejo conjunto río-acuífero, a través de los coeficientes de respuesta del río (Reichard, 1987). Una de las grandes ventajas del método de matriz de respuesta es que permite utilizar modelos de simulación preexistentes, calibrados previamente, lo que ahorra mucho tiempo y trabajo, además de que es un método que constantemente recibe aportaciones que lo enriquecen y le permite resolver problemas cada vez más complejos (por ejemplo, Maddock & Lacher, 1991), por lo que se ha vuelto de amplia aplicación en todo el mundo y representa un lenguaje común para los que se dedican al manejo del agua subterránea.

Lo establecido previamente no significa que no sirva el método de modelos empotrados, puesto que se ha observado que para casos sencillos, en régimen establecido, funciona muy bien. Como ejemplo práctico tenemos el trabajo de Aguado (1974) para mantener drenada una excavación, lo que da idea de lo amplio que es la aplicación del manejo óptimo del agua subterránea, en el campo de la ingeniería.

Un aspecto que se debe de tomar en cuenta es que los resultados obtenidos mediante los modelos de simulación y de manejo, particularmente en el caso de las cargas hidráulicas, dada la forma en que se hace la discretización del medio continuo, representa el abatimiento promedio en toda la celda, que podrían estar subestimados en comparación con los abatimientos reales en los pozos, debido a las pérdidas de carga hidráulica dentro del pozo, debido al diseño de éste, o al método constructivo del mismo. Por esto, cuando se hacen optimaciones con base en el costo de bombeo, deberá tomarse con mucho cuidado los costos de bombeo que se apliquen.

Se requiere trabajar más en el desarrollo de algoritmos y programas de cómputo que manejen muchas variables, con el fin de atacar problemas muy complejos o de gran extensión.

APENDICE

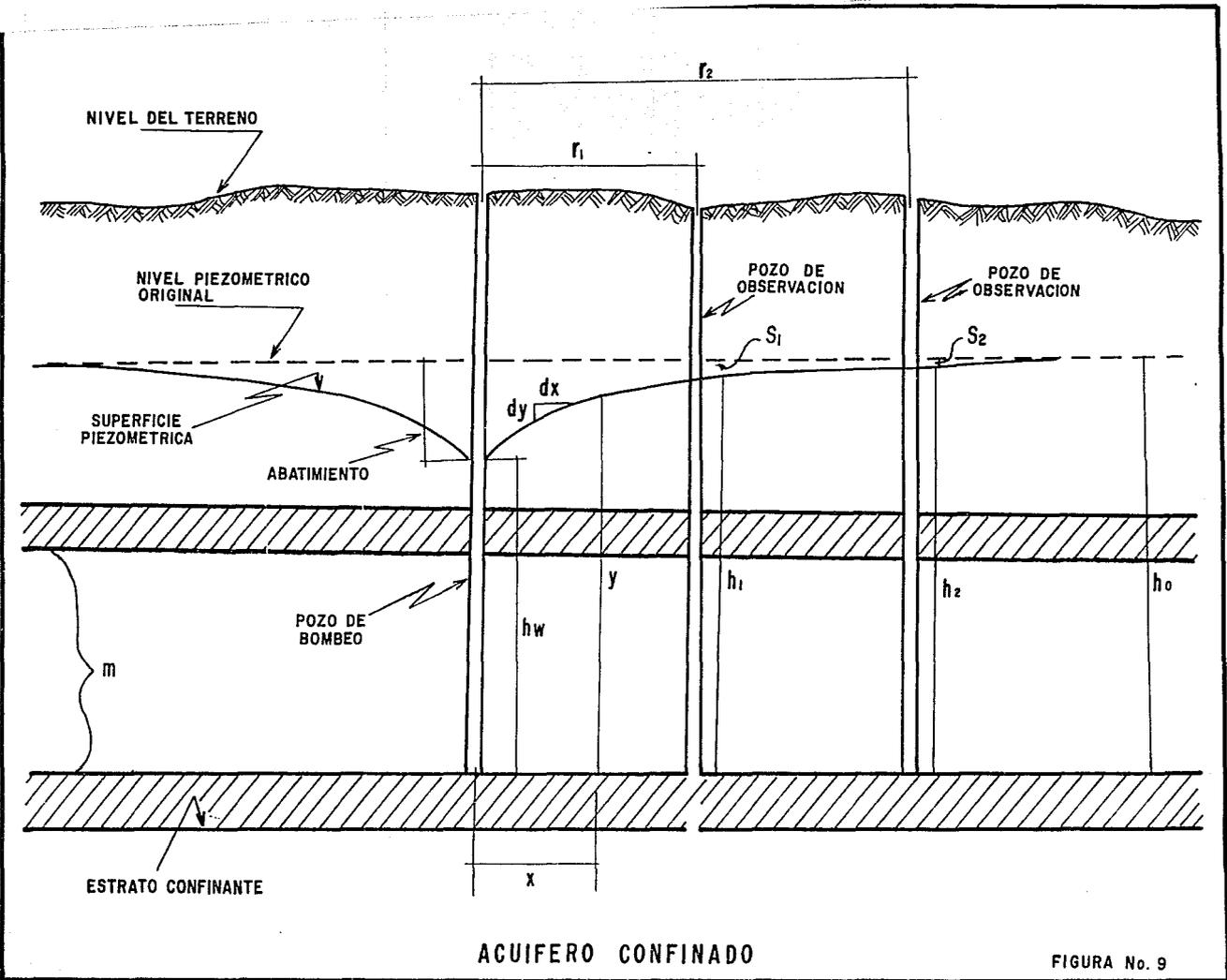
ECUACIONES GOBERNANTES

La descripción matemática del flujo de agua subterránea en acuíferos libres y confinados se obtiene a partir de los procesos físicos fundamentales como: conservación de la masa, de la energía, y de momentum. El objetivo de éste apéndice es desarrollar, a partir de éstos principios, las ecuaciones gobernantes que describen el flujo de agua subterránea, y el transporte de solutos en acuíferos regionales; y su posterior linealización para aplicarlas a los problemas de optimización del manejo de los acuíferos. En el desarrollo de éste apéndice, se supone al sistema hidrogeológico es isotermal, por lo que se desprecian los efectos por variaciones de la temperatura.

ECUACIONES DEL FLUJO DE AGUA SUBTERRANEA

En acuíferos confinados o artesianos, la cantidad de agua desalojada del almacenamiento subterráneo es dependiente de la compresibilidad del agua y del medio poroso, y no de la cantidad de agua contenida en los espacios porosos. Los acuíferos confinados están limitados arriba y abajo por capas confinantes compuestas de rocas impermeables o de materiales arcillosos. En contraste, los acuíferos semiconfinados tienen capas confinantes parcialmente permeables o acuitardos capaces de infiltración y almacenamiento. Estos acuíferos pueden ser hidráulicamente interdependientes y funcionar potencialmente como un sistema. A causa del bombeo de agua subterránea, o recarga, se pueden inducir flujos de y hacia acuíferos adyacentes. Para simplificar la discusión sobre estos sistemas, se supondrá que la filtración o flujo entre acuífero y acuitardo ocurre sólo en la dirección vertical y que cualquier efecto de almacenamiento en el acuitardo es despreciable. La figura (9) muestra un caso típico de acuífero confinado.

La ecuación gobernante que caracteriza el flujo horizontal en dos dimensiones, en el plano horizontal, para un acuífero confinado se obtiene promediando la ecuación de continuidad sobre el espesor saturado del acuífero. Definiendo $b(x,y)$ como el espesor del acuífero principal en el punto (x,y) en un plano horizontal y suponiendo una frontera horizontal inferior impermeable, el promedio en la vertical de la ecuación de continuidad es:



ACUIFERO CONFINADO

FIGURA No. 9

$$-\left\{ \int_0^b \frac{\partial q_x}{\partial x} dz \right\} - \left\{ \int_0^b \frac{\partial q_y}{\partial y} dz \right\} - \left\{ \int_0^b \frac{\partial q_z}{\partial z} dz \right\} = \left\{ \int_0^b \frac{\partial}{\partial t} S_e h dz \right\} \quad (31)$$

donde:

q_x , es la descarga unitaria en la dirección x , b , es el espesor del acuífero, S_e , es el coeficiente de almacenamiento específico, y h es la carga hidráulica.

La ecuación (31) puede ser simplificada utilizando la regla de Leibnitz para la diferenciación de una integral.

$$\frac{d}{dx} \left[\int_{u(x)}^{v(x)} g(x,y) dy \right] = g(v,y) \frac{dv}{dx} - g(x,u) \frac{du}{dx} + \int_{u(x)}^{v(x)} \frac{\partial g}{\partial x} dy \quad (32)$$

Considerando la Ley de Darcy, si la dependencia de la conductividad hidráulica (K) sobre la compresibilidad del fluido es despreciable, es decir que se tiene densidad, viscosidad y temperatura constante en el agua. Suponiendo valores promedios o efectivos de la conductividad hidráulica y del almacenamiento específico (S_e) sobre el espesor del acuífero, y que el sistema de coordenadas es colineal con la dirección principal del campo de conductividad hidráulica y de la dirección del flujo, la ecuación de flujo es:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[T_{xx} \frac{\partial \bar{h}}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[T_{yy} \frac{\partial \bar{h}}{\partial y} \right] + q_z(b) = S_e b \frac{\partial \bar{h}}{\partial t} \quad (33)$$

Donde \bar{h} es el valor promedio de la carga hidráulica en la vertical,

$$\bar{h} = \frac{1}{b} \int_0^b h dz \quad (34)$$

T_{xx} y T_{yy} son las componentes de la transmisividad, definida como el producto de la conductividad hidráulica y el espesor del acuífero, en los ejes coordenados x - y , si bien el uso del parámetro de transmisividad deberá ser restringido a sistemas de agua subterránea donde la componente vertical del flujo es despreciable o puede ser

ignorada, este es el parámetro que por decisión de los métodos empleados es más comúnmente utilizado para medir la capacidad de un acuífero para transmitir agua.

La parte derecha de la ecuación (33) puede ser expresada en términos del coeficiente de almacenamiento, S , como el volumen de agua desalojado o tomado por el almacenamiento para una sección unitaria transversal y por un cambio unitario en la carga hidráulica. El coeficiente de almacenamiento es simplemente el almacenamiento específico integrado sobre el espesor del acuífero.

El término $q_z(b)$ en la ecuación (33) es la recarga vertical o descarga del acuífero, tal como filtración o evapotranspiración. En acuíferos confinados, el vector normal de velocidad en la frontera es cero. Sin embargo, si el agua es transmitida a través de una capa semiconfinante superior, la filtración vertical desde el acuífero sobreyacente puede ser expresado usando la Ley de Darcy

$$q_z(b) = \frac{K_a(H_a - \bar{h})}{m_a} \quad (35)$$

donde K_a , H_a , m_a son respectivamente, la conductividad hidráulica vertical del estrato semiconfinante, la carga externa en el acuífero sobreyacente y el espesor de la capa semiconfinante. Este modelo supone que todo el flujo a través de la capa semiconfinante es vertical. Esto es válido cuando K_a es de más de dos órdenes de magnitud más pequeña que la conductividad hidráulica en el acuífero. El almacenamiento en la capa confinante se desprecia con el objeto de simplificar la ecuación, y considerando que tiene un valor sumamente pequeño.

El efecto de bombeo y de pozos de inyección hacia el sistema de agua subterránea puede también simularse mediante la representación de los pozos como fuentes y sumideros puntuales, considerando que los pozos penetran totalmente el espesor del acuífero. Por ejemplo, si el conjunto de índices Ω define la localización de todos los pozos de bombeo y de inyección hacia el sistema, las fuentes y sumideros puntuales pueden ser expresados como:

$$\pm \sum_{v \in N} Q_v \delta(x - x_v, y - y_v) \quad (36)$$

donde $-Q_v$ es la descarga ($+Q_v$ recarga) desde el pozo v de bombeo (inyección) localizado en x_v, y_v , y $\delta(x - x_v, y - y_v)$ es la función delta de Dirac, donde

$$\delta(x - x_v, y - y_v) = \begin{cases} = 1, & \text{si } x = x_v, y = y_v \\ = 0, & \text{si } x \neq x_v, y \neq y_v \end{cases} \quad (37)$$

Como originalmente fué planteado por Hantush, la ecuación que caracteriza el flujo en un acuífero semiconfinado puede ser expresada como

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[T_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[T_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{K_a(H_a - h)}{m_a} \pm \sum_{v \in N} Q_v \delta(x - x_v, y - y_v) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (38)$$

Por conveniencia, se ha eliminado la notación testada.

A manera de ejemplo se desarrolla la ecuación de respuesta para un acuífero confinado, homogéneo e isótropo en régimen establecido, la cual relaciona la carga piezométrica (potencial) con el bombeo del agua subterránea. La ecuación de respuesta hidráulica se desarrolla fácilmente a partir de la ecuación (38) considerando el acuífero confinado. Si se considera un pozo totalmente penetrante localizado en el centro del acuífero, la ecuación de flujo se puede expresar en coordenadas radiales como

$$\frac{1}{r} \frac{d}{dr} \left(r \frac{dh}{dr} \right) = 0 \quad (39)$$

Este modelo es una ecuación diferencial ordinaria de segundo orden. Integrando esta ecuación tenemos

$$r \frac{dh}{dr} = \text{constante} \quad (40)$$

La constante de integración se calcula a partir de la Ley de Darcy,

$$r \frac{dh}{dr} = \frac{Q}{2\pi T} \quad (41)$$

De aquí en adelante se supondrá que $Q \geq 0$, representa a un pozo de bombeo. La ecuación final que relaciona el potencial h , el bombeo Q y la distancia radial desde la ubicación del pozo es

$$h = \frac{Q}{2\pi T} \ln r + C \quad (42)$$

La ecuación (42) es conocida como de equilibrio, o ecuación de Thiem. Si se tienen M pozos de bombeo en el sistema, la carga total resultante en el acuífero se obtiene mediante la superposición de las respuestas individuales de los pozos, o

$$h(x, y) = \sum \frac{Q_v}{4\pi T} \ln \left\{ (x - x_v)^2 + (y - y_v)^2 \right\} + C \quad (43)$$

Donde x_v y y_v son las coordenadas de los pozos de bombeo (+Q) o inyección (-Q). La constante de integración se evalúa utilizando las condiciones de frontera prescritas.

Planteando razonamientos similares se llega a las ecuaciones de respuesta de un acuífero semiconfinado en régimen establecido

$$h = \frac{Q}{2\pi T} K_0 \left\{ r \left[\frac{K_\alpha}{m\alpha T} \right]^{1/2} \right\} \quad (44)$$

Donde m_α es el espesor del estrato semiconfinante de conductividad hidráulica K_α , K_0 es la función modificada de Bessel de segundo tipo de orden cero. Esta ecuación para un sistema de pozos de bombeo o inyección se extiende mediante la superposición de efectos para obtener la respuesta hidráulica total del acuífero.

Para un acuífero confinado, homogéneo, isótropo y de extensión infinita en régimen transitorio, se tiene la ecuación de Theis

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \quad (45)$$

Donde s es el abatimiento, y $W(u)$ es la función de pozo, definida como una serie infinita

$$W(u) = -0.5772 - \ln u + u - \frac{u^2}{2*2!} + \frac{u^3}{3*3!} + \frac{u^4}{4*4!} + \dots \quad (46)$$

donde

$$u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad (47)$$

La ecuación de Theis se generaliza para incorporar un programa de bombeo variable. Por ejemplo, suponiendo que el acuífero es sometido a rangos de extracción variable para tres períodos de planeación. Considerando que la respuesta del acuífero en relación con el bombeo, o recarga, es lineal, el abatimiento para cualquier período se obtiene mediante la superposición de las respuestas del pozo, o

$$s = \frac{Q_1}{4\pi T} W\left(\frac{r^2 S}{4Tt}\right), 0 \leq t \leq t_1 \quad (48)$$

$$s = \frac{Q_1}{4\pi T} W\left(\frac{r^2 S}{4Tt}\right) + \left(\frac{Q_2 - Q_1}{4\pi T}\right) W\left(\frac{r^2 S}{4T(t-t_1)}\right), t_1 \leq t \leq t_2 \quad (49)$$

$$s = \frac{Q_1}{4\pi T} W\left(\frac{r^2 S}{4Tt}\right) + \left(\frac{Q_2 - Q_1}{4\pi T}\right) W\left(\frac{r^2 S}{4T(t-t_1)}\right) + \left(\frac{Q_3 - Q_2}{4\pi T}\right) W\left(\frac{r^2 S}{4T(t-t_2)}\right), t \geq t_2 \quad (50)$$

donde Q_k es el rango de extracción para el período de planeación k . Las respuestas son funciones lineales del gasto de extracción.

En contraste con un acuífero confinado, un acuífero libre tiene una frontera a superficie libre, a la presión atmosférica. El agua extraída del almacenamiento ocurre por drenado bajo la acción de la gravedad y los cambios en el nivel del agua debido al bombeo, drenaje, o recarga, ya sea natural o artificial.

Los modelos matemáticos de flujos de agua subterránea no confinada están también basados en la ecuación de continuidad para el sistema hidrogeológico. Suponiendo que la compresibilidad del medio y del fluido son relativamente despreciables. La variación dinámica en la carga hidráulica, h , es causada por cambios en la elevación de la superficie libre.

Cuando la ecuación (38) la utilizamos para simular un acuífero libre, es práctica común suponer que $T_x = K_x h$ y $T_y = K_y h$ donde h es el espesor saturado y K_x y K_y son las conductividades hidráulicas en los ejes principales. Si sustituimos $K_x h$ y $K_y h$ en la ecuación (38) se obtiene como resultante la ecuación no lineal de Boussinesq:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_x h \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y h \frac{\partial h}{\partial y} \right] = S_y \frac{\partial h}{\partial t} - R \quad (51)$$

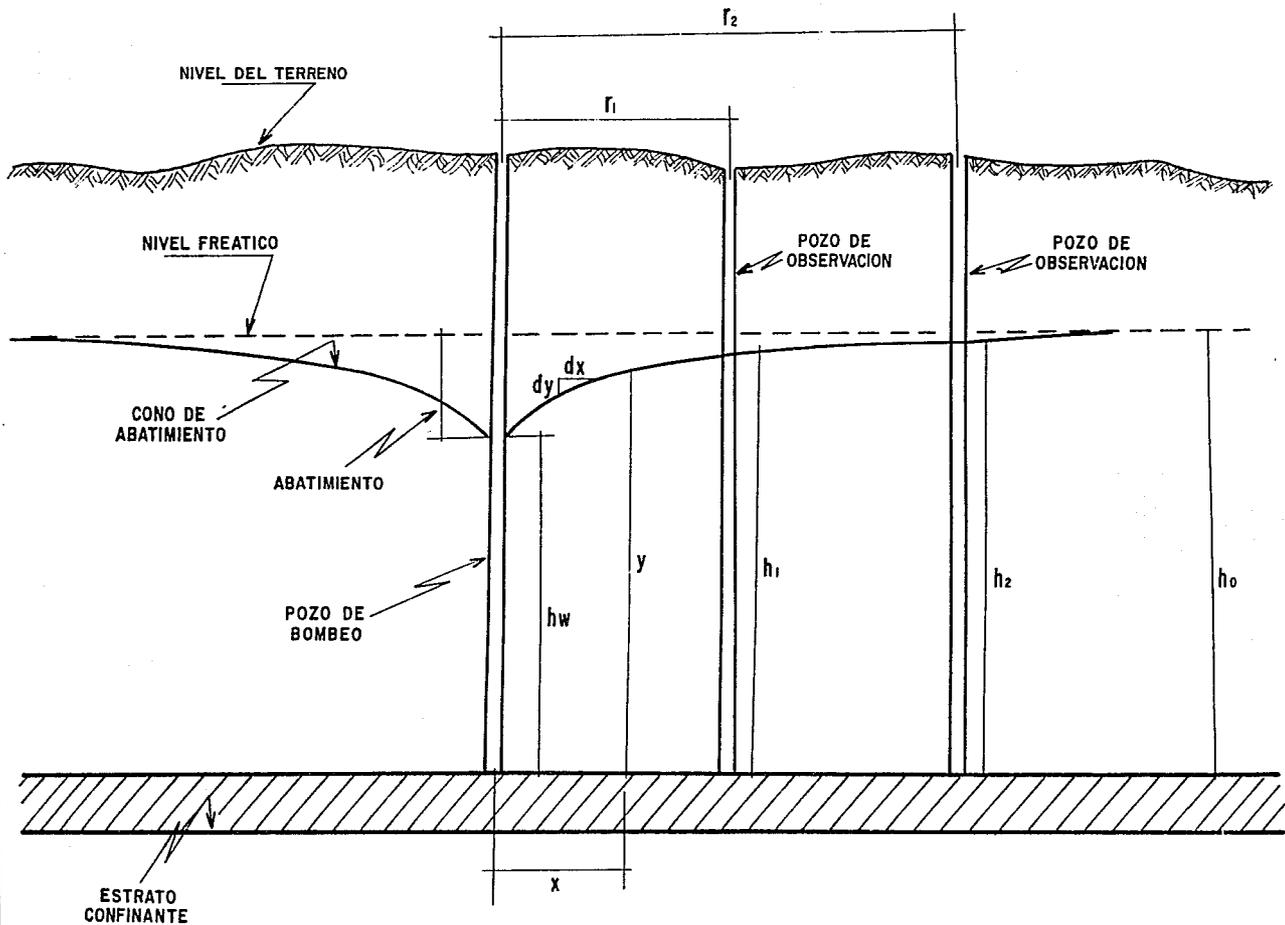
Donde R es un término general (fuente o sumidero) que define la entrada al sistema por unidad de tiempo, se ha eliminado la aportación del lecho confinante, y el coeficiente de almacenamiento es igual al rendimiento específico S_y , ver figura (10).

La función de respuesta para un acuífero libre, homogéneo e isótropo en estado estacionario es

$$h^2 = \frac{Q}{2\pi K} \ln((x - x_w)^2 + (y - y_w)^2) + C \quad (52)$$

donde C es una constante de integración y (x_w, y_w) son las coordenadas del pozo de bombeo.

Para m pozos de bombeo o inyección ($-Q$) en la cuenca, la ecuación de respuesta del sistema se obtiene de la superposición de las respuestas individuales de los pozos, o



ACUIFERO LIBRE

FIGURA No. 10

$$h^z = \sum \frac{Q_i}{2\pi K} \ln \left[(x - x_0^z)^2 + (y - y_0^z)^2 \right] + C \quad (53)$$

La ecuación de Boussinesq es no lineal y es una ecuación diferencial, parcial de segundo orden, por lo que no se aplica directamente en problemas de manejo de acuíferos que requieren ecuaciones lineales, para ello se han desarrollado tres métodos de linearización para su aplicación en hidrogeología. El primero está basado en el supuesto que la profundidad de flujo varía en forma despreciable dentro del sistema hidrogeológico. La carga hidráulica se puede expresar como

$$h = \bar{h} + \hat{h} \quad (54)$$

donde \bar{h} es la profundidad media de flujo y \hat{h} es la desviación de la carga de \bar{h} . Si se supone que $\hat{h} \ll \bar{h}$, entonces la ecuación de Boussinesq queda,

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[Kx\bar{h} \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[Ky\bar{h} \frac{\partial h}{\partial y} \right] + R = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (55)$$

ó

$$\nabla \cdot T \nabla h + R = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (56)$$

donde $T = K\bar{h}$. Esta ecuación tiene la misma forma que la de flujo en acuífero confinado.

El segundo método de linearización está basado en las variaciones de la derivada temporal. Haciendo la derivada como

$$S_y \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{S_y}{2h} \frac{\partial h^2}{\partial t} \quad (57)$$

y suponiendo que $\bar{S} = S_y/2h$ es aproximadamente constante e igual a $S_y/2h$, la ecuación de Boussinesq es lineal en h^2 . El flujo no confinado es descrito por la ecuación

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_{xx} \frac{\partial h^2}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_{yy} \frac{\partial h^2}{\partial y} \right] + 2R = 2S \frac{\partial h^2}{\partial t} \quad (58)$$

ó

$$\nabla * K \nabla h^2 + 2R = 2S \frac{\partial h^2}{\partial t} \quad (59)$$

Las condiciones iniciales y de frontera se requiere que también sean lineales en h^2 . Esta segunda aproximación lineal predice con mayor precisión los niveles del agua en un acuífero libre, considerando que $(h(x,y,t) - h(x,y,0)) \leq 0.5h(x,y,0)$ y $R \leq 0.2K$.

Un tercer método de linearización utilizado en modelos de manejo (Maddock, 1974) consiste en transformarla en términos de abatimiento, la ecuación(51) se escribe como:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[T' \frac{\partial s^*}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[T' \frac{\partial s^*}{\partial y} \right] = S_y \frac{\partial s^*}{\partial t} + \sum_{j=1}^{N_v} Q(j,t)(x-x_j) \quad (60)$$

donde

$$T' = HK$$

$H = 1/A \int H_0 dA$; A , es el área de extensión del acuífero

$$s^* = 1/H (sH_0 - 0.5s^2)$$

cuando las condiciones son las siguientes:

condiciones iniciales

$$s^* = 0 \quad \text{en} \quad t = 0$$

condiciones de frontera para carga constante

$$s^* = 0 \quad \text{a lo largo de } r$$

y para flujo constante

$$\frac{\partial s^*}{\partial n} = 0 \quad \text{a lo largo de } r'$$

n es la dirección normal a la frontera, r y r' son segmentos de frontera donde se aplica la condición apropiada. El error introducido por esta linearización es del orden de s/H_0 , donde H_0 es la carga hidráulica inicial.

Estas linearizaciones permiten que la teoría de funciones de respuesta sea aplicable a casos de acuíferos libres.

no afecta a la densidad de la solución.

Los constituyentes de la calidad del agua que sufren cambios o alteración en el acuífero son no conservativos. Ejemplos típicos de estos procesos incluye la eliminación de coliformes, la transformación de amoníaco a nitrato vía reacciones microbiológicas, y varios procesos de adsorción e intercambio iónico. El mecanismo responsable de estas transformaciones es también incorporado en el término fuente de la ecuación de transporte de masa promediada en la vertical.

Se tienen algunas fuentes puntuales, por ejemplo, cuando se utilizan pozos de inyección para la disposición de desechos. El flujo de masa por unidad de espesor del acuífero descargado al sistema hidrogeológico se expresa en términos de concentración de masa del constituyente en el fluido fuente, c_r^* ; el volumen de inyección, Q_r^* ; el espesor del acuífero, m ; y la función delta de Dirac,

$$S_a^* = \sum_{r \in \psi} \frac{c_r^* Q_r^*}{m} \delta(x - x_r, y - y_r) \quad (64)$$

donde ψ es un conjunto de índices para definir la localización de los pozos de inyección (x_r, y_r) en el sistema acuífero y $\delta(\)$ es la función delta de Dirac.

La descripción completa del transporte de un soluto requiere la consideración de dos procesos: dispersión y reacciones químicas, además del proceso de advección por el cual se mueven los componentes a la misma rapidez promedio de la velocidad lineal del agua subterránea.

La dispersión se refiere a la propagación de los solutos causada por el hecho de que no todas las partículas se mueven con la misma magnitud que el promedio de la velocidad lineal. La modelación del flujo del agua subterránea está basada en el concepto de porosidad media equivalente homogénea para lo cual se supone que el acuífero real heterogéneo es simulado como medio poroso homogéneo dentro de las celdas o elementos. Entonces, la descarga específica (q) o la velocidad lineal promedio se definen utilizando una conductividad

hidráulica promedio para cada celda o elemento. El movimiento de solutos, sin embargo, es fuertemente influenciado por la presencia de heterogeneidades y anisotropías locales que producen la desviación con respecto a la velocidad lineal promedio. Estas desviaciones se representan por una relación similar en forma a la ley de Fick de difusión, la cual nos da la siguiente expresión:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) \quad (65)$$

donde D_{ij} es el coeficiente de dispersión y c es la concentración del soluto. El coeficiente de dispersión se calcula usualmente a partir de:

$$D_{ij} = \alpha_{ijmn} \left(\frac{v_m v_n}{v} \right) + D_d \quad (66)$$

donde todos los componentes de α_{ijmn} son cero, excepto para $\alpha_{iiii} = \alpha_L$, $\alpha_{ijjj} = \alpha_T$, y $\alpha_{ijji} = \alpha_{jiji} = 1/2(\alpha_L - \alpha_T)$ para $i \neq j$; D_d es el coeficiente de difusión molecular; α_L , α_T son los coeficientes de dispersividad longitudinal y transversal respectivamente.

Un factor que complica la cuantificación de la dispersión es el llamado efecto de escala, donde las dispersividades tienden a incrementarse con el tamaño de la mancha contaminante. Por ejemplo, la dispersividad parece incrementarse cuando la mancha se mueve aguas abajo. Otra complicación en la cuantificación de la dispersión causada por el encausamiento a lo largo de trayectorias de alta conductividad hidráulica o trayectorias de flujo preferencial. La dispersión influenciada por flujo preferencial no es descrita por un modelo de Fick y requiere trabajo teórico adicional. Konikow (1990) indica que la dispersión aparente causada por efectos transitorios puede también complicar el cálculo de la dispersión.

Se tienen también problemas conceptuales para la cuantificación de reacciones químicas en el subsuelo. Idealmente, todas las reacciones químicas y bioquímicas que se espera que ocurran deberían de ser incluidas en la formulación matemática. En la práctica, las reacciones típicamente usadas en modelos de transporte están limitadas a adsorción, descrito por un factor de retardación (R_d), y decaimiento e

hidrólisis descritos por una constante de primer orden (λ). Estos términos están definidos de la siguiente manera:

$$R_d = v/v_c = 1 + K_d(\rho_b/n) \quad (67)$$

$$dc/dt = \lambda c \quad (68)$$

donde v es el promedio de la velocidad lineal del agua subterránea, v_c es la velocidad del soluto, K_d es el coeficiente de distribución, ρ_b es la densidad volumétrica del material poroso, y n es la porosidad. En la ecuación (68), $\lambda = \ln(2)/t_{1/2} = 0.693/t_{1/2}$, donde $t_{1/2}$ es la vida media.

Es necesario aclarar que estos conceptos simples como el factor de retardación y la constante de primer orden son adecuados para describir únicamente problemas sencillos de conlaminación. Mientras tanto, tenemos incertidumbre en la identificación de la naturaleza de las reacciones químicas que ocurren en el subsuelo como para seleccionar los parámetros que cuantifiquen estos procesos aunque se han hecho unos cuantos intentos para modelar reacciones entre múltiples especies contaminantes, la mayoría de las aplicaciones de modelos se han limitado a especies químicas únicas.

La ecuación gobernante para el transporte de solutos, conocida como ecuación de advección-dispersión se deriva mediante un balance de masa utilizando la ecuación (65) que representa el flujo dispersivo y la ecuación (67) que representa las reacciones químicas.

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (c v_i) = R_d \frac{\partial c}{\partial t} + \lambda c R_d - \frac{C' W^*}{n_e} \quad (69)$$

donde c es la concentración del soluto y C' es la concentración conocida en la fuente; v_i representa las componentes del vector velocidad; W^* es un término fuente o sumidero y n_e es la porosidad efectiva. Los programas para modelar el transporte de solutos consisten típicamente de dos submodelos: un modelo para resolver la ecuación de flujo y otro para resolver la ecuación de advección-dispersión. La solución de la ecuación de flujo da la distribución de carga, a partir de la cual se puede calcular el campo

de velocidades. Las velocidades se introducen en el submodelo de transporte, el cual predice la distribución de concentraciones en tiempo y espacio.

La ecuación (69) es difícil de resolver numéricamente ocasionando que, tanto soluciones en diferencias finitas como en elemento finito, tengan errores numéricos, incluyendo un fenómeno conocido como dispersión numérica, que se refiere a la dispersión artificial causada por errores asociados con la discretización del dominio del problema. Para minimizar estos errores, la malla deberá estar diseñada tal que manera que el número de Péclet ($P_e = \Delta L/\alpha$, donde ΔL es el espaciado entre nodos y α es una dispersividad característica), sea menor o igual a uno. Aunque algunas soluciones aceptables se obtienen con P_e del orden de diez. Es altamente recomendable que la malla sea diseñada con $\Delta L < 4\alpha$. De otra manera, deberá tenerse cuidado al discretizar el tiempo considerando que el número de Courant ($C = v\Delta t/\Delta L$) sea menor o igual a uno. Esto es, que el espacio de tiempo deberá ser seleccionado tal que $\Delta t < \Delta L/v$, o menor que el tiempo que toma el soluto en moverse la distancia ΔL .

VI.- BIBLIOGRAFIA

Hall, W.A. & Dracup, J.A. (1974). "Ingeniería de Sistemas en Los Recursos Hidráulicos". Ed. C.E.C.S.A., México. 436p.

Helweg, O.J. (1985). "Water Resources Planning and Management". John Wiley & Sons, New York. 364p.

Prawda, J. (1991). "Métodos y Modelos de Investigación de Operaciones". Limusa, Noriega Editores, México. 1961p.

Taha, H.A. (1991). "Investigación de Operaciones". Alfaomega, México. 989p.

Van der Heijde, P., Bachmat, Y., Bredehoeft, J., Andrews, B., Holtz, D. & Sebastian, S. (1985). "Groundwater Management: The Use of Numerical Models". Water Resources Monographs 5, A.G.U., Washington, D.C. 180p.

Willis, R. & Yeh, W. W-G. (1987). "Groundwater System Planning and Management". Prentice Hall, Inc., New Jersey. 416p.

VII.- REFERENCIAS

1. Aguado, E. & Remson, I. (1974). "Ground-Water Hydraulics in Aquifer Management". Journal of the Hydraulics Division, vol. 100(1):103-117.
2. Aguado, E., Remson, I., Pikul, M.F. & Thomas, W.A. (1974). "Optimal Pumping for Aquifer Dewatering". Journal of the Hydraulics Division, vol. 100(7):869-877.
3. Aguado, E. & Remson, I. (1980). "Ground-Water Management with Fixed Charges". Journal of the Water Resources Planning and Management Division., vol.106(2):375-383.
4. Andricevic, R. (1990). "A Real-Time Approach to Management and Monitoring of Groundwater Hydraulics". Water Resources Research, vol.26(11):2747-2755.
5. Aral, M.M. (1989). "Waste Stabilization in Multilayer Aquifers by Optimal Hydraulic Control". Ground Water, vol.27(4):517-523.
6. Bostock, C.A., Simpson, E.S. & Roefs, T.G. (1977). "Minimizing Costs in Well Field Design in Relation to Aquifer Models". Water Resources Research, vol.13(2):420-426.
7. Bredehoeft, J.D. & Young, R.A. (1970). "The Temporal Allocation of Ground Water- A Simulation Approach". Water Resources Research, vol.6(1):3-21.
8. Carrillo-Rivera, J. J. & Escolero, O. A. (1991). " A Hydrogeological Survey in Mexico". Proceedings of the International Symposium on Hydrology and Water Resources Education and Training: The Challenges to Meet at the Turn of the XXI Century, Edited by Jose A. Raynal, Water Resources Publications. 319-324pp.
9. Casola, W.H., Narayanan, R., Duffy, C. & Bishop. A.B. (1986). "Optimal Control Model for Groundwater Management". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.112(2):183-197.
10. Colarullo, S.J., Heidari, M. & Maddock III, T. (1984). "Identification of an Optimal Groundwater Management Strategy in a Contaminated Aquifer". Water Resources Bulletin, vol.20(5):747-760.
11. Comisión Federal de Electricidad. (1987). "Análisis del Estudio Geohidrológico de Samalayuca, Chih. y Diseño de una Política de Explotación Optima para el Abastecimiento de La Central Termoeléctrica de Samalayuca". Universidad Autonoma de Chihuahua. Contrato N° 872009.
12. Comisión Nacional del Agua. (1991). "Actualización del Estudio Geohidrológico, Analizar las Políticas de Operación y Elaborar el Proyecto de Manejo del Acuífero del Valle de Cuauhtémoc, Chihuahua". Anáhuac Ingenieros, Consultores y Supervisores, S.A. de C.V. Contrato N° CNA-GRN-90-009.
13. Cummings, R.G. & McFarland, J.W. (1974). "Groundwater Management and Salinity Control". Water Resources Research, vol.10(5):909-915.

14. Chávez, A., Flores, S. & Hernández, M. (1988). "Modelación Digital y Optimización Matemática en el Manejo de Acuíferos Regionales: Un Ejemplo de Aplicación". Memorias del 10^o Congreso Nacional de Hidráulica, Morelia, Michoacán, Tomo II:473-483.
15. Chávez, A. Hernández, M. & Flores, S. (1989). "Modelación digital y Optimización de Acuíferos". Ingeniería Hidráulica en México, vol.IV(2) II epoca:31-39.
16. Chávez, A. & Flores S. (1992). "Optimización del Bombeo en el Acuífero de Villa de Reyes, San Luis Potosí". Ingeniería Hidráulica en México, vol.VIII(1) II epoca:99-107.
17. Chávez-Guillen, R. & Martínez-Leyva, P. (1991). "Groundwater Administration in Mexico". Proceedings of the International Symposium on Hydrology and Water Resources Education and Training: The Challenges to Meet at the Turn of the XXI Century, Edited by Jose A. Raynal, Water Resources Publications. 395-402pp.
18. Danskin, W.R. & Gorelick, S.M. (1985). "A Policy Evaluation Tool: Management of a Multiaquifer System Using Controlled Stream Recharge". Water Resources Research, vol.21(11):1731-1747.
19. Dougherty, D.E. & Marryott, R.A. (1991). "Optimal Groundwater Management. 1. Simulated Annealing". Water Resources Research, vol.27(10):2493-2508.
20. Gisser, M. & Sánchez, D.A. (1980). "Competition Versus Optimal Control in Groundwater Pumping". Water Resources Research, vol.16(4):638-642.
21. Gorelick, S.M. & Remson, I. (1982). "Optimal Dynamic Management of Groundwater Pollutant Sources". Water Resources Research, vol.18(1):71-76.
22. Gorelick, S.M. (1982). "A Model for Managing Sources of Groundwater Pollution". Water Resources Research, vol.18(4):773-781.
23. Gorelick, S.M. (1983). "A Review of Distributed Parameter Groundwater Management Modeling Methods". Water Resources Research, vol.19(2):305-319.
24. Gorelick, S.M., Voss, C.I., Gill, P.E., Murray, W., Saunders, M.A. & Wright, M.H. (1984). "Aquifer Reclamation Design: The Use of Contaminant Transport Simulation Combined with Nonlinear Programming". Water Resources Research, vol.20(4):415-427.
25. Heidari, M. (1982). "Application of Linear System's Theory and Linear Programming to Ground Water Management in Kansas". Water Resources Bulletin, vol.18(6):1003-1012.
26. Hernández, M. (1986). "Application of the Algebraic Technological Function to the Optimization of Groundwater Abstraction From an Unconfined Aquifer in Zacatecas, Mexico". M.S. Tesis, The University of Arizona, 159p.
27. Jones, L., Willis, R. & Yeh, W. W-G. (1987). "Optimal Control of Nonlinear Groundwater Hydraulics Using Differential Dynamic Programming". Water Resources Research, vol.23(11):2097-2106.

28. Kaunas, J.R. & Haimes, Y.Y. (1985). "Risk Management of Groundwater Contamination in a Multiobjective Framework". Water Resources Research, vol.21(11):1721-1730.
29. Khepar, S.D. & Chaturvedi, M.C. (1982). "Optimum Cropping and Ground Water Management". Water Resources Bulletin, vol.18(4):655-660.
30. Knapp, K.C. & Feinerman, E. (1985). "The Optimal Steady-State in Groundwater Management". Water Resources Bulletin, vol.21(6):967-975.
31. Lall, U. & Santini, M.D. (1989). "An Optimization Model for Unconfined Stratified Aquifer Systems". Journal of Hydrology, vol.11:145-162.
32. Lemoine, P.H., Reichard, E.G. & Remson, I. (1986). "An Efficient Response Matrix Method for Coupling a Groundwater Simulator and a Regional Agricultural Management Model". Water Resources Bulletin, vol.22(3):417-423.
33. Lindner, W., Lindner, K. & Karadi, G. (1988). "Optimal Ground Water Management in Two-Aquifer Systems". Water Resources Bulletin, vol.24(1):27-33.
34. Maddaus, W.O. & Aaronson, M.A. (1972). "A Regional Groundwater Resource Management Model". Water Resources Research, vol.8(1):231-237.
35. Maddock III, T. (1972). "Brief Reports: Algebraic Technological Function from a Simulation Model". Water Resources Research, vol.8(1):129-134.
36. Maddock III, T. (1973). "Management Model as a Tool for Studying the Worth of Data". Water Resources Research, vol.9(2):270-280.
37. Maddock III, T. (1974). "Nonlinear Technological Functions for Aquifers Whose Transmissivities Vary with Drawdown". Water Resources Research, vol.10(4):877-881.
38. Maddock III, T. & Haimes, Y.Y. (1975). "A Tax System for Groundwater Management". Water Resources Research, vol.11(1):7-14.
39. Maddock III, T. & Lacher, L.J. (1991). "Drawdown, Velocity, Storage, and Capture Response Functions for Multiaquifer Systems". Water Resources Research, vol.27(11):2885-2898.
40. Makinde-Odusola, B.A. & Mariño, M.A. (1989). "Optimal Control of Groundwater by the Feedback Method of Control". Water Resources Research, vol.25(6):1341-1352.
41. Peralta, R.C. & Datta, B. (1990). "Reconnaissance-Level Alternative Optimal Ground-Water Use Strategies". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.116(5):676-691.
42. Pérez, N. (1991). "Explotación Óptima del Acuífero de Conejos-Medanos, Chihuahua". Tesis Profesional, ESIA, Instituto Politécnico Nacional, 78p.

43. Rastogi, A.K. (1989). "Optimal Pumping Policy and Groundwater Balance for the Blue Lake Aquifer, California, Involving Nonlinear Groundwater Hydraulics". Journal of Hydrology, vol.111(2):177-194.
44. Reichard, E.G. (1987). "Hydrologic Influences on the Potential Benefits of Basinwide Groundwater Management". Water Resources Research, vol.23(1):77-91.
45. Reichard, E.C. & Lefkoff, L.J. (1987). "Discussion: The Optimal Steady-State in Groundwater Management". Water Resources Bulletin, vol.23(4):717-721.
46. Schwarz, J. (1976). "Linear Models for Groundwater Management". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.28:377-392.
47. Shamir, U., Bear, J. & Gamliel, A. (1984). "Optimal Annual Operation of a Coastal Aquifer". Water Resources Research, vol.20(4):435-444.
48. Tung, Y-K. & ASCE. (1986). "Groundwater Management by Chance-Constrained Model". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.112(1):1-19.
49. Wagner, B.J. & Gorelick, S.M. (1987). "Optimal Groundwater Quality Management Under Parameter Uncertainty". Water Resources Research, vol.23(7):1162-1174.
50. Wagner, J.M., Shamir, U. & Nemati, H.R. (1992). "Groundwater Quality Management Under Uncertainty: Stochastic Programming Approaches and the Value of Information". Water Resources Research, vol.28(5):1233-1246.
51. Wanakule, N., Mays, L.W. & Lasdon, L.S. (1986). "Optimal Management of Large-Scale Aquifers: Methodology and Applications". Water Resources Research, vol.22(4):447-465.
52. Willis, R., ASCE & Newman, B.A. (1977). "Management Model for Ground-Water Development". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.103(1):159-171.
53. Willis, R., Liu, P. & ASCE. (1984). "Optimization Model for Ground-Water Planning". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.110(3):333-347.
54. Willis, R. & Finney, B.A. (1985). "Optimal Control of Nonlinear Groundwater Hydraulics: Theoretical Development and Numerical Experiments". Water Resources Research, vol.21(10):1476-1482.
55. Willis, R. & Finney, B.A. (1988). "Planning Model for Optimal Control of Saltwater Intrusion". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.114(2):163-178.
56. Yazicigil, H. & Rasheeduddin, M. (1987). "Optimization Model for Grounwater Management in Multi-Aquifer Systems". Journal of Water Resources Planning and Management, vol.113(2):257-273.
57. Yazicigil, H., Al-Layla, R. I. & Jong, R.L. (1987). "Optimal Management of a Regional Aquifer in Eastern Saudi Arabia". Water Resources Bulletin, vol.23(3):423-434.