

A dynamic splash of clear water against a light blue background, with several large, rounded droplets and smaller bubbles visible. The water appears to be moving from the top towards the center of the frame.

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

**CHEIKH FALL
(Coordinador)**



AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA



UAEM | Universidad Autónoma
del Estado de México

Dr. en D. Jorge Olvera García
Rector

Dra. en Est. Lat. Ángeles Ma. del Rosario Pérez Bernal
Secretaria de Investigación y Estudios Avanzados

Dr. Daury García Pulido
Centro Interamericano de Recursos del Agua

Mtra. en Hum. Blanca Aurora Mondragón Espinoza
Directora de Difusión y Promoción de la
Investigación y los Estudios Avanzados

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

**Cheikh Fall
(Coordinador)**



Primera edición: enero 2015

Este libro contó con el aval de revisores externos conforme a los criterios editoriales de la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

D. R. © Universidad Autónoma del Estado de México
Avenida Instituto Literario 100, Col. Centro
Toluca, Estado de México, C.P. 50000

ISBN: 978-607-422-568-6

Impreso y hecho en México

Printed and made in Mexico

La reproducción parcial o total de contenido de la presente obra, sin contar previamente con la autorización por escrito del editor en términos de la Ley Federal de Derecho de Autor y en su caso de los tratados internacionales aplicables, viola derechos reservados.

El inicio de esta obra ha sido posible gracias al apoyo de la Universidad Autónoma del Estado de México, en particular del Programa especial para la publicación de libros científicos de la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados. Amplio reconocimiento al esfuerzo de cada uno de los investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua y de centros amigos que colaboraron como coautores. Se agradece también al M. C. Cristian Genaro Martínez García, por su apoyo para concluir la presente edición.

Contenido

Prólogo	13
Explotación intensiva del acuífero del Valle de Toluca: análisis de algunos efectos económicos-ambientales	15
Comportamiento y efecto de iones nitratos en agua de uso y consumo humano, de pozos localizados en la zona urbana y rural del municipio de Toluca	35
Balance de masa de materia orgánica en el curso alto del Río Lerma	53
Plaguicidas organoclorados en el curso alto del Río Lerma	77
Evaluación de los factores de bioacumulación y translocación de metales pesados en sombrerillo de agua (<i>hydrocotyle ranunculoides</i>) del curso alto del Río Lerma	97
Nuevas direcciones en vermiestabilización de lodos residuales	117
Aislamiento de bacterias resistentes y transformadoras de Cr(VI) y metil paratión	137
Electro-reducción de Cr(VI) proveniente de la industria de la galvanoplastia, em- pleando electrodos de diamante dopados con boro (DDB)	153
Determinación de la eficiencia de las unidades de tratamiento en un sistema de recirculación acuícola	183

Evaluación de la colmatación de un sistema de infiltración percolación como tratamiento secundario: un caso de estudio	205
Estimación del aporte de la contaminación difusa al agua superficial a escala de cuenca por medio de una metodología hidrogeomática	225
Efectos de la variabilidad climática en el cultivo de maíz de temporal: análisis exploratorio en la cuenca alta del Río Lerma (1960-2009)	253
Modelo hidrológico para la simulación de caudales diarios de una cuenca con la ayuda de un sig	275
Modelación distribuida del fenómeno lluvia-escorrentamiento: análisis de sensibilidad de la discretización espacial	293
Avances en el análisis de frecuencia de valores extremos en hidrología: software y caso de estudio	313
La antropología en la planificación regional como elemento para la gestión integrada de los recursos hídricos	339
Corrosividad del agua y su estimación	367
Problemática del manganeso en agua de abastecimiento	387
Sorción de iones fluoruro fundamentos, materiales y aplicaciones	405
Procesos de sorción en carbón activado	435
Producción de carbón activado	455

Fitorremediación de contaminantes orgánicos	477
Fitorremediación de metales pesados	493
Programas de doctorado en ciencias del agua impartidos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA)	511

Prólogo

Las ciencias del agua son un amplio universo de conocimientos cada vez más complejos, los cuales sufren avances continuamente. Los desafíos en dicha materia son permanentes, teniendo que dar respuesta a las necesidades del vital líquido en un mundo cada vez más poblado y ávido de agua.

Avances en ciencia del agua se concibe como instrumento de difusión de nuevos conocimientos generados y busca ser una de las varias trincheras que se tienen que abrir sobre una base local, para enfrentar una problemática global, como lo es el agua en el siglo XXI. Afortunadamente, parte de los problemas locales tienen soluciones universales, hablando de ciencia sin fronteras y donde la civilización de dar y recibir tiene todo su sentido. Particularmente, la obra tiene el interés de difundir productos avanzados de investigación sobre disponibilidad, calidad, tecnologías y gestión del recurso hídrico, tratándose de pasos milimétricos sobre problemas locales, de la generación de un *quantum* de conocimientos universales, de la aplicación innovadora de nuevos conceptos y tecnologías, o de la transmisión de fundamentos científicos a jóvenes profesionistas.

El tema del agua es en su conjunto, por cierto, mucho más complejo y requiere definitivamente de la intervención e interacción de varias disciplinas científicas, humanistas, económicas y legales. Lo anterior es ilustrado en el contenido de este volumen con uno de los capítulos de la obra que sugiere un enfoque antropológico de gestión integrada del agua. En su conjunto, este volumen comprende 24 capítulos; los 16 primeros presentan los resultados de investigaciones recientes en materia de calidad del agua y su tratamiento, hidrología superficial y subterránea, así como de gestión integrada del agua. La mayoría de las investigaciones son enfocadas a problemas de la Cuenca Alta del Río Lerma (contaminación del río, sobreexplotación del acuífero, polución difusa, cambio climático). Los siguientes 7 capítulos presentan el estado de arte sobre temas selectos (manganeso, flúor, adsorción, fitorremediación, corrosión).

El último capítulo es una reseña sobre uno de los componentes principales del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), es decir del programa de Doctorado en Ciencia del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM).

Se espera que *Avances en ciencia del agua* permanezca como referente y crezca cada vez más, como una contribución de las universidades en la búsqueda de soluciones a los problemas de la sociedad.

Cheikh Fall

Explotación intensiva del acuífero del Valle de Toluca: análisis de algunos efectos económicos- ambientales

M. V. Esteller, J. L. Expósito, C. Díaz Delgado, J. Paredes, C. R. Fonseca
Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del
Estado de México (UAEM)

Resumen

La indiscutible importancia de las aguas subterráneas en México está reflejada en el hecho de que el 50% del total del agua utilizada en la industria y el 70% del abastecimiento humano provienen de los acuíferos. Además, el mayor porcentaje (80%) de las extracciones de agua subterránea se destina a la agricultura. La necesidad de cubrir toda esta demanda ha dado lugar a una intensa explotación de los acuíferos con sus consiguientes impactos. En el presente trabajo se exponen algunos de estos impactos en uno de los acuíferos del Altiplano Mexicano, el correspondiente al Valle de Toluca. En particular, se estudiaron el efecto económico ocasionado por un mayor consumo de energía al tener que bombear agua a mayores profundidades a causa del descenso del nivel piezométrico y el impacto provocado por la aparición de agrietamientos originados por subsidencia de terreno.

El impacto de los agrietamientos en el acuífero se valoró a través del estudio de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación. La vulnerabilidad determinada con el método SINTACS, con ayuda de un Sistema de Información Geográfica (SIG) desarrollado en ArcSIG ha mostrado el aumento del grado de vulnerabilidad (de Bajo a Alto) en áreas donde se identificaron los agrietamientos

Para dimensionar el impacto económico por abatimiento del nivel piezométrico se elaboraron mapas de curvas de isocostes, esta vez con el paquete informático IDRISI, que permitieron apreciar que la región más susceptible a incrementar los costes por bombeo es la zona centro (donde se localiza la ciudad de Toluca) mientras que en la zona poniente del acuífero se tiene la mayor tendencia a ahorros energéticos y por tanto de costes.

Palabras clave:

acuífero.
explotación.
impacto económico.
agrietamientos.
vulnerabilidad.

Introducción

El desarrollo de cualquier país está estrechamente vinculado con la disponibilidad de agua que éste posea tanto en cantidad como en calidad. Esta disponibilidad, en muchas ocasiones, está ligada con el aprovechamiento de acuíferos, por lo que, a escala mundial, los acuíferos están experimentando una creciente explotación así como una continua amenaza de contaminación causada por factores antrópicos (Foster *et al.*, 2002).

Un ejemplo de la importancia de las aguas subterráneas en el desarrollo de un país es el caso de México, en donde el 70% del agua que se utiliza en abastecimiento humano procede de los acuíferos (al menos 75 millones de personas depende de este recurso), cerca de la mitad de la industria del país también se abastece de este recurso y el 80% de las extracciones de agua subterránea se destina a la agricultura. Sin embargo, la intensa explotación de los acuíferos se ha presentado de tal forma que 101 de los 653 acuíferos reconocidos se han considerado administrativamente como “acuíferos sobreexplotados” (CONAGUA, 2010). Esta explotación intensiva ha generado una serie de impactos tanto sociales, económicos como ambientales en estos acuíferos (Carrillo-Rivera *et al.*, 2008; Esteller *et al.*, 2011).

A manera de ejemplo, se puede citar el caso del acuífero del Valle de Toluca, el cual se ubica en una región que ha experimentado un crecimiento urbano importante a partir de la segunda mitad del siglo pasado (Orozco, 2006), en gran medida, impulsado por el desarrollo industrial que ha promovido el gobierno estatal mediante políticas

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

de inversión (Orozco y Sánchez, 2004). En esta zona se asientan 3 438 empresas que han promovido el incremento en el número de habitantes a lo largo de las últimas cinco décadas. En el más reciente censo demográfico (INEGI, 2010), la población asentada en la zona ascendió a 1.7 millones de habitantes.

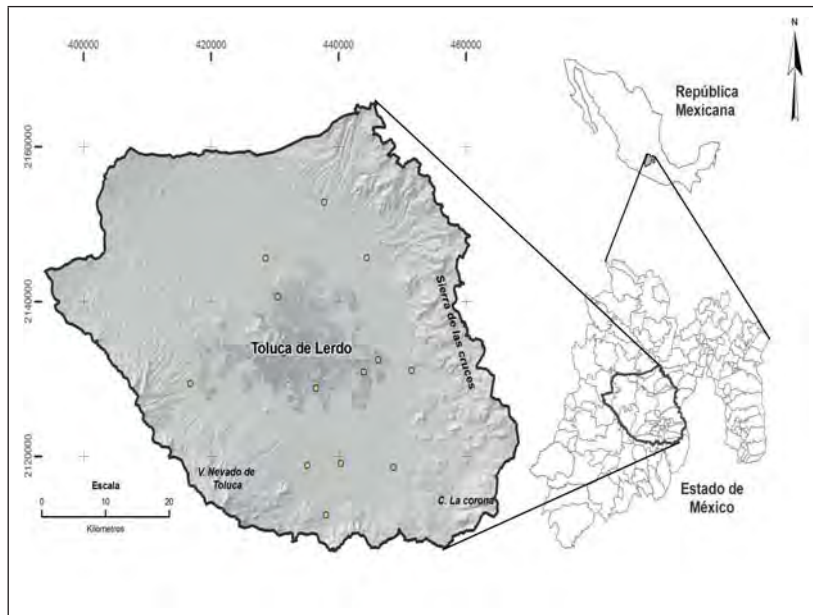
El incremento en las actividades económicas y de población ha traído consigo un aumento de las necesidades de agua que se cubren, casi en su totalidad, con aguas subterráneas. A este hecho, hay que añadir la exportación de agua subterránea desde éste y su valle vecino (Valle de Ixtlahuca-Atlacomulco) hacia la Ciudad de México y área metropolitana para cubrir su demanda, lo cual representa un caudal promedio de $5.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y con valores que han llegado a alcanzar los $14.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Birkle *et al.*, 1998).

En este acuífero ya se han estudiado algunos impactos directos que se han generado por la explotación del acuífero como son: la desecación de las Lagunas de Almoloya del Río, la disminución del caudal base en el Río Lerma, la aparición de agrietamientos (Esteller y Díaz-Delgado, 2002), la subsidencia del terreno (Calderhead *et al.*, 2011) y los cambios en la calidad del agua (Esteller y Andreu, 2005; Jiménez-Moleón *et al.*, 2010; Esteller *et al.*, 2011). Otros impactos que han sido ignorados hasta el momento son el aumento de los costes económicos por extraer el recurso hídrico desde niveles cada vez más profundos (Salameh, 2008) y el aumento de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas asociado a los agrietamientos, los cuales representan flujos preferenciales de entradas de contaminantes y en algunos casos, causantes de roturas en redes de drenaje (Mejía *et al.*, 2007; Orozco y Figueroa, 1991). Teniendo en cuenta que estos trascendentes impactos no han sido evaluados en el acuífero del Valle de Toluca, ello constituye el objetivo principal del desarrollo de este trabajo de investigación.

Generalidades del acuífero del Valle de Toluca

El Valle de Toluca se encuentra en la región conocida como Altiplano Mexicano, en la parte central del país, con una altitud promedio de 2 570 msnm (Fig. 1.1). El clima es templado-semifrío, con precipitaciones anuales de 700 mm, las cuales acontecen entre mayo y octubre.

Figura. 1.1 Localización del acuífero del Valle de Toluca (AVT), México



Fuente: elaboración propia.

Desde un marco geológico, el Acuífero del Valle de Toluca se ubica en la provincia fisiográfica denominada Sistema Volcánico Transversal, región constituida por una franja de naturaleza volcánica cuya edad corresponde al Cenozoico. La secuencia litológica está constituida por andesitas y riolitas del Oligoceno, andesitas del Mioceno, basaltos y andesitas del Cuaternario, así como por materiales piroclásticos y brechas; los cuales afloran en las sierras que circundan el valle. En la zona baja, se identifican sedimentos lacustres y aluviales que se encuentran intercalados con materiales clásticos de origen volcánico (piroclastos, tobas y brechas); el espesor de esta formación varía desde unos pocos metros en los límites con las sierras hasta valores superiores a los 500 metros. A estos depósitos se les asigna una edad Plioceno Tardío – Cuaternario (Herrera y Sánchez, 1994). Estos materiales detríticos reposan sobre un zócalo constituido por material volcánico consolidado cuya naturaleza litológica es variable.

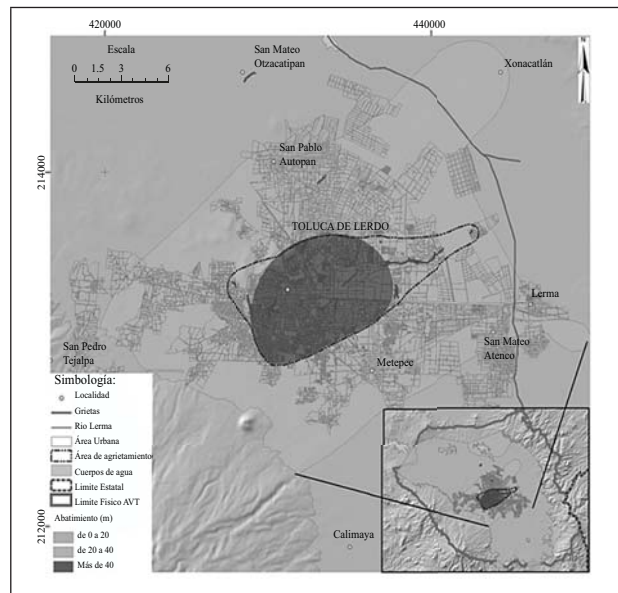
Los parámetros hidráulicos del acuífero abarcan un amplio rango debido a la variabilidad litológica y geométrica de los depósitos. Sin embargo, es posible mencionar que los valores de conductividad hidráulica están comprendidos entre 4 y 80 m día⁻¹ y el coeficiente de almacenamiento oscila entre 0.3 y 0.9% (CCRECRL, 1993).

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

El balance hidráulico que se ha establecido para el acuífero define unas entradas totales de $337 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ mientras que las salidas se valoran en $489 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, estas salidas se producen fundamentalmente por bombeo, el cual se cuantificó en $463 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, destinándose este volumen en un 88% a uso público-urbano, un 7% a la industria y un 4% para cubrir la demanda agropecuaria. El balance global del acuífero indica un desequilibrio entre entradas y salidas, ya que las salidas son superiores a las entradas en $152 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ (CONAGUA, 2009).

El proceso de explotación de las aguas subterráneas está reflejado en el mapa de isodescensos para el periodo 1976-2006 (Fig. 1.2). En este mapa se aprecia un cono de depresión piezométrica en el área de la Ciudad de Toluca, con un descenso que alcanza los 40 metros y una tasa promedio de abatimiento de 1.4 m año^{-1} . En relación con este importante descenso piezométrico se ha podido constatar la aparición de un fenómeno de subsidencia, cuyos primeros efectos (Paredes, 2010; Esteller y Díaz-Delgado 2002) se detectaron en 1985 con la aparición de numerosas grietas que son identificables en diferentes áreas de la zona metropolitana de Toluca (Fig. 1.2).

Figura. 1.2 Mapa de descenso del nivel piezométrico (periodo 1976-2006) y agrietamientos en el acuífero del Valle de Toluca



Fuente: elaboración propia con datos de Muñoz (2008).

Materiales y métodos

Vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea

El método SINTACS desarrollado en Italia (Civita y De Maio, 2004) fue elegido para evaluar la vulnerabilidad de acuífero por efecto de la contaminación a través de un índice bajo el mismo nombre. El acrónimo SINTACS representa a los siguientes parámetros (Marsico *et al.*, 2004):

S: *Soggioacenza*. Profundidad del agua subterránea.

I: *Infiltrazione*. Infiltración eficaz.

N: *Effetto depurante del non saturo*. Efecto autodepurador de la zona no saturada.

T: *Tipologia della copertura*. Tipo de suelo.

A: *Acquifero*. Litología del acuífero.

C: *Conducibilità idraulica*. Conductividad hidráulica.

S: *Acclività della superficie topografica*. Pendiente de la superficie topográfica.

Para la valoración de este índice, se asigna una puntuación (indicada con el subíndice “r”) de 1 (mínima vulnerabilidad) a 10 (máxima vulnerabilidad) a cada parámetro y se pondera cada uno con un peso (indicado con el subíndice “w”) de 1 a 5, para obtener una valoración final según la ecuación 1.

$$\text{SINTACS} = (S_r \cdot S_w) + (I_r \cdot I_w) + (N_r \cdot N_w) + (T_r \cdot T_w) + (A_r \cdot A_w) + (C_r \cdot C_w) + (S_r \cdot S_w) \quad (1)$$

Para la obtención de las ponderaciones de cada variable se asignan los pesos w en función de la situación real del área de estudio que más se aproxime a uno de los siguientes escenarios (Civita y De Maio, 2004):

- Ordinario.
- Fuentes difusas de contaminación potencial.
- Drenaje de cuerpos hídricos superficiales.
- Karstificación profunda.
- Roca volcánica fisurada.

A pesar de que el método SINTACS considera el agrietamiento homogéneo de las rocas volcánicas, no toma en cuenta el agrietamiento en materiales detríticos, fenó-

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

meno común en el Valle de Toluca. En los últimos años las discusiones alrededor de los métodos de vulnerabilidad se han centrado en el análisis de ciertos factores que pueden modificar dicha vulnerabilidad, uno de estos factores son los agrietamientos del terreno, los cuales pueden actuar como rutas de flujo preferenciales para algún contaminante (Bense *et al.*, 2003).

Para considerar el efecto de los agrietamientos en el mapa SINTACS se decidió trazar un área de afectación, en lugar de considerar las grietas de forma vectorial, ya que según lo señalado por Carreón *et al.* (2006), las grietas que se forman por abatimiento del agua subterránea tienden a generar grietas secundarias cercanas a ellas o que se unen a la grieta principal conformando una zona de afectación.

Para la elaboración del mapa de vulnerabilidad SINTACS, en primer término, se obtuvieron, a partir de un proceso de rasterización, los insumos cartográficos requeridos: de manera directa para los mapas geológico, edafológico, de precipitación y de infiltración, y por medio de interpolación los niveles topográficos y piezométricos.

Posterior a ello, se asigna un puntaje a cada mapa obtenido según las gráficas establecidas por Civita y De Maio (2004) para cada parámetro del método SINTACS, para entonces aplicar el valor de ponderación. El mapa resultante es una suma ponderada que, en general, abarca un rango de valores que oscila entre 26 a 260. En el caso de la presente investigación los valores obtenidos no cubren todo ese espectro, por lo tanto fue necesario normalizar los datos para llevarlos a una escala de 0 a 100; donde 26 corresponde a 0 y 260 corresponde a 100, para así poder jerarquizar los valores de vulnerabilidad por medio de la ecuación 4 (Mejía, 2007).

$$IS_{NO} = \frac{(IS_C - IS_{MIN}) (100)}{IS_{MAX} - IS_{MIN}} \quad (2)$$

donde:

- IS_{NO} = Índice normalizado.
- IS_C = Valor de cada celda.
- IS_{MAX} = Valor máximo del índice SINTACS.
- IS_{MIN} = Valor mínimo del índice SINTACS.

Una vez normalizados los valores, fue posible jerarquizar el índice de vulnerabilidad como se muestra en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1 Jerarquización de los valores del índice de vulnerabilidad normalizados (ISNO)

<i>Rango del IS_{NO}</i>	<i>Vulnerabilidad</i>
0 - 24	Muy baja
25 - 35	Baja
36 - 49	Media
50 - 69	Alta
70 - 79	Muy alta
80 - 100	Extremadamente alta

Fuente: Mejía, 2007.

Una vez que se georeferenciaron los agrietamientos de la zona, y con la finalidad de determinar en qué medida la presencia de los agrietamientos afecta a la infiltración, se realizaron mediciones de la velocidad de infiltración del agua, con el método de doble cilindro, en seis grietas en diferentes zonas del área de estudio (Fig. 1.2). Adicionalmente, se hicieron dos mediciones de infiltración sobre terreno adyacente que no ha sido afectado por los agrietamientos, esto con el objetivo de realizar una comparación entre las velocidades de infiltración ante distintos escenarios.

Con base en los resultados, se definió un área de afectación donde existe una mayor concentración de agrietamientos y que coinciden con los valores de mayor descenso del nivel piezométrico del acuífero (Fig. 1.2). Esta área se consideró como una zona donde los valores del efecto de autodepuración de la zona no saturada (N) y de suelo (T) aumentaron significativamente en la ecuación del método SINTACS (lo que representa mayor vulnerabilidad).

Finalmente, con base en una adición matricial se obtuvo el mapa de vulnerabilidad incluyendo los agrietamientos.

Costos de extracción del agua subterránea

La mayor parte de los costos de extracción de agua subterránea está representada por el consumo de energía (Hsiao y Chang, 2002). Este consumo de energía depende de la carga hidráulica y de la localización del aprovechamiento debido a la variación en las características hidrogeológicas y la influencia de los conos de abatimiento.

Con base en la conocida expresión para estimar la potencia $P = \gamma Q H \eta^{-1}$ requerida para elevar un caudal Q ($m^3 s^{-1}$) de peso específico γ ($Kg m^{-3}$) desde una carga hi-

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

dráulica H (m) con eficiencia η (MacDonald *et al.*, 2009), es posible tanto estimar el consumo energético en la extracción de agua subterránea como determinar las zonas más susceptibles a incrementar su consumo energético.

El nivel piezométrico de un acuífero puede funcionar como un indicador espacial y temporal del consumo energético debido a que es el elemento más relevante en la carga hidráulica. De esta manera, el comportamiento del nivel piezométrico proporciona las bases de la siguiente serie de pasos que conforman un método para la estimación del impacto energético en el aprovechamiento de las aguas subterráneas: 1) Construcción de isocurvas de la variación media anual del nivel piezométrico. 2) Localización y estimación de consumos energéticos. 3) Definición de características homogéneas de operación. 4) Estimación de la intensidad de extracción. 5) Construcción de isocurvas de consumos energéticos.

En la primera etapa se seleccionó la amplitud de los intervalos de tiempo donde es posible identificar valores constantes en el nivel piezométrico con el objetivo de construir isocurvas que representen su variación media anual. De esta manera, en la segunda etapa se estimó el consumo energético P_{var} (W) causado por la variación del nivel piezométrico (ecuación 2) para cada uno de los pozos de extracción considerando a Δh como la variación media anual de dicha variación en un periodo de n años (Fonseca *et al.*, 2010).

$$P_{var} = \frac{\gamma Q}{\eta} \Delta h \left(\frac{n(n+1)}{2} \right) \quad (3)$$

Los consumos energéticos estimados en la etapa 2 son de tipo puntual por lo que para efectuar un análisis espacial que llevo a cabo la interpolación y rasterización de los datos por medio del paquete informático IDRISI. Para extrapolar los posibles consumos energéticos presentados en la zona de estudio fue necesario homogeneizar las características de operación en la extracción de agua (etapa 3) a través de una “bomba tipo” con el mayor caudal de extracción encontrado en el periodo analizado y del tipo y potencia nominal de motor con válvulas y accesorios que con mayor frecuencia se encuentra instalada en el acuífero. De esta manera, en la cuarta etapa se estimó la intensidad de bombeo para cada pozo (ecuación 3) por medio de los días al año que están activos (d.a.) teniendo en cuenta el volumen potencial V_{ext} ($m^3 \text{ año}^{-1}$) que puede extraer la bomba tipo con la potencia nominal asignada, el volumen real extraído del pozo V_{con} ($m^3 \text{ año}^{-1}$) y el gasto G_{BT} ($m^3 \text{ s}^{-1}$) establecido para la bomba tipo.

$$\text{d.a.} = 365 - (V_{ext} - V_{con}) (86400 G_{BT})^{-1} \quad (4)$$

Finalmente, fue posible interpolar y construir las isocurvas de consumo energético que representan las zonas más susceptibles a incrementar el consumo energético por extracción de agua subterránea (etapa 5).

Resultados y discusión

Impacto en la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero

La evaluación de la vulnerabilidad con el método SINTACS mostró los escenarios de impacto ordinario e impacto notable, es decir, las zonas boscosas que no tienen algún impacto notable por actividades antrópicas (zona del Nevado de Toluca y la Sierra de las Cruces) y las áreas (planicie del valle) adaptadas a actividad antropogénica extensiva como cultivos que presentan tratamiento con mejoradores de suelo y abonos químicos, vertido de aguas residuales, áreas de descarga incontrolada, colectores, áreas industriales activas y áreas urbanizadas.

El escenario de impacto notable abarca el 70.27 % del área de estudio, mostrando de este modo que en la mayor parte del acuífero, donde existe alguna actividad antropogénica, tiene impacto sobre el territorio representado en el mapa de vulnerabilidad SINTACS con un rango de valores que varía entre 45 y 180, siendo 180 el valor de más alta vulnerabilidad.

El mapa SINTACS normalizado de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Toluca (Fig. 1.3) destaca las zonas con más altos niveles de vulnerabilidad del acuífero: a) la región sur, relacionada principalmente con el pie de monte del Nevado de Toluca; y b) a partir de Tenango de Arista hacia el oriente, llegando a las laderas de la Sierra de Las Cruces y hasta Ocoyoacac. En las partes más altas de la Sierra de Las Cruces, el índice de vulnerabilidad es muy bajo, lo cual se debe principalmente a las características de las unidades geológicas aflorantes; sin embargo se observan algunas áreas en el piedemonte con vulnerabilidad media en el noreste del acuífero, desde la presa José Antonio Alzate y abarcando la zona de Temoaya.

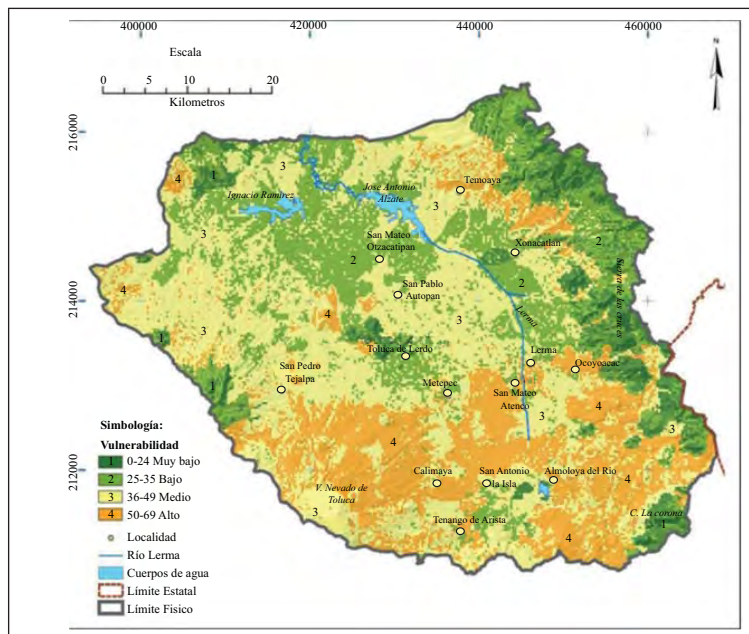
En la planicie del valle (área central del acuífero) y el área montañosa que está al noroeste de la Ciudad de Toluca, el índice de vulnerabilidad es bajo, y se observan áreas de muy baja vulnerabilidad, particularmente en la zona lacustre al norte de Lerma y que sigue el trayecto del río del mismo nombre.

La vulnerabilidad del acuífero del Valle de Toluca, en líneas generales, oscila entre baja y media con los siguientes porcentajes: muy baja 8.23%, baja 24.92%, media

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

43.13%. Sin embargo se subraya que las zonas de alta vulnerabilidad representan un 23.7% de la zona de estudio y se concentran al sur de Ocoyoacac, al sur de Almoloya del Río y al norponiente de Toluca.

Fig. 1.3 Mapa de vulnerabilidad del acuífero del Valle de Toluca, con base en el método SINTACS normalizado.



Fuente: elaboración propia.

En los agrietamientos que afectan en mayor grado la vulnerabilidad del acuífero (Fig. 1.2) se determinó la velocidad de infiltración, lo cual permitió comprobar que los valores promedio de las mediciones realizadas sobre las grietas son mayores a los valores de las mediciones hechas sobre el terreno que no ha sido afectado por los agrietamientos. Se estimó, por ejemplo, que en la grieta de San Pedro Totoltepec, la velocidad es de $1.5 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$ y en la grieta ubicada en la Estancia Infantil Margarita Maza, la velocidad es de $3.9 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ (González y Munguía, 2009). Con base en estos datos se consideró aumentar a 8 el valor de los parámetros efecto de autodepuración de la zona no saturada (N) y tipo de suelo (T) del método SINTACS en la zona definida

como de influencia de los agrietamientos, ya que el tiempo de tránsito de un líquido tiende a ser mucho menor cuando pasa por una grieta.

Con estos fundamentos, se obtuvo el mapa de vulnerabilidad SINTACS del acuífero del Valle de Toluca modificado mediante la consideración de las zonas de agrietamientos. El resultado final se muestra en la Fig. 1.4.

Para determinar el estado del acuífero en términos de vulnerabilidad y estimar la diferencia entre el mapa de vulnerabilidad SINTACS (Fig. 1.3) y el mapa de vulnerabilidad SINTACS modificado (Fig. 1.4), se realizó una comparativa del área abarcada por cada valor del índice de vulnerabilidad, cuyo resultado se presenta en la Tabla 1.2. En dicha tabla se observa que los índices para ambos mapas que tienen mayor extensión en el acuífero son “Bajo” y “Medio”, con un porcentaje de área cubierta que oscila entre el 24 y 43 %.

Fig. 1.4 Mapa de vulnerabilidad SINTACS modificado del acuífero del Valle de Toluca considerando los agrietamientos.



Fuente: elaboración propia.

Tabla 1.2 Superficie según valores del índice de vulnerabilidad de los mapas SINTACS y SINTACS modificado

<i>Índice vulnerabilidad</i>	<i>SINTACS</i>		<i>SINTACS modificado</i>	
	<i>km2</i>	<i>%</i>	<i>km2</i>	<i>%</i>
Muy bajo	227.5	8.23	223.1	8.07
Bajo	688.6	24.92	661.9	23.95
Medio	1191.6	43.13	1165.6	42.19
Alto	654.9	23.70	711.4	25.75
Muy alto	-	-	0.62	0.02

Fuente: elaboración propia.

El área con menor cobertura en el acuífero corresponde el índice “Muy bajo”, con un porcentaje del área cubierta del 8.23 % en el mapa *SINTACS* y 8.07 % en el mapa *SINTACS* modificado (Tabla 1.2), áreas que se encuentran principalmente en la zona alta de la Sierra de las Cruces y la zona lacustre del centro del valle.

Un área que corresponde al índice “Alto”, abarca un 23.7 % del área total del mapa *SINTACS* y aumenta a un 25.75 % después de la consideración de la zona de influencia del agrietamiento. Con base en esta información, se observa un aumento en el área de “Alto” índice de vulnerabilidad de 56.5 km², en una zona que tenía un índice de vulnerabilidad “Medio” y “Bajo”.

Se debe tomar en cuenta que este aumento tiene lugar en la zona de mayor concentración urbana del área de estudio, factor que puede incidir directamente en el incremento del peligro de contaminación ya que en estas zonas urbanas se pueden identificar un gran número de focos contaminantes que pueden generar el deterioro de la calidad del agua subterránea (Naik *et al.*, 2008)

El análisis comparativo entre las características físicas (geología, suelo y topografía) del área donde se define la zona de agrietamiento y el área cercana que no ha sido afectada por grietas permite concluir que no hay diferencias significativas de estas características por lo que es posible que se produzca una propagación de la zona de agrietamientos hacia el resto del centro del valle en el caso de que la zona de mayor abatimiento del nivel del agua subterránea continúe expandiéndose. Sin embargo, no se descarta la presencia en el futuro de estos fenómenos en otras áreas cercanas, o que incluso ya estén presentes, pero que aún no se tiene un registro.

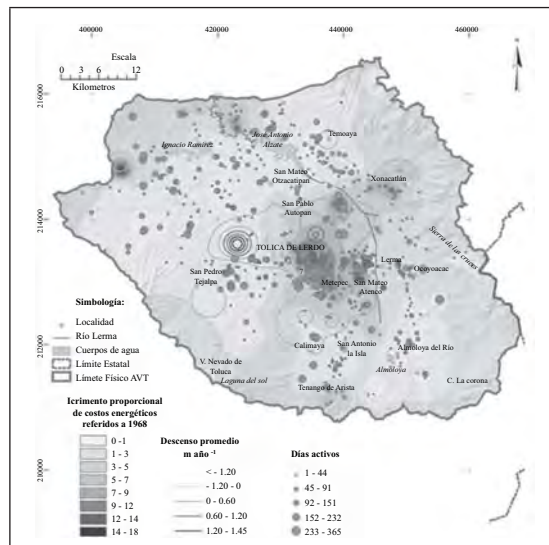
Impacto económico por abatimiento del nivel piezométrico

Para la construcción de las isocurvas de variación media anual del nivel piezométrico se consideró un periodo de 7 años comprendidos entre 1999 y 2006 con información proveniente de una red de 65 piezómetros (CONAGUA, 2006). La interpolación de los niveles piezométricos proporciona la carga hidráulica mínima en el consumo energético que difiere de la real de acuerdo con la distancia encontrada entre el punto de lectura y el radio de influencia de los conos de abatimiento provocados por los pozos de extracción.

La información sobre las características de operación en la extracción de agua subterránea por medio de 762 pozos fue proporcionada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (2006) y contenía, además de la posición geográfica, los caudales, diámetros, usos y niveles estáticos y dinámicos de explotación; datos todos ellos necesarios para la estimación del consumo energético total.

La interpolación para la construcción de las isocurvas de consumo energético no fue factible hasta la estandarización de las características de operación para la extracción de agua. Para ello, el caudal de extracción y la potencia nominal de la bomba tipo considerada en este caso fueron de 42 L s⁻¹ y 50 HP, respectivamente.

Fig. 1.5 Impacto energético (1968-2006) e intensidad de actividad en la extracción de agua subterránea en el acuífero del Valle de Toluca (1999-2006)



Fuente: elaboración propia.

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

La Fig. 1.5 muestra el abatimiento medio anual en el periodo 1999-2006 presentado en el acuífero del Valle de Toluca y su relación con las zonas que han sufrido mayor impacto por medio del incremento proporcional (adimensional) del consumo energético por operación respecto a 1968. Además, se observa la intensidad en la actividad de cada pozo de extracción cuyo costo de operación anual en términos monetarios se estimó en, aproximadamente, USD \$3,642,000 con base en la tarifa de energía eléctrica establecida para 2006.

Es importante resaltar que de acuerdo con cifras oficiales, el trasvase de agua extraída del acuífero del Valle de Toluca hacia el Distrito Federal, hoy en día, representa el 34% de la extracción total, pero que en 2006 alcanzó valores mayores del 102% de la extracción actual. Dado que en la cuenca cedente no se han visto reflejadas las inversiones externas para resarcir los efectos generados, como los aquí presentados, es inevitable la necesidad de políticas públicas que al menos procuren una protección o mejora a los recursos hídricos remanentes.

Conclusiones

Los impactos que afectan a los acuíferos sometidos a una intensa explotación son de muy diversa índole, algunos de estos impactos han sido poco estudiados y menos aún evaluados. Es el caso del impacto que puede generar la aparición de agrietamientos que se convierten en vías preferenciales de entrada de contaminantes al acuífero. Para evaluar este impacto se determinó el índice de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Toluca, mediante la aplicación del método *SINTACS*, en combinación con el análisis de las características físicas de los agrietamientos que se han identificado en la zona de estudio. A pesar de que el método *SINTACS*, no considera los agrietamientos en medios detríticos para determinar el grado de vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero, fue posible incluirlos como factor mediante su ubicación espacial y el incremento de los valores de los parámetros N (autodepuración de la zona no saturada) y T (tipo de suelo). Con esto se modificó el mapa de vulnerabilidad *SINTACS* y se obtuvo un nuevo mapa, donde se presenta un incremento el índice de vulnerabilidad en el área de influencia de las grietas, cuyo índice cambió de “Bajo” a “Alto”.

Un factor necesario de valorar es la concentración de pozos de extracción de agua en la zona de agrietamientos y sus alrededores, los cuales, en el caso de ser pozos de escasa profundidad, pueden presentar algún grado de contaminación, y en el caso de ser pozos de extracción profunda, pueden agudizar la problemática del agrietamiento, aumentando el área de afectación en el futuro.

Adicionalmente, es importante diseñar estrategias de monitoreo y control de la contaminación y particularmente establecer un seguimiento de las zonas de agrietamiento a fin de evitar peligros innecesarios a la población aledaña a dichas zonas.

Otro impacto es el incremento de costos por bombeo a mayor profundidad, el cual se valoró a través de costos energéticos. Se pudo concluir que el consumo energético por extracción de agua refleja de manera objetiva el impacto del abatimiento del nivel de aguas subterráneas respecto a su aprovechamiento debido a que evita las fluctuaciones provocadas por tasas de interés y la devaluación de moneda, no requiere de ajustes interanuales al utilizar unidades de medición energéticas y no puede ser manipulado de manera arbitraria. Además, constituye una herramienta para la planeación territorial al determinar zonas con mayor tendencia a incrementar consumos energéticos.

Sin duda alguna, estos resultados se convierten en instrumentos muy significativos de gestión del crecimiento urbano. En efecto, las variables de costo de extracción de agua subterránea deben ser consideradas en etapas de planeación y otorgamiento de permisos para desarrollos habitacionales.

Igualmente, los incrementos de costos deben orientar la definición del sistema tarifario de agua potable y la determinación del tipo de industria con potencial para asentarse, privilegiando aquellas de bajo consumo hídrico pero alto valor agregado y generación de empleos con mano de obra calificada.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México (Proyecto UAEM 2600/2008), así como al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Proyecto CONACyT 52136) su apoyo al financiar los trabajos de investigación que permitieron obtener los resultados aquí presentados.

Referencias

- Bense, V.F., E.H. Van Den Berg, R.T. Van Balen (2003). "Deformation mechanisms and hydraulic properties of fault zones in unconsolidated sediments, The Netherlands" en *Hydrogeology Journal*, 11(3): 319-332.
- Birkle, P., V., Torres-Rodríguez, E. González-Partida (1998). "The water balance for the Basin of the Valley of Mexico and implications for future water consumption" en *Hydrogeology Journal*, 6, 500-517.

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

- Calderhead A.I., R. Therien, A. Rivera, R. Martel, J. Garfias (2011). "Simulating pumping-induced regional land subsidence with the use of InSAR and field data in the Toluca Valley, Mexico" en *Advances in Water Resources*, 34, 83-97
- Carreón, D., C. Hidalgo, M. Hernández (2006). "Mecanismos de fracturamiento de depósitos arcillosos en zonas urbanas. Caso de deformación diferencial en Chalco, Estado de México" en *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, Número especial de Geología Urbana, LVIII (2): 237-250.
- Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona, R. Huizar-Álvarez, E. Graniel-Castro (2008). "Response of the interaction between groundwater and other components of the environment in Mexico" en *Environmental Geology*, 55(2): 303-319
- CCRECL (1993). *Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma*. México: Gobierno del Estado de México.
- Civita, M., M. De Maio (2004). "Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian "combined" approach" en *Geofísica Internacional*, 43(4): 513-532.
- Comisión Nacional del Agua - CONAGUA (2006). Registro de lecturas piezométricas. Acuífero del Valle de Toluca, Reporte interno. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México
- Comisión Nacional del Agua CONAGUA (2009). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle de Toluca, Estado de México. México: Comisión Nacional del Agua. http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Aguasubterranea/pdf/DR_1501.pdf. Consultado el 10 Diciembre 2009
- Comisión Nacional del Agua CONAGUA (2010). Estadísticas del Agua en México. Edición 2010 México: Comisión Nacional del Agua. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2010-16Junio2010.pdf>. Consultado el 15 Febrero 2011.
- Esteller, M. V., J.M. Andreu (2005). "Antropic effects on hydrochemical characteristics of the Valle de Toluca aquifer (central Mexico)" en *Hydrogeology Journal*, 13: 378-390.
- Esteller, M.V., C. Díaz-Delgado (2002). "Environmental effects of aquifer overexploitation: a case study in the Highlands of Mexico" en *Environmental Management*, 29(2):266-278
- Esteller, M.V., R. Rodríguez, A. Cardona, L. Padilla-Sánchez (2011). "Evaluation of hydrochemical changes due to intensive aquifer exploitation: study cases from Mexico" en *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI 10.1007/s10661-011-2376-0

- Fonseca, C.R., M.V. Esteller, C. Díaz-Delgado (2010). "Energy cost of water extraction in an aquifer under intensive exploitation in the Mexican Highlands" en 10th International Symposium on Stochastic Hydraulics. Québec, Canada.
- Foster, S., R. Hirata, D. Gomes, M. D'Elia, M. Paris (2002). "Protección de la calidad del agua subterránea". Banco Mundial. Washington.
- González, M., P. Munguía (2009). "Análisis y evaluación de la evolución hidrodinámica del acuífero del Valle de Toluca". Tesis de licenciatura, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Herrera, M.E., J.L. Sánchez (1994). "Estratificación y Recursos Minerales del Estado de México". Memoria y mapas. México: Gobierno del Estado de México. Secretaría de Desarrollo Económico.
- Hsiao, C.T., L.C. Chang (2002). "Dynamic optimal groundwater management with inclusion of fixed costs" en *Water Resources Planning and Management*, 128(1):57-65.
- INEGI (2010). Censo de Población y Vivienda 2010: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.censo2010.org.mx/> Consultado el 5 de enero de 2012.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA, (2006). Censo de aprovechamientos en el acuífero Valle de Toluca. México D.F: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Jiménez-Moleón, M.C., R.M. Fuentes, M.T. Mota (2010). "Groundwater hydrochemistry of an overexploited aquifer: the case of the Toluca Valley, Mexico". en: Marinov, A.M, Brebbia C.A. (Edit) *Water Pollution X*. WIT Press Southampton pp:27-38.
- MacDonald, A.M., B.É. Ó Dochartaigh, R.C. Calow, Y. Shalabi, K. Selah, S. Merrett (2009). "Mapping groundwater development costs for the transboundary Western Aquifer Basin, Palestine/Israel" en *Hydrogeology Journal*, 17:1579-1587
- Marsico, A., G. Giuliano, L. Penneta, M. Vurro (2004). "Intrinsic vulnerability assessment of the south-eastern Murge (Apulia, southern Italy)" en *Natural Hazards and Earth System Science*, 4: 769-774.
- Mejía J. A., R. Rodríguez, A. Armienta, E. Mata, A. Fiorucci (2007). "Aquifer vulnerability zoning, an indicator of atmospheric pollutants input? Vanadium in the Salamanca aquifer, México" en *Water Air and Soil Pollution*, 85(1-4):95-100
- Mejía, J.A. (2007). Factores que afectan la vulnerabilidad del sistema acuífero de Salamanca, Gto. Tesis Doctoral, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Muñoz, R. (2008). "Evaluación del peligro de contaminación de las aguas subterráneas del acuífero del Valle de Toluca, desde un enfoque hidrodinámico". Tesis de licenciatura, Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México.

EXPLOTACIÓN INTENSIVA DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE TOLUCA:

- Naik, P.K., J.A. Tambe, B.N. Dehury, A.N. Tiwari (2008). "Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in central India" en *Environmental Monitoring and Assessment* 146:339-373.
- Orozco, J.M., G. Figueroa. (1991). "Descripción cronológica del desarrollo de los conocimientos sobre el agrietamiento de terrenos" en *Agrietamiento de suelos*, Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos A.C. 1-11.
- Orozco, M. E. (2006). "Escenarios interpretativos. Tendencias en la transformación de espacios rurales y periféricos de la zona metropolitana de la ciudad de Toluca" en *Investigaciones Geográficas*, 60:110-126.
- Orozco, M. E. y M. T. Sánchez (2004), "Organización socioeconómica y territorial en la región del alto Lerma, Estado de México" en *Investigaciones Geográficas*. 53: 163-184.
- Paredes, J. (2010). Determinación del índice de vulnerabilidad de contaminación del acuífero del Valle de Toluca mediante la adecuación del método SINTACS. Tesis de Maestría, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Salameh, E., (2008). "Over-exploitation of groundwater resources and their environmental and socio-economic implications. The case of Jordan" en *Water International*, 33(1):55-68.

Comportamiento y efecto de iones nitratos en agua de uso y consumo humano, de pozos localizados en la zona urbana y rural del municipio de Toluca

R. M. G. Fonseca Montes de Oca¹, V. Martínez Miranda, G. Vázquez Mejía
Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del
Estado de México (UAEM).

Resumen

El agua subterránea, por su bajo costo de extracción y alta calidad natural, es utilizada en gran medida para abastecimiento público. Desafortunadamente, el recurso es susceptible a la alteración de su calidad. La actividad humana en la superficie modifica los mecanismos de recarga del acuífero e introduce nuevos, cambiando así la tasa, frecuencia y calidad de la recarga del agua subterránea. El entendimiento de los mecanismos que se presentan y el diagnóstico de tales cambios, resulta importante para la determinación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Entre los constituyentes inorgánicos adversos a la salud humana se encuentra el nitrato, como el más ampliamente distribuido y problemático por su movilidad y estabilidad. Se monitoreo la calidad fisicoquímica del agua de cinco pozos del municipio de Toluca, considerando a los iones nitrato y mayoritarios y parámetros transitorios. De los resultados obtenidos se observó que uno de los parámetros que favorece el incremento del contenido de iones nitrato es el pH, ya que a valores alcalinos se acelera la descomposición y oxidación del ion amonio, con oxígeno.

La presencia de nitratos en el agua ha contribuido a que la mineralización de ésta se vea afectada, ya que se genera un medio ácido que propicia la disolución de rocas básicas del suelo, observándose, en este estudio, un incremento de la concentración del ion silicio.

Antecedentes

El recurso hídrico, necesario para la vida, ha sido fuertemente afectado por sustancias cada vez más agresivas y difíciles de tratar debido a su naturaleza química (Samboni *et al.*, 2007:172). Fuentes puntuales como basureros, depósitos de residuos, contaminación industrial, tratamiento de aguas residuales, panteones y muchos otros, pueden causar alteración de la calidad del agua subterránea, no por una toxicidad específica, sino por verse aumentadas las concentraciones de sustancias orgánicas e inorgánicas naturales a un nivel suficiente para convertir el agua subterránea en no apta o inutilizable (Tredoux, *et al.* 2005:114; Üçisik, 1998).

Entre los constituyentes inorgánicos adversos a la salud humana se encuentra el nitrato, como el más ampliamente distribuido y problemático por su movilidad y estabilidad (Granel, 2002:41).

Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es el elemento del sistema periódico cuyo número atómico es 7. Se encuentra en la naturaleza fundamentalmente como nitrógeno molecular (N₂) y es abundante hasta el punto de que el 79 % de la atmósfera está constituida por este gas; es un elemento biogénico que se encuentra incorporado en moléculas orgánicas que desempeñan funciones vitales para toda célula.

La química del nitrógeno es compleja debido a que éste existe en la naturaleza en varias formas químicas que presentan diferentes estados de oxidación (Tabla 2.1), el cambio en el estado de oxidación es producido por bacterias y, puede ser positivo o negativo, dependiendo de las condiciones aerobias o anaerobias prevaletentes en el medio (Pacheco, *et al.* 2002:73).

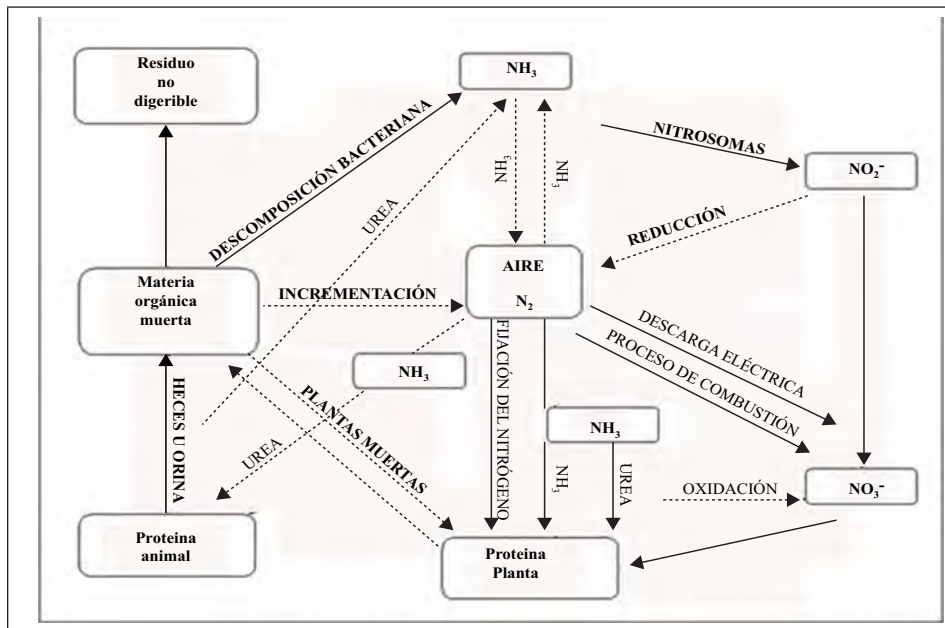
Tabla 2.1 Estados de oxidación de compuestos nitrogenados

<i>Compuesto</i>		<i>Estado de oxidación</i>
<i>Nombre</i>	<i>Fórmula</i>	
Nitrógeno orgánico	R-NH ₃	-3
Amoniaco	NH ₃	-3
Nitrógeno gaseoso	N ₂	0
Óxido nitroso	N ₂ O	1
Óxido nítrico	NO	2
Nitrito	NO ₂ ⁻	3
Dióxido de nitrógeno	NO ₂	4
Nitrato	NO ₃ ⁻	5

Fuente: elaboración propia.

En términos termodinámicos, el nitrógeno gaseoso (N_2) es la forma más estable del nitrógeno. Las otras formas químicas reierten a N_2 bajo condiciones de equilibrio. La relación que existe entre las diferentes formas de los compuestos de nitrógeno y los cambios que ocurren en la naturaleza, los cuales permiten la circulación de los nutrientes, están descritos en el ciclo del nitrógeno (Fig. 2.1) en el cual los vegetales absorben el nitrógeno del suelo como iones de amonio y nitrato principalmente y lo incorporan al material celular, circulándolo así, a través de las cadenas alimenticias.

Fig. 2.1 Ciclo del Nitrógeno



Fuente: Sawyer y McCarty 1978.

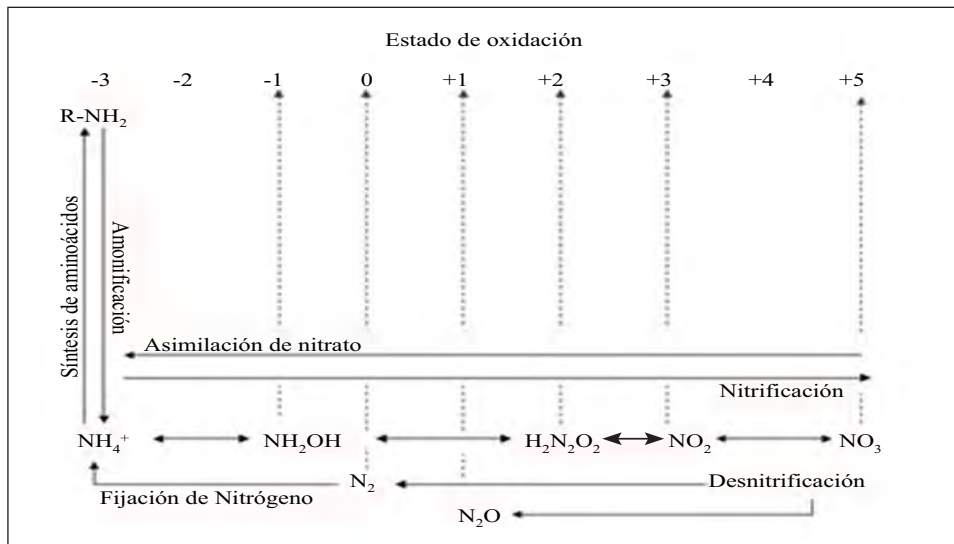
En los vegetales los nitratos son reducidos hasta amonio para formar los aminoácidos y las bases que integran los ácidos nucleicos, mientras que en los animales se sintetizan los compuestos nitrogenados a partir de la ingesta. El nitrógeno entra al suelo por efluentes de tratamiento de aguas residuales, fertilizantes comerciales, materia orgánica de plantas y animales, precipitación y degradación de materia orgánica (Pacheco y Cabrera *et al.* 2003:47).

Presencia de nitratos en el agua

El contenido de nitratos, producto del proceso de mineralización de la de materia orgánica, no ha recibido mucha atención como una fuente potencial de contaminación pero la presencia de éste debe esperarse en el agua subterránea ya que puede provenir de rellenos sanitarios, desechos de ganaderías, plantas de tratamiento de aguas residuales y panteones (Pacheco, *et al.* 2002:73; Ramos, 2010:1309).

La presencia del nitrógeno en el agua depende de transformaciones químicas de compuestos nitrogenados disponibles, a través de reacciones de óxido-reducción (Fig. 2.2).

Fig. 2.2 Reacciones bioquímicas que regulan la distribución de compuestos nitrogenados en agua

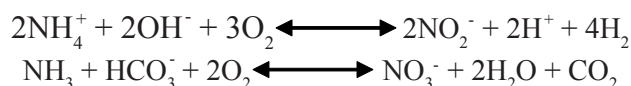


Fuente: Fuentes, 2002:2.

Los niveles de reducción y oxidación, de las especies del nitrógeno en el agua subterránea son determinados esencialmente por el contenido de oxígeno en aguas de recarga, distribución y reactividad de la materia orgánica, presencia de otros reductores en el acuífero y la tasa de circulación del agua subterránea (Drever, 1988:352). De esta forma existe la tendencia de convertir los materiales nitrogenados, presentes en sistemas acuosos y terrestres oxigenados, a nitratos.

Los nitratos en el agua subterránea se derivan de la descomposición natural, por microorganismos, de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las

plantas, animales y excretas de animales. El ion amonio formado se oxida a nitrito y nitrato, en un medio catalítico básico que acelera la reacción, mediante el proceso de oxidación biológica (nitrificación) en dos fases:



Estas dos reacciones son mediadas por microorganismos: la primera reacción es por bacterias *Nitrosomonas* que son quimiolitotróficas y la segunda, por bacterias *Nitrobacter*, las cuales obtienen su energía de la oxidación de nitritos.

El problema con los nitratos, es que son especies móviles no adsorbidas temporalmente por los materiales del acuífero y que no precipitan como mineral, lo que permite que grandes cantidades de nitrógeno disuelto se encuentre en formade nitratos (Perdomo *et al.* 2001:10).

Casos de estudio en México

En un estudio realizado en la región rural al norte del estado de Yucatán, se demostró que existen grandes diferencias en las concentraciones de nitratos en pozos cercanos, como resultado de las condiciones y características de cada pozo en particular, debido a la naturaleza kárstica del subsuelo (Perdomo, *et al.* 2001:10).

Muñoz *et al.* (2004:91) investigaron la influencia de diferentes parámetros ambientales e hidrogeológicos en los contenidos de nitratos del agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala. La concentración promedio de nitrato en temporada de estiaje resultó casi el doble respecto a la registrada en la temporada de precipitación. Lo que indicó que las precipitaciones pluviales tienen efecto de dilución en la concentración de nitratos; así como el desarrollo de la agricultura intensiva puede incrementar las concentraciones de nitratos en el agua subterránea, por arriba del límite que establece la norma NOM-127-SSA1-2000.

Pacheco y Pérez (2004:33) realizaron un estudio de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el Estado de Yucatán, ya que por ser una región conformada por rocas calcáreas se da lugar a fracturas y fisuras, lo que permite la filtración, haciendo vulnerable el agua subterránea a la contaminación. Las concentraciones de nitratos presentes en el agua subterránea del estado de Yucatán tuvieron una variación de 0.90 a 224.63 mgL⁻¹ de NO₃⁻.

Esteller y Andreu (2005:378) observaron que, en el Valle de Toluca, el grado de mineralización del agua subterránea del Valle se ha incrementado en los últimos veinte

años, principalmente en zonas donde existe una sobreexplotación de este recurso, sin embargo, a pesar de que no se ha presentado un deterioro significativo en la calidad del agua, sí se han observado cambios en las características químicas del acuífero como el incremento de la concentración de iones nitrato y de algunos metales pesados.

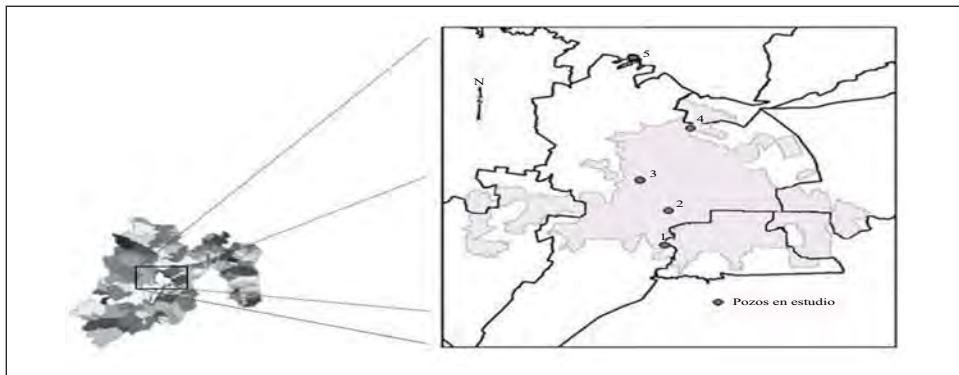
Gómez (2000), evaluó la calidad fisicoquímica, bacteriológica y radioquímica, de diez pozos de la ciudad de Toluca, encontrando un rango de concentración de nitrógeno como nitrato entre 0.1 y 5.8 mgL⁻¹ de N-NO₃⁻, las concentraciones más elevadas se registraron en noviembre en todos los pozos y en los meses consecutivos fueron bajas pero constantes.

Esteller y Espinoza (2006), en un estudio de vulnerabilidad a la contaminación en el acuífero del Valle de Toluca, observaron presencia de nitratos en agua del acuífero, en donde la concentración de este ion superó lo máximo permisible en agua potable, establecido por la NOM-127-SSA1-2000 (10 mg/L NO₃⁻). Se corroboró que el agua subterránea que subyace a la zona metropolitana de las ciudades de Toluca y Metepec, es más vulnerable a sufrir alteraciones de carácter hidrodinámico y modificaciones fisicoquímicas. El estudio apuntó que, la contaminación del acuífero opera principalmente a partir de fuentes o elementos puntuales, más que de fuentes difusas.

Por lo anterior, surgió el interés de realizar un estudio sobre la presencia de iones nitrato en el agua de pozos cercanos a fuentes localizadas, donde se presentaría materia nitrada proveniente de la descomposición de materia orgánica.

Se seleccionaron 5 pozos (P1, P2, P3, P4 y P5) del municipio de Toluca (Fig. 2.3), localizados, tanto en la zona urbana como rural.

Fig. 2.3 Ubicación de los pozos en estudio en el municipio de Toluca



Fuente: elaboración propia.

COMPORTAMIENTO Y EFECTO DE IONES NITRATOS EN AGUA DE USO Y CONSUMO HUMANO

Se llevaron a cabo ocho muestreos, entre febrero de 2009 y marzo de 2010, este periodo abarcó tanto temporada de precipitación como de estiaje.

El muestreo se realizó directamente en el pozo, de acuerdo a la norma NMX-AA-03-1980, *in situ* se realizó la medición de pH. Las muestras recolectadas se analizaron en el Laboratorio de Calidad del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM.

Se realizaron análisis fisicoquímicos de alcalinidad, acidez, cloruros, sulfatos, nitratos, así como determinación de cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) y Si total, cada una de ellas, se realizó de acuerdo a lo establecido por las Normas Mexicanas y métodos estándar (Tabla 2.2).

Tabla 2.2 Técnicas de parámetros fisicoquímicos de acuerdo a las Normas-Mexicanas y Métodos Estándar

PARÁMETRO	TÉCNICA	NORMA/MÉTODO
Alcalinidad	Volumétrica	NMX-AA-036-SCFI-2001
Acidez	Volumétrica	NMX-AA-036-SCFI-2001
Dureza	Volumétrica	NMX-AA-072-SCFI-2001
Cloruros	Volumétrica	NMX-AA-073-SCFI-2001
Sulfatos	HPLC	APHA-AWWA-WPCF
Nitratos	HPLC	APHA-AWWA-WPCF
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Si (total)	Espectrofotométrica	NMX-AA-051-SCFI-2001

Fuente: elaboración propia.

En la siguiente tabla (Tabla 2.3) se muestra información, como antigüedad y profundidad de los pozos seleccionados.

Tabla 2.3 Características de los pozos seleccionados

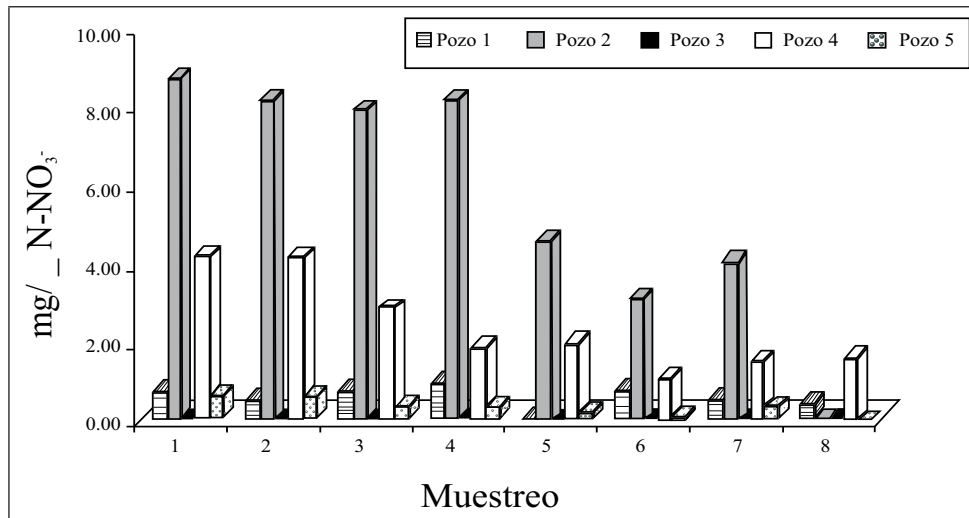
Pozo	Año de Perforación	Profundidad del pozo (m)	Nivel estático	Nivel dinámico (m)	Gasto L.P.S
1	1997	189	86.87	139.00	25.45
2	1982	250	75.0	100.00	35.00
3	1996	85	19.33	37.00	17.00
4	1996	77	58.74	72.00	22.00
5	1975	100	41.88	55.50	13.00

Fuente: elaboración propia.

En la siguiente gráfica (Fig. 2.4) se observa que las mayores concentraciones de iones nitrato se encontraron en el pozo 2 (4.52 a 8.66 mgL^{-1} N-NO_3^-), seguido del pozo 4 (1.79 a 4.13 mgL^{-1} N-NO_3^-). Cabe mencionar que el pozo 2 es el de mayor profundidad (Tabla 2.3), además de presentar el mayor grado de acidez (Fig. 2.5).

En el caso del pozo 2, el agua se integra con el caudal proveniente de otros pozos en un tanque de homogeneización llevándose a cabo una dilución, por lo cual la concentración de nitratos se encuentra por debajo de lo establecido por la norma; no siendo el caso para el pozo 4.

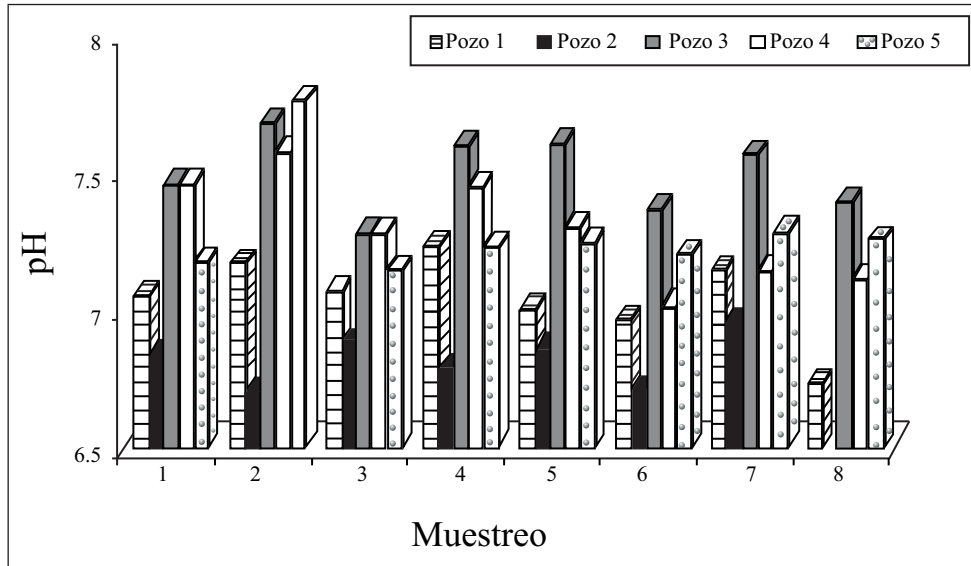
Fig. 2.4 Concentración de N-NO_3^- en pozos localizados, tanto en la zona urbana como rural



Fuente: elaboración propia.

De los resultados obtenidos durante el desarrollo del trabajo se corroboró que la composición del agua subterránea es el resultado de la interacción entre el agua, los materiales que integran la formación geológica que constituyen el acuífero, y en este caso de estudio, por lixiviados productos de la descomposición de materia orgánica.

Fig. 2.5 Valores de pH en pozos localizados, tanto en la zona urbana como rural.

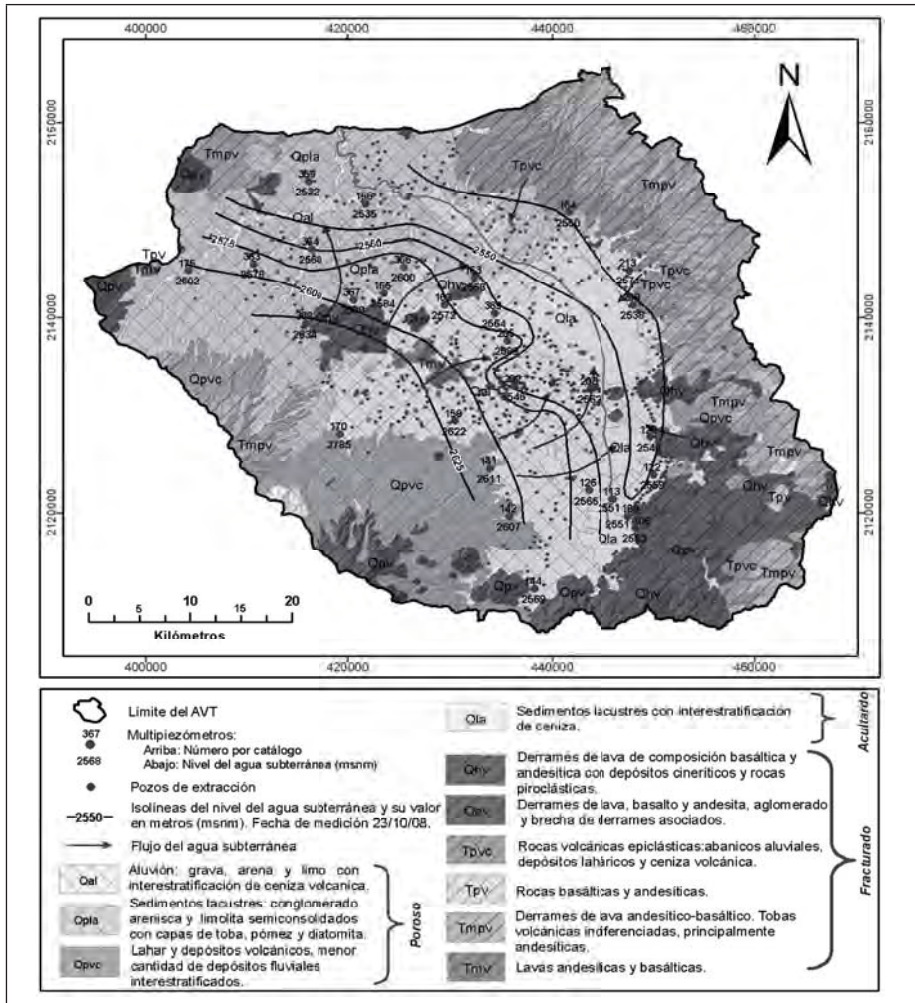


Fuente: elaboración propia.

Al llevarse a cabo la descomposición de la materia orgánica carbonosa se favorece el incremento de la mineralización del agua subterránea de pozos cercanos a estas fuentes, ya que, al transformarse las especies nitrogenadas hasta ion nitrato (NO_3^-), éste, por ser una base débil, (donadora de protones) incrementa el grado de acidez del agua y por lo tanto la consecuente disminución del valor del pH (Fig. 2.5), y al presentarse cierta acidez en el agua, se favorece la mineralización de ésta.

En la zona de estudio, se definieron dos formaciones geológicas básicas, la de materiales detríticos del valle y la de materiales volcánicos, ambos conforman los bordes montañosos y la base sobre la que se asientan los materiales detríticos (Fig. 2.6), que al contacto con el agua poco a poco se van incorporando a ésta especies minerales disueltas.

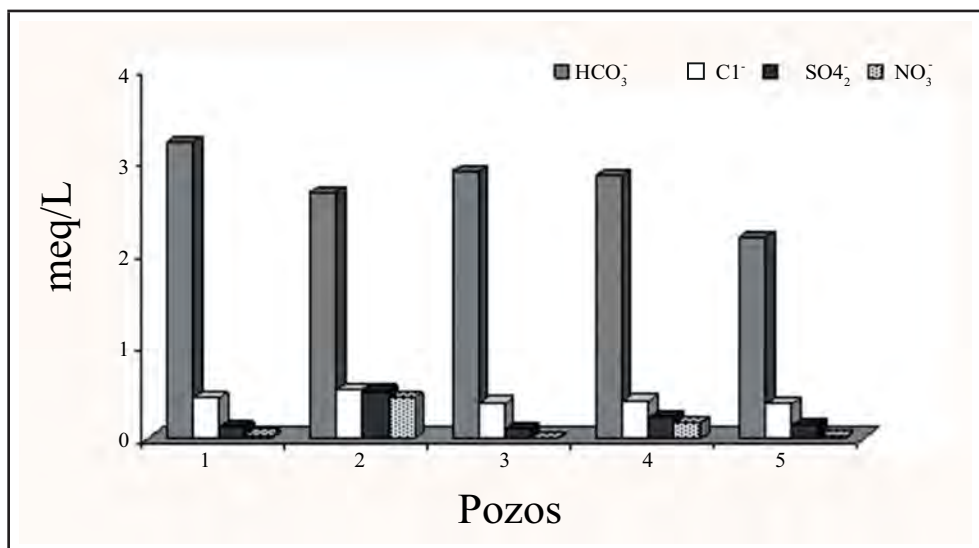
Fig. 2.6 Formas geológicas básicas del Valle de Toluca



Fuente: Expósito *et al.*, 2009.

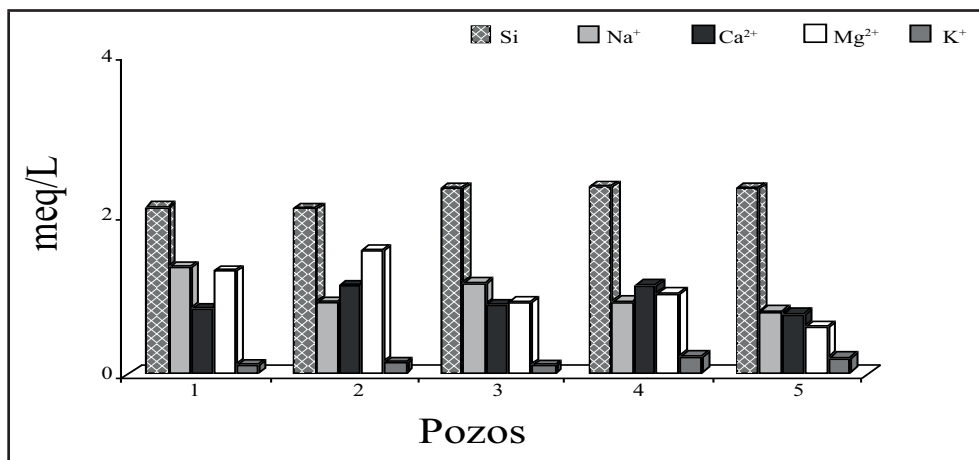
Se observó que en la zona prevalece un ambiente geológico volcánico, conformado principalmente por silicatos y que éstos al participar en reacciones de hidrólisis, en medio ácido, se incrementa principalmente el contenido de bicarbonatos (Fig. 2.7) y silicio y, dependiendo del tipo de silicato varía el contenido de sodio, potasio y calcio (Fig. 2.8).

Fig. 2.7 Gráfica de concentración de aniones mayoritarios en pozos localizados, tanto en la zona urbana como rural



Fuente: elaboración propia.

Fig. 2.8 Gráfica de concentración de cationes mayoritarios en pozos localizados, tanto en la zona urbana como rural



Fuente: elaboración propia.

De incrementarse la concentración de iones nitrato y de existir presencia de dióxido de carbono, provenientes de la degradación de la materia nitrogenada carbonosa, se puede presentar un aumento en la mineralización del agua de estos pozos, esto debido a que la temperatura, la velocidad del agua a través de las rocas y los ácidos naturales presentes, como el ácido carbónico, afectarán el grado y el tiempo de disolución de los minerales, que en este caso contienen silicio, se incorpora al agua potable iones bicarbonato, sodio, calcio, potasio y silicio.

Uno de los principales compuestos disueltos en el agua subterránea es el ácido ortosilícico, H_4SiO_4 (Fletcher 1995:1089, Stumm y Morgan 1996:772), no obstante, existe también la posibilidad de que el silicio se presente en forma de Si^{4+} que es una forma química estable que puede generar, ácido metasilícico (H_4SiO_3) (Rodríguez y Marín, 1999).

En la Fig. 2.7, se aprecia que el ion determinante, en los pozos en estudio, es el bicarbonato, al igual que lo reportado por Esteller y Espinoza (2006), este ion es generado principalmente por las reacciones de silicatos con ácido carbónico (Tabla 2.4) (Stumm y Morgan, 1996:772).

Tabla 2.4 Reacciones de silicatos con ácido carbónico

Tipo de Silicato	Reacciones con ácido carbónico*
Albita	$2NaAlSi_3O_8 + 2H_2CO_3 + 9H_2O \rightleftharpoons Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2Na^+ + 4H_4SiO_4 + 2HCO_3^-$
Feldespato	$2NaAlSi_3O_8 + H_2CO_3 + 9H_2O \rightleftharpoons Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2K^+ + 2HCO_3^- + 4H_4SiO_4 + 2HCO_3^-$
Anortita	$CaAl_2Si_2O_8 + 2H_2CO_3 + H_2O \rightleftharpoons Al_2Si_2O_5(OH)_4 + Ca^{2+} + 2HCO_3^- +$
Piroxeno	$2NaAlSi_2O_6 + 2H_2CO_3 + 3H_2O \rightleftharpoons Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2Na^+ + 2H_4SiO_4 + 2HCO_3^-$
Biotita	$2K(Mg,Fe)(AlSi_3O_{10})(OH)_2 + 10H_2CO_3 + \frac{1}{2}O_2 + 7H_2O \rightleftharpoons Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2K^+ + 4Mg^{2+} + 2Fe(OH)_3 + 2H_4SiO_4 + 5HCO_3^-$

Fuente: elaboración propia.

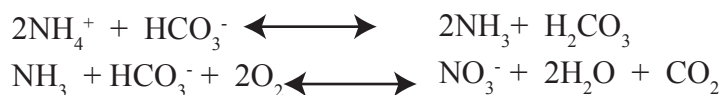
* Modificadas de Appelo y Postma (2005).

Presencia de nitratos en el agua

Condiciones que favorecen la presencia de nitratos en el agua, a través de la oxidación de amonio

La descomposición de la materia orgánica favorece la formación de especies que le dan acidez al agua (dióxido de carbono e iones nitrato), las cuales a su vez, por disminución

del pH, pueden originar un incremento de especies en disolución como silicio, sodio, potasio, calcio y magnesio dependiendo del tipo de roca basáltica presente.



De acuerdo a la ecuación anterior, se observa, que valores elevados de alcalinidad, el proceso de nitrificación se favorece; mientras, que valores altos de acidez se inhibe el proceso y aumenta la solubilidad de minerales cálcicos incrementando dureza del agua, por el enriquecimiento de calcio y la alcalinidad por bicarbonatos.

Dentro de las modificaciones importantes observadas en este estudio, se encontró que el silicio presenta concentraciones superiores a la de los cationes mayoritarios (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), su presencia podría deberse principalmente a los procesos de hidrólisis de feldspatos y silicatos (Appelo y Postma, 2005).

Efecto de los nitratos y silicio en la salud humana

La ingestión de nitritos y nitratos a través del agua de bebida puede inducir directamente efectos adversos sobre la salud humana. Al beber agua con elevadas concentraciones de nitratos, la acción de microorganismos en el estómago puede transformar los nitratos en nitritos (Caballero *et al.*, 2002:85; Klaassen y Walkins, 2001) que al ser absorbidos en la sangre convierte a la hemoglobina en metahemoglobina. La metahemoglobinemia se caracteriza por inhibir el transporte de oxígeno en la sangre y aún cuando la formación de metahemoglobinemia, es un proceso reversible, niños menores de cuatro meses, son más susceptibles de sufrir metahemoglobina, manifestando los síntomas típicos de cianosis, taquicardia convulsiones, asfixia y en último término la muerte. Evidencias científicas sugieren que la ingesta prolongada de nitratos y nitritos puede contribuir al desarrollo de cáncer, enfermedades coronarias, infecciones en tracto respiratorio y malformaciones, así como su relación con algunas malformaciones congénitas (Croen *et al.*, 2001:325), cáncer gástrico, desórdenes de salud tales como el linfoma non-Hodgkin, defectos del sistema nervioso central e hipertensión (Keeney y Follet 1991; O'Riordan y Bentham, 1993; Pacheco *et al.*, 2002:73). La importancia de los riesgos por concentraciones de nitratos no es concluyente porque son pocos los estudios realizados, sin embargo efectos nocivos se asocian a concentraciones de sólo $2.5 \text{ mgL}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ (Weyer *et al.*, 2001:327).

Experimentalmente se ha observado que el silicio desarrolla un “esqueleto de sillex” muy particular, y si se asocia al calcio, en los procesos de mineralización de los tejidos óseos, puede ocasionar una acción anticariógena (Rodier, 1998).

Se considera, que el límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-2000, debería de disminuir, ya que diversas investigaciones relacionan el alto contenido de ión nitrato, en agua de consumo, con la presencia de nitrosaminas y nitrosamidas, compuestos considerados cancerígenos (Nolan y Stoner, 2000:1156; Nolan, 2001:290; Nolan *et al.*, 2002:2138). Así como, dadas las concentraciones significativas de silicio encontradas, debería ser un elemento a considerar en la norma oficial mexicana para agua de uso y consumo humano, NOM-127-SSA1-2000, dado que este elemento puede presentar manifestaciones patológicas a nivel del pulmón, y si bien, la acción biológica del silicio se ha estudiado poco, es necesario tener en cuenta que la interacción flúor-silicio puede ser responsable de hiperfluorosis.

Conclusiones

Se encontró en este trabajo que el incremento del contenido de iones nitrato es favorecido por el valor del pH, ya que a valores alcalinos se acelera la descomposición y oxidación del ion amonio, con oxígeno, llevándose a cabo el proceso de nitrificación.

La presencia de iones nitratos en el agua contribuye en su mineralización, ya que se genera un medio ácido que propicia la disolución de rocas básicas del suelo, observándose, en este estudio, un incremento de la concentración de diversos iones.

Se sugiere disminuir el límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-2000 del ion nitrato, ya que diversas investigaciones relacionan el alto contenido de este ion, en agua de consumo, puede generar, compuestos considerados cancerígenos. Así como, incluir al silicio debido a las afecciones patológicas que se puede general y su relación con la hiperfluorosis.

Agradecimientos

Se agradece a la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados de la UAEM, por los recursos otorgados a través del Proyecto de investigación, con clave UAEM 2821/2009.

Referencias

- APHA AWWA WPCF (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ed. Díaz de Santos. Madrid, España. 1576 pp.
- Appelo, C.A.J. y D. Postma, (2005), *Geochemistry and groundwater and pollution*. 2nd edition. Ed. A.A. Balkema. Great Britain. 2005. 649 pp.
- Caballero Mesa, J.M., C. Rubio y A. Hardisson, (2002), "Nitrate intake from drinking water on Tenerife Island (Spain)", en *The Science of the Total Environment*, 385, pp 85-92.
- Croen L.A., K. Todoroff y G.M. Shaw, (2001), "Maternal exposure to nitrate from drinking water and diet and risk for neural tube defects", en *American Journal of Epidemiology*, 153 (4), 325-331.
- Drever, J.I., (1988), "The geochemistry of natural water", Prentice Hall, pp 352-355.
- Esteller, M.V. y J. M. Andreu, (2005), "Anthropic effects on hydrochemical characteristics of the Valle de Toluca aquifer (Central México)", *Hydrogeology Journal*, 13, pp 378-390.
- Esteller, M.V. y R. I. Espinoza, (2006), "Nitratos en el acuífero del Valle de Toluca (México): Estudio de su posible origen por contaminación urbana", VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología subterránea. Asunción Paraguay.
- Expósito, J. L., Sánchez R., Franco R., Esteller M. V. y Paredes J. (2009). *Uso de mapas de peligro de contaminación para la gestión sustentable de recursos hídricos subterráneos. Valle de Toluca (Estado de México) 8° Congreso Internacional, 14° Nacional de Ciencias Ambientales y 3° Congreso del Medio Ambiente*. Tlaxcala, México.
- Fletcher G., (1995), *Groundwater and well*. 2a edición. Jonshon Screens. St. Paul. USA. 1089 pp.
- Fuentes F. (2002), *Manual de Laboratorios, Ecología de Microorganismos*. Universidad de Puerto Rico. pp 2.
- Gómez, A. C., (2000), "Evaluación Físicoquímica, bacteriológica y radioquímica en diez pozos de la ciudad de Toluca", Tesis de Maestría, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Granel C. E. y H. L. Galéz, (2002), "Deterioro de la Calidad del Agua Subterránea por El Desarrollo Poblacional, Cancún, Q. Roo", *Ingeniería Revista Académica*, septiembre-diciembre, 6(003), Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida México, pp 41-53.

- Keeney D.R. y R. F. Follet, (1991), "Managing nitrogen for ground water quality and farm profitability. Overview and introduction. In: Managing Nitrogen for ground water Quality and farm profitability" Follet y Keeney editors, Madison. USA.
- Klaassen, C.D. y J.B. Walkins III, (2001), Manual de Toxicología, Mc Graw-Hill Interamericana.
- Muñoz, H., A. Armienta, A. Vera, y N. Cenicerros, (2004), "Nitratos en agua subterránea del Valle de Huamantla Tlaxcala, Tlaxcala, México", Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 20(003), pp 91-97.
- NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de Agua-Determinación de Acidez y Alcalinidad en Aguas Naturales, Residuales y Residuales tratadas-Método de Prueba.
- NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de Agua-Determinación de Metales por Absorción Atómica en Aguas Naturales, Potables, Residuales y Residuales tratadas-Método de Prueba.
- NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de Agua-Determinación de Dureza Total en Aguas Naturales, Residuales y Residuales tratadas-Método de Prueba.
- NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de Agua-Determinación de Cloruros Totales en Aguas Naturales, Residuales y Residuales tratadas-Método de Prueba.
- NMX-AA-003-1980. Aguas Residuales – Muestreo", Diario Oficial de la Federación, 11 de Febrero de 1980.
- Nolan B.T. y J. D. Stoner, (2000), "Nutrients in ground water of the United States, 1992-1995", Environmental Science and Technology, 34(7), pp 1156-1165.
- Nolan B.T., (2001), "Relating nitrogen sources and aquifer susceptibility to nitrate in shallow ground waters of the United States". Ground Water. 39(2), pp 290-299.
- Nolan B.T., K. J. Hitt y B. C. Ruddy, (2002), "Probability of nitrate contamination of recently recharged ground waters in the conterminous United States", Environmental Science and Technology, 36(10), pp 2138-2145.
- O' Riordan, T. y G. Bentham, (1993), "The politics of nitrate in the UK", Nitrate Processes Patterns and Management.
- Pacheco A.J., Pat C.R. y Sansores C.A. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. Ingeniería Revista Académica. 6(3), 73-81.
- Pacheco, A. J. y C. R. Pérez, (2004), "Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el Estado de Yucatán", Ingeniería revista académica, 8(001), pp 33-42.
- Pacheco, A. J. y S. A. Cabrera, (2003), "Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en agua subterránea", Ingeniería Revista Académica, 7(002), Yucatán México, pp 47-54.

- Pacheco, A. J., C. R. Pat y S. A. Cabrera, (2002), “Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterráneas y su efecto en los seres vivos”, *Ingeniería Revista Académica*, septiembre-diciembre, 6(003), Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida México, pp 73-81.
- Perdomo, C. H., O. N. Casanova y V. S. Ciganda, (2001), “Contaminación de agua subterránea con nitratos y coliformes en un litoral sudoeste del Uruguay”, *Agrociencia*, V(1), pp 10-22.
- Ramos L.J.A., M. C. Noyola y S. F. O. Tapia, (2010), “Aquifer vulnerability and groundwater quality in mega cities: case of the Mexico Basin”, *Environ Earth Sci*, 6, 1309-13320.
- Rodier J. (1998), *Análisis de las Aguas*. 3ª ed. Omega, Barcelona, España. 1058 pp
- Rodríguez M.J. y G. R. Marín, (1999), *Fisicoquímica de las Aguas*. Ediciones Díaz de Santos. Madrid, España.
- Samboni N.E., y Carvajal y J. C. Escobar, (2007), “Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua”, *Ingeniería e Investigación*, 27(3), pp 172-181.
- Sawyer C.N. y McCarty P.L. (1978) *Environmental chemistry, Sanitary engineering*. McGraw Hill (New York). 532 pp.
- SSA (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2000. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a los que se debe someter el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. 22 de Noviembre de 2000.
- Stumm W. y J.J. Morgan, (1996), *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibrium and Rates in Natural Water*. 3a edition Ed. John Wiley -Sons. Inc. USA. 583 pp.
- Tredoux Gideon, L. Cavé y P. Engelbrecht. (2005). “Groundwater pollution: Are we monitoring appropriate parameters?”, *Water South Africa*, 30(5), pp 114-119.
- Üçisik A. S. y R. Philip, (1998), “The impact of cemeteries on the environment and public health”, World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen, Dinamarca, (s.p.).
- Weyer P., J. Cerhan, B. Kross, G. Hallberg, J. Kantamneni y G. Breuer, (2001), “Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women’s Health Study”. *Epidemiology*. 12, pp 327-338.

Balance de masa de materia orgánica en el curso alto del Río Lerma

*S. Tejeda Vega^{1,2}, P. Ávila Pérez^{1,2}, M. Borja Salín², G. Zarazúa Ortega¹
J. A. García Aragón³*

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X.

² Instituto Tecnológico de Toluca.

³ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM).

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados de dos campañas de muestreo de agua en 12 tributarios del curso alto del Río Lerma (CARL). La primera en la temporada de secas en Marzo y en la segunda en la temporada de lluvias en Octubre del año 2006. Se determinó la concentración de K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn y Rb en el agua, con la suma de estos se obtuvo la concentración de metales totales. También se determinó la concentración de N-NH₄, DQO y OD en el agua de los tributarios y en el CARL. Con el caudal y la concentración se realizó el balance de masa de materia orgánica en el CARL.

Por medio de campañas de medición de caudales, midiendo velocidades de flujo a diferentes alturas e integrando por áreas aferentes, en el río Lerma y sus tributarios se determinará la variación temporal de flujos. El tributario de Reciclagua aporta del 4 al 10% del caudal del río con una carga de DQO de 1700 kg/día. Los tributarios Ameyalco, Atarasquillo, Llanito, y San Lorenzo aportan del 3 al 10% del agua y una baja carga de materia orgánica. Los tributarios Santa Catarina y Temoaya con un caudal desde 50 hasta 1400 L/s, a diferencia de los tributarios México-Toluca, Xonacatlán,

Totoltepec, Toluca-Norte, Verdiguél y Tejalpa con un caudal mayor de 1000 L/s y una carga de DBO₅ del orden de 3000 kg/día.

Se concluye que los tributarios de mayor caudal como Xonacatlán, Verdiguél y Tejalpa requieren tratamiento de aguas residuales con proceso de lodos activados o proceso dual. Los tributarios de menor caudal como Tenango, Mezapa y Barrio de Guadalupe podrían ser tratados por medio de lagunas de estabilización. Aquellos tributarios de bajo caudal y baja carga orgánica como Ameyalco, Atarasquillo y Llanito pueden tratarse con humedales y estanques biológicos.

Las plantas de tratamiento ya existentes como Reciclagua requieren mejorar su eficiencia, aplicando la tecnología adecuada a la carga de materia orgánica y a la situación del Estado de México, tanto en lo económico como en el nivel de tecnología con que cuenta la industria Mexicana.

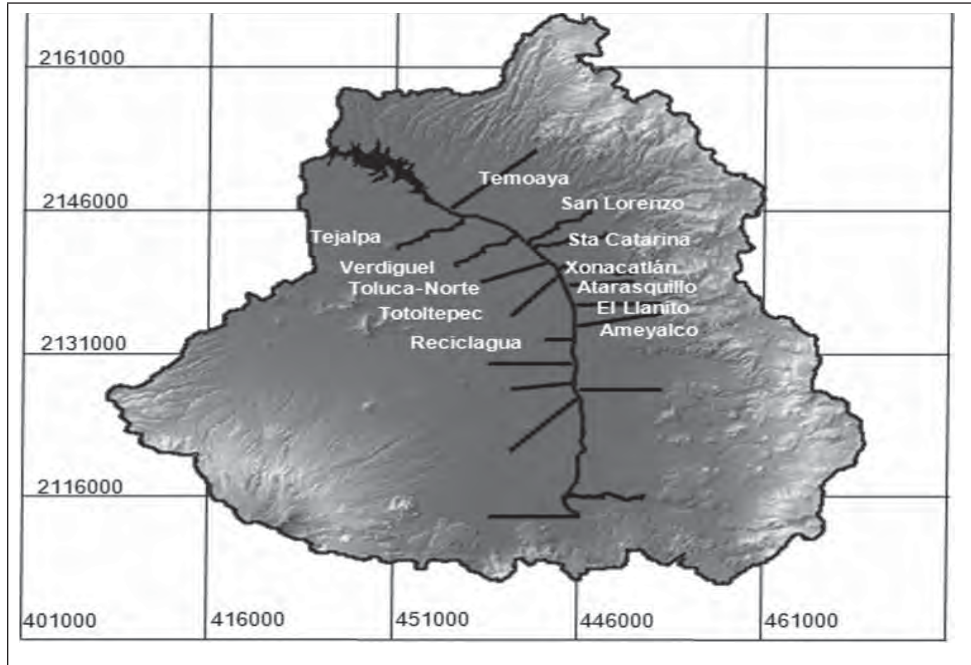
Introducción

Actualmente el crecimiento de las actividades antropogénicas desarrolladas en el CARL han dado origen a un gran volumen de descargas de aguas residuales con altas cargas de materia orgánica y otros contaminantes. Esto ha ocasionado que el Río Lerma se considere como fuertemente contaminado (DBO₅>120). (Hansen, 1995; Tejeda *et al.*, 2005; Tejeda, 2006; CNA, 2007) aunque en la temporada de lluvias de acuerdo con los criterios de la CNA se considera contaminado (Carreño-León, 2008). La carga de DQO por los 18 tributarios del curso alto fue de 246.2 ton/d en el mes de marzo del año 2006 (Orta-Castillo, 2007; Zarazúa, 2008) ha provocado el agotamiento del OD en el agua a valores menores a 1 mg/L (Hinojosa, 2006; Santos-Peña *et al.*, 2006; Ávila-Pérez *et al.*, 2007).

El CARL transporta materia suspendida y sedimentos resuspendidos hacia el embalse J. A. Alzate que ha perdido su capacidad de almacenamiento de agua, actualmente tiene una capacidad máxima de 25,140 000 m³, sin embargo se estimaba que en los meses de riego agrícola comprendidos entre marzo y julio, suministrara 49,000 000 m³ con su capacidad original (García-Aragón *et al.*, 2007). Adicionalmente la calidad del agua se encuentra deteriorada y contaminada por los metales Cu, Zn, Cr, Pb y Hg, hecho que se comprobó con los factores de bioacumulación en *Daphnia pulex*/sedimento (Zarazúa, 2000a), y los factores de enriquecimiento en la materia particulada transportada en la zona intermedia del CARL que recibe las principales descargas de aguas residuales industriales y aguas residuales de las ciudades de Toluca, Metepec, San Mateo Atenco, Ocoyoacac y Lerma (Tejeda *et al.*, 2005; Tejeda *et*

al., 2006; Ávila-Pérez *et al.*, 2007a; Ávila-Pérez *et al.*, 2007b; Zarazúa *et al.*, 2008; Osorio-Zaragoza, 2008), como se presenta en la Fig. 3.1.

Fig. 3.1 Localización de los 12 principales tributarios del CARL



Fuente: Orta-castillo, 2007.

El balance de masa de contaminantes orgánicos e inorgánicos que son transportados por un río, inicia con la medición de la concentración de elementos químicos, $N-NH_4$, DQO y OD. También requiere los valores del caudal que se calculan a partir de la sección hidráulica y la velocidad de flujo de la corriente. En la planeación de los procesos de tratamiento de agua residual y recuperación de ríos contaminados es fundamental conocer los aforos, es decir, los caudales que conduce la corriente abierta natural o artificial. Uno de los métodos más adecuados para canales abiertos son los aforos por velocidad de flujo, que consiste en la estimación del caudal que circula por una cierta sección hidráulica a partir de la velocidad del agua en dicha sección. El principal inconveniente de los métodos de medida de la velocidad es que ésta no es uniforme,

por lo que se requiere realizar una serie de medidas en diversos puntos de la sección transversal (French, 1993).

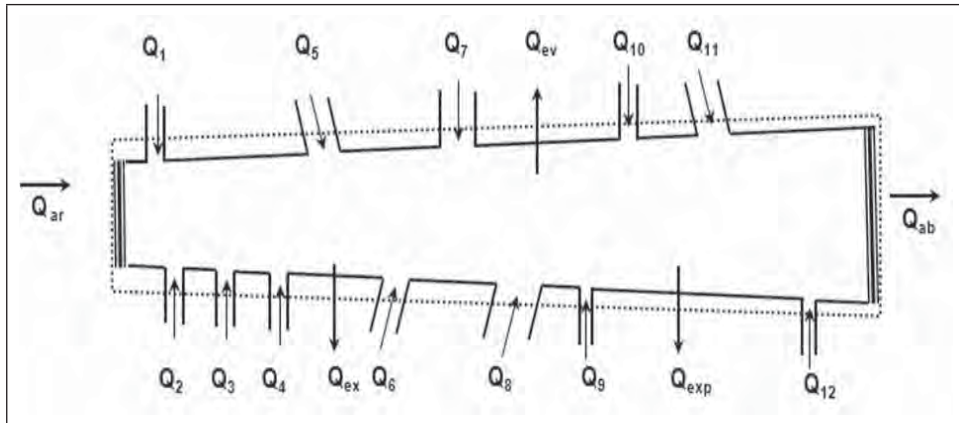
La medición de la velocidad se puede realizar por distintos procedimientos que incluye molinetes (Díaz-Delgado *et al.*, 2006), trazadores químicos, solución salina (Azevedo *et al.*, 1976), colorimétricos y trazadores radiactivos (Metcalf y Eddy, 1991). Pero cabe señalar que los métodos recomendables para la determinación de velocidades de flujo de este trabajo de investigación son el uso de molinete y trazadores químicos, ya que los métodos colorimétricos no pueden ser usados porque las aguas residuales suelen presentar color que interfiere con este tipo de trazadores.

En un cuerpo de agua, el balance de masa ofrece información sobre las cantidades de un compuesto que entra al cuerpo receptor, la cantidad que sale y la cantidad formada o destruida por reacciones químicas (Mihelcic, 2001). Respecto de un sistema acuático la acumulación de la masa de agua es igual al volumen de entrada menos el volumen de salida. Al usar el método del balance de masa se comienza a resolver el problema trazando un diagrama de flujo del proceso, todas las entradas, salidas y acumulaciones conocidas se convierten a las mismas unidades de masa y se indican en el diagrama. También se marcan en el diagrama las entradas, salidas y acumulaciones desconocidas. Esto ayuda a definir el problema. Las fronteras del sistema se trazan de tal modo que los cálculos se simplifican hasta donde sea posible. Al sistema dentro de las fronteras se le llama volumen de control. (Mackenzie y Masten, 2005).

En los trabajos de balance de masa se cuantifican las concentraciones y los perfiles de contaminantes como metales pesados o compuestos orgánicos carcinogénicos para cuantificar flujos de entrada o salida a un sistema hídrico, o la cuantificación de los aportes de las descargas naturales o artificiales. (Motelay-Massei *et al.*, 2006; Schreiber y Mitch, 2006).

Cuando un sistema ha trabajado de tal forma que las tasas de entrada y de salida son constantes e iguales, entonces, claro está, la tasa de acumulación es cero ($dM/dt=0$), esta condición se llama estado estable. La Fig. 3.2 presenta el volumen de control con los tributarios, las dos estaciones de aforo Q_{ar} , Q_{ab} y los caudales sobre el cuerpo receptor. Donde: Q_{ar} son los caudales registrados “aguas arriba”, Q_{ab} “aguas abajo”, Q_{exp} es el caudal que se exporta de la cuenca, Q_{imp} el caudal que importa la cuenca de otras cuencas diferentes y Q_{ext} es el caudal que se extrae para diversos usos. En este estudio Q_{ar} es el caudal registrado por la Comisión Nacional del Agua (CNA) en la estación de aforo México-Toluca y Q_{ab} es la estación de aforo antes de la prese J. A. Alzate.

Fig. 3.2 Diagrama de balance de hídrico



Fuente: Tejeda, 2011.

La estación de aforo México-Toluca se encuentra ubicada debajo del puente de la carretera México-Toluca, en su cruce con el Río Lerma, mientras que la estación Villa Cuauhtémoc (La Y) se localiza 100 metros aguas debajo de la intersección entre el tributario Santa Catarina y el Río Lerma. Q_{ar} es considerado como el caudal inicial, mientras que Q_{ab} el caudal final, de los cuales se conocen los valores promedio mensual de cada año (Antón y Díaz-Delgado, 2003). $Q_1, Q_2, Q_3, Q_4, Q_5, Q_6, Q_7, Q_8, Q_9, Q_{10}, Q_{11}$ y Q_{12} son los caudales de los tributarios Reciclagua, Totoltepec, Toluca-Norte y otros que aportan agua hacia el cuerpo receptor. De acuerdo con el balance hídrico, el caudal de salida en la estación de “aguas abajo” localizada a antes de la preas J. A. Alzate se obtiene con la ecuación 1.

$$Q_{ab} = Q_{ar} + Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4 + Q_5 + Q_6 + Q_7 + Q_8 + Q_9 + Q_{10} + Q_{11} + Q_{12} + Q_{imp} - (Q_{exp} + Q_{ev} + Q_{ex}) \quad \text{ecuación 1}$$

El propósito de este trabajo es identificar de manera local la carga de contaminantes de cada tributario del Río Lerma. Esta información es muy importante para localizar los orígenes de la contaminación y la forma en que se genera, de tal forma que los esfuerzos futuros que se realicen para el tratamiento de las aguas residuales sean tecnológicamente más eficientes.

Método

Obtención, preparación y análisis de muestras

El muestreo de agua se realizó en los tributarios del Río Lerma con un dispositivo Grab y Van Dorn (Zarazúa, 2000a; Ávila *et al.*, 2007a) que se introdujo en el centro del tributario para obtener seis muestras simples de agua a diferentes profundidades y mezcladas en un recipiente de 20 L para obtener representatividad del sitio muestreado a través de una muestra compuesta. Las muestras se trasvasaron nuevamente a un recipiente específico para las mediciones de DQO, N-NH₄⁺, OD y metales totales en el laboratorio. Durante el transporte del sitio de muestreo hacia el laboratorio se mantuvieron en baño de hielo y se conservaron en refrigeración a una temperatura de ±4 °C (NMX-AA-003-1980 y NMX-AA-014-1980). Una alícuota de la muestra compuesta se transfirió al recipiente donde se le adicionaron preservadores y conservadores (Osorio-Zaragoza, 2008). Las determinaciones de DQO y NH₄⁺ en agua de los tributarios se realizaron de acuerdo con lo establecido en la Norma Técnica Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001 y los métodos normalizados de la APHA-AWWA-WPCF (1992). Para la determinación de los elementos K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn y Rb, las muestras de agua se transportaron en frascos de polietileno hacia el laboratorio de fluorescencia de rayos X para la determinación de los elementos químicos totales (CEM, 2001; Martínez *et al.*, 2004; Zarazúa *et al.*, 2006; Zarazúa, 2008; Zarazúa *et al.*, 2008; Tejeda, 2011).

Medición de caudales en los tributarios

La Tabla 3.1 presenta la localización geográfica de las estaciones de aforo de la CNA México-Toluca, Villa Cuauhtémoc, Tejalpa y Temoaya, así como sus caudales en los meses de marzo y octubre del año 2006. El caudal en el CARL a la altura de la estación México-Toluca es de 591 L/s que es el resultado de la suma de seis tributarios, desde el Tenango hasta el México-Toluca, que alcanza su máximo al final de la temporada de lluvias en los meses de septiembre y octubre, específicamente en octubre transporta 1661 L/s de agua.

Tabla 3.1 Localización geográfica de las estaciones de aforo de la CNA y los caudales en los meses de marzo y octubre

<i>Estación de aforo</i>	<i>Latitud Norte</i>	<i>Longitud Oeste</i>	<i>Caudal Marzo L/s</i>	<i>Caudal Octubre L/s</i>
México-Toluca	19° 16' 58"	99° 51' 20"	591	1661
Villa Cuauhtémoc	19° 24' 00"	99° 34' 60"	4109	9726

BALANCE DE MASA DE MATERIA ORGÁNICA EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA

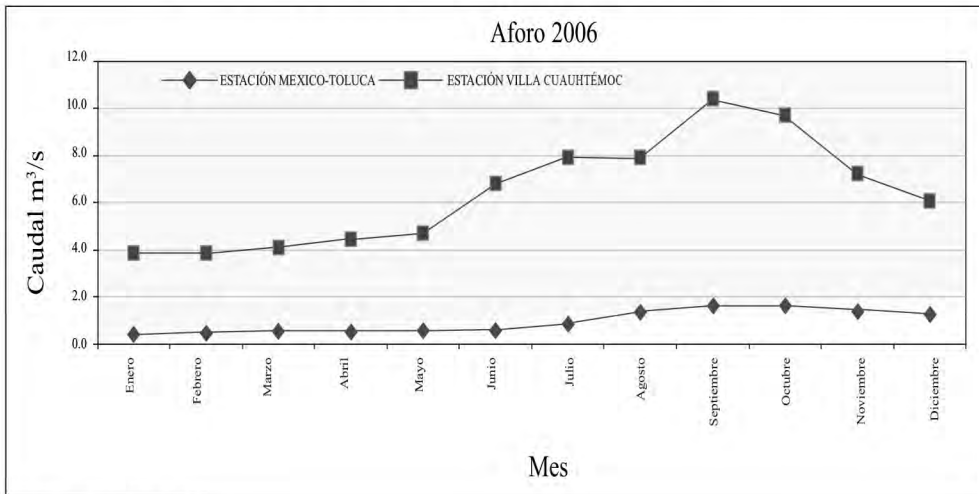
Tejalpa	19° 24' 43"	99° 37' 12"	227	1743
Temoaya	19° 24' 60"	99° 37' 27"	28	379

Fuente: elaboración propia.

Después de la estación México-Toluca se incorporan los tributarios Reciclagua, Ameyalco, Llanito, Atarasquillo, Totoltepec, Xonacatlán, Toluca-Norte y Santa Catarina, antes de la estación de aforo de Villa Cuauhtémoc o la "Y". Posteriormente ingresan aguas de los tributarios San Lorenzo, Verdiguél, Tejalpa y Temoaya antes de la embalse J. A. Alzate.

Tomando como base la variación del caudal en las estaciones de aforo México-Toluca y Villa Cuauhtémoc en lo largo del año 2006, se decidió realizar la medición del caudal en el mes de marzo como el mes con menor caudal y octubre como el más caudaloso, ver la Fig. 3.3, para realizar el balance hídrico y estimar el balance de masa de contaminantes orgánicos e inorgánicos en el CARL.

Fig. 3.3 Variación de los caudales en los meses del año 2006 para las estaciones de aforo de la CNA en México-Toluca y Villa Cuauhtémoc



Fuente: Tejeda, 2011.

La Tabla 3.2 presenta las coordenadas geográficas y el caudal en los meses de marzo y octubre en los tributarios que descargan sus aguas residuales tratadas y no tratadas hacia el CARL. En los tributarios se midieron las secciones hidráulicas y

las velocidades de flujo para calcular los caudales hídricos que sirven de base para realizar el balance de masa de los contaminantes orgánicos e inorgánicos que recibe y transporta el CARL (Hinojosa, 2006; Fall *et al.*, 2008).

Tabla 3.2 Coordenadas geográficas de los tributarios del CARL y sus caudales

<i>Tributario</i>	<i>Latitud Norte</i>	<i>Longitud Oeste</i>	<i>Q Marzo L/s</i>	<i>Q Octubre L/s</i>
Reciclagua	19° 17' 15"	99° 31' 18"	450	450
Ameyalco	19° 19' 00"	99° 31' 15"	95	600
El Llanito	19° 20' 00"	99° 31' 12"	45	300
Atarasquillo	19° 21' 42"	99° 32' 19"	10	200
Canal Totoltepec	19° 21' 59"	99° 32' 44"	1000	1250
Xonacatlán	19° 21' 16"	99° 32' 56"	95	932
Toluca-Norte	19° 21' 22"	99° 34' 18"	1250	1500
Santa Catarina	19° 21' 47"	99° 34' 25"	520	2338
San Lorenzo	19° 24' 16"	99° 35' 35"	0	2
Verdiguel	19° 24' 22"	99° 36' 29"	100	245
Tejalpa	19° 24' 43"	99° 37' 12"	426	1300
Temoaya	19° 24' 60"	99° 37' 27"	28	470

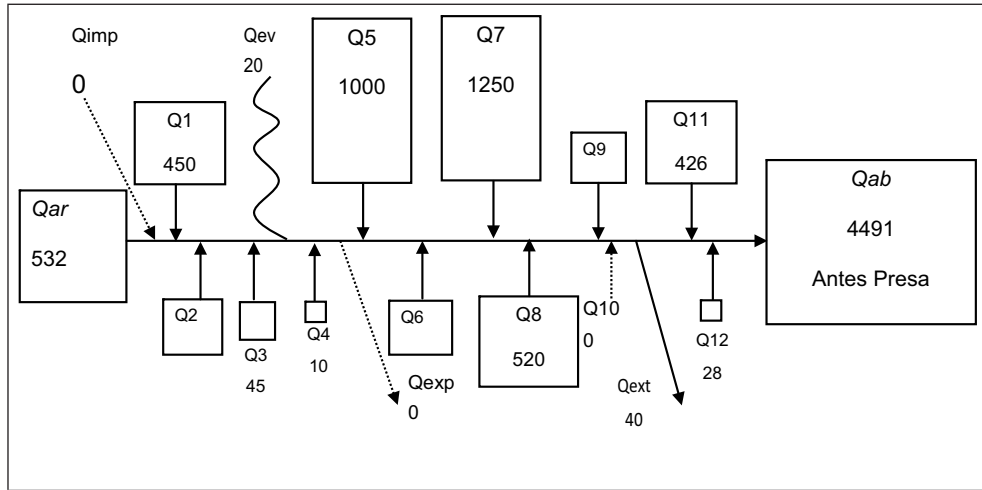
Fuente: Tejeda, 2011

El tributario de Reciclagua aportó 450 L/s al CARL en el mes de marzo, Totoltepec 1000 L/s, Toluca-Norte 1250 L/s, Santa Catarina 520 L/s, etc. La mayoría del volumen de agua que transporta el CARL ingresó por ocho aportes entre Reciclagua y Santa Catarina con una cantidad de 3465 L/s que corresponde al 77% del total que transporta el río (4491 L/s) antes del embalse J. A. Alzate.

El CARL no recibe agua de otra cuenca por lo que las importaciones se consideran nulas, las salidas del sistema incluyen 20 L/s de evaporación, 40 de extracción y 0 de exportación hacia otra cuenca. El resultado de la aplicación de la ecuación de balance hídrico para la temporada de secas en el Río Lerma incluye las entradas al sistema y las salidas que tiene como resultado una caudal Q_{ab} de 4491 L/s, como se observa en la ecuación 2 y se presenta en la Fig. 3.4

$$Q_{ab} = 532 + (450 + 95 + 45 + 10 + 1000 + 95 + 1250 + 520 + 100 + 0 + 426 + 28) - (20 + 0 + 40) = 532 + 4019 - (60) = 4491 \text{ L/s} \quad \text{ecuación 2}$$

Fig. 3.4 Caudales en los meses de Marzo por los 12 tributarios entre las estaciones de aforo México-Toluca y antes presa J. A. Alzate



Fuente: elaboración propia.

En la temporada de secas, el caudal de agua que los tributarios entre Reciclagua y Santa Catarina fue del 77% del total que transporta el río (4491 L/s). El 18% del caudal total lo entregaron los arroyos Verdiguél, Tejalpa y Temoaya (Tabla 3.2).

En la temporada de lluvias el Río Lerma inició con un caudal aguas arriba de 1665 L/s en la zona México-Toluca, posteriormente se incorporaron los caudales de Reciclagua, Totoltepec, Toluca-Norte y los otros tributarios con 9585 L/s, mientras que las pérdidas fueron de 60 L/s por evaporación y extracción, lo que originó un caudal en el Río Lerma de 11190 L/s en el CARL aguas abajo en la zona antes de entregar las aguas en el embalse J. A. Alzate, ver la ecuación 3.

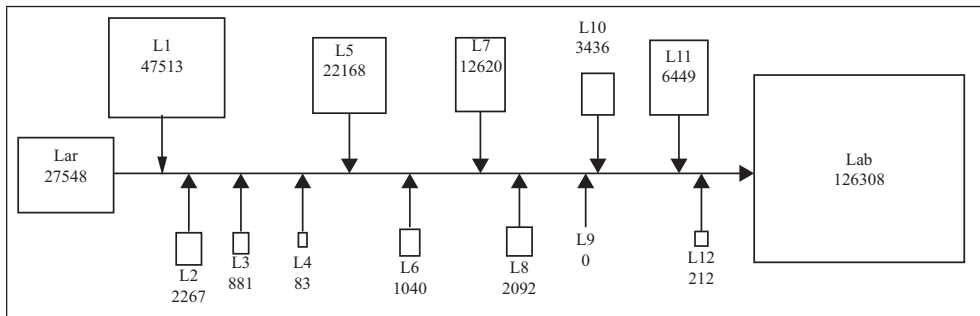
$$Q_{ab} = 1665 + (450 + 1500 + 1250 + 600 + 300 + 200 + 932 + 2338 + 245 + 1300 + 470) - (20 + 0 + 40) = 1665 + 9585 - (60) = 11190 \text{ L/s} \quad \text{ecuación 3}$$

Los tributarios que se distinguen por un cambio notable en el caudal entre las temporadas de secas y lluvias fueron el Ameyalco cambió de 95 a 600 L/s; el Xonacatlán de 95 a 932 L/s y Santa Catarina de 520 a 2338 L/s a manera de ejemplo y para resaltar los cambios en caudal más notables. Los tributarios que se mantienen con caudales similares en los dos periodos de muestreo fueron Reciclagua y San Lorenzo.

Balance de masa de contaminantes orgánicos en el CARL

La Fig. 3.5 presenta el balance de masa de materia orgánica en el mes de marzo en el Río Lerma que conduce una carga (L_{ar}) de 27548 kg/día de DQO en la estación México-Toluca, después ingresan doce tributarios, de los que se distinguen los cinco más importantes: (L1) Reciclagua 47513 kg/día, (L5) Totoltepec 22168 Kg/día, (L7) Toluca-Norte 12620 kg/día, (L10) Verdiguel 3436 kg/día y (L11)Tejalpa 6449 kg/día. La salida presentó un carga másica (L_{ab}) de 126308 kg/día de materia orgánica transportada por el Río Lerma hacia el embalse J. A. Alzate, a los cuales se le incorporan residuos sólidos que vierten directa e irresponsablemente sobre el río de un total de 700 toneladas que se generan por día en la ciudad de Toluca (Franco, 2004).

Fig. 3.5 Balance de masa de materia orgánica (DQO = kg/día) en el mes de Marzo en el CARL entre México-Toluca y antes de la presa J. A. Alzate



Fuente: elaboración propia.

Los tributarios Reciclagua, Totoltepec, Toluca-Norte, Verdiguel y Tejalpa que se localizan en el margen izquierdo del río en el sentido de aguas abajo, provienen de la ciudad de Lerma y Toluca y son los principales aportadores de materia orgánica en la temporada seca, que se generan una suma de 92186 kg/día, que representa el 73% del total de masa que transporta el CARL en ese sector, ver la Tabla 3.3. La Tabla 3.3 presenta las cargas (L) de DQO en el mes de octubre resultó similar al mes seco, porque el curso del Río Lerma en la zona de México Toluca y después de la incorporación de los primeros seis tributarios recibió 34482 kg/día de DQO. Posteriormente se incorporan 27532 kg/día con la descarga de Reciclagua.

Tabla 3.3 Balance de masa de DQO en el CARL en marzo y octubre y la comparación con los datos de las estaciones de la CNA

<i>Sitio</i>	<i>L río kg/día</i>		<i>L tributarios kg/día</i>	
	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>
Lar	30603	34399	27548	34482
Reciclagua	-	-	47513	27532
Ameyalco	-	-	2267	5328
Llanito	-	-	881	4229
Atarasquillo	-	-	83	902
Totoltepec	-	-	22168	16883
Xonacatlán	-	-	1040	1965
Toluca-Norte	-	-	12620	20259
Santa Catarina	-	-	2092	6754
LV. Cuauh	109345	103528	-	-
San Lorenzo	-	-	0	14
Verdiguel	-	-	3436	5257
Tejalpa	-	-	6449	8378
Temoaya	-	-	212	1647
Lab	157149	156624	126308	133630

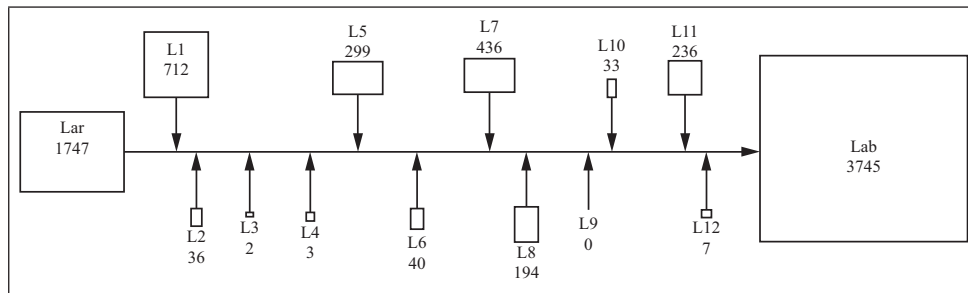
Fuente: elaboración propia.

Siguiendo el recorrido del Río Lerma, a éste se incorporan las cargas de materia orgánica de once tributarios, entre los que se encontraron a los tributarios Totoltepec, Toluca, Norte y Tejalpa con cargas de 16883, 20259 y 8378 kg/día, la carga total recibida en el río fue de 133630 kg/día, similar a la carga que recibió en el mes de marzo. Aunque se resalta que en la temporada de lluvias el caudal de agua aumentó más del doble en comparación con la temporada de secas, sin embargo se mantuvieron los mismos flujos máxicos en todas las épocas del año, y particularmente en la zona entre las estaciones de aforo México-Toluca y Villa Cuauhtémoc. En consecuencia, los esfuerzos para tratar las aguas residuales deben considerar que los volúmenes de agua en la temporada seca son bajos, pero con el mismo flujo máxico con relación a la temporada de lluvias. Así, las alternativas tecnológicas para disminuir la carga orgánica hacia el río deben considerar un flujo constante de proteínas, carbohidratos, disolventes, polímeros, aceites y otros compuestos contaminantes.

Por otro lado, los flujos máxicos de $N-NH_4^+$ son importantes para identificar las entradas de aguas residuales crudas o nuevas, es decir que no han sufrido

cambios químicos relevantes, por ejemplo en el curso del Río Lerma después de la incorporación de los primeros seis tributarios recibió 1747 kg/día de N-NH_4^+ . Posteriormente se incorporan 712 kg/día con la descarga de Reciclagua. Continuando el trayecto del río, se incorporan las cargas de N-NH_4^+ de Totoltepec, Toluca-Norte, Santa Catarina y Tejalpa con 299, 436, 194 y 236 kg/día respectivamente. La carga total recibida en el río antes de entregar las aguas en la presa J. A. Alzate fue de 3475 kg/día, como se presenta en la Fig. 3.6.

Fig. 3.6 Balance de masa de NH_4^+ (kg/día) en el mes de Marzo en el CARL entre México-Toluca y antes de la presa J. A. Alzate



Fuente: elaboración propia.

La carga de N-NH_4^+ en el mes de octubre fue diferente a marzo, por ejemplo en la zona de México-Toluca fue de 1582 kg/día. Posteriormente se incorporan 215 kg/día con la descarga de Reciclagua. Aguas abajo se incorporan las cargas de N-NH_4^+ de once tributarios, entre los que se encontraron a los tributarios Totoltepec, Toluca-Norte y Tejalpa con cargas de 226, 145 y 111 kg/día respectivamente, la carga total recibida en el río fue de 2499 kg/día, ver la Tabla 3.4. El flujo másico de N-NH_4^+ que se generó en la temporada de lluvias fue menor que al flujo másico en secas en el CARL. Esto permite la discusión desde dos puntos de análisis: a) uno relacionado con los ingresos de oxígeno disuelto en la época de lluvias hacia el agua del río, que oxidaron parte de los compuestos nitrogenados de las aguas crudas, convirtiendo el amoníaco en nitritos y nitratos, y b) El segundo que se relaciona con el cambio en los flujos de amonio entre la temporada seca y lluviosa, que sirve como antecedente para el diseño de los procesos de tratamiento de las aguas residuales tomando en cuenta el cambio en la carga másica.

Tabla 3.4 Balance de masa de NH_4^+ en el CARL en marzo y octubre y la comparación con los datos de las estaciones de la CNA

Sitio	<i>L río kg/día</i>		<i>L tributarios kg/día</i>	
	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>
Lar	1940	1579	1747	1582
Reciclagua	-	-	712	215
Ameyalco	-	-	36	48
Llanito	-	-	2	12
Atarasquillo	-	-	3	7
Totoltepec	-	-	299	226
Xonacatlán	-	-	40	68
Toluca-Norte	-	-	436	145
Santa Catarina	-	-	194	44
Lv. Cuauh	9940	5882	-	-
San Lorenzo	-	-	0	0
Verdiguel	-	-	33	34
Tejalpa	-	-	236	111
Temoaya	-	-	7	4
Lab	12805	5801	3475	2499

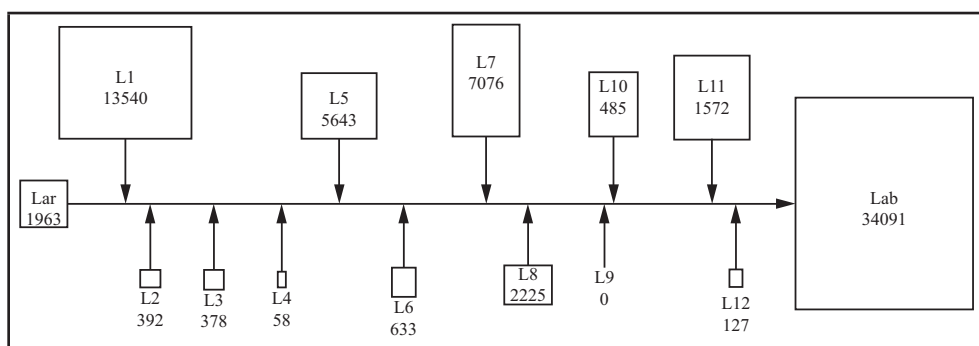
Fuente: elaboración propia.

El balance de masa basado en N-NH_4 presentó dificultades al comparar la suma de masas entregadas por los tributarios contra la masa de amoníaco que fluyó en el curso del río, porque la diferencia entre los dos valores es muy alta. Esto se explica porque en condiciones anóxicas el N-NH_4 se mantiene en estado reducido, sin embargo fácilmente pasa a la fase gaseosa desprendiéndose del agua hacia la atmósfera como el ión amonio. Mientras que en la época de lluvias reacciona con el oxígeno produciendo nitritos y nitratos, por lo que este compuesto no es conservativo debido a que reaccionó con el medio acuático, por lo tanto el balance másico de NH_4^+ debe ser interpretado con prudencia.

El Río Lerma transportó una masa de 1963 kg/día de metales totales en la zona de México-Toluca en el mes de marzo. Posteriormente se incorporan 13540 kg/día con la descarga de Reciclagua, con lo cual se eleva la masa por metales en el río cinco veces el valor que conducía antes de la descarga de Reciclagua como se observa en la Fig. 3.7. Siguiendo el curso del Río Lerma se incorporan los flujos másicos de dos tributarios con aguas residuales tratadas de Totoltepec y Toluca-Norte con 5643 y 7076 kg/día respectivamente. Los tributarios Santa Catarina y Tejalpa aportaron 2225 y 1572 kg/día respectivamente. El flujo másico total recibido en el Río Lerma fue de 34091 kg/día, ver la Fig. 3.7.

Los cinco tributarios procedentes del municipio de Toluca son los principales portadores de metales totales hacia el río en la época de secas. Reciclagua aporta un 40% al Río Lerma, ver la Tabla 3.5.

Fig. 3.7 Balance de masa de metales totales (kg/día) en el mes de Marzo en el CARL entre México-Toluca y antes de la presa J. A. Alzate



Fuente: elaboración propia.

En los meses lluviosos el escenario fue diferente con relación a los meses secos. Por ejemplo en el mes de octubre en la zona de México-Toluca y después de la incorporación de los primeros seis tributarios recibió 6557 kg/día de metales totales. Posteriormente se incorporan 6630 Kg/día con la descarga de Reciclagua. Aguas abajo se incorporan las cargas de metales totales de once tributarios, entre los que se encontraron a los tributarios Totoltepec, Xonacatlán, Toluca-Norte, Santa Catarina y Tejalpa con cargas de 5385, 3473, 4630, 12056 y 6431 kg/día respectivamente. La carga total recibida en el río fue de 53472 kg/día, compuesta principalmente por K en una concentración de 41 mg/L, Ca en una concentración de 40 mg/L, componentes que le otorgan una alta conductividad eléctrica cifrado en 1667 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sólidos disueltos totales de 1025 mg/L, una dureza de 168 mg/L y una alcalinidad de 586 mg/L al agua del CARL.

Tabla 3.5 Balance de masa de metales totales en el CARL en dos escenarios en secas y lluvias y la comparación con los datos medidos experimentalmente

Sitio	<i>L río kg/día</i>		<i>L tributarios kg/día</i>	
	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>	<i>Marzo</i>	<i>Octubre</i>
Lar	2181	6541	1963	6557
Reciclagua	-	-	13540	6630

BALANCE DE MASA DE MATERIA ORGÁNICA EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA

Ameyalco	-	-	392	3128
Llanito	-	-	378	1981
Atarasquillo	-	-	58	862
Totoltepec	-	-	5643	5385
Xonacatlán	-	-	633	3473
Toluca Norte	-	-	7076	4630
Santa Catarina	-	-	2225	12056
LV. Cuauh	36530	55879	-	-
San Lorenzo	-	-	0	12
Verdiguel	-	--	485	1646
Tejalpa	-	-	1572	6431
Temoaya	-	-	127	682
Lab	31212	51942	34091	53472

Fuente: elaboración propia.

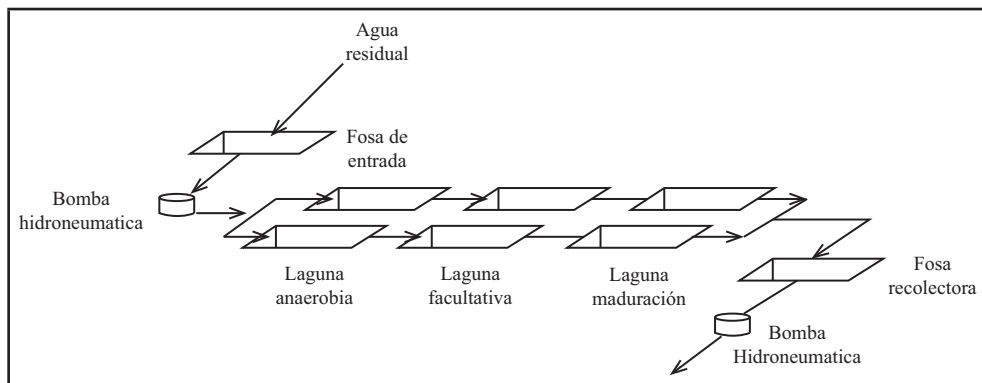
Por otro lado, cuando se descargan grandes cantidades de aguas residuales hacia un río, el oxígeno disponible en el agua se agota rápidamente (APHA, 1995). En efecto, el Río Lerma transportó una carga de OD de 37 kg/día en la zona de México-Toluca que es muy baja en comparación con la carga de DQO de 27548 kg/día en la misma zona, entonces la materia orgánica agota el escaso OD en el agua del río hasta el embalse J. A. Alzate donde la DQO fue de 126308 kg/día, mientras que el OD fue sólo de 194 Kg/día, es decir el agua llega a esta zona prácticamente anóxica.

Los resultados indican que los tributarios con un caudal mayor de 1000 L/s y una carga de DBO₅ menor a 3000 kg/día como son los casos de Xonacatlan, Verdiguel y Tejalpa requieren el tratamiento de las aguas residuales con procesos de lodos activados o proceso Dual (SEMARNAT-CNA, 2006). Un ejemplo de este tipo de plantas es Reciclagua que opera prácticamente los 365 días del año con eficiencias de remoción del 85% para la DBO₅ y el 45% para la DQO (Pacheco *et al.*, 2003).

Es importante resaltar que las lagunas de estabilización constituyen la tecnología de tratamiento de aguas residuales más efectiva a bajo costo para la remoción de la materia orgánica suspendida (SST) y parte de la fracción soluble de materia orgánica (<300 kg DBO₅/Ha/día) por medio de la actividad coordinada de algas y bacterias heterotróficas y remueve microorganismos patógenos por medio de mecanismos de desinfección natural (Fig. 3.8). Sin embargo las lagunas de estabilización en zonas con la altitud del Valle de Toluca presentan dificultades por las temperaturas frías y baja disponibilidad de oxígeno, pero la presencia de una alta intensidad de radiación

solar es un factor clave para hacer efectivos los procesos de degradación de materia orgánica (Mara *et al.*, 1992). Los caudales menores de 50 L/s pueden ser tratadas con lagunas de estabilización (Rosas de Alva, 2009), tales son los casos de Tenango, Mezapa y Barrio de Guadalupe.

Fig. 3.8 Esquema de una laguna de estabilización

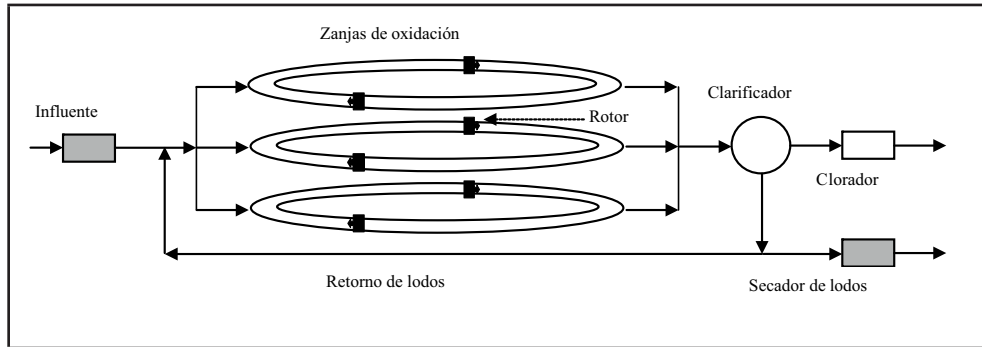


Fuente: Rosas de Alva, 2009.

Estos procesos tienen la ventaja de que requieren poco consumo de energía eléctrica porque operan con flujos de agua por gravedad, por lo tanto, no tienen requerimientos de energía eléctrica, aparte del bombeo que pueda ser necesario para alimentar el agua residual a las lagunas en serie de 1 a 4 hectáreas con una profundidad de 1 a 6 m, con tiempos de retención hidráulica de 7 a 30 días, una carga hidráulica de 5 L/s y una carga orgánica de 50 a 300 kg DBO₅/Ha/día (facultativa) y de 300 a 2200 kg DBO₅/Ha/día (anaerobio) misma que remueve entre el 80 al 90 %, con una calidad típica del efluente de 15 a 40 mg/L de DBO₅ (CNA, 2007).

Las zanjas de oxidación pueden tratar aguas con un caudal desde 50 hasta 1400 L/s. Se trata de un proceso secundario que se basa, como su nombre lo indica en una serie de zanjas de oxidación tipo carrusel para aereación extendida, para tiempos de retención de 24 horas, con clarificadores secundarios, cloradores y tanques de digestión aerobia de lodos (Fig. 3.9). Este tratamiento puede emitir un efluente con 20 mg/L en SST y 20 mg/L en DBO₅ y 200 col./100 ml de CF (SRE, 2010). Todos estos valores de SST, DBO₅ y CF que potencialmente se descargan en este tipo de tratamientos pueden ser inferiores a los límites máximos permisibles indicados en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Fig. 3.9 Diagrama de zanjas de oxidación de aireación extendida. Diseño propuesto por Tejeda modificado a partir de CNA 2007 y SRE 2010



Fuente: elaboración propia.

Los tributarios con bajo caudal y baja carga de materia orgánica como los tributarios Ameyalco, Atarasquillo y Llanito pueden tratarse con humedales y estanques biológicos (bioremediación), sobre todo porque se localizan en una zona donde se favorece la inundación natural de grandes extensiones de terreno. Los humedales de flujo horizontal usan las plantas como *Phragmites australis* (carrizo) y *Typha dominguensis* (tule) en módulos independientes y combinados y con tiempos de retención de cinco días. Pueden remover la materia orgánica desde el 50 hasta el 95% de DQO con concentración a la entrada de 300 mg/L (Conte *et al.*, 2001; Kao *et al.*, 2001) y remoción de N-NH_4^+ del 90% con una concentración máxima de entrada al sistema de 170 mg/L (Romero-Aguilar *et al.*, 2009).

En el caso de los tributarios Temoaya y Santa Catarina es recomendable que se elaboren e implementen planes de conservación de los recursos hídricos, dirigidos a evitar que sean receptores de aguas residuales, de residuos sólidos y biológicos, con el propósito de mantener la calidad de agua que actualmente tienen. Particularmente considerando que el crecimiento poblacional podría ejercer presión al convertirlos en canales de conducción de aguas residuales, situación que debe evitarse para conservar la poca agua de calidad aceptable.

Es recomendable que la planta de tratamiento de aguas residuales industriales de Reciclagua incorpore un proceso terciario con el propósito de disminuir la carga de DBO_5 a niveles menores a 1200 kg/día y la carga de DQO a valores que resulten factibles, pero que reduzcan de forma importante la contaminación sobre el Río Lerma. La DBO_5 en el mes de Marzo del año 2006 presentó un promedio de 133 mg/L y 41 mg/L en Octubre (Tejeda, 2011) y se considera que debe disminuir a valores

entre 3-30 mg/L en el agua del Río Lerma. El promedio de la DQO en el río fue de 442 y 177 mg/L en Marzo y Octubre respectivamente, donde lo recomendable sería entre 10-40 mg/L para considerarla aceptable de acuerdo con el criterio de la CNA (Comisión Nacional del Agua. Consultado en línea el 8 de febrero de 2012). A esta propuesta se suma la idea de construir tres plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas localizadas en la región Norte de Toluca para tratar las aguas de los ríos Verdiguél, Tejalpa y Xonacatlán.

Conclusiones

En la temporada de lluvias, la mayoría de los tributarios del Río Lerma presentaron una disminución en la concentración de la DQO, con excepción de la descarga de Reciclagua que mantiene las mismas concentraciones en comparación con la temporada de secas. Los tributarios ubicados en la parte norte de la cuenca como el Santa Catarina, San Lorenzo, Tejalpa y Temoaya presentaron las concentraciones más bajas de DQO de todos los tributarios en cualquiera de las temporadas y que mantuvieron al Río Lerma en condiciones de poca contaminación en la época de lluvias.

Para el periodo de análisis el Río Lerma transportó una concentración de materia orgánica que se considera como agua superficial contaminada y fuertemente contaminada con alto impacto de descargas de aguas crudas municipales y residuales industriales provocando un déficit y condiciones de hipoxia en todo el curso del río con valores menores a 2 mg/L, aún en la temporada de lluvias, debido a las altas concentraciones DQO entre 60 a 150 veces por encima del valor natural de las aguas prístinas (4 a 5 mg/L) de los manantiales del Parque Nacional la Marquesa (Tejeda, 2011).

El tributario Reciclagua aporta entre el 4 al 10% del caudal del río, de acuerdo a las cargas de contaminantes que entrega al río, deberá incorporar un proceso terciario de tratamiento del agua, con el propósito de disminuir la carga de DQO a valores de 1700 kg/día, para que se considere aceptable de acuerdo con los criterios de la Comisión Nacional del Agua.

Los tributarios Ameyalco, Atarasquillo, Llanito, y San Lorenzo aportan del 3 al 10% del agua y una baja carga de materia orgánica por lo que las aguas residuales pueden tratarse con humedales y estanques biológicos, para remover la materia orgánica desde el 50 al 95% de DQO y el 90% de N-NH_4^+ y la reducción de los microorganismos patógenos.

Los tributarios Santa Catarina y Temoaya con un caudal desde 50 hasta 1400 L/s pueden tratar sus aguas con zanjas de oxidación, a diferencia de los tributarios México-Toluca, Xonacatlan, Verdiguél y Tejalpa con un caudal mayor de 1000 L/s y una carga de DBO_5 menor a 3000 kg/día requieren el tratamiento de las aguas residuales con procesos más complejos como los lodos activados o proceso Dual.

Tomando como base los resultados obtenidos del balance de masa mostrados previamente, este trabajo propone las alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales específicas de cada tributario del CARL para mejorar la calidad del agua de los vertidos y del Río Lerma para convertirlo en un recurso hídrico aprovechable para el riego de los campos agrícolas del Valle de Toluca y el esparcimiento de la población de los 22 municipios conurbados.

En el análisis de los aspectos que se relacionan con la problemática de la contaminación del agua del Río Lerma, como el control de las descargas de las aguas residuales, los cambios en la legislación ambiental vigente, el tratamiento a las aguas residuales industriales para cumplir con las normas ecológicas y las políticas de incentivos fiscales para motivar la inversión en los sistemas para el control de la contaminación, permite concluir que es importante dar un apoyo decisivo a la inversión para el tratamiento de las aguas residuales de los tributarios, acorde con la situación del Valle de Toluca, tanto en lo económico como en el nivel de tecnología con que cuenta la industria Mexicana.

Referencias

- Antón Danilo J., Díaz Delgado C. (2003) Sequía en un mundo de agua, Ed. PIRIGUAZU, CIRA-UAEM. Toluca, México.
- American Public Health Association- American Water Works Association- Water Pollution Control Federation. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. (1992). Ed. Díaz de Santos. Madrid, España. P. 1715.
- Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Tejeda S., Barceló-Quintal I., Díaz-Delgado C., Carreño-León C. (2007a). "Evaluation of distribution and bioavailability of Cr, Mn, Fe, Cu, Zn and Pb in the waters of the Upper Course of the Lerma River", en X-Ray Spectrometry. 36: 361-368.
- Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Díaz-Delgado C., Barceló-Quintal I. (2007b). "Evaluation of heavy metal and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River", en Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 273, 3: 625-633.
- Azevedo Netto J.M., Acosta Alvarez G. (1976). Manual de hidráulica. Ed. Harla.

- Carreño-León C. (2008). Tesis. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.
- CEM, Methods for microwave accelerated reaction system for acid digestion. 600109, Rev 0, 2001.
- Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2007). Estadística de agua en México. Segunda Reimpresión. ISBN 978-968-817-852-2. 49-50.
- Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci B. y Masi F. (2001). "Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy", en *Water Sci. Technol.* 44: 339-343.
- Díaz Delgado C., Esteller M.V. y López-Vera F. (2006). Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudios de caso en Iberoamérica. Centro Interamericano de Recurso del Agua. Universidad del Estado de México. Piriguazú Ediciones, segunda edición, Uruguay. 47-55.
- Fall C., Quentin E., Díaz-Delgado C., Hinojosa-Peña A., Gómez-Albores M.A., Jiménez-Moleón M.C., Ávila Pérez P., Mamadou K., García-Aragón J.A., Tejeda-Vega S., Zarazúa-Ortega G. (2008). "Propuesta de una red de monitoreo de calidad en el curso alto del Río Lerma", en *Ingeniería Hidráulica en México*. XXIII, 2: 167-174.
- Franco Mass Sergio. (2004). Los sistemas municipales de información ambiental: requerimientos y limitaciones para su puesta en marcha. *Ciencia Ergo Sum*, Universidad Autónoma del Estado de México, ISSN: 1405-0269. Marzo-Junio, año/vol. 11, número 001, Toluca México. 85-94.
- French R. (1993). *Hidráulica de canales abiertos*. Ed. Mc. Graw Hill, México. 325-393.
- García-Aragón J.A., Díaz-Delgado C., Quentin E., Ávila-Pérez P., Tejeda S., Zarazúa G. (2007). Caracterización de la contaminación por metales y reducción de la capacidad por azolve en un embalse mexicano. *Hidrobiología*. Universidad Autónoma Metropolitana. 17, 2: 127-138.
- Hansen A. M., León-Zavala A., Bravo-Inclán L. (1995). "Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales pesados en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala", en *Ingeniería hidráulica en México*. X, 3: 55-69.
- Hinojosa A. (2006). Diseño de una red estratégica de monitoreo para el Curso Alto del Río Lerma y su utilización en el estudio espacial y temporal de los parámetros físico-químicos. Tesis de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Toluca, México.
- Kao C., Wang Y., Lee H. y Wen K. (2001). "Application of a constructed wetland for non-point source pollution control", en *Water Sci. Technol.* 44: 585-590.

- Mackenzie L. Davis, Susan J Masten. (2005). *Ingeniería y Ciencias Ambientales* Editorial Mc Graw Hill. 93-103.
- Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W. and Mills, S.W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, England.
- Martínez T., Lartigue J., Ávila-Pérez., Zarazúa G., Navarrete M., Tejeda S., Ramírez A. (2004). "Determination of trace elements in blood samples by TXRF analysis", en *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 259, 3: 511-514.
- Metcalf & Eddy. (1991). *Wasterwater engineering*. Ed. McGraw-Hill. Tomo 1.
- Mihelcic. (2001). *Fundamentos de Ingeniería Ambiental*. Editorial Limusa Wiley. Primera edición, México. 384.
- Motelay-Masseia A., Garbanb B., Tiphagne-Larcherb K., Chevreurilb M., D. Ollivonb D. (2006). "Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet", en *Water research*. 40: 1995-2006.
- NMX-AA-030-SCFI-2001. *Análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-030-1981)*. Dirección General de Normas. Secretaría de Economía. México.
- Orta-Castillo H. M. (2007). *Estimación de la carga de materia orgánica por los tributarios del Curso Alto del Río Lerma*. Tesis. Instituto Tecnológico de Toluca. Director Externo. M. en. E. Samuel Tejeda Vega. Metepec, México.
- Osorio-Zaragoza S. (2008). *Caracterización de la materia suspendida en afluentes al curso alto del Río Lerma*. Tesis profesional. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México, Mayo 2008.
- Pacheco-Salazar V., Jáuregui-Rodríguez B., Pavón-Silva T., Mejía-Pedrero G. (2003). "Control del crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de aguas residuales industriales", en *Revista internacional de contaminación ambiental*. 7, 19, (1): 47-53.
- Romero-Aguilar M., Colín-Cruz A., Sánchez-Salinas E., Ortiz-Hernández M.L. (2009). "Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica", en *Rev. Int. Contam. Ambient*. 25 (3): 157-167.
- Rosas de Alva S.G. (2009). *Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de un sistema de tratamiento al agua que recibe la presa José Antonio Alzate*. Tesis de Doctorado en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. Toluca, México.

- Santos-Peña N., Carrillo Aguilar M. A., Tecuapacho M. R., Meneses-Condez P. (2006). Determinación de los parámetros fisicoquímicos en aguas del Curso Alto del Río Lerma. Tesina. Escuela superior de Ingeniería química e Industrias extractivas. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Comisión Nacional del Agua (CNA). (2006). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. 79-147.
- Secretaría de Relaciones Exteriores de México. Planta Internacional de Tratamiento de Aguas Residuales de Nuevo Laredo, Tamaulipas (PITAR). (2010). Comisión internacional de límites y aguas entre México y Estados Unidos, Sección México. 29 de abril del 2010.
- Schreiber I. M. y Mitch W. A. (2006). "Occurrence and Fate of Nitrosamines and Nitrosamine Precursors in Wastewater-Impacted Surface Waters Using Boron as a Conservative Tracer", en *Environmental Science and Technology*. 40, 10: 3203-3210.
- Tejeda S., Avila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Diaz-Delgado C., J. Lugo. (2005). La medición de sedimentos en México. Distribución de metales pesados en sedimentos: Estudio del curso alto del Río Lerma. Ed. IMTA-UJAT; Jiutepec, Morelos/Villahermosa, Tabasco, México, 318.
- Tejeda S. (2006). Distribución espacial y temporal de Ti, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb en sedimentos del Curso Alto del Río Lerma. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Química, México.
- Tejeda S. (2011). Balance de masa de contaminantes inorgánicos y orgánicos en el Curso Alto del Río Lerma. Tesis en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, México.
- Zarazúa G. (2000a). Bioacumulación y toxicidad de los metales pesados Cr, Cu, Zn Cd y Hg en *Daphnia pulex* de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. U.A.E.M.
- Zarazúa G. Ávila-Pérez P., Tejeda S., Barceló-Quintal I., Martínez T. (2006). Analysis of total and dissolved heavy metals in surface water of a Mexican polluted river by total reflection X-ray Fluorescence spectrometry. *Spectrochimica acta part b*. 61: 1180-1184.
- Zarazúa G. (2008). Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el Curso Alto del Río Lerma. Tesis. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.

Zarazúa G., Ávila-Pérez P., Tejeda S., Carapia-Morales L., Díaz-Delgado C. (2008). Metales pesados en agua y sedimento del Río Lerma, México. Libro La Contaminación en Iberoamérica: Xenobióticos y Metales Pesados. Editor: Juan F. Gallardo. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, España. 2008. ISBN: 978-84-612-7719-3.

Enrique Mejía Maravilla, Fernando Rosales Cristerna, José Alfredo Rojas García y Carolina Molina Segura. Atlas de la Cuenca Lerma Chapala. Evaluación de la calidad del agua. Comisión Nacional del Agua. Consultado en línea el 8 de febrero de 2012. <http://www2.ine.gob.mx/publicacionwes/libros/493/cap5.pdf>.

Plaguicidas organoclorados en el curso alto del Río Lerma

A. E. Alcántara Valladolid¹, A. Colín Cruz², V. Martínez Miranda¹, C. Fall¹.

¹Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

²Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

El curso alto del Río Lerma (CARL) es uno de los más contaminados del país, a consecuencia de las numerosas descargas industriales, municipales y a los escurrimientos agrícolas. En este trabajo, se evaluaron plaguicidas organoclorados (POCs) en muestras de agua y sedimento del Río Lerma; estos compuestos que son bioacumulativos y relativamente estables en el ambiente, pocas veces son evaluados en México y por primera vez en el Lerma.

Se desarrollaron, implantaron y validaron los Procedimientos Estándar de Operación (PEOs) de acuerdo a los métodos analíticos de la Serie SW 846, con respecto a las etapas de preparación, extracción y limpieza de las muestras así como de los análisis por cromatografía de gases (CG) con detector de captura electrónica (ECD). Se tomaron muestras de agua y sedimento en ocho sitios del Río Lerma.

En México no existe normatividad para estos compuestos, sin embargo la Norma Oficial Mexicana, NOM-001-ECOL-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (DOF, 1997), se enfoca más bien a parámetros convencionales así como algunos metales, y no presenta límites para los compuestos orgánicos tóxicos como: bifenilos policlorados (BPC), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), clorofenoles, plaguicidas organoclorados (POCs), etc. Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua

CE-CCA-001/89 (DOF, 1997), cuanto a ellos, regulan los usos para abastecimiento de agua potable, riego agrícola y protección acuática de agua dulce y marina en relación a un número limitado de compuestos tales como acenafteno, fluoranteno, naftaleno, aldrin, DDD, DDT, DDE, dieldrin, endrin y heptacloro.

Con respecto a los sedimentos, se encontraron límites máximos permisibles para diferentes clases de compuestos orgánicos en distintas legislaciones de otros países, con la finalidad de tener un parámetro de comparación para algunos compuestos tóxicos en función de la concentración permitida en límites de cuantificación para suelos no contaminados, límites máximos para zonas residenciales y recreativas y límites máximos para zonas industriales y comerciales de HCs y HAPs. Con respecto a los resultados obtenidos de plaguicidas en agua, sólo se encontraron 20 compuestos de los 21 analizados tales como (a-BHC, b-BHC, g-BHC, endrin, aldrin, endosulfán, endosulfán sulfato, DDD, DDE, DDT, entre otros); de los ocho sitios monitoreados solo se ubicaron en seis sitios: Laguna de Chignahuapan (1), Río Mezapa (2), Carretera Toluca-México (3), Reciclagua (4), Planta Toluca-Norte (5) y 200 m después de la cortina de la presa Alzate (8), y para los sedimentos se hallaron en los ocho sitios en un rango de concentración para agua de 1×10^{-6} a 1.21×10^{-3} mg/l y de 1×10^{-4} a 0.886 mg/kg en sedimentos; excepto para el endosulfán sulfato, en agua de un rango de concentración de 2.8×10^{-5} a 0.0884 mg/l y de sedimentos con 2.5×10^{-3} a 97.097 mg/kg en la laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (1).

Palabras clave: plaguicidas organoclorados, agua residual, sedimentos, Río Lerma, cromatografía de gases

Introducción

El crecimiento demográfico a nivel mundial, ha llevado al ser humano a la explotación de recursos para la satisfacción de sus necesidades. El aumento de industrias, provoca el incremento de contaminantes liberados en el ambiente; además, el uso de plaguicidas para el mejoramiento de cultivos, ocasionando que a los ríos llegue una mayor cantidad de estos compuestos.

La cuenca alta del Río Lerma, se encuentra ubicada en el Estado de México, y a su vez se divide en tres porciones curso alto, curso medio y curso bajo, con una longitud total de 175 km. El curso alto corresponde a la región de la Laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (1) y un punto situado a 200 m después de la cortina de la presa José Antonio Alzate. La distancia aproximada para el Curso Alto del Río Lerma es de 60 km (Fall *et al.*, 2007: 208-219).

El Río Lerma es utilizado como un colector público de aguas residuales municipales, industriales y agrícolas, perdiendo los signos de vida acuática. Estas descargas no controladas, sin tratar o parcialmente tratadas y los escurrimientos de las aguas utilizadas en el riego agrícola, implican la contaminación continua del agua del Río Lerma, estos desechos se acumulan en la presa José Antonio Alzate.

Los metales pesados y los compuestos orgánicos, residuos de los procesos industriales y agrícolas, alteran los sistemas acuáticos en los que son atrapados y acumulados debido a la dinámica de sedimentación (Fall *et al.*, 2007: 208-219).

Se han realizado muchos trabajos relacionados con los parámetros fisicoquímicos convencionales tales como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos, metales, pero no se ha publicado información acerca de los compuestos persistentes.

En diversos lugares del mundo se han llevado a cabo investigaciones de diferentes compuestos orgánicos. Guzzela en 1997 cuantificó bifenilos policlorados (BPC) y plaguicidas organoclorados (POCs) tales como el diclorodifeniltricloroetano (DDT), lindano y hexaclorobenceno (HCB) en sedimentos del Lago Orta (al norte de Italia) (Guzzela L., 1997: 245-254). El contenido de BPC fue mayor en los sedimentos recientes con concentraciones superiores a 100 µg/kg. Las concentraciones de DDT fueron de 120 µg/kg y de lindano de 25 µg/kg, todas cerca de la descarga principal. En Italia, Oubiña en 1998, aplicó la cromatografía de gases (CG) con diferentes detectores tales como: detector de captura electrónica (ECD), detector de nitrógeno-fósforo (NPD) y espectrometría de masas (EM), para analizar insecticidas y fungicidas tales como: clorotalonil, metalaxil, metil paration y folpet, en muestras de agua y sedimentos de Paty do Alferes (Río de Janeiro, Brasil); los valores máximos encontrados en agua fueron 210 ng/l de clorotalonil (Oubiña *et al.*, 1998: 75-79).

Por otro lado Rovedatti y colaboradores en el 2001, analizaron plaguicidas organoclorados y organofosforados en agua del río la Reconquista, en Buenos Aires (Argentina). De las muestras analizadas, 35% contenían organoclorados en concentraciones mayores a los límites de detección, no se encontraron organofosforados y los niveles de plaguicidas fueron de 40 a 400 veces más altos que los límites establecidos para la protección de la vida acuática (Rovedatti, *et al.*, 2001: 3457-3461).

Al noreste de Grecia en el 2008, se evaluó la distribución temporal y espacial de residuos de plaguicidas en agua superficial de los Ríos: Ardas, Evros y Eritropotamos; de los cuales 28 compuestos (plaguicidas, metabolitos y cafeína) fueron detectados en agua superficial y en el suelo donde se utilizaron; posteriormente de 2 meses de aplicación de los contaminantes se encontraron altas concentraciones de plaguicidas. Los compuestos que se presentaron en el agua de río: atrazina, DEA, alaclor, trifluralina,

prometrina, molinato, carbofurán, carbarilo y diazinón provocando un alto riesgo en el medio acuático (Vryzas *et al.*, 2008:1-10).

Existen investigaciones de compuestos inorgánicos en el Río Lerma (Ávila *et al.*, 2007: 625-633). Sin embargo Carreño en el 2008, realizó el primer estudio en 28 sitios del Río Lerma acerca de compuestos orgánicos persistentes, en el cual los HAPs no fueron detectados por cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas (CG/EM) y los POCs que se encontraron en la mayoría de los sitios fueron metoxicloro, endosulfan sulfato, 4-4' DDT y g-BHC; sin embargo cabe resaltar que los análisis se realizaron después de un largo tiempo de almacenamiento y existe la posibilidad de haber cambios en la composición de las muestras como lo menciona en su trabajo (Carreño,2008). El objetivo de este trabajo fue evaluar la contaminación por los compuestos orgánicos persistentes en el Río Lerma, considerando a los POCs en agua y sedimentos. La investigación se realizó en la cuenca alta del Río Lerma, utilizando CG con detector ECD.

Se analizaron 20 organoclorados considerados persistentes con propiedades carcinogénicas y mutagénicas que pueden causar efectos dañinos tanto en la salud humana como en el ambiente, ya que tienen alta afinidad con la materia particulada (ASTR, 2009).

Metodología

Método de cuantificación

Los métodos que se utilizaron para la determinación de POCs están basados en la serie SW-846 de la EPA (EPA, 1995); fue necesario la elaboración de los Procedimientos Estándar de Operación (PEOs); para su adecuación a la infraestructura del Laboratorio de Calidad del Agua del CIRA, lugar en donde se realizó la presente investigación.

Los PEOs, son la recopilación de todos los métodos involucrados en la determinación de los compuestos en muestras acuosas y sedimentos tales como la preparación, extracción, concentración, limpieza y análisis de muestras. El equipo con el cual se trabajó es un cromatógrafo de gases marca Finnigan Trace GC Ultra, acoplado a detector de ionización de flama (FID), detector de captura electrónica (ECD) y detector de conductividad térmica (TCD); se establecieron las condiciones adecuadas de operación tales como: detector, horno de columna, inyector, flujo del gas acarreador, tipo de inyección, rampas de temperatura, etc., así como el método de inyección, temperaturas del inyector y detector, características de la columna y gas acarreador. Una vez implantados y validados los PEOs se preparó la solución estándar de calibración

en un rango de concentración de 0.5 a 40 µg/l por medio de ampollitas certificadas de concentración conocida (Marca Supelco con número de catálogo 47426-U y 4-8460 de analitos de interés y compuestos surrogados; y solventes ultra alta pureza Marca Sigma-Aldrich).

Elaboración de curvas de calibración

Una vez establecidas las condiciones en el sistema, se realizó la preparación de las curvas de calibración con 8 niveles de concentración en un rango previamente establecido con una ampollita de concentración conocida para los compuestos de cada grupo (Marca Supelco, y solventes ultra alta pureza Marca Sigma-Aldrich); y otra con estándares de recuperación de concentración conocida. Posteriormente, se realizó la verificación de la curva de calibración por medio de muestras de referencia y muestras blanco.

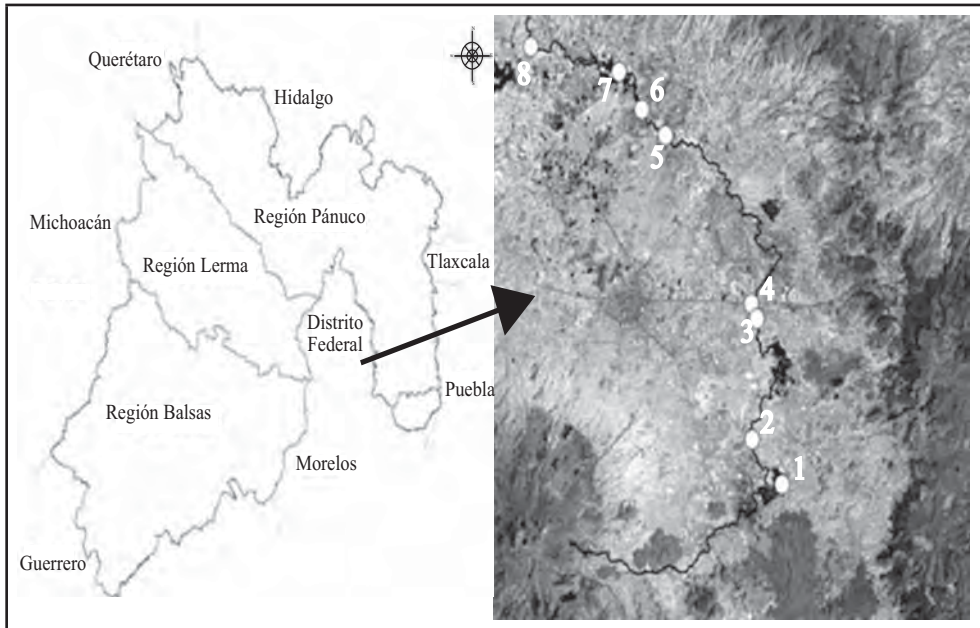
Se utilizaron 2 columnas capilares de sílica fundida con la finalidad de analizar y verificar los resultados obtenidos; fueron del tipo CP-Sil 8 CB de 30 m x 0.53 mm ID x 1.50 µm y CP Sil 19CB de 30 m x 0.53 mm ID x 1.0 µm marca VARIAN. Las condiciones del sistema para el análisis de POCs con detector ECD fueron las siguientes: temperatura inicial del horno 100 °C, aumentando cada 20 °C/min hasta alcanzar 160 °C manteniendo 1 min, incrementando cada 10 °C/min a 290 °C manteniéndose 5 min, temperatura del inyector a 250 °C, flujo split 40 ml/min; temperatura del detector 350 °C.

Por medio del cromatograma de la curva de calibración de cada compuesto se obtuvieron: tiempo de retención de cada nivel, área y coeficiente de determinación mediante el software del equipo ChromQuest V. 4.0, los cuales corresponden a una ecuación de segundo orden del tipo ax^2+bx+c .

Área de muestreo

El curso alto del Río Lerma es localizado en la región central de México, a partir de la Laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río, a 200 m después de la cortina de la presa de José Antonio Alzate (Fig. 4.1). Las muestras de agua y sedimento fueron colectadas en 8 sitios distribuidos a lo largo del Río Lerma en la Tabla 4.1 se muestran las coordenadas de cada uno de los sitios con un GPS por sus siglas en inglés (Global Positioning Systems) (Fall *et al.*, 2007: 208-219).

Fig. 4.1. Localización de los sitios de muestreo del CARL.



Fuente: EASTMAN, 2009:327

Tabla 4.1 Sitios monitoreados del curso alto del Río Lerma

<i>Sitio</i>	<i>Referencia</i>	<i>Longitud Oeste</i>	<i>Latitud Norte</i>	<i>Longitud cm</i>	<i>Latitud cm</i>	<i>UTM X</i>	<i>UTM Y</i>
1	Laguna Chignahuapan (Almoloya del Río)	99° 29' 30.98"	19° 9' 9.14"	-99.49194	19.15254	448303	2117578
2	Río Mezapa	99° 30' 49.03"	19° 11' 5.03"	-99.51362	19.18473	448303	2121147
3	Carretera Toluca-México	99° 31' 20.46"	19° 16' 35.90"	-99.52235	19.27664	445146	2131320
4	Reciclagua	99° 31' 17.72"	19° 17' 15.25"	-99.52159	19.28757	445229	2132529
5	Planta Toluca-Norte	99° 34' 49.26"	19° 23' 54.31"	-99.58035	19.39842	439097	2144815
6	Carretera Toluca-Temoaya	99° 37' 4.48"	19° 24' 37.55"	-99.61791	19.41043	435157	2146157

PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN EL CURSO ALTO
DEL RÍO LERMA

7	Zona C presa J. A. Alzate	99° 39' 33.95"	19° 26' 57.05"	-99.65943	19.44918	430815	2150461
8	200 m después de la presa Alzate	99° 45' 20.16"	19° 28' 16.25"	-99.75560	19.47118	420730	2152937

Fuente: EASTMAN, 2009:327.

Los POCs fueron analizados por CG/ECD, además, los parámetros fisicoquímicos: pH, conductividad eléctrica, DQO, OD, los sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles (SST, SSF, SSV) fueron determinados en muestras acuosas.

Técnicas de muestreo

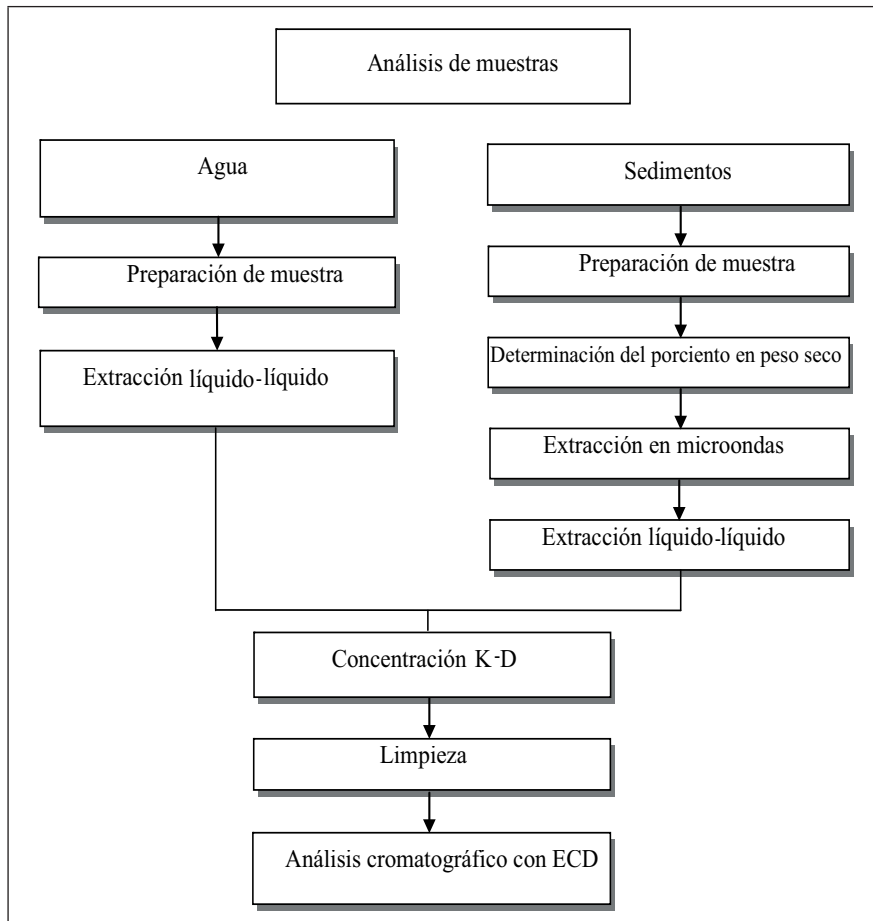
La toma de muestras de agua se llevó a cabo a 50 cm profundidad al centro de la corriente (según las condiciones del sitio) del Río Lerma, con un dispositivo tipo "Grab", se trasvasó a botellas de vidrio con tapa de teflón para los diferentes análisis, fueron determinados los parámetros *in situ* (temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto) con equipos portátiles, ni las muestras, ni el solvente deben estar en contacto con materiales de plástico antes y durante el análisis para evitar la contaminación de ftalatos. Las muestras se refrigeraron a 4°C hasta análisis.

Para las muestras de sedimento se tomaron muestras compuestas de cada sitio, utilizando un dispositivo diseñado por el ININ (Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares) (Zarazúa, 2000a; Ávila *et al.*, 2007: 625-633), el cual es tipo pala de acero inoxidable que cuenta con un mecanismo para que después de tomar la muestra, éste se cierre y no permita el contacto del sedimento con el agua, y para los sitios en donde fue difícil el acceso por el alto cauce del río se utilizó una draga para la toma de muestras, la cual permite que ésta se introduzca hasta el fondo del río, sin importar la profundidad; determinando el porcentaje de humedad de los sedimentos (Greenberg *et al.*, 1992: 1268).

Preparación de muestras de agua y sedimento

En la Fig. 4.2 se muestra el procedimiento para el análisis de POCs en muestras de agua y sedimento.

Fig. 4.2 Procedimiento de análisis para POCs en agua y sedimento



Fuente: elaboración propia.

Extracción de muestras acuosas

Para los POCs de acuerdo al método 3510-C de la EPA se realizó una extracción líquido-líquido, ajustando el pH a un valor de 5 a 9, utilizando 1 litro de muestra, con la adición de estándares certificados (mezcla de compuestos de interés y de recuperación), dependiendo el tipo de muestra ya sea: referencia o fortificada

(compuestos de interés), muestras control o blanco y muestras reales (estándares de recuperación). Se utilizaron 3 porciones de cloruro de metileno para realizar la extracción en el embudo de separación. El solvente extraído se recolecta y se mezcla. Las 3 porciones recolectadas se secaron utilizando sulfato de sodio anhidro, posteriormente se utilizó el concentrador kuderna-danish (K-D) adicionando cloruro de metileno y se concentró la muestra a 1 ml (EPA, 1996a); al concentrado se le adicionó 50 ml de hexano y redujo el volumen a 10 ml; posteriormente se procedió a la limpieza de florisil de acuerdo al método EPA 3620-B con una columna cromatográfica con 20 g de florisil y 1 cm de sulfato de sodio anhidro preparada y tratada con 60 ml de hexano, se eluyó la columna con los 10 ml de la muestra concentrada en hexano con 2 ml de hexano, después se adicionó 200 ml de la mezcla de etil éter:hexano (6:94) (v:v) *fracción 1*, y 200 ml de la mezcla de etil éter:hexano (15:85) (v:v) *fracción 2*. Las 2 fracciones se concentraron en el (K-D) a un volumen de 1 ml (EPA, 1996b); se adicionaron 20 ml de hexano y nuevamente se concentró a 1 ml. Finalmente el extracto se analizó para POCs por GC/ECD por medio del método EPA 8081-A (EPA, 1996c).

Extracción de Sedimentos

Para la extracción de sedimentos de POCs se baso en el método de extracción por microrondas 3546 (EPA, 2000) utilizando el equipo Marca CEM Modelo MARXS (CEM, 2001) con 5 g de sedimento, 10 g de sulfato de sodio anhidro, adicionando la solución estándar de fortificación dependiendo el tipo de muestra. Se mezcló y se puso en el equipo con 25 ml de la mezcla hexano:acetona durante 35 minutos, posteriormente se dejó enfriar y secar la muestra con sulfato de sodio anhidro, se adicionó 10 ml de la mezcla de hexano:acetona, posteriormente se tomó 10 ml de esta solución en un embudo de separación con 20 ml de agua HPLC ajustada a un pH de 5 a 9, para las 3 extracciones líquido-líquido de acuerdo al método 3510-C (EPA, 1996a). En ambos casos se utilizó cloruro de metileno para las 3 extracciones; las porciones de los solventes se juntaron y secaron utilizando sulfato de sodio anhidro. Se concentró la muestra a 1 ml. Posteriormente se enfriaron las muestras y se realizó la limpieza con florisil de la misma manera que para las muestras de agua como se describió en el apartado anterior. La validación de los análisis se realizó de acuerdo a los criterios de la metodología EPA 8081-A (EPA, 1996c); para la determinación de POCs considerando los porcentajes de recuperación de cada grupo de compuestos en las muestras de agua y sedimentos.

Resultados

Cuantificación de POCs

En la presente investigación de la contaminación de POCs en agua y sedimentos del curso alto del Río Lerma y los posibles riesgos a la salud de los ecosistemas; de los ocho sitios monitoreados se encontró la presencia de compuestos orgánicos tóxicos persistentes (endosulfan, aldrin, α -BHC, heptacloro, 4,4'-DDD, 4,4'-DDT, metoxicloro, criseno, pireno y antraceno).

La mayoría de los POCs identificados y cuantificados corresponden al tipo insecticidas y herbicidas, derivados del petróleo. Los POCs en agua y sedimento son compuestos que se encuentran en forma iónica y son estables en el agua y se retienen en el sedimento.

Carreño en el 2008, realizó el primer estudio en 23 sitios del Río Lerma acerca de compuestos orgánicos persistentes, en el cual los POCs que se encontraron en la mayoría de los sitios fueron metoxicloro, endosulfan sulfato, 4-4' DDT y γ -BHC; sin embargo cabe resaltar los análisis se realizaron después de un largo tiempo de almacenamiento y existe la posibilidad de haber cambios en la composición de las muestras como lo menciona en su trabajo (Carreño, 2008).

Muestras de sedimentos

Se presentan los resultados obtenidos en sedimentos para POCs, en la Tabla 4.2 se muestran los resultados cromatográficos de POCs en sedimento del Río Lerma, dichos resultados se dividieron por grupo de compuestos en este caso para el grupo del hexaclorobenceno (BHC) con sus diferentes isómeros (α -BHC, β -BHC, γ -BHC (lindano), δ -BHC); el α -BHC se encuentra en mayores cantidades con respecto a los otros tres isómeros utilizados como insecticidas, indicando que es el isómero que se degrada en menor proporción debido a su estabilidad química de acuerdo a su estructura química, su presencia en el sedimento puede deberse a que este insecticida se utilizó en México para el control de piojos y sarna en niños, adultos y ganado, además como protector de semillas (Bejarano, 2006), se adhiere firmemente al suelo y se degrada lentamente. El sitio de mayor concentración es Laguna Chignahuapan (885.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$), seguida de Mezapa (811.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$), este compuesto no se disuelve en agua y se adhiere fácilmente al sedimento, la EPA lo considera probablemente carcinogénico en seres humanos. En el último punto de muestreo se encontró sólo 2.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$, lo que indica que este contaminante se degrada en el curso del Río Lerma.

PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN EL CURSO ALTO
DEL RÍO LERMA

En la región de Almoloya del Río se aprovechan las tierras para la agricultura; la estructura del suelo, corresponde a las siguientes formaciones: andosol con dos variantes húmico y mólico; andosol húmico, andosol mólico, litosol, hálico, histosol étrico, y feozem (Estado de México, 2009). Los POCs pueden interaccionar con este tipo de suelos por afinidad con la materia orgánica que contienen lo que incrementa la capacidad de retención.

Tabla 4.2 Resultados cromatográficos de POCs en sedimento del Río Lerma

<i>Sitio</i>	1	2	3	4	5	6	7	8			
Analito	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	min	máx
α-BHC	885.7	811.3	154.4	663.4	232.7	405.6	27.2	2.7	3	886	
γ-BHC (lindano)	133.6	140.6	21.5	98.5	20.9	28.4	1.3	0.8	1	141	
β-BHC	71.0	69.7	4.2	121.4	16.6	3.7	3.3	3.5	3	121	
δ-BHC	310.7	217.5	20.9	187.7	72.9	19.8	14.4	2.7	3	311	
Aldrin	346.0	100.8	291.9	140.9	88.4	67.4	137.6	5.3	5	346	
Dieldrin	7.1	37.8	5.2	20.2	3.2	3.5	2.2	1.0	1	38	
Endrin	11.0	63.5	6.6	48.4	0.7	0.5	1.6	3.1	1	63	
Endrin aldehído	17.1	170.0	5.5	192.7	6.7	5.3	3.6	2.7	3	193	
Endrin cetona	15.7	206.9	53.3	58.1	111.9	25.6	4.5	0.5	***	207	
Heptacloro	45.5	89.6	7.2	64.3	3.7	36.7	0.8	0.4	***	90	
Epóxido de Heptacloro	33.5	114.7	2.4	66.0	2.1	0.5	0.8	1.0	1	115	
Endosulfán I	16.1	86.1	1.5	34.1	1.3	36.6	0.7	0.5	***	86	
Endosulfán II	9.3	72.9	2.8	26.5	0.7	0.5	0.4	0.2	***	73	
Endosulfan sulfato	97097	68.1	429.9	153.8	7501.6	28.5	19.3	2.5	2	97097	
4,4'-DDD	12.9	43.0	2.6	34.2	0.7	0.5	0.4	0.2	***	43	
4,4'-DDE	5.0	13.4	31.8	319.8	42.2	31.1	0.4	0.2	***	320	
4,4'-DDT	6.8	85.6	8.4	72.2	0.7	0.5	0.9	1.4	1	86	
g-Clordano/a-Clordano	8.3	49.3	0.1	17.3	0.7	0.5	0.4	0.2	***	49	
Metoxicloro	130.2	86.7	3.3	128.4	0.7	4.1	0.4	0.2	***	130	
Suma Total	99162	2527	1053	2448	8108.2	699.5	220.1	29.2	25	100393	
Suma sin EnSu	2066	2459	623.5	2294	606.6	671.0	200.8	26.8	23	3296	

Fuente: elaboración propia.

*** (Inferior al Límite de Detección del Método).

Dentro del grupo de los endrines (aldrín, dieldrín, endrín, endrín aldehído y endrín cetona), en este caso se encontró el aldrín en la Laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río con la mayor concentración en sedimentos en un rango de 0.5 a 346 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Tabla 4.2); lo cual era de esperarse ya que los otros compuestos son productos de degradación de este. También se observa que la concentración disminuye durante el trayecto del Río Lerma. En el último punto de muestreo la concentración de estos compuestos disminuye a lo largo del río Lema con un rango de concentración de 5.3 a 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$, debido a que existen sitios donde se observa la acumulación. Desde 1950 hasta 1970, tanto el aldrín como el dieldrín se usaron ampliamente como insecticidas en cosechas tales como maíz y algodón. En 1984 la EPA prohibió todos los usos de aldrín y de dieldrín. La luz solar y las bacterias transforman el aldrín a dieldrín de manera que se encuentra principalmente dieldrín en el ambiente; dichos compuestos se adhieren firmemente al suelo y se evaporan lentamente al aire, el dieldrín en el suelo y el agua se degrada lentamente. Para el caso del endrín se usó como plaguicida para controlar insectos, roedores y pájaros. Desde 1986 no se ha producido o vendido para uso general en los Estados Unidos. El endrín aldehído se debe a una impureza y producto de degradación del endrín, tal es el caso del endrín cetona que se da cuando el endrín se expone a la luz.

Por otro lado, la presencia de heptacloro y su metabolito el epóxido de heptacloro durante el trayecto del Río Lerma, se debe principalmente a la actividad de los organismos vivos que transforman al heptacloro en epóxido de heptacloro; mientras que las plantas pueden absorber a ambos compuestos del suelo, sin embargo el epóxido de heptacloro en sedimentos presenta la mayor concentración debido a que se adhiere fuertemente a las partículas en el suelo (ASTR, 2009), el sitio de muestreo con mayor concentración es Mezapa con un rango de 114.7 a 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Tabla 4.2); también se observa que la concentración para los dos compuestos disminuye significativamente a partir de la Carr. Toluca-Temoaya; por lo que se puede inferir que a partir de este sitio en adelante decrece el uso de heptacloro, y por tanto también el de su metabolito. Anteriormente el heptacloro fue usado para matar insectos en viviendas, edificios y cosechas de maíz, dejándolo de usar en 1988; es más probable encontrar el epóxido de heptacloro en el ambiente, puede permanecer en el suelo y en el agua por muchos años, dicho compuesto es altamente tóxico para los humanos y causa hiperexcitación del sistema nervioso central y daños al hígado.

En la Tabla 4.2 se muestra el comportamiento del grupo del endosulfán (endosulfán I, endosulfán II, endosulfán sulfato), con base a los resultados cromatográficos de los sedimentos; tanto el endosulfán I como el II se encontraron en un rango de concentración de 86 a 1.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$, a diferencia del endosulfán sulfato con mayor concentración en el sitio de Laguna de Chignahuapan con un valor de 97097 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y en el sitio de

muestreo de Carretera Toluca-Temoaya la concentración registrada fue de 7502 µg/kg con lo que indica la presencia masiva del endosulfán sulfato; sin embargo, altas concentraciones de este compuesto debe interpretarse con precaución; tomando en cuenta los problemas de análisis como la coelución y la sobre estimación del método de cuantificación.

El endosulfán I y II es usado como insecticida y acaricida para controlar insectos en cosechas, y también como preservativo para madera, sin embargo dicho compuesto no se disuelve fácilmente en agua y se adhiere a partículas de tierra o en sedimentos y tarda años para degradarse completamente, el principal producto de degradación del endosulfán es el endosulfán sulfato, se encontró en mayor proporción el endosulfán sulfato en sedimentos del Río Lerma, dicho compuesto es uno de los pocos insecticidas clorados que no tienen prohibido su uso a pesar de demostrarse su elevada toxicidad en organismos acuáticos.

Otro de los grupos analizados es el del DDT con sus isómeros (4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT), se detectaron en un rango de concentración de 320 a 0.2 µg/kg (Tabla 4.2), presentando la mayor concentración el 4,4'-DDE en el sitio de muestreo Reciclagua con una valor de 320 µg/kg y posteriormente en el siguiente sitio la concentración de los tres compuestos disminuye paulatinamente hasta llegar a 0.2 µg/kg en el sitio de 200 m después de la presa Alzate sin embargo, el DDT es un plaguicida usado extensamente en el pasado para controlar insectos en cosechas agrícolas e insectos portadores de enfermedades tales como la malaria y el tifus. Actualmente se usa solamente en algunos países para controlar la malaria, por su parte el DDD también se usó para plagas, pero su uso fue menor que el DDT. Una forma del DDD ha sido usada en medicina para tratar el cáncer de la glándula adrenal. Tanto el DDE como el DDD son productos de degradación del DDT. El DDT, DDE y DDD permanecen en el suelo por mucho tiempo, posiblemente cientos de años. La mayoría del DDT se degrada lentamente a DDE y DDD, generalmente por la acción de microorganismos. Estos productos químicos también pueden evaporarse al aire y depositarse en otros lugares. Se adhieren firmemente al suelo y permanecen generalmente en las capas superficiales del suelo. Algunas partículas de tierra que contienen DDT, DDE o DDD pueden entrar a ríos y a lagos en flujos de escorrentía. El tiempo que el DDT permanece en el suelo depende de: temperatura, tipo de suelo y humedad del suelo (ASTR, 2009). Por lo que en el Río Lerma, el DDT se encuentra en menor concentración debido a la degradación en DDE, DDD, encontrando mayor concentración de DDE.

Por otro lado, los isómeros del clordano (g-clordano, a-clordano) se consideró un mismo compuesto debido a que al realizar el análisis cromatográfico se localizaron un mismo pico y es complicado la integración de los dos isómeros; el

rango de concentración fue de 49 a 0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Tabla 4.2) y la mayor concentración se encontró en Mezapa, debido a que se adhiere fuertemente a las partículas en el suelo (ASTR, 2009); también se observa que la concentración disminuye significativamente a partir de Carretera Toluca-Temoaya. Anteriormente el clordano fue usado como plaguicida en cosechas, en prados y jardines y para controlar termitas, puede permanecer en el suelo por más de 20 años, se degrada lentamente, no se disuelve fácilmente en agua y se acumula en los tejidos de peces, aves y mamíferos.

Finalmente el último contaminante analizado fue el metoxicloro, el cual presentó un valor de 130 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en la Laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río con la mayor concentración en sedimentos, seguida de Reciclagua con una concentración de 128 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y va disminuyendo paulatinamente en el trayecto del Río Lerma a partir de la Carr. Toluca- Temoaya con 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. El metoxicloro es usado como insecticida contra moscas, mosquitos, cucarachas, larvas de ácaros y una gran variedad de otros insectos. Se usa en cosechas agrícolas y ganado, y en graneros, depósitos de cereales, jardines domésticos y en animales domésticos, se adhiere firmemente al suelo y se evapora lentamente al aire, el agua y el suelo por la luz solar y organismos microscópicos.

Muestras de agua

En la Tabla 4.3 se presentan los resultados obtenidos de POCs en agua del Río Lerma, únicamente de los ocho sitios monitoreados solo se encontró la presencia de los POCs en seis sitios: laguna de Chignahuapan (1), Mezapa (2), Carr. Toluca-México (3), Reciclagua (4), Planta Toluca-Norte (5) y 200 m después de la cortina de la presa Alzate (8), de los cuales a partir de Mezapa se incrementa el número de compuestos y su concentración se infiere que en este sitio es una fuente de incorporación y consigo de contaminación; en algunos casos en el trayecto del Río Lerma va disminuyendo la concentración de los contaminantes en los sitios; para el grupo del hexaclorobenceno (BHC) con sus diferentes isómeros (α -BHC, β -BHC, γ -BHC, δ -BHC); el δ -BHC en la Carretera Toluca-México (3) presenta la concentración mayor comparada con los demás isómeros con 936 ng/l, seguida del río Mezapa (2) con 760 ng/l, tal es el caso del α -BHC, el sitio con menor concentración de compuestos es en la Laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (1) con esto es probable que los plaguicidas los van incorporando a partir del río Mezapa (2).

PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN EL CURSO ALTO
DEL RÍO LERMA

Tabla 4.3 Resultados de POCs en muestras de agua del Río Lerma

Sitio	1	2	3	4	5	8		
Analito	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	mínimo	Máximo
a-BHC	10	67	42	16	35	269	10	269
g-BHC	2	136	36	30	103	6	2	136
b-BHC	7	42	34	159	36	26	7	159
d-BHC	30	760	936	27	373	40	27	936
Aldrin	11	156	96	56	99	357	11	357
Dieldrin	1	119	1094	31	79	7	1	1094
Endrin	6	59	532	17	15	26	6	532
Endrin aldehído	18	---	---	32	4	---	4	32
Endrin cetona	60	481	206	21	42	4	4	481
Heptacloro	5	224	667	22	261	1	1	667
Epóxido de heptacloro	7	185	44	31	28	7	7	185
Endosulfán I	1	71	2	2	9	1	1	71
Endosulfán II	11	399	363	14	67	11	11	399
Endosulfan sulfato	88422	9252	4820	713	28	3069	28	88422
4,4'-DDD	3	458	1211	2	19	1	1	1211
4,4'-DDE	3	566	201	130	637	178	3	637
4,4'-DDT	68	99	266	3	13	1	1	266
g-Clordano/a-Clordano	3	75	103	11	10	1	1	103
Metoxicloro	172	569	332	41	18	1	1	569
Suma Total	88840	13673	10783	1357	1877	4003		
Suma sin EnSu	418	4422	5964	644	1849	934		

Fuente: elaboración propia.

El grupo de los endrines (aldrin, dieldrin, endrin, endrin aldehído y endrin cetona) en este caso se encontró el dieldrin en la Carretera Toluca-México (3) con una concentración mayor de 1094 ng/l en un rango de 1-1094 ng/l (Tabla 4.3) con esto es posible que sea producto de la degradación del aldrin, las bacterias con la luz solar van transformando el aldrin a dieldrin de manera que se encuentra principalmente dieldrin en el ambiente; se adhieren firmemente al suelo y se evaporan lentamente al aire, el compuesto de menor concentración encontrado fue el endrin aldehído en

donde en la Laguna de Chignahuapan (1) se reportó la concentración de 18 ng/l y posteriormente no se detecta en 2 sitios posteriores y hasta Reciclagua (4) se incorpora con una concentración de 32 ng/l y así disminuye en los dos sitios restantes.

Por otro lado, el heptacloro y epóxido de heptacloro presentan el mismo comportamiento entre sí durante el trayecto del Río Lerma, posiblemente a que ambos compuestos tienen solubilidades semejantes. A partir del sitio 5 en la planta Toluca-Norte disminuye notablemente la concentración de los dos compuestos, el rango de concentración para el heptacloro es de 1-667 ng/l y para el epóxido de heptacloro es de 7-185 ng/l (ver Tabla 4.3), comparado con los sedimentos el compuesto que presenta la mayor concentración es el epóxido y en caso de las muestras de agua fue el heptacloro debido a que se adhiere fuertemente a las partículas en el suelo (ASTR, 2009), es más probable encontrar el epóxido de heptacloro en el ambiente.

En la Tabla 4.3 se muestra el comportamiento del grupo del endosulfán (endosulfán I, endosulfán II, endosulfán sulfato); tanto como el endosulfán I y II presentan el mismo comportamiento durante el trayecto del Río Lerma con un rango de concentración de 86-1.0 µg/kg, a diferencia del endosulfán sulfato con mayor concentración en el sitio de la laguna de Chignahuapan (1) con un valor de 88422 ng/l, posteriormente la concentración de dicho compuesto va disminuyendo paulatinamente hasta el sitio de planta Toluca-Norte (5) con 28 ng/l y en el último sitio de muestreo 200 m abajo de la presa Alzate (8) la concentración de endosulfán sulfato se incrementa hasta llegar a 3069 ng/l, con respecto a los otros dos compuestos endosulfán I y II el rango de concentración es de 1-71 ng/l y 11-363 ng/l respectivamente, con esto indica la presencia masiva del endosulfán sulfato.

Otro de los grupos analizados es el del DDT con sus isómeros (4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT), dichos compuestos presentan un rango de concentración de 1-1211 ng/l (Tabla 4.3), presentando la mayor concentración el 4,4'-DDD en el sitio de muestreo Reciclagua con un valor de 1211 ng/l y posteriormente en el siguiente sitio la concentración de los tres compuestos disminuye paulatinamente hasta llegar a Reciclagua con una concentración de 2,130 y 3 ng/l respectivamente, sin embargo a partir de este punto el 4,4'-DDE aumenta a 637 ng/l en la planta Toluca-Norte, al parecer este compuesto ha sido incorporado para controlar insectos en cosechas agrícolas, tanto el DDE como el DDD son productos de degradación del DDT, estos contaminantes son difícil de degradar por mucho tiempo, posiblemente cientos de años (ASTR, 2009). Por lo que en el Río Lerma, el DDT se encuentra en menor concentración debido a la degradación en DDE, DDD, en mayor concentración de DDE.

Para los isómeros del clordano (g-clordano, a-clordano) el rango de concentración fue de 1-103 ng/l (Tabla 4.3), aumentando paulatinamente la concentración en el sitio de la Carretera Toluca-México (3) de 103 ng/l y en el siguiente punto de Reciclagua

(4) disminuye la cantidad a 11 ng/l hasta llegar a 1 ng/l en 200 m después de la cortina de la presa Alzate (8), dicho compuesto se degrada lentamente, es posible que el clordano se haya utilizado años anteriores como plaguicida en cosechas, debido a que se aumenta su capacidad para adherirse a las partículas del sedimento, por el incremento de partículas iónicas en el agua, lo que provocan que este compuesto tenga menor su solubilidad en el agua (ASTR,2009).

El último contaminante analizado fue el metoxicloro con un rango de concentración de 1-569 ng/l con el valor máximo de 569 ng/l en río Mezapa (2) y disminuyendo la cantidad en cada uno de los sitios monitoreados hasta llegar a la presa Alzate (7) y 200 m después de la cortina de la presa (8) en donde se encontró la cantidad de 1 ng/l, el metoxicloro sigue siendo usado como insecticida contra moscas, mosquitos, cucarachas, larvas de ácaros y una gran variedad de otros insectos. Se usa en cosechas agrícolas y ganado, y en graneros, depósitos de cereales, jardines domésticos y en animales domésticos, se adhiere firmemente al suelo y se evapora lentamente al aire, el agua y el suelo por la luz solar y organismos microscópicos.

Los POCs en general se encontraron en mayor concentración en sedimentos que en agua, mostrando una mayor afinidad por el contenido de materia orgánica que está asociado al sedimento fino principalmente a aluminosilicatos

Conclusiones

La presencia de plaguicidas organoclorados, dan indicios que se han utilizado por periodos prolongados con un uso indiscriminado en las zonas de monitoreo a lo largo del Río Lerma

El α -HCH, aldrín, heptacloro, endosulfán sulfato, se presentaron en mayores concentraciones en el sitio de la laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (1) en sedimentos con 885.7, 346, 45.5, 97,096.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$, dado que es una zona agrícola, considerados como probable carcinogénico en seres humanos, dichos compuestos se utilizaron en México por varios años para el control de plagas; se desconoce si se ha dejado de usar hasta el momento a pesar de la eliminación del producto.

El sitio de Carretera Toluca-México (3), presentó la mayor cantidad de POCs, en agua, tales como δ -HCH, dieldrín, heptacloro, p,p'-DDD, clordano, 936, 1094, 667, 1211, 103 ng/l, sin embargo la presencia del metabolito endosulfán sulfato prevalece en el sitio 1 con una concentración de 88,422ng/l, con esto se muestra el nivel de toxicidad que tiene el sitio y el deterioro del agua.

Recomendaciones

El uso de plaguicidas e insecticidas en esta región carece de normatividad adecuada. Algunos insecticidas se siguen comercializando y usando indiscriminadamente en México aunque en otros países está prohibida su venta y uso.

Es necesario un mayor control de las autoridades sanitarias para el uso moderado de plaguicidas prohibidos, los cuales no pueden ser eliminados de su uso debido a los tipos de plagas que existen en la región.

Es urgente impulsar una cultura ambiental en la población, que les permita hacer un uso y manejo adecuado de los plaguicidas.

Es importante realizar un estudio posterior con el endosulfán sulfato en los sitios en donde se encontró la mayor cantidad de dicho compuesto.

Referencias

- ASTR. 2009 (www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts12.html) Consulta en línea 2009.
- Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia L., Tejeda S., Díaz-Delgado C., y Barceló Quintal I. (2007) "Evaluation of heavy metals and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River", en *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 273 No. 3, pp.625-633.
- Bejarano F., Souza J. y Gutiérrez M. (2006). Alternativas al Lindano para el control de piojos, y sarnas en humanos y animales y la protección de semillas. Primera edición. Junio 2006.
- Carreño L. M. C. (2008). Estudio de la Presencia y Distribución de Compuestos Orgánicos Tóxicos del Curso Alto del Río Lerma. Tesis Doctoral, CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM.
- CEM (2001). Methods for microwave accelerated reaction system for acid digestion. 600109.
- Eastman, R. (2009). "Guide to GIS and image processing Idrisi Taiga". Clark Labs/ Clark University. Estados Unidos de América. p.327.
- (EPA) Agencia de Protección al Medio Ambiente. (1995). "SW-846 Test Methods for Evaluating Solid Waste: Physical Chemical Methods".
- (EPA) Agencia de Protección al Medio Ambiente. (1996a). "Method 3510-C Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction".

- (EPA) Agencia de Protección al Medio Ambiente. (1996b). "Method 3620-B Florisil Cleanup".
- (EPA) Agencia de Protección al Medio Ambiente. (1996c). "Method 8081-A Organochlorine Pesticides by Gas Chromatography".
- (EPA) Agencia de Protección al Medio Ambiente. (2000). Method 3546 Microwave Extraction".
- Estado de México, Almoloya del Río (<http://www.edomexico.gob.mx/almoloyadelrio/htm/mediosfisco.htm>)(consulta en línea Marzo 2009).
- Fall, C., Hinojosa-Peña A., Carreño-León, C. (2007). "Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal", en *Science of the Total Environment*. Vol. 373 pp. 208-219.
- Greenberg A., Clesceri L. y Eaton A. (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association Ed., p.1268.
- Guzzela, L. (1997). "PCBs and Organochlorine Pesticides in Lake Orta (Northern Italy) Sediments", en *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 99, pp. 245-254.
- Oubiña, A., Martínez, E. Gascón, J., Barceló, D. y De Ailleluia, I. (1998). "Monitoring of Insecticides and Fungicides in Water and Sediment Samples in the Brazilian Environment", en *International Journal Environmental Analytical Chemistry*. Vol. 70. No. 1-4. pp. 75-79
- Rovedatti, M.G., Castane, P. M., Topalián, M. L. y Salibián, A. (2001). "Monitoring of Organochlorine and Organophosphorus Pesticides in the Water of The Reconquista River (Buenos Aires, Argentina)", en *Water Research* Vol. 35, No. 14, pp. 3457-3461.
- Zarazúa G. (2000a). Bioacumulación y toxicidad de los metales pesados Cr, Cu, Zn Cd y Hg en *Daphnia pulex* de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. U.A.E.M.
- Zarazúa G. (2008). Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el curso alto del Río Lerma. Tesis de Doctorado. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. U.A.E.M.
- Vryzas Z., Vassiliou G., Alexoudis C., Papadopoulou- Mourkidou E. (2008). "Spatial and temporal distribution of pesticides residues in surface waters in northeastern Greece", en *Water Research* Vol. 43, pp. 1-10.

Evaluación de los factores de bioacumulación y translocación de metales pesados en sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del curso alto del Río Lerma

G. Zarazúa Ortega¹, M. Valdivia Barrientos^{1,2}, P. Ávila Pérez^{1,2}, S. Tejeda Vega¹,
C. Zepeda Gómez³, C. Díaz Delgado⁴, R. Soria Juárez¹.

Gerencia de Ciencias Ambientales. ¹Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, División de Estudios de Posgrado e Investigación. ²Instituto Tecnológico de Toluca,

³Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

⁴Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

El Río Lerma es uno de los cuerpos de agua más contaminados de México que presenta una baja biodiversidad, en éste se desarrollan plantas acuáticas resistentes a la contaminación. En este trabajo se evaluaron los factores de bioacumulación (FBA) y translocación (FT) de los metales Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb en las partes aéreas y sumergidas de sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del Curso Alto del Río Lerma. Se tomaron muestras de agua y *H. ranunculoides* en 6 sitios del río, se analizaron por la técnica de Espectrometría de Emisión Óptica de Plasma (ICP-OES). Los resultados muestran que el Zn y Fe presentaron los FBA más altos seguido del Cu, Mn, Cr y Pb. Por otro lado los FBA fueron más altos en las estructuras sumergidas de la planta y con excepción del Zn, todos los metales presentaron bajos factores de translocación. Como resultado de este estudio

se puede considerar que *H. ranunculoides* es un buen indicador de contaminación por metales en cuerpos de agua

Introducción

El agua es un recurso natural que en las últimas décadas se ha sobreexplotado y utilizado como un medio rápido y barato para deshacerse de desechos ya que en los cuerpos de agua se vierte una gran cantidad de aguas residuales sin tratamiento; por ello muchos países y México sin ser la excepción, enfrentan grandes problemas por la creciente contaminación de sus sistemas acuáticos (Jiménez, 2001).

Los principales contaminantes que modifican la calidad natural de las corrientes de agua son: Materia orgánica, que ocasiona la disminución del oxígeno disuelto; nutrientes que provocan eutrofización; grasas y aceites, organismos patógenos, metales pesados, detergentes y plaguicidas entre otros, los cuales pueden afectar a la salud humana, flora y fauna acuáticas (Ramos *et al.*, 2003).

Debido a la cantidad y variedad de contaminantes en las aguas residuales el manejo de éstas se torna problemático debido a las grandes inversiones que deben de realizarse en plantas de tratamiento con el fin de depurar esta agua antes de su vertimiento a un cuerpo de agua. Ante esta problemática, ha surgido la necesidad de investigar técnicas innovadoras para el tratamiento de estos desechos, tales como los sistemas que combinan procesos físicos, químicos y biológicos (Celis *et al.*, 2005). Dentro de los sistemas biológicos, el uso de plantas acuáticas se ha propuesto como un tratamiento alternativo secundario o terciario de aguas residuales, ya que se han obtenido resultados favorables en la remoción de sustancias orgánicas e inorgánicas, como nutrientes y metales pesados (Novotny y Olem, 1994; Singh *et al.*, 2003; Miretzky *et al.*, 2004).

Se ha demostrado que las macrófitas acuáticas son efectivas para reducir el nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos, metales, etc., pueden desarrollarse en un rango de pH entre 4-10, toleran temperaturas entre 5 y 30 °C (Warrier y Saroja, 2008); son bien conocidas por su capacidad para acumular metales por lo que son ampliamente utilizadas como bioindicadores de la calidad del agua y en estrategias de fitorremediación (Valitutto *et al.*, 2006).

Especies de plantas acuáticas como *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, *Hydrocotyle sp.*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia sp.*, *Scirpus validus*, *Typha latifolia*, *Wedelia trilobata*, son ejemplos de especies consideradas como acumuladoras de metales (Aksorn y Visoottiviseth, 2004; Mota, 2008). Pueden absorber y concentrar metales como plomo, cadmio, mercurio, cromo, níquel, cobre, zinc, manganeso, entre

otros. La incorporación de los metales se lleva a cabo principalmente a través de las raíces, cuyas fibras tienen una gran área de contacto con el medio, lo que favorece su capacidad para incorporar diferentes tipos de sustancias (Mejare y Bülow, 2001). Este proceso es regulado por factores biológicos (especie, edad, estrés), físicos y químicos (pH, temperatura del agua, forma química del metal) y ambientales (temperatura, radiación solar, columna de agua) (Wang *et al.*, 1997). La primera barrera para la incorporación y translocación de metales son las raíces, las cuales actúan como un verdadero filtro absorbiendo y reteniendo la mayor concentración de metales (Lu *et al.*, 2004; Hasan *et al.*, 2007; Olivares y colaboradores, 2007).

Hydrocotyle ranunculoides L. fill de nombre común sombrerillo de agua, es una planta acuática perenne de la familia *Apiáceae*, pertenece a la categoría de las hidrófitas enraizadas emergentes, presenta hojas flotantes brillantes. Su hábitat son canales, lagos y charcas, crece en aguas poco profundas tanto lénticas (movimiento lento o nulo) como lóxicas (con movimiento), es resistente a la alta contaminación por lo que es un útil indicador, ya que se desarrolla mejor en cuerpos de agua con alta concentración de materia orgánica, nitratos y fosfatos (Van der Krabben y Rotteveel, 2003).

El Río Lerma es un cuerpo de agua que presenta una alta carga de contaminantes, incluyendo metales pesados como Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb, los cuales son considerados como los de mayor importancia ecológica y toxicológica (Zarazúa, 2008). Debido a la contaminación que presenta su cauce desde los ochentas se declaró como zona inadecuada para la vida acuática y en los noventas se estimó que la contaminación en la zona había provocado la pérdida de plantas hidrófitas emergidas y sumergidas, así como vegetación microscópica y vegetación flotante (Gobierno del Estado de México, 2000). Por lo anterior, la biodiversidad que presenta es baja, permaneciendo en él únicamente especies resistentes a la contaminación (Zarazúa, 2008; Tejeda *et al.*, 2010;), tales como: *Berula erecta*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Juncus effusus*, *Lemna gibba* y *Schoenoplectus validus*. Siendo la especie *H. ranunculoides* una de las más abundantes y representativas de la zona (Valdivia, 2011).

El objetivo del presente trabajo de investigación fue evaluar los factores de bioacumulación y translocación de metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb en sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del Curso Alto del Río Lerma.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El curso alto del Río Lerma (CARL), forma parte de sistema hidrológico Lerma-Chapala, comprende la vertiente norte de la sierra Nahuatlaca-Matlazinca así como la vertiente nororiental del Nevado de Toluca, tiene una longitud de 47 km y drena una cuenca de 2118 km², esta área queda contemplada desde las lagunas de Almoloya hasta aproximadamente 9 km aguas abajo de la presa José Antonio Alzate (Fig. 5.1) (Gobierno del Estado de México, 2000).

Actualmente la calidad del agua del CARL enfrenta un problema de deterioro relacionado al acelerado crecimiento demográfico e industrial en la zona, ya que en esta región la industria es una importante fuente de empleo y riqueza económica que requiere servicios. Es importante mencionar que las actividades agrícolas también son parte fundamental de la dinámica económica del Valle de Toluca (Zarazúa, 2008).

Muestreo

El muestreo se llevó a cabo durante la época de estiaje. Las muestras se tomaron en seis sitios del CARL, donde la presencia del *H. ranunculoides* era abundante (Fig. 5.1 y Tabla 5.1). En cada sitio se colectaron 50 cm² de esta planta extrayéndolos desde la raíz, se colocaron en bolsas de polietileno y se transportaron al laboratorio de fluorescencia de rayos X del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares para su procesamiento. A su vez en cada sitio se obtuvieron 20 litros de muestras compuestas de agua superficial, las cuales fueron colectadas con un muestreador para agua superficial tipo *Grab*, de las cuales se tomó un litro para la determinación de metales solubles y otro para los metales totales, los cuales se colocaron en frascos de polietileno previamente acondicionados (Zarazúa, 2008). Todas las muestras se conservaron a 4°C hasta su procesamiento. Los parámetros fisicoquímicos de temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica del agua se determinaron *in situ* con un equipo portátil Hach.

Fig. 5.1 Distribución de los sitios de muestreo de *Hydrocotyle ranunculoides* en el CARL

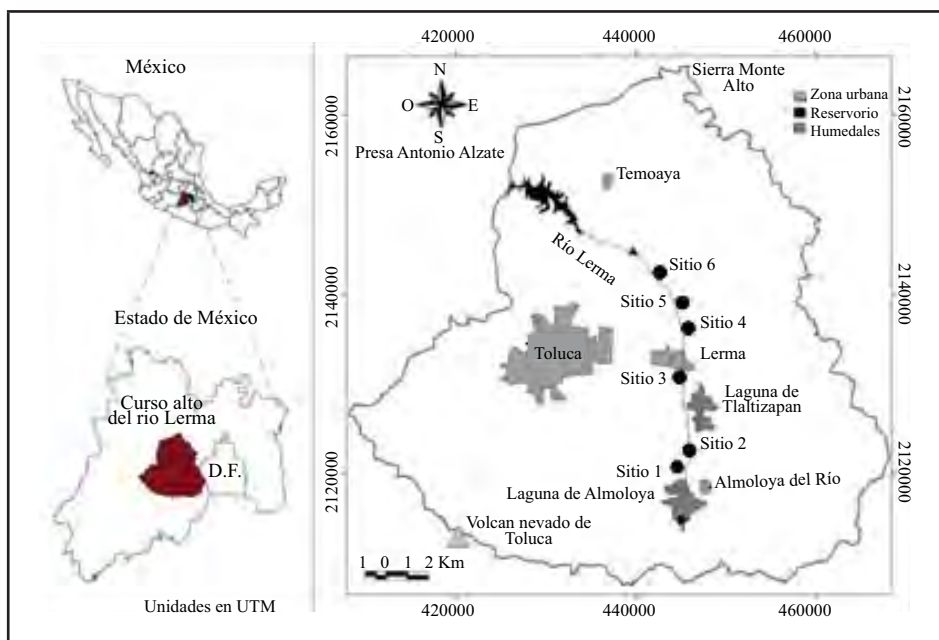


Tabla 5.1 Ubicación de los sitios de muestreo de *Hydrocotyle ranunculoides* en el CARL

Número	Sitio	Latitud Norte	Longitud Oeste
1(R)	Tenango	19° 10' 43"	99° 31' 01"
2 (R)	Mezapa	19° 11' 11"	99° 30' 51"
3 (R)	Tultepec	19° 19' 06"	99° 31' 11"
4 (T)	Ameyalco	19° 19' 05"	99° 31' 16"
5 (T)	Atarasquillo	19° 21' 41"	99° 32' 12"
6 (T)	Xonacatlán	19° 22' 28"	99° 32' 36'

^(R) Sobre el río

^(T) Tributario al río

Preparación de las muestras

Agua

Para la determinación de metales totales las muestras se preservaron con ácido nítrico ultra puro, hasta llevarlas a un $\text{pH} \leq 2$ y se sometieron a un proceso de digestión ácida acelerada por microondas utilizando un horno marca CEM modelo Mars. Las muestras en solución se aforaron a 50 mL con agua desmineralizada y se analizaron por la técnica de Espectrometría de Emisión Óptica de Plasma (ICP-OES). Con el objeto de separar la fase soluble de la particulada o en suspensión, un volumen de 500 mL se filtró a través de un filtro millipore de 0.45 μm , se fijó con ácido nítrico ultra puro y se procesó de igual manera que para metales totales.

Hydrocotyle ranunculoides

Las muestras de sombrerillo de agua se lavaron con agua potable hasta la eliminación completa de residuos y se separaron en dos partes, aérea y sumergida, a las cuales se les realizó un segundo lavado con agua desmineralizada y se secaron por liofilización. Posteriormente se molieron, homogeneizaron y una submuestra de 500 mg se sometió a un proceso de digestión ácida acelerada por microondas. Las muestras en solución se aforaron a 25 mL con agua desmineralizada y se analizaron por la técnica de ICP-OES.

Análisis de muestras

Determinación de metales

Con el propósito de determinar la concentración de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, y Pb en las fracciones total y soluble del agua, así como en las estructuras aéreas y sumergidas de la planta acuática *H. ranunculoides* las muestras se analizaron por triplicado empleando equipo ICP-OES (Thermo Jarrell Ash modelo Atomscan Advantage), con plasma tipo axial y un fototubo multiplicador, con condiciones de operación de: 1350 KW de potencia, 30 psi de presión, 100 rpm y un flujo de inyección de 1.85 mL/min. La cuantificación de los metales se efectuó con curvas de calibración.

Aplicando el programa Statgraphics® V. 5 Plus los datos obtenidos se procesaron para obtener la media, desviación estándar y tipo de distribución de los datos obtenidos (normal o no normal). Con el fin de establecer si existían o no diferencias significativas espaciales en la concentración de los metales en estudio se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para los valores que mostraron una distribución normal y Kruskal Wallis para los no normales. Los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95% ($\alpha=0.05$).

Cálculo de los Factores de bioacumulación y translocación

Factor de bioacumulación

El Factor de bioacumulación (FBA) se obtuvo al dividir la concentración del metal presente en *H. ranunculoides* entre la concentración del metal presente en el medio, según la ecuación 1 (Cordes *et al.*, 2000; Wei *et al.*, 2008).

$$FBA = A / B \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde:

A= Concentración del metal en *H. ranunculoides*, estructuras sumergidas o aéreas en mg/kg

B= Concentración de metal en agua, total o soluble en mg/L

Factor de translocación

El factor de translocación (FT) se calculó como el cociente entre la concentración del metal en las estructuras aéreas y las sumergidas, aplicando la ecuación 2 (Zhang *et al.*, 2006).

$$FT = EA / ES \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde:

EA= Concentración del metal en las estructuras aéreas de *H. ranunculoides*

ES= Concentración del metal en las estructuras sumergidas de *H. ranunculoides*

Resultados y Discusión

Parámetros fisicoquímicos

El pH del agua varió entre 5.9 y 7.1; la temperatura entre 11 y 21°C; la conductividad eléctrica entre 562 y 820 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el oxígeno disuelto entre 0.30 - 0.75mg/L. Estos resultados concuerdan con los reportados por Hinojosa-Peña (2006), Carreño (2008), Zarazúa (2008), Valdivia (2011) y Tejeda (2011), quienes además concluyen que el CARL es un cuerpo de agua en condiciones de avanzada eutrofización debido a las condiciones anóxicas ($\text{OD} \leq 1$), la alta concentración de sólidos (alta turbidez y poca transparencia), las altas cargas de materia orgánica que recibe este cuerpo de agua (350 946 toneladas/año), así como la presencia de plantas acuáticas consideradas como indicadoras de eutrofización entre ellas, *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba*, *Hydrocotyle ranunculoides*, etc. (Tejeda *et al.*, 2010; Tejeda, 2011).

El desarrollo de *H. ranunculoides* bajo estas condiciones concuerda con lo mencionado por Ramírez *et al.* (1982) y Husser y Lösh (2007) quienes documentaron que esta especie es capaz de desarrollarse en cuerpos de agua con altas concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y de materia orgánica y a diferencia del lirio acuático (*E. Crassipes*) es resistente a las heladas, lo cual fue observado en las visitas de campo.

Calidad analítica de los resultados

Como control de calidad interno se analizaron los siguientes materiales de referencia: Para agua, "IAEA-CU-2009-002", International Agency Energy Atomic (IAEA) y para el *H. ranunculoides* BCR-60: "Trace elements in an aquatic plant (*Lagorisiphon major*)" Community Boreau of Reference (BCR). Los porcentajes de recuperación fueron mayores al 95%, lo cual garantiza la confiabilidad de los resultados analíticos obtenidos.

Concentración de metales en agua

Las Tabla 5.2 y 5.3 muestran las concentraciones mínimas, máximas y promedio obtenidas para los metales Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb en la fase total y soluble del agua, así como los límites máximos permisibles establecidos en los Criterios Ecológicos para la protección de la vida acuática (SEDUE, 1989).

La concentración promedio de metales totales en el agua del CARL presentó la siguiente tendencia:

Fe > Mn > Zn > Pb > Cr > Cu

Como se puede observar en la Tabla 5.2 en la fase total, el Fe rebasa casi en 9 veces el LMP para la protección de la vida acuática, el Zn casi 8 veces y el Pb 6 veces.

En la fase soluble los metales se encuentran más biodisponibles para incorporarse a cadenas tróficas. Las condiciones anóxicas en un cuerpo de agua como las del CARL favorecen su forma soluble y por la tanto biodisponible de algunos metales como es el caso del manganeso (Zarazúa, 2008), el cual presentó una concentración media de hasta 4 veces más que el Fe, 23 veces más que el Zn y hasta 3 órdenes de magnitud mayor que la concentración de Cu, Cr y Pb.

Los resultados del análisis de varianza para determinar las diferencias espaciales de los metales en agua muestran que en general para los metales en la fase soluble sólo hay diferencia temporal para el Fe y Mn, mientras que en el agua total en general la concentración de metales es estadísticamente diferente en todos los sitios de muestreo ($\alpha \leq 0.05$).

Tabla 5.2 Valor mínimo, máximo y promedio de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb presentes en la fase total en el agua del CARL. Concentraciones dadas en $\mu\text{g/L}$

	<i>Cr</i>	<i>Mn</i>	<i>Fe</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>
Valor mínimo	< 9	540	1050	9	41	< 40
Valor máximo	25	1420	8920	30	157	193
Valor promedio	14	1410	4500	15	97	70
LMPva (SEDUE, 1989)	50	NR	1000	50	20	30
Valor máximo / LMPva	0.50	NA	8.92	0.60	7.85	6.4
Valor promedio / LMPva	0.28		1.05	0.30	2.05	1.43

NR: No reportado NA: No aplica LMPva: Límite máximo permisible para la protección de la vida acuática.

Tabla 5.3 Valor mínimo, máximo y promedio de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb presentes en la fase soluble en el agua del CARL. Concentraciones dadas en µg/L

	<i>Cr</i>	<i>Mn</i>	<i>Fe</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>
Valor mínimo	< 9	320	110	< 4	20	< 40
Valor máximo	< 9	1370	320	< 4	58	< 40
Valor promedio	< 9	810	200	< 4	36	< 40

Concentración de metales en sombrerillo en agua

En la Tabla 5.4 se muestra la concentración mínima, máxima y promedio para las estructuras aéreas y sumergidas de *H. ranunculoides*.

La concentración promedio de los metales en ambas partes (aérea y sumergida) presentó la siguiente tendencia:

Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Pb

Tabla 5.4 Valor mínimo, máximo y promedio de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb presentes en las estructuras aéreas y sumergidas de *H. ranunculoides* del CARL. Concentraciones dadas en mg/kg

	<i>Cr</i>	<i>Mn</i>	<i>Fe</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>
	<i>Estructuras Aéreas</i>					
Valor mínimo	0.73	456	266	2.73	67	< 1.1
Valor máximo	2.57	657	1957	15.80	160	< 1.1
Valor promedio	1.18	541	816	7.36	103	< 1.1
	<i>Estructuras Sumergidas</i>					
Valor mínimo	6.44	997	2282	12.03	91	3.29
Valor máximo	15.76	4324	20268	30.37	172	7.70
Valor promedio	12.08	1752	8929	21.53	126	5.27
% Acumulado en las estructuras sumergidas	91%	76%	91%	74%	55%	83%

Como se puede observar en la Tabla 5.4 a excepción del Zn el cual mostró una concentración similar en ambas partes, las estructuras sumergidas concentraron en mayor proporción los metales (>70%), lo cual se debe a que las macrófitas acuáticas como *H. ranunculoides* presentan en sus raíces un sistema fibroso con un gran área de contacto que les permite acumular grandes cantidades de metales (Wang *et al.*, 1997), al actuar como una primera barrera para la absorción y retención de metales considerados como no esenciales o tóxicos así como algunos micronutrientes lo cual indica que *Hydrocotyle* puede ser un buen indicador de contaminación por metales.

El *H. ranunculoides* colectado en los sitios de Xonacatlán y Tenango presentó la mayor concentración de metales ($\alpha \leq 0.05$). Cabe mencionar que de acuerdo a los resultados reportados por Valdivia (2011) estos sitios son las que presentan una mayor concentración de materia orgánica, medida como DBO₅ y DQO, pH ligeramente ácidos (5.9 - 6.3) lo cual puede favorecer la incorporación de metales (Wang *et al.*, 1997). Por otro lado fueron los sitios con la columna de agua más baja <40 cm, observándose que las raíces del sombrerillo prácticamente estaban en contacto con el sedimento y de acuerdo con lo reportado por Wang *et al.* (1997) y Zayed *et al.* (1998) el sedimento es la principal fuente de nitrógeno y fósforo y de algunos metales como el hierro. El análisis estadístico mostró que en general la concentración de los metales analizados en el sombrerillo de agua fue estadísticamente diferente entre los sitios de muestreo ($\alpha \leq 0.05$).

Factor de Bioacumulación

Se denomina bioacumulación a la capacidad de un compuesto o elemento para acumularse en un tejido después de su absorción desde el medio circundante y es medida a través del factor de bioacumulación (FBA) el cual refleja la afinidad que tienen los organismos por cierto metal o sustancia (Zhu *et al.*, 1999; Abd-Elmoniem, 2003).

Como se puede observar en la Tabla 5.5, los FBA en relación al agua soluble para el Cr, Cu y Pb no se determinaron ya que la concentración en ésta fue menor al límite de detección, en cuanto a los otros metales la tendencia fue: Fe > Zn > Mn tanto en las estructuras aéreas como las sumergidas. Los FBA calculados en relación al metal total en el agua, presentaron la siguiente tendencia:

Estructuras aéreas:
Zn > Cu > Mn > Fe > Cr > Pb

Estructuras sumergidas:
Fe > Cu > Mn > Zn > Cr > Pb

De manera general, los FBA muestran que sombrerillo de agua acumula en mayor proporción los metales esenciales (Mn, Fe, Cu y Zn) y en menor a los no esenciales (Cr y Pb), lo cual es un reflejo de las necesidades metabólicas de la planta (Wang y Lewis, 1997).

Los resultados del FBA en relación al agua soluble mostraron los valores más altos, debido a que en la fracción soluble los metales se encuentran en solución y por lo tanto están más disponibles para ser acumulados por los organismos acuáticos. Los FBA en ambas estructuras para todos los metales con excepción de Pb presentaron FBA \geq 105, lo que significa, que los metales en estudio son incorporados a la planta a pesar de que en el agua se encuentran en concentraciones bajas, es decir, se biomagnifican (Wang y Lewis, 1997) y como se mencionó anteriormente la mayor concentración de metales se detectó en las estructuras sumergidas, los resultados de bioacumulación presentan este mismo comportamiento, lo cual muestra que el sombrerillo de agua puede ser considerado como opción altamente competitiva en el tratamiento de aguas residuales debido a su capacidad extractiva para estos metales.

Tabla 5.5 Factores de bioacumulación para las estructuras aéreas y sumergidas de *Hydrocotyle ranunculoides* en relación a la concentración de metales solubles y totales del agua del CARL

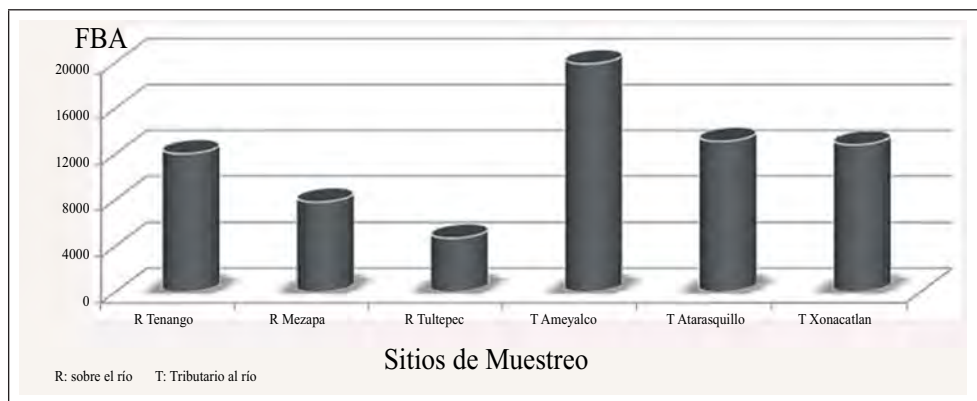
Metal	Estructura	Con relación a los metales <i>solu-</i> <i>bles en agua</i>			Con <i>relacietales totales en</i> <i>agua</i>		
		Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Medio	Valor Medio	Valor Mínimo	Valor Máximo
Cr	Aérea	ND	ND	ND	105	29	214
	Sumergida	ND	ND	ND	962	509	1500
Mn	Aérea	391	1841	829	514	189	1091
	Sumergida	942	6756	2736	1546	456	3045
Fe	Aérea	1267	17791	5275	274	35	534
	Sumergida	10867	184255	56616	3018	297	6177
Cu	Aérea	ND	ND	ND	665	170	1756
	Sumergida	ND	ND	ND	1843	547	3378
Zn	Aérea	1489	4900	3136	1226	541	1854
	Sumergida	2111	6000	3863	1493	764	2220
Pb	Aérea	ND	ND	ND	21	6	26
	Sumergida	ND	ND	ND	97	37	179

ND: No determinado

Existe una gran variedad de plantas acuáticas que se consideran acumuladoras y por tanto con potencial de fitorremediación cuando presentan tolerancia hacia los metales. Esta tolerancia se puede evaluar mediante el factor de bioacumulación (Baker y Walker, 1990). Existen diferentes criterios para considerar si una planta acuática es acumuladora de metales, en el presente trabajo se consideró el criterio propuesto por Zayed *et al.* (1988) y Zhu *et al.* (1999), el cual indica que una planta acuática puede ser considerada hiperacumuladora si el FBA es ≥ 1000 . Considerando este criterio los resultados muestran que *H. ranunculoides* puede ser considerada como una planta hiperacumuladora exceptuando el Pb, del cual se obtuvo un FBA promedio de 179 para las estructuras sumergidas (Tabla 5.5).

Al analizar los resultados obtenidos de los FBA por sitio de muestro se observa que existen diferencias espaciales siendo el *H. ranunculoides* del sitio de Ameyalco el que en general más metal acumula seguido de Atarasquillo > Xonacatlán > Tenango > Mezapa > Tultepec.

Fig. 5.2 Suma del factor de bioacumulación de cada metal por sitio de muestro de *Hydrocotyle ranunculoides* del CARL



R: Sobre el río T: Tributario al río

Estos resultados confirman que no necesariamente una mayor concentración de metales en el medio implica una mayor incorporación en los organismos y que en las macrófitas acuáticas existen factores que regulan la incorporación como son la edad de la planta, el tiempo de exposición, temperatura, radiación solar, pH, contenido de materia orgánica (Lu *et al.*, 2004).

Por otro lado estas diferencias espaciales indican que *H. ranunculoides* es un organismo que puede ser utilizado como indicador de contaminación por metales en cuerpos de agua ya que se detectaron diferencias entre los sitios analizados, lo cual concuerda con lo reportado con Zarazúa (2008) y Tejeda (2011), quienes encontraron que el CARL recibe aportes de diferente origen, natural, industrial y urbano y que la concentración de metales y calidad del agua presenta diferencias estadísticas a lo largo del curso.

Factor de Translocación

Los metales pesados tienen efectos adversos sobre el crecimiento y metabolismo (reducción de carbohidratos, proteínas, pigmentos como la clorofila y carotenos) de las plantas acuáticas, por lo que éstas han adoptado distintas estrategias ante la presencia de metales en concentraciones superiores a lo requerido (Lu *et al.*, 2004). Algunas especies basan su resistencia a los metales a través de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras acumulan el metal en la parte aérea, en una forma no tóxica para la planta (Llugany *et al.*, 2007). La capacidad que tienen las plantas para translocar el metal desde el medio hasta la parte aérea es medida a través del factor de translocación (FT) (Zhang *et al.*, 2006).

Los resultados de los factores de translocación (Tabla 5.6) indican que sombrero de agua tiene la capacidad de translocar principalmente al Zn seguido del Mn, Cr y Cu. Los FT más bajos los presentaron el Cr y Fe (≤ 0.1) debido a que la parte sumergida presentó una concentración un orden de magnitud mayor a la presente en las estructuras aéreas. Respecto al Pb el FT no fue calculado debido a que su concentración en las estructuras aéreas no fue detectado (<1.1 mg/kg).

Tabla 5.6 Factores de Translocación en *Hydrocotyle ranunculoides* del CARL

Sitio	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
1	0.06	0.41	0.08	0.52	0.92	NC
2	0.06	0.49	0.09	0.31	0.71	NC
3	0.08	0.46	0.12	0.27	0.71	NC
4	0.06	0.41	0.09	0.35	0.84	NC
5	0.18	0.47	0.09	0.23	0.84	NC

EVALUACIÓN DE LOS FACTORES DE BIOACUMULACIÓN Y TRANSLOCACIÓN DE METALES PESADOS EN SOMBRERILLO DE AGUA (*HYDROCOTYLE RANUNCULOIDES*) DEL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA

6	0.18	0.11	0.10	0.25	0.82	NC
Media	0.10	0.39	0.09	0.32	0.81	NC

NC: No calculado debido a que la parte aérea presentó valores menores al límite de detección

Para interpretar los valores obtenidos del FT se tomó como base lo propuesto por Khan *et al.* (2009) y se consideró el siguiente criterio (Tabla 5.7):

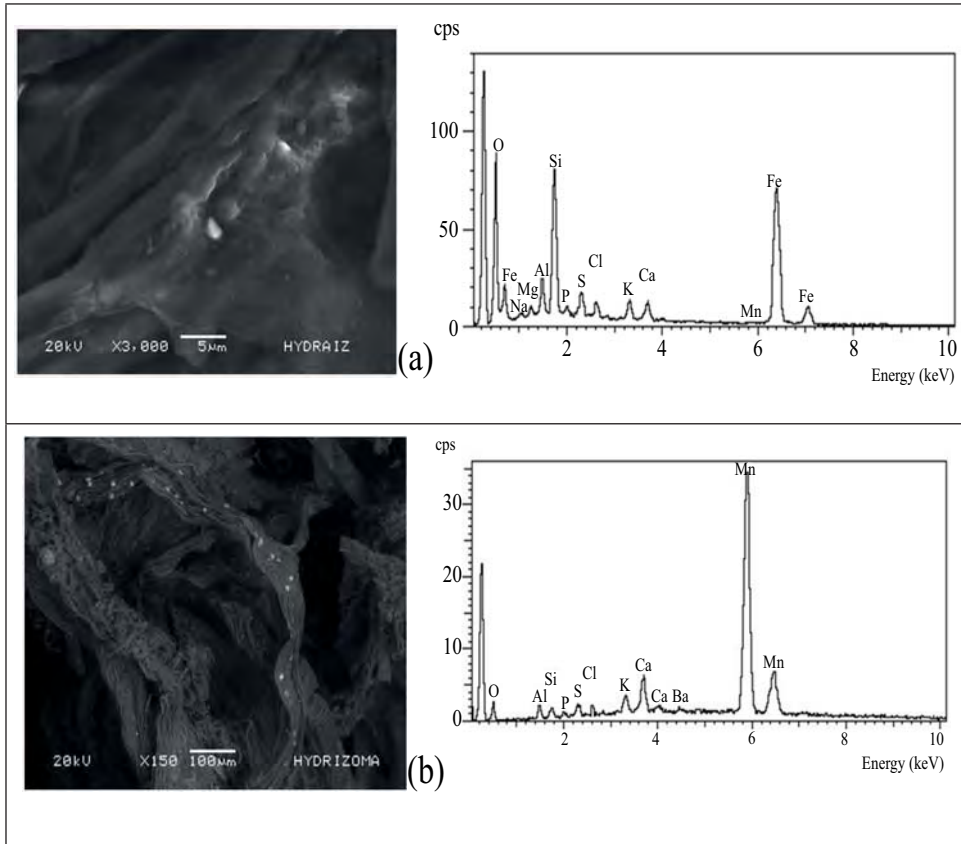
Tabla 5.7 Criterio para evaluar la translocación de metales en *Hydrocotyle ranunculoides* del CARL

≥ 1	Translocación muy alta
$< 1 - \geq 0.5$	Translocación alta - media
$< 0.5 - \geq 0.2$	Translocación media - baja
< 0.2	Translocación baja o nula

De acuerdo a lo anterior el Zn presenta una translocación media-alta, el Mn y Cu media a baja, mientras que el Cr y Fe es baja o nula. Lo cual concuerda con los resultados encontrados por varios autores como Vesik *et al.* (1999); Lu *et al.*, (2004), quienes encontraron que el Zn es uno de los metales más móviles lo cual puede deberse a que es un elemento que forma parte de las bioenzimas del crecimiento por lo que la planta lo requiere para desarrollarse y aunque el Cu es otro metal metabólicamente importante, formando parte de las enzimas para el transporte de electrones, las macrófitas acuáticas presentan una fuerte barrera de exclusión para este metal ya que se acumula principalmente en el sistema fibroso de las raíces (Wang *et al.*, 1997).

Aunque las concentraciones en agua de Mn y Fe fueron hasta un orden de magnitud mayor que las demás su translocación fue baja, lo cual se puede deber a que tanto el Fe como el Mn y Cr se localizan principalmente como inclusiones en la superficie de las raíces, prácticamente no se incorporan a nivel celular (Vesik *et al.*, 1999) lo anterior fue observado por microscopía electrónica de barrido (Fig. 5.3), mientras que el Zn, Cu y Pb pueden penetrar dentro de las células de estas estructuras donde la planta puede translocarlos (Lu *et al.*, 2004) o bien generar otro mecanismo de exclusión como la quelación formando compuestos organometálicos como metalotioneínas o fitoquelatinas y ser capaz de tolerar altas concentraciones de metales (Deng *et al.*, 2004; Núñez *et al.*, 2004).

Fig. 5.3 Micrograffías y espectros de las partículas observadas en *H. ranunculoides*: a) Raíz, partículas compuestas principalmente por Fe, O, Si. b) Rizoma, partículas compuestas principalmente por Mn



Fuente: Zarazúa *et al.*, 2011.

Conclusiones

Los resultados obtenidos de este trabajo nos permiten obtener las siguientes conclusiones:

- En el agua del CARL la concentración de Fe, Zn y Pb rebasó el LMP para la protección de la vida acuática, presentó condiciones de anoxia, de hipertrofia

y de eutrofización, sin embargo lo anterior no fue un factor limitante para el crecimiento de *H. ranunculoides*, considerándose así una especie capaz de desarrollarse en cuerpos de agua con problemas de contaminación.

- En general *H. ranunculoides* tiene la capacidad de concentrar (> 70%) y bioacumular metales pesados principalmente en las estructuras sumergidas.
- Los FBA en *H. ranunculoides* fueron más altos para los metales, Fe, Zn, Cu y Mn, considerados como esenciales para este organismo; el FBA para el Cr en promedio fue 2.5 veces menor a los FBA de los metales anteriores.
- En este estudio se observó que *H. ranunculoides* es una planta acuática que presentó menor afinidad por el plomo, lo cual se reflejó en el bajo valor del FBA (179) un orden de magnitud menor a los FBA de los otros metales analizados.
- *H. ranunculoides*, se clasificó como una planta hiperacumuladora al presentar FBA>1000, por lo que podría ser utilizado con fines de fitorremediación.
- El Zn puede considerarse como el metal más móvil, al presentar una translocación media-alta, mientras que los demás metales en general podrían considerarse que prácticamente no translocan y se bioacumulan en las estructuras sumergidas.
- Por lo anterior *H. ranunculoides* puede ser considerada como un buen indicador de contaminación por metales en cuerpos de agua.

Referencias

- Abd-Elmoniem, E.M. (2003). "Response of hyper and non-hyper accumulator plants to nickel element" en, *Annals of Agricultural Science, Moshtohor Journal* 41: 1701-1710.
- Aksorn E., P. Visoottiviseth (2004). "Selection of suitable emergent plants for removal of arsenic from arsenic contaminated water" en, *Science Asia* 30: 105-113.
- Baker A.J.M., P.L. Walker (1990). "Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants" en, *Heavy metal tolerance in plants – Evolutionary aspects*, Shaw A. (Eds). CRC Press. 155-177.
- Carreño C. (2008). Presencia y distribución de los compuestos orgánicos persistentes en agua y sedimento del Curso Alto del Río Lerma. Tesis de Doctorado. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. U.A.E.M. México. 212p.
- Celis J., J. Junod-Montano, M. Sandoval-Estrada (2005). "Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas" en, *Teoría, Ciencia, Arte y Humanidades* 14: 17-25.

- Cordes K.B., A. Mehra, M.E. Farago, D.K. Banerjee (2000). "Uptake of Cd, Cu, Ni and Zn by the water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms from pulverized fuel ash (PFA) leachates and slurries" en, *Environmental Geochemistry and Health* 22: 297-316.
- Deng, H., Z.H. Yea, M.H. Wong (2004). "Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China" en, *Environmental Pollution* 132: 29-40.
- Gobierno del Estado de México (2000). Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma. Tomo V: Industrial. Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma (Eds). Toluca, México. 353p.
- Hasan S., M. Talat, S. Rai (2007). "Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)" en, *Bioresource Technology* 98: 918-928.
- Hinojosa-Peña A. (2006). Diseño de una red estratégica de monitoreo para el Curso Alto del Río Lerma y su utilización en el estudios espacial y temporal de los parámetros físico-químicos. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. U.A.E.M. México. 131p.
- Hussner A., R. Lösch (2007). "Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* L. fill in Central Europe" en, *Flora* 202: 653 – 660.
- Jiménez Cisneros Blanca Elena (2001). La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología aplicada. Limusa, Noriega Ed. Colegio de Ingenieros Ambientales de México. A.C. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México y FEMSCA(Eds), México. 926p.
- Khan S., R. Farooq, S. Shahbaz, A.M. Khan, M. Sadique (2009). "Health risk assessment of heavy metals for population via consumption of vegetables" en, *World Applied Sciences Journal* 6: 1602-1606.
- Llugany M., R. Tolrá, C. Poschnrieder, J. Barceló (2007). "Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre?" en, *Ecosistemas* 16: 1-7.
- Lu X., M. Kruatrachue, P. Pokethitiyook, K. Homyok (2004). "Removal of cadmium and zinc by water hyacinth" en, *Science Asia* 30: 93-103.
- Mejare M., L. Bülow (2001). "Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals" en, *Trends in Biotechnology* 19: 67-73.
- Miretzky P., A. Saralegui, A. Fernández (2004). "Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals" en, *Chemosphere* 57: 997-1005.
- Mota T. (2008). Absorción de Fe+2 y Mn+2 a través del Lirio Acuático, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, México. 116p.

- Novotny V., H. Olem (1994). *Water quality: Prevention, identification and management of diffuse pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054p.
- Núñez Roberto, Yunny Meas, Raúl Borges, Eugenia Olguín (2004). La fitorremediación representa una tecnología alternativa, sustentable y de bajo costo para la restauración de ambientes y efluentes contaminados. En México es necesario crear recursos humanos y financieros en este campo emergente. *Ciencia*, julio-septiembre: 69-82.
- Olivares S., L. Lima, D. De la Rosa, D.W. Graham (2007). “Water hyacinths (*Eichhornia crassipes*) as indicator of heavy metal impact of a large landfill on the Almendares River near Havana, Cuba” en, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 79: 583-587.
- Ramírez C., R. Godoy, D. Contreras, E. Stegmaier (1982). *Guía de plantas acuáticas y palustres valdivianas*. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias. Instituto de Botánica. 72p.
- Ramos R., R. Sepúlveda, F. Villalobos (2003). *El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis*. Universidad Autónoma de Baja California. Ed. Plaza y Valdés. 212p.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) (1989). *Criterios ecológicos de la calidad del agua*. CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación. Diciembre 2 de 1989. 11p.
- Singh V., S. Labana, G. Pandey, R. Budhiraja, R. Jain (2003). “Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil” en, *Applied Microbiology and Biotechnology* 61: 405-412.
- Tejeda S., G. Zarazúa, P. Ávila-Pérez, L. Carapia-Morales, T. Martínez. (2010). “Total reflection X-ray fluorescence spectrometric determination of elements in water hyacinth from the Lerma River” en, *Spectrochimica Acta Part B*: 65: 483 – 488.
- Tejeda S. (2011). *Balance de masa de contaminantes inorgánicos y orgánicos en el Curso Alto del Río Lerma*. Tesis de Doctorado. Instituto Tecnológico de Toluca. México. 175p.
- Valdivia M. (2011). *Evaluación de la capacidad fitorremediadora a metales pesados de una especie vegetal del Curso Alto del Río Lerma*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca. México. 115p.
- Valitutto R., S. Sella, E. Silva-Filho, R. Guimaraes, N. Miekeley (2006). “Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of a power supply plant, Rio de Janeiro State, Brazil” en, *Water, Air and Soil Pollution* 178: 89-102.
- Van der Krabben K., A. Rotteveel (2003). *Report of a pest risk assessment of Hydrocotyle ranunculoides*. Plant Protection Service, Wageningen (NL).
- Vesk P., C. Nockolds, W. Allaway (1999). “Metal localization in water hyacinths roots from an urban wetland” en, *Plant Cell and Environment* 22: 149-158.

- Wang Wun-Chen, W. Gorsuch, J. Huges (1997). *Plants for environmental studies*. Lewis Publishers. USA. 563p.
- Wang, W., M. Lewis (1997). Metal accumulation by aquatic macrophytes, In: *Plants for Environment Studies* (Edited by Wang WC, Gorsuch JW and Hughes JS). Lewis Publishers, New, York. 367-416.
- Warrier R., S. Saroja (2008). "Histochemical studies on water hyacinth with particular reference to water pollution" en, *International Journal of Integrative Biology* 3: 96-99.
- Wei S., Q. Zhou, Q. Saha (2008). "Hiperaccumulative characteristics of weed species to heavy metals" en, *Water Air and Soil Pollution* 192: 173-181.
- Zarazúa G., M Valdivia, J. Poblano, S. Tejeda, P. Ávila, J. Pérez, F. Astivia (2011). Estudio de la morfología, composición química y partículas asociadas a plantas acuáticas del Curso Alto del Río Lerma por microscopía electrónica de barrido. ININ. Informe técnico IT.G.C.Amb/13/2011. 12p.
- Zarazúa G., (2008). Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el Curso Alto del Río Lerma. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma del Estado de México, México. 225p.
- Zayed A., S. Gowthaman, N. Terry (1998). "Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I Duckweed" en, *Journal of Environmental Quality* 27: 715-721.
- Zhang X.H., A.J. Lin, B.D Chen, Y.S. Wang, S.E. Smith, F.A Smith (2006). "Efectos of *Glomus mosseae* on the toxicity of heavy metals to *Vicia faba*" en, *Journal of Environmental Science* 18: 721-726.
- Zhu Y., A. Zayed, J. Quan, M. Souza, N. Terry (1999). Phytoremediation of trace elements by wetland plants: II Water hyacinth en, *Journal of Environmental Quality* 28: 339-344.

Nuevas direcciones en vermiestabilización de lodos residuales

M. Islas Espinoza, M. V. Esteller, L. Solís Mejía, M. C. Jiménez Moleón, A. A. Ramírez Ramírez
Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

En la mayoría de las localidades rurales de México y de los países en desarrollo, persiste una alta morbilidad ligada a la contaminación microbiológica del agua, y un escaso reúso del agua tratada y de los lodos residuales. Dos operaciones unitarias: a) vermiestabilización microbiológica de lodos crudos y b) vermicomposteo de biosólidos para la transformación de nutrientes, fueron exploradas en sus condiciones y eficacia, utilizando lodos residuales de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Norte del Valle de Toluca y del Centro Interamericano de recursos del Agua (CIRA). La vermiestabilización microbiológica fue viable en ausencia de contaminantes industriales y aclimatando previamente las lombrices. El vermicomposteo, favoreció una liberación más lenta del fósforo (nutriente limitante en un suelo Phaeozem), comparada con un biosólido, y generando un sustrato de alta calidad para la producción vegetal y reproducción de las lombrices.

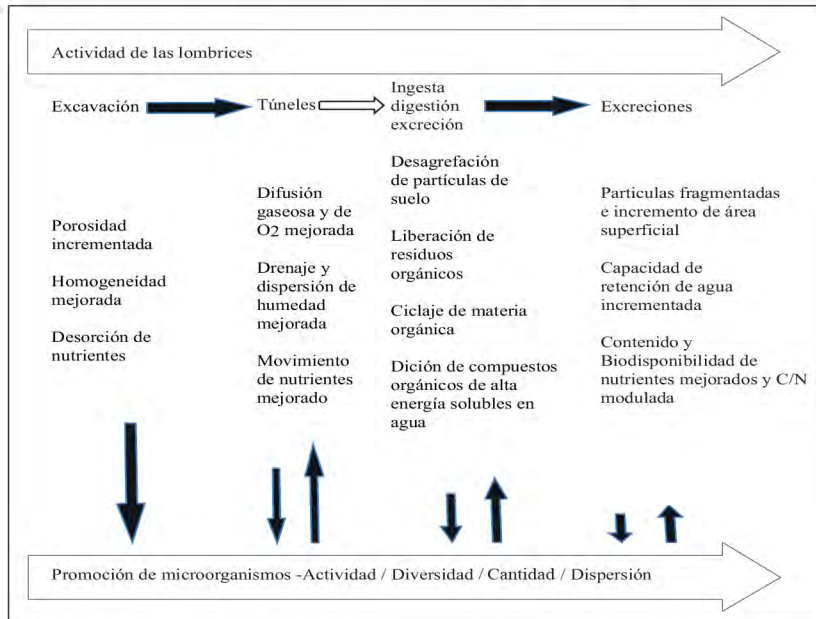
Introducción

En países tropicales se conjuntan rezagos sanitarios que mantienen una elevada mortalidad infantil por enfermedades gastrointestinales y rezagos tecnológicos. La innovación tecnológica debe considerar las condiciones de cada país y no hacer una

simple transferencia de tecnología: esto es el paradigma de la tecnología adecuada lanzado por Mahatma Gandhi como una respuesta a la dominación tecnológica externa. Una vía para lograr la independencia tecnológica y al mismo tiempo la sustentabilidad es “el cuidado responsable que implica emular a la naturaleza en cuanto al uso de recursos y transformación y reciclaje de residuos”, expresada en el Tercer Simposio de Premios Nobel (Steffen *et al.*, 2011).

Por tal motivo, este capítulo muestra resultados de dos investigaciones realizadas en el CIRA, que abordan el tratamiento de lodos residuales bajo una perspectiva sanitaria y de reúso. El denominador común de estas investigaciones es la biorremediación mediante vermicomposteo (una biotecnología sustentable) de lodos residuales.

Fig. 6.1 Efectos biológicos, químicos y físicos de las lombrices en suelos y residuos. Las flechas en ambos sentidos denotan que tanto lombrices como microorganismos participan



Fuente: basado en Hickman (2007).

El vermicomposteo es la biodegradación de residuos en forma natural por lombrices y sus simbioses: hongos, bacterias y actinomicetos. Este proceso genera abonos de alta calidad para el suelo (Fig. 6.1). Las lombrices pueden retardar el enlace de los contaminantes orgánicos a los suelos, liberar los contaminantes previamente enlazados a los suelos para su posterior degradación, promover la diversidad microbiológica y dispersar los microorganismos degradadores de contaminantes orgánicos, por lo cual pueden ser directamente empleados en estrategias de biorremediación. El vermicomposteo se ha empleado exitosamente en biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados, entre otros (Hickman, 2007).

Objetivos

Los objetivos de las dos investigaciones fueron:

1. Reducir la cantidad de patógenos (*Salmonella* spp. y coliformes fecales) hasta niveles permisibles para el reúso de los lodos crudos mediante la vermiestabilización.
2. Evaluar la biodisponibilidad de nutrientes de los biosólidos (lodos residuales digeridos) después de un proceso de vermicomposteo, tomando como caso de estudio el fósforo (P), un nutriente a menudo deficitario en los suelos, pero cuyo exceso puede contaminar los cuerpos de agua naturales y el agua subterránea cuando se aplica al suelo (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Objetivos, combinación de matrices y aplicación de tratamientos de lodos residuales basados en la vermicultura

Objetivo	Proceso 1 Vermiestabilización microbiológica	Proceso 2 Vermicomposteo de biosólidos y otros nutrientes de la PTAR Norte				
		Biosólido	Estiércol	Composta	Vermi-Composta	Suelo
Matrices	Lodos secundarios del proceso de lodos activados de las PTAR: Norte y CIRA	Biosólido	Estiércol	Composta	Vermi-Composta	Suelo
Contaminante	Patógenos microbiológicos	Fósforo				Fósforo

Propósito	Disminuir la morbilidad en el medio rural con un tratamiento de lodos residuales.	Controlar la eutroficación de las aguas subterráneas Producir fertilizante de alta calidad Medir la biodisponibilidad de los nutrientes (sorción y desorción)	Fertilización de un suelo agrícola
-----------	---	---	------------------------------------

Fuente: elaboración propia.

Métodos

Vermiestabilización microbiológica de lodos crudos

El lodo residual municipal puede ser estabilizado mediante vermicomposteo con diversas especies de lombrices (Cardoso-Vigueros, 2008). Sin embargo, *Eisenia fetida* es la más comúnmente utilizada (Domínguez *et al.*, 2005) y también se usó en esta investigación. El vermicomposteo con *E. fetida* es considerada por la Environmental Protection Agency de USA (EPA) como capaz de eliminar microorganismos patógenos y producir biosólidos de la mejor calidad microbiológica a pequeña y gran escala (Eastman *et al.*, 2001). En dicho estudio partieron de biosólidos de calidad intermedia, con niveles de patógenos insuficientes o ausentes, por lo que fueron inoculados. En cambio, los resultados que enseguida se describen partieron de lodos crudos del proceso de lodos activados con altos contenidos de patógenos, los cuales fueron tratados con diferentes concentraciones de cal y ácido peracético, así como diferentes densidades de lombrices. Los lodos analizados procedieron de dos PTAR: Norte del Valle de Toluca y la del Centro Interamericano de Recursos del Agua.

El estándar para la eliminación de patógenos (estabilización) de lodos residuales con cal es usar dicho compuesto para lograr un pH de 12 o mayor, por lo menos durante 2 horas. Para lograr este criterio se debe cumplir un pH=12 mínimo por 30 minutos (APHA-AWWA-WEF, 1992). Se usó pH=12 por 2 h como criterio para evaluar la vermiestabilización (Tabla 6.2). Asimismo se compararon el método con cal y la vermiestabilización con la estabilización ácida (ácido peracético), ya que en algunos experimentos este último método ha generado biosólido de calidad microbiológica suficiente para uso agrícola y forestal conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Barrios-Pérez, 2003).

La innovación en este proyecto fue usar lodos crudos, es decir, los que se pueden obtener directamente de aguas residuales domésticas o de una comunidad rural. Se cuantificaron los números de coliformes fecales y *Salmonella* spp. La lombriz *E. fetida* sirvió también como bioindicador de picos de contaminación en las dos plantas donde se muestrearon los lodos residuales.

Tabla 6.2 Métodos empleados en la comparación de tratamientos con cal, ácido peracético y vermicomposteo

Parámetro	Método
pH	Lodo líquido. Medición directa en la matriz con medidor Hanna HI991300.
	Lodo deshidratado. Mezcla de lodo con agua destilada, proporción 1:2 (NOM-021-RECNAT-2000), medidor Hanna HI991300.
Temperatura	Medición directa en la matriz, termómetro de mercurio marca Brannan (-20 a 150°C).
Humedad	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Nitrógeno total	Procedimiento de digestado (NOM-021-RECNAT-2000)
Amoniaco	Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Carbono Orgánico	Método de Walkley & Black (Pulido et al., 1992).
Sólidos Totales	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Sólidos Volátiles	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Coliformes fecales	Método de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Anexo III).
Salmonella spp.	Método de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Anexo IV).
Estabilización Ácida	Prueba con equipo de jarras a 320 rpm, con 1 L de lodo líquido (Díaz-Avelar et al., 2004). Para cumplir la norma, las dosis fueron: 4000, 6000 y 8000 ppm, dosis establecidas por la experimentación. Tiempo de contacto entre reactivo y lodos: 30 minutos. Para detener la reacción del ácido, se agrega una mezcla de tiosulfato de sodio y de catalasa (Baldry, 1995).
Estabilización con cal hidratada (hidróxido de calcio)	Prueba de jarras a 320 rpm, con 1 L de lodo líquido. Las dosis fueron 700 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST, 2000 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST y 5000 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST, establecidas experimentalmente) y se probaron cuando el lodo tenía una concentración de sólidos de 1-1.5% (Metcalf & Eddy, 1996). Se registró el pH cada 10 minutos durante 2 horas. Dosis: 700 mil/1 millón, 2Mg/1Mg y 5Mg/1Mg g sólidos totales.
Vermicomposteo	Se emplea <i>Eisenia fetida</i> (Eastman et al., 2001) por 10 semanas, con razones 0.8:1, 1:1 y 1.2:1 biomasa de lombriz/sustrato, en recipientes de plástico con aeración y drenaje en la base, capa de guijarros, una de piedra pequeña (como para acuario) y arena granular (Norbu, 2002), cada uno con 1.5 kg de lodo y biomasa de 17.14, 21.43 y 25.72 g. El espesor del sustrato no deberá rebasar el que ocasiona la muerte de las lombrices por sobrecalentamiento (McClintock, 2004).

Fuente: elaboración propia.

Biodisponibilidad de macronutrientes

Se colectaron 8 muestras de suelo Phaozem de aproximadamente 1.5 kg del Horizonte Ap (0-30 cm), utilizando un muestreo de tipo aleatorio de una parcela agrícola ubicada en el ejido de Xonacatlán. Las muestras fueron mezcladas, para obtener una muestra compuesta, secadas al aire y pasadas por un tamiz (< 2 mm). El muestreo de los biosólidos se llevó a cabo en la PTAR Toluca Norte recopilando aproximadamente 30 kilogramos. Las muestras se mantuvieron a temperatura ambiente, tapadas y en la oscuridad para su uso en la elaboración de vermicomposta, pruebas de sorción y análisis fisicoquímicos. El estiércol utilizado para el experimento fue de tipo vacuno y composteado. Uno de los propósitos del vermicomposteo fue obtener un producto con propiedades semejantes a un abono orgánico comercial y con un grado de estabilización parecido al humus. Se elaboraron las mezclas para el sustrato de la lombriz a partir de biosólidos provenientes de la PTAR

Toluca Norte con diferentes proporciones de estiércol, ya que en un primer experimento utilizando biosólido fresco como único sustrato, las lombrices perecieron.

Se realizaron diferentes combinaciones biosólido-estiércol como se muestra en la-Tabla 6.3. Las mezclas se colocaron en recipientes de 3 litros de capacidad con orificios en la parte inferior para permitir la salida de lixiviados. La cantidad de sustrato para cada uno de estos tratamientos correspondió a 0.8 kg en base seca. Durante el proceso de vermicomposta se monitoreó la humedad (70%) midiéndola con un hidrómetro para suelos. La temperatura ambiente promedio fue de 15 ± 2 °C.

El proceso de vermicomposteo (vermicomposteo) comenzó con 50 lombrices adultas por cada uno de los tratamientos, lo que equivalió a 40 g de biomasa de lombriz. El diseño experimental fue completamente aleatorio, con tres repeticiones.

Tabla 6.3 Composición de los diferentes tratamientos para elaborar las vermicompostas

<i>Tratamiento</i>	<i>Biosólidos (%)</i>	<i>Estiércol (%)</i>
A	70	30
B	80	20
C	90	10
D	95	5

Fuente: elaboración propia.

El muestreo de las vermicompostas se realizó a los 50 días. Para evaluar la reproducción y supervivencia de la lombriz, se realizó un conteo manual de las lombrices adultas, jóvenes y el número de cocones después de los 50 días.

Se realizó un análisis microelemental con un microscopio electrónico de barrido de bajo vacío marca JEOL modelo 5600- LV acoplado a una microsonda marca NORAN, modelo Vantage 1.4.1. Este análisis se llevó a cabo en el Instituto de Física de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Para llevar a cabo la cinética de sorción del suelo con solución patrón se pesaron 2.5 g de suelo y se colocaron en tubos de polipropileno de 50 mL. Se le adicionaron 25 mL de una solución de KCl 0.01 M con 30 mg P L⁻¹, y se agitaron a diferentes tiempos (1, 4, 8, 18, 24, 30, 48, 54 y 76 h) a 180 opm. Al término de cada periodo se tomó una alícuota de 5 mL y se aforó a 50 mL en un matraz volumétrico. De éste último, se tomaron 5 mL y se colocaron en un matraz volumétrico de 50 mL, se adicionaron 5 mL de solución reductora y se aforó. Se dejó reposar durante 40 min y se leyó la absorbancia por espectrofotometría a una longitud de onda de 882 nm. Con los resultados obtenidos se determinó el tiempo en el cual ya no había más sorción de P en el suelo. Con las

muestras contenidas en los tubos del experimento de sorción se realizaron 4 procesos de desorción continuos para el suelo (Lair *et al.*, 2009); para lo cual 25 mL de una solución de KCl 0.01M se adicionaron a los tubos, los cuales fueron agitados durante una hora a 180 opm. Al término de este tiempo, los tubos fueron centrifugados durante 10 min y se filtraron las suspensiones. Después se tomó una alícuota de 15 mL, la cual se colocó en un matraz volumétrico de 50 mL, se adicionaron 5 mL de solución reductora y se aforó. Esta solución se dejó reposar 40 min y se leyó la absorbancia por espectrofotometría a una longitud de onda de 882 nm (Graetz & Nair, 2009).

Para diseñar los experimentos para las cinéticas de desorción: suelo-biosólido y suelo-vermicomposta se consideró la concentración de P disponible en el biosólido y la vermicomposta, así como las dosis aplicadas por los agricultores de Xonacatlán. En esta zona agrícola se adicionan 150 kg ha⁻¹ de fosfato ácido diamónico (DAP) ((NH₄)₂HPO₄), del cual 23.66% corresponden al P, lo que resultó en 35.5 kg de P, y tomando en cuenta la concentración de P en el biosólido y vermicomposta (alrededor de 2300 mg kg⁻¹). La cantidad de P a adicionar al suelo correspondió a 17.625 Mg ha⁻¹, por lo tanto, las dosis estudiadas fueron: 0, 18, 36, 50, 80 y 100 Mg ha⁻¹.

Resultados y discusión

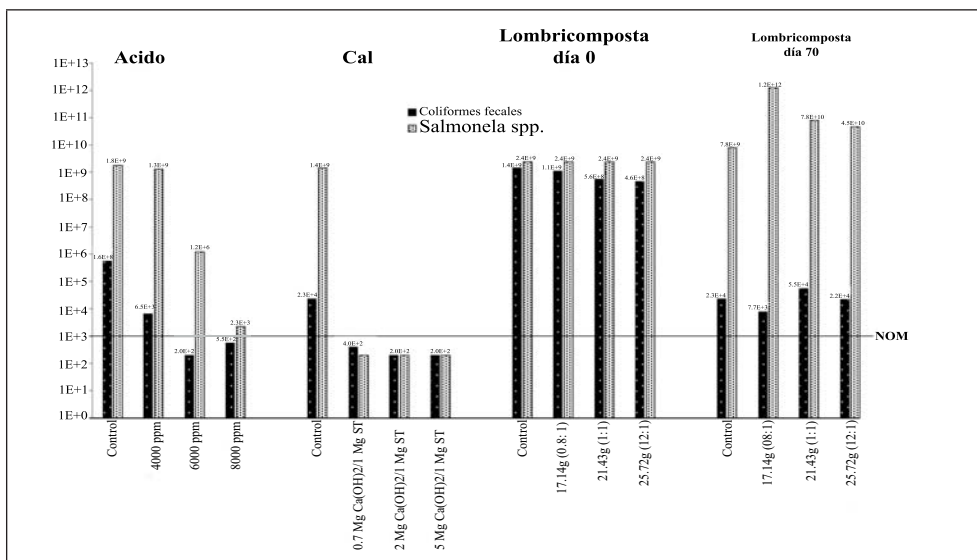
Vermiestabilización microbiológica de lodos crudos

En el experimento de vermiestabilización de patógenos las lombrices funcionaron como bioindicadores de contaminación en las dos PTAR. La mortalidad fue completa después de un día de exposición en el lodo de la planta Norte y de 3.5 días en la del CIRA. Los lodos residuales de las dos plantas tenían altos niveles de amonio, lo cual pudo haber ocasionado dicha mortalidad. Sin embargo, de acuerdo con entrevistas realizadas a los responsables de dichas plantas, existieron picos de contaminación industrial en las PTAR estudiadas, lo cual pudo haber afectado también a las lombrices, sin embargo, dichos contaminantes no fueron determinados en este estudio.

En cuanto a los microorganismos patógenos, la vermiestabilización disminuyó el número de coliformes fecales en los lodos crudos de 4 a 6 órdenes de magnitud, la cal logró un biosólido reusable en agricultura y forestería en todas las concentraciones y el ácido peracético lo logró en la concentración mayor (Fig. 6.2). La disminución de *Salmonella* spp., fue también muy favorable con cal a todas las concentraciones. Con ácido la disminución fue de 3 y 6 órdenes de magnitud a las mayores concentraciones. Sin embargo, la vermicomposta aumentó el número de *Salmonella* spp., es decir, que se generó un medio propicio para el desarrollo de ésta bacteria por la presencia de la lombriz. No todas las es-

pecies de *Salmonella* son patógenas, pero se deberá tener precaución en el manejo de lodos vermicomposteados en cuanto a esta especie. La cal fue eficaz en cuanto a costo y rapidez (2h), pero presenta un alto poder corrosivo, dosis elevadas que generan grandes volúmenes de sólidos, varios días para bajar el pH y un manejo que implica precauciones. A favor del ácido peracético estuvo la rapidez (30 min) y el hecho que contamina relativamente poco (se disocia como oxígeno y peróxido de hidrógeno). Sin embargo, en su forma original el ácido es de manejo delicado y tiene un olor muy penetrante. En cuanto a la vermiestabilización, se eliminó el olor fétido y generó recursos con valor económico (fertilizantes sólido y líquido para suelos). Pero su eficacia contra coliformes fecales no difirió del control y pareció promover la colonización de *Salmonella* spp., después de 70 días. La vermiestabilización es más ventajosa ambientalmente, pero no parece eficaz cuando se aplica a lodos crudos con posible contaminación industrial y sin previa aclimatación al medio; además debe contarse con pie de cría de lombriz o el costo inicial puede ser elevado.

Fig. 6.2 Número más probable de coliformes fecales y *Salmonella* spp. antes y después de la estabilización microbiológica (NMP/g sólidos totales, escala logarítmica). Lodo crudo biológico y secundario procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Centro Interamericano de Recursos del Agua, 2011. 1E+X significa (10)^X. La línea horizontal indica 1000 NMP coliformes fecales, el valor máximo en un biosólido de clase B en la NOM-004-SEMARNAT-2002.



Fuente: elaboración propia.

Se podría optimizar la estabilización microbiológica disminuyendo la cantidad de cal y aminorando la contaminación industrial como en otros estudios: suelos contaminados por metales pesados enmendados con biosólidos estabilizados con cal, aseguraron 100% de sobrevivencia en lombrices composteadoras (Sánchez-Hernández, 2006). En el caso de lodos crudos, se podría estabilizar con una cantidad reducida de cal y luego terminar con vermiestabilización. Respecto al uso de *E. fetida* como bioindicador, sería preferible usarla en sistemas con suelo para pruebas subletales o efectos de bioacumulación y no solamente en efectos letales con picos de contaminación.

Biodisponibilidad de macronutrientes

Los cambios al agregar biosólido o vermicomposta de biosólido al suelo son: aumento de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg) y regulación de carbono orgánico, materia orgánica y la relación C/N (Tabla 6.4). Cabe mencionar que no se encontró P en el suelo, lo cual indica que posiblemente éste fue un elemento limitado. Los elementos más abundantes en las muestras de suelo fueron carbono, oxígeno, silicio, aluminio y hierro.

Tabla 6.4 Resultados del análisis elemental del suelo, comparado con biosólido y vermicomposta

<i>Elemento /parámetro</i>	<i>Suelo Phaeozem (% en peso del elemento medido)</i>	<i>Biosólidos PTAR Toluca (Vaca et al., 2005, Esteller et al., 2009)</i>	<i>Vermicomposta (Aburto, 2009)</i>
C	31.11	37.38 (a)	14 – 30 (a)
O	20.17		
Na	0.24	0.05 – 0.2	0.02
Al	9.48		
Si	23.36		
K	0.99	0.5 – 0.6	2 – 8
Ca	0.93	0.4 – 0.5	2 – 8
Ti	0.84		
Fe	10.8		
Cu	2.09		
Mg	0.19	0.1 – 0.4	1- 2.5
N		4.2 – 4.9	2 – 8
P		0.5 – 0.9	1.0 - 2.5
Materia orgánica		61 – 68	30 – 70
C/N		5.4-8.4	10 – 11

Fuente: elaboración propia.
(a) Carbono orgánico

La vermicomposta aumentó el contenido de materia orgánica de 47% en biosólido (Tabla 6.5) a 50-60% en las vermicompostas (debido al estiércol añadido como co-sustrato), valores altos que pueden favorecer la supervivencia y desarrollo de las lombrices. El biosólido tuvo más N total, pero la vermicomposta indujo aumentos no lineales de N inorgánico (el que aprovechan las plantas): mientras el contenido de biosólido aumentó 10% entre los tratamientos A, B y C, el N aumentó del simple al doble entre A y B, y del simple al cuádruple entre A y C. La vermicomposta presenta enzimas, hormonas, vitaminas y antibióticos producidos por el consorcio lombriz-microorganismos, que regulan los procesos bioquímicos en plantas y suelo, interactúan de manera repetida sin desactivarse, y modulan la liberación o absorción de nutrientes del suelo (Capistrán *et al.*, 2004). La mineralización del N por la microflora es muy intensa en el intestino de las lombrices y continúa por varias horas en los turrículos frescos (excreciones) (Mariani *et al.*, 2007). El biosólido tuvo una relación C/N baja que mejoró con la adición de estiércol composteado. Todos las vermicompostas cumplieron la norma de C/N < 20 (C orgánico entre N total, NMX-FF-109-SCFI-2007).

Tabla 6.5 Caracterización fisicoquímica de los componentes del sustrato y de los tratamientos de vermicomposteo

Parámetro	Biosólido	Estiércol	Tratamiento A	Tratamiento B	Tratamiento C
Biosólido:estiércol			7:3	8:2	9:1
pH	6.01	7.38	5.65	5.80	5.82
Materia orgánica (%)	47.30	70.02	60.70	56.83	54.83
C orgánico (%)	27.44	40.47	35.21	32.96	31.80
N total (%)	3.20	1.03	1.86	2.18	2.55
N inorgánico (mg kg ⁻¹)	162.73	44.28	539.36	1081.69	1950.89
P disponible (mg kg ⁻¹)	2310.25	970.49	1882.53	1936.89	2203.96
Relación C/N	8.58	39.38	19.19	15.83	12.46

Fuente: elaboración propia.

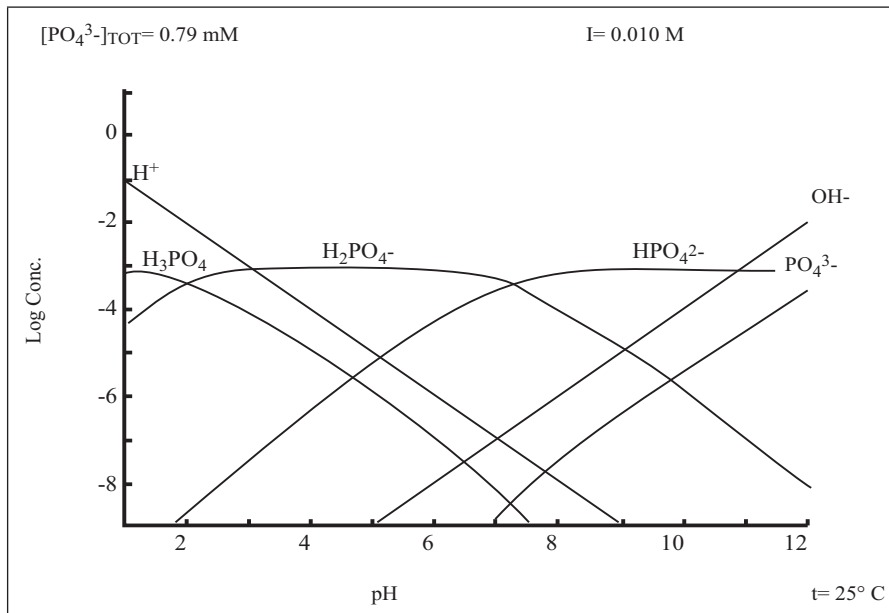
Supervivencia y reproducción de la lombriz

En el caso del tratamiento 95-5% biosólido-estiércol (D), la lombriz no sobrevivió. Lo anterior, pudo deberse a procesos de amonificación que se presentaron en el biosólido fresco (Carbonell *et al.*, 2009) y/o por la falta de oxígeno (Kaushik & Garg, 2003), o incluso por el cambio drástico de sustrato, ya que las lombrices inicialmente fueron extraídas de una cama de estiércol equino y colocadas en las

mezclas con biosólido fresco. Los tratamientos A y B tuvieron las proporciones biosólido-estiércol más adecuadas para el crecimiento de las lombrices (Solís-Mejía *et al.*, 2012).

Los resultados del análisis microelemental del suelo fueron de utilidad para corroborar las posibles interacciones del P, con Al y Fe. Con ayuda del paquete MEDUSA (Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms) (Romero, 1999) se elaboraron diagramas de especiación. Se tomaron en cuenta la concentración de los iones presentes determinados como fosfatos y la fuerza iónica para estudiar las especies predominantes. La Fig. 6.3 esquematiza diversas especies de fosfato en el suelo dentro del intervalo de pH de 1 a 12. Al tomar el pH del suelo (4.5) se observa el predominio de la especie H_2PO_4^- , sin embargo, también se presentaron H_3PO_4 y HPO_4^{2-} . Lo anterior concuerda con Soinnie (2009) donde la forma iónica del P solubilizado depende del pH de la solución del suelo y las especies predominantes en suelos ligeramente ácidos es H_2PO_4^- .

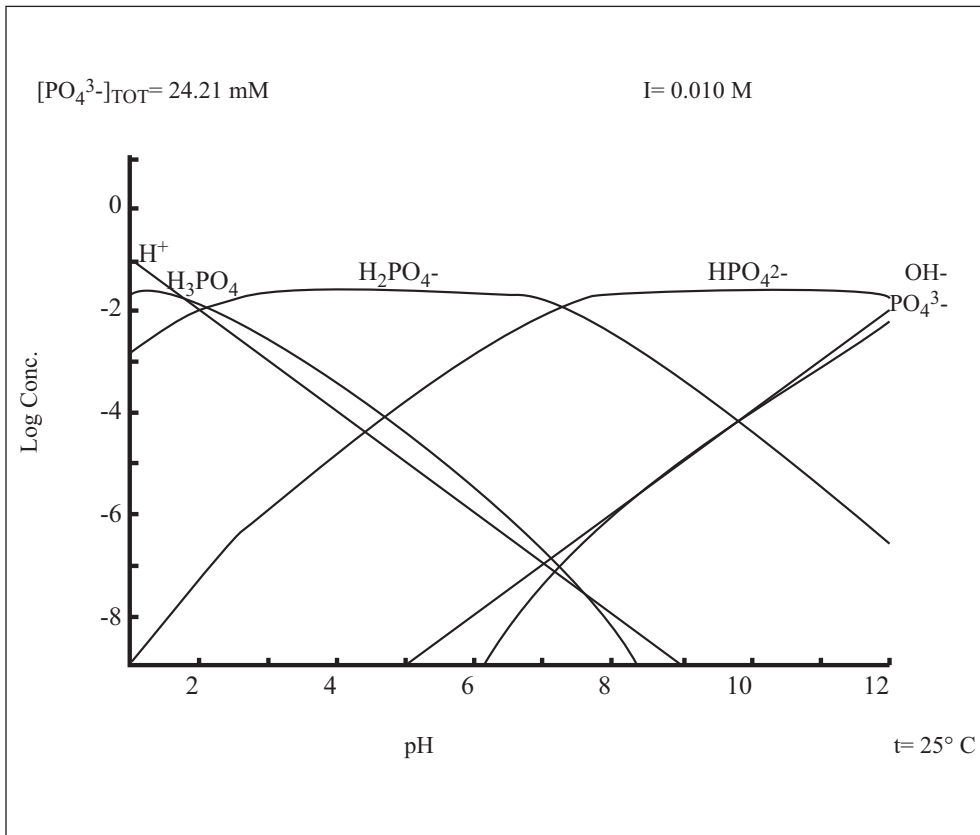
Fig. 6.3 Diagrama de existencia predominio de especies para el P en el suelo, con una fuerza iónica de 0.01 M de KCl.



Fuente: elaboración propia.

La Fig. 6.4 para biosólido y vermicomposta presentó un comportamiento similar al del suelo, predominando el H_2PO_4^- , pero aumentando la presencia de HPO_4^{2-} y disminuyendo la del H_3PO_4 .

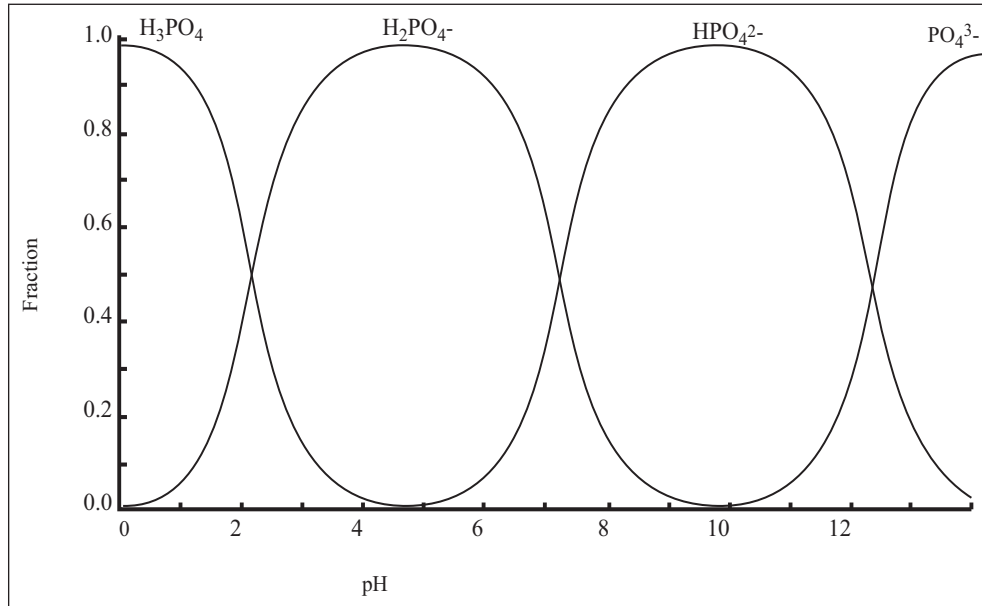
Fig. 6.4 Diagrama de existencia predominio de especies para el P en el biosólido y vermicomposta, con una fuerza iónica de 0.01 M de KCl.



Fuente: elaboración propia.

También se realizó gráficamente la distribución general de las especies fosfatadas (Fig. 6.5). La Fig. 6.5 muestra que el H_2PO_4^- fue la especie dominante en la solución del suelo cuando el pH varió de 2 a 7.

Fig. 6.5 Diagrama de distribución de especies fosfatadas en función del pH.



Fuente: elaboración propia.

Por tanto, el pH fue factor decisivo para que el fósforo se presentara en una especie o en otra.

Biodisponibilidad del fósforo

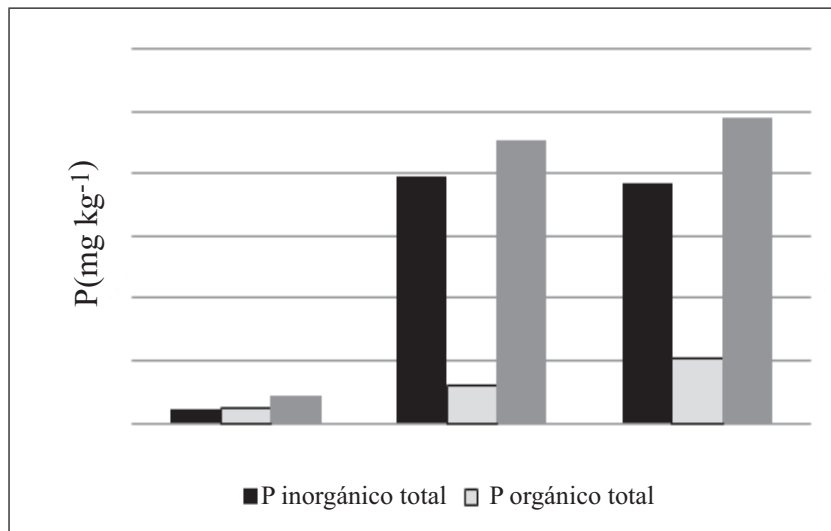
Con base en los valores más altos de N y P disponible obtenidos en el tratamiento C, se eligió éste tratamiento para llevar a cabo un estudio con mayor detalle, y para su posterior aplicación en el suelo agrícola. Además con este tratamiento es con el que se emplea un mayor porcentaje de biosólido, por lo que supone un mayor reuso y aprovechamiento de estos residuos. Los análisis que se llevaron a cabo para el tratamiento C fueron el fraccionamiento de P inorgánico y los de cinética de desorción.

La fracción de P ligeramente soluble es la que está más fácilmente disponible para las plantas (Boschetti *et al.*, 2003). Dicha fracción no fue detectada en el suelo, mientras que en el biosólido y vermicomposta los valores fueron muy similares (47.35% y 46.46%, respectivamente). El P ligado al Al no se encontró en suelo, aunque el análisis microelemental reporta Al, éste no se encontró ligado al P, sino en interacción con un silicato ($Al_2Si_4O_{10}(OH)_2$). Para el biosólido y la vermicomposta se reportaron valores de P ligado al Al de

24.59% y 24.50%, respectivamente, lo que indica que hubo adición de sales de este metal durante el proceso de tratamiento de las aguas residuales y la concentración del Al fue más alta que en el suelo, de tal manera que interactuó con el fosfato.

El P ligado al Fe fue positivo en el suelo, representando un 10.96% de la suma total de las fracciones y el compuesto detectado fue $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. El P soluble restante en el suelo present un alto porcentaje (84%) del total. Por su parte, la concentración de P ligado al Fe fue muy similar en el biosólido y vermicomposta, lo que se puede atribuir a que no existe una bioacumulación significativa de este elemento en la lombriz. La concentración de Fe fue alrededor de 10 veces menor que la encontrada para el Al. En reacciones neutras o alcalinas predominan los fosfatos de calcio; en condiciones ácidas los de Fe y Al (Fassbender & Bornemisza, 1994). Subillaga & Vázquez (1993) afirman que una forma simple de clasificar el fósforo del suelo es por su naturaleza orgánica o inorgánica (presente como fosfatos). La Fig. 6.6 muestra las concentraciones de P orgánico e inorgánico para cada una de las matrices. Como se puede observar el P inorgánico es el que predomina en el biosólido y en la vermicomposta, mientras que en el suelo hay una relación similar entre los dos tipos. Su *et al.*, (2007) también encontraron que las formas inorgánicas del P fueron las que predominaron al realizar el fraccionamiento de P en suelos enmendados con biosólidos.

Fig. 6.6 P inorgánico y orgánico total y P total (mg Kg⁻¹) en las matrices de suelo, biosólido y vermicomposta.



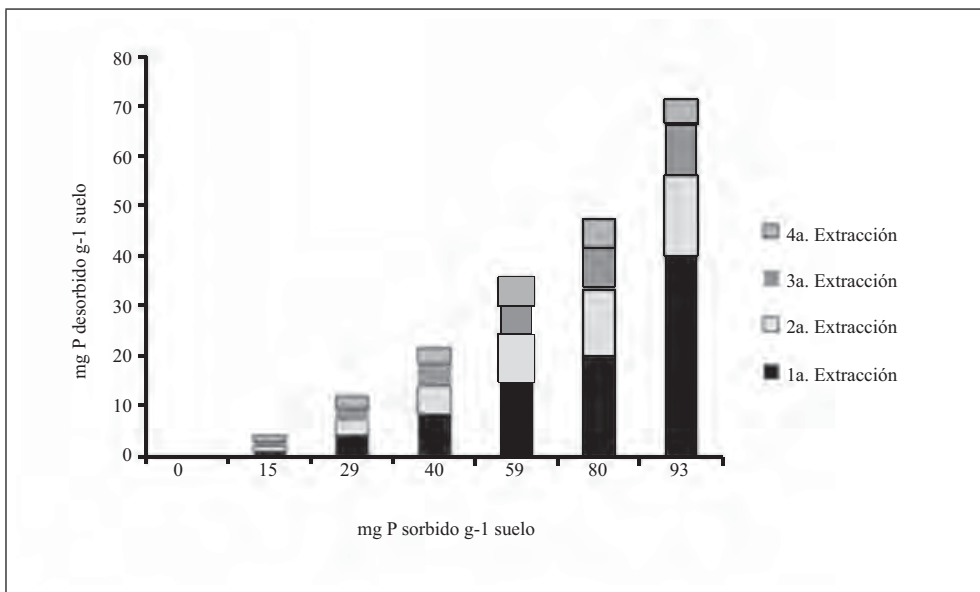
Fuente: elaboración propia.

Es importante resaltar que las fuentes orgánicas (biosólido y vermicomposta) de P son conocidas por incrementar la disponibilidad del P más que los fertilizantes inorgánicos y aumentar el uso eficiente del P aplicado (Fekri *et al.*, 2011).

Desorción del P suelo-solución patrón

La Fig. 6.7 muestra las concentraciones de P desorbido en el suelo utilizando soluciones patrón contra los 4 procesos de extracción en la misma muestra. Como se observa, la primera extracción tuvo concentraciones apreciables desorbidas de P, haciéndose menor en las siguientes extracciones y llegando a valores constantes, lo cual está acorde con Sidiqqe & Robinson (2004), quienes encontraron que la liberación del P es rápida al principio haciéndose cada vez más lenta llegando a un valor casi constante cuando se acerca al equilibrio. La reacción rápida inicial representa la desorción del P más lábil, mientras que las últimas fracciones pueden estar relacionadas con las menos móviles, lo cual es proporcional al número de sitios ocupados por el fosfato (Hosseinpur & Pashamokhtari, 2008). El porcentaje de fósforo desorbido fue del 26% al 78% en función de la concentración inicial de P.

Fig. 6.7 Desorción del P en suelo previamente tratado en isotermas de sorción.



Fuente: elaboración propia.

Para todas las concentraciones, la desorción de P se hizo casi imperceptible después de la cuarta extracción, a pesar de los amplios intervalos de concentración inicial del P. Cuando un suelo se satura de fósforo llega un punto en donde la precipitación de compuestos ligeramente solubles puede presentarse. Por el contrario, si las concentraciones de P en la solución son bajas, el complejo de sorción liberará al P en una cantidad tal que corresponda a la solubilidad de los compuestos presentes menos estables (McDowell & Sharpley, 2003).

Cinéticas de desorción en suelo-biosólido y suelo-vermicomposta

El sistema suelo-biosólido registró concentraciones mayores de P desorbido (40 mg P kg^{-1}) para una dosis de 100 Mg ha^{-1} , mientras que en el sistema suelo-vermicomposta el valor fue ligeramente inferior (30 mg P kg^{-1}) para la misma dosis, lo que podría indicar que el P en el biosólido (cerca de 25% más P desorbido en biosólido que en vermicomposta) se libera más fácilmente. La liberación menor en suelo acondicionado con vermicomposta se puede atribuir a que los turrículos producidos por la lombriz conservan su estructura y porosidad, lo que asegura una liberación lenta y regulada de los nutrientes sin pérdidas por erosión, lavado o lixiviado (Capistrán *et al.*, 2004). Durante el proceso de vermicomposteo se generan ácidos húmicos, fúlvicos y huminas, que regulan la liberación de nutrientes. Algunas de las sustancias formadas pueden tener una asimilación inmediata y libre hacia las plantas, mientras que otras permanecen inmobilizadas, y sólo se liberan cuando la demanda de las plantas es mayor; esto representa una interesante sincronía entre la retención y/o liberación de nutrientes y la demanda de nutrientes por la plantas (Heal *et al.*, 1997).

Lo anterior indica que el P en solución, ya sea en el sistema suelo-biosólido o suelo-vermicomposta, podría perderse por lixiviación pudiendo originar problemas de calidad del agua. Hosseinpur y Pashakhmotari (2008) afirman que la desorción de 16 mg kg^{-1} de P y su transporte a las aguas superficiales podría afectar la calidad del agua al producirse la eutrofización. Si se considera el valor de 16 mg kg^{-1} de P liberado como límite para evitar la eutrofización, entonces sólo dosis de 18 y 36 Mg de biosólido podrían aplicarse a una hectárea de suelo, mientras que utilizando vermicomposta se podrían añadir hasta $50 \text{ Mg por ha}^{-1}$.

Conclusiones

La vermiestabilización disminuyó el número de coliformes fecales en los lodos crudos de 4 a 6 órdenes de magnitud, la cal logró un biosólido reusable en agricultura y forestería en todas las concentraciones evaluadas y el ácido peracético lo logró en la concentración mayor.

La disminución de *Salmonella* spp. fue posible con cal en todas las concentraciones aplicadas. Con el ácido, la disminución fue de 3 y 6 órdenes de magnitud a las mayores concentraciones. Sin embargo, la vermicomposta aumentó el número de *Salmonella* spp.

Los biosólidos representan material factible para la elaboración de vermicomposta, sin embargo, se deben utilizar mezclados con estiércol (mínimo 10%), para permitir la sobrevivencia de la lombriz.

La supervivencia y reproducción de la lombriz fueron mayores en los tratamientos A y B, lo cual indica que la concentración del biosólido en las mezclas influye significativamente en estos parámetros

En el tratamiento C (90% biosólido-10% estiércol) se detectaron las concentraciones más altas de N y P, macronutrientes disponibles para las plantas, por lo tanto fue el de mejor calidad como fertilizante.

Las características fisicoquímicas del suelo permitieron explicar el proceso de sorción del P, a través de la formación de compuestos fosfatados de Al y Fe a un pH ácido.

Con el fraccionamiento del P, se detectó que la forma de P presente en mayor proporción en el biosólido y vermicomposta fue el P inorgánico, el cual se encuentra más disponible para las plantas.

El fraccionamiento del P mostró que las concentraciones de las diversas fracciones fueron similares entre el biosólido y la vermicomposta. Para el suelo no se detectaron fracciones disponibles.

A pesar de que las concentraciones de P disponible en el biosólido y vermicomposta fueron similares, el sistema suelo-biosólido desorbió un 25% más de P comparado con el de suelo-vermicomposta.

A partir del biosólido se obtuvo un abono orgánico, cuyas características físicas y químicas se encontraron dentro de la normatividad mexicana para una vermicomposta. Dicha vermicomposta presenta diversas ventajas frente al biosólido; una de ellas es la menor y más lenta liberación del P.

Referencias

- Aburto, F. (2009) La lombriz roja, su actividad en el suelo y sus posibles usos en suelos con cero labranza. En: <http://www.sap.uchile.cl/descargas/agronomia/lombrices.pdf>. Consultado el 09/enero/2009.
- APHA (American Public Health Association)–AWWA (American Water Works Association)–WEF (Water Environment Federation) (1992) Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Decimoséptima edición en español. Madrid.
- Baldry MGC, Cavadore A, French MS, Massa G, Rodrigues LM, Schirch PFT, Threadgold TL (1995) “Effluent disinfection in warm climates with peracetic acid”, en *Wat. Sci. Tech.* 31 (5-6). 161-164 pp.
- Barrios-Pérez JA (2003) Estabilización ácida de lodos de plantas de aguas residuales para la producción de biosólidos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Boschetti NG, Quintero CE, Benavidez RA, Giuffre L (2003) “Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia argentina”, en *Ciencia del suelo* 21:1-7.
- Capistrán F, Aranda E, Romero J (2004) Manual de reciclaje, compostaje y vermicompostaje. 1ª ed. Instituto de Ecología AC, Xalapa, México:90-99.
- Carbonell G, Gómez P, Babín M, Fernández C, Alonso E, Tarazona JV (2009) “Sewage sludge applied to agricultural soil: Ecotoxicological effects on representative soil organisms”, en *Ecotoxicol. Environ Safe.* 72:1309-1319.
- Cardoso-Vigueros L (2008) Vermicomposteo. En: Ramírez-González, A *et al.* (Ed.) Lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México:249-279.
- Domínguez J, Velando A, Ferreira A (2005) Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species? *Pedobiologia* 49:81-87.
- Eastman BR, Kane PN, Edwards CA, Trytek L, Gunadi B, Stermer AL, Mobley JR (2001) “The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for U.S. EPA. Biosolids Stabilization”, en *Compost Sci. Util* 9(1):38-49.
- Esteller MV, Martínez-Valdés H, Garrido S, Uribe Q (2009) “Nitrate and phosphate leaching in a phaeozem soil treated with biosolids, composted biosolids and inorganic fertilizers”, en *Waste Manag.* 27:1936-1944.
- Fassbender HW & Bornemisza E (1994) Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 2ª ed. Costa Rica:408-420.

- Fekri M, Gorgin N, Sadegh L (2011) "Phosphorus desorption kinetics in two calcareous soils amended with P fertilizer and organic matter", en *Environ. Earth Sci.* Springer DOI 10.1007/s12665-010-0892-9.
- Graetz DA & Nair VD (2009) Phosphorus sorption isotherm determination. In *Methods of phosphorus analysis for soil, sediments, residuals and waters*. Eds. Kovar L. J and Pierzynski G.M. Southern Cooperatives Seires. Bulletin No. 408. SERA-IEG 17. Pp 33-37.
- Heal OH, Anderson JM, Swift MJ (1997) Plant litter quality and decomposition: an historical overview. En: *Driven by nature, plant litter quality and decomposition*. CAB International, Londres:3-32.
- Hickman ZA (2007) The prediction of bioremediation potential and the application of novel bioremediation approaches. PhD thesis, University of East Anglia, Reino Unido.
- Hosseinpur A & Pashamokhtari H (2008) "Impact of treated sewage sludge application on phosphorus release kinetics in some calcareous soils", en *Environ Geol.* 55:1015-1021.
- Kaushik P & Garg VK (2003) "Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*", en *Biores. Technol* 90: 311-316.
- Lair JG, Zehetner F, Khan HZ, Gerzabek MH (2009) "Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube River", en *Geoderma* 149:39-44.
- Mariani L, Jiménez JJ, Asakawa N, Thomas RJ, Decaëns T (2007) "What happens to earthworm casts in the soil? A field study of carbon and nitrogen dynamics in Neotropical savannahs" en *Soil Biol. Biochem.* 39:757-767.
- McClintock NC (2004) Production and use of compost and vermicompost in sustainable farming systems. MS Thesis. North Carolina State University. Raleigh.
- McDowell RW & Sharpley AN (2003) "Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration", en *Geoderma* 112:143-154.
- Metcalf & Eddy (1996) *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3a ed. Vol. II. McGraw-Hill, México.
- NMX-FF-109-SCFI-2007. Humus de lombriz (Vermicomposta) especificaciones y métodos de prueba. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Norma Oficial Mexicana, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial de la federación, Viernes 15 de agosto de 2003.

- NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Publicada en el Diario Oficial de la Federación.
- Norbu T (2002) Pretreatment of municipal solid waste by windrow composting and vermicomposting. MS Thesis. Asian Institute of Technology. School of Environment Resource and Development. Thailand.
- Pulido J, Aguilar-Noh AG, Vázquez-Alarcón A (1992) Química de suelos, Manual de prácticas. Universidad Autónoma Chapingo - Departamento de Suelos. 2a ed. México.
- Romero Rojas JA (1999) Tratamientos de aguas residuales por lagunas de estabilización. 3a ed. Alfaomega, México.
- Sánchez-Hernández JC (2006) "Earthworm biomarkers in ecological risk assessment", en *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 188:85–126.
- Siddique TM & Robinson SJ (2004) "Differences in phosphorus retention and release in soils amended with animal manures and sewage sludge", en *Soil Sci. Am. J.* 68: 1421-1428.
- Soinne H (2009) "Extraction methods in soil phosphorus characterization: limitations and applications" en *Pro Terra*; 47. Pp 40-49.
- Solís-Mejía L, Islas-Espinoza M, Esteller MV (2011) "Vermicomposting of sewage sludge: earthworm population and agronomic advantages" en *Compost Sci. Utili.* 20(1):11-17.
- Steffen W, Persson A, Deutsch L, Zalasiewicz J, Williams M, Richardson K, Crumley C, Crutzen P, Folke C, Gordon L, Molina M, Ramanathan V, Rockstrom J, Scheffer M, Schellnhuber HJ, Svedin U (2011) "The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship" en *AMBIO* 40:739–761.
- Su J, Wang H, Kimberley MO, Beecroft K, Magesan GN, Hu Ch (2007) "Fractionation and mobility of phosphorus in a sand forest soil amended with biosolids", en *Environ. Sci. Pollut. Res.* 14 (7): 529-535.
- Subillaga SM & Vázquez ME (1993) "Dinámica de la renovación del fósforo en dos molisoles con distinta historia agrícola y de fertilización", en *Ciencia del Suelo.* 10: 30-35.
- Vaca PR, Lugo FJ, Esteller MV (2005) Sorción de metales pesados en suelos acondicionados con lodos residuales de origen municipal y composta. Proyecto de investigación Clave 1826/2004. Facultad de Ciencias. UAEM. Toluca, México.

Aislamiento de bacterias resistentes y transformadoras de Cr(VI) y metil paratión

M. Islas Espinoza¹, J. C. Vázquez Chagoyán², R. Bojórquez Aguilar¹, I. Linares Hernández¹

¹Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

²Centro de Investigación y Estudios Avanzados en Salud Animal

Resumen

El Río Lerma está poblado por diversas bacterias que se han vuelto resistentes a los contaminantes presentes. Algunas de estas bacterias son capaces de transformar algunos contaminantes a sustancias menos tóxicas. Tres cepas aisladas de sedimentos del Río Lerma resistieron concentraciones superiores a 207 mg L⁻¹ de Cr(VI) y lo transformaron. La capacidad de transformación del Cr(VI) en orden descendente fue: *Pseudomonas entomophila* L48 > *Pseudomonas cedrina* CFML 96-198 > *Pseudomonas graminis* DSM 11363. Por otro lado, ocho cepas con diferentes porcentajes de transformación de metil paratión (PM) fueron aisladas. Las cepas resistieron concentraciones superiores a 1,052 mg L⁻¹. La capacidad de transformación del PM en orden descendente fue: *Comamonas testosteroni* KS 0043 > *Achromobacter denitrificans* DSM 30026 > *Rhodococcus qingshengii* djl-6 > *Achromobacter spanius* LMG 5911 > *Pseudomonas meridiana* CMS 38 > *Pseudomonas veronii* CIP 104663 > *Pseudomonas nitroreducens* IAM 1439 > *Microbacterium esteraromaticum* DSM 8609. Estas bacterias presentan un potencial biotecnológico en la remediación de cuerpos de agua o en tratamientos de agua para uso industrial.

Introducción

El Cr(VI) y el metil paratión (PM) son contaminantes de origen industrial y agrícola que se encuentran en el Río Lerma y que representan problemas para la salud pública. Existen propuestas para la remediación del río como las expresadas en el Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012, sin embargo, éstas han sido insuficientes para evitar y controlar los problemas de contaminación. El agua del Río Lerma está poblada de diversos microorganismos que por presión selectiva se han hecho resistentes a los contaminantes presentes. En un análisis bacteriológico realizado en las localidades de Lerma y Atlacomulco se reporta la presencia de las siguientes especies en la columna de agua del río: *Enterococcus* sp., *Enterococcus faecium*, *Aeromonas hydrophila*, *Klebsiella oxytoca*, *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*, *Hafnia alvei*, *Klebsiella pneumoniae*, y *Acinetobacter iwoffi* (Lima, 2007). Algunas de estas bacterias podrían ser capaces de degradar los contaminantes y transformarlos a sustancias menos tóxicas. En este sentido, las bacterias aisladas de los sedimentos (excepto las patogénicas) pueden ser utilizadas en la remediación de cuerpos de agua contaminados.

La composición química del Río Lerma es compleja debido al origen variable de las aguas residuales que lo contaminan: industria química, petroquímica, destiladora, textil, peletera, alimenticia, maderera, metalurgia, metal-mecánica, minera y cantera, así como escurrimientos proveniente de tierras de uso agrícola y vertidos de agua residual doméstica (Sotelo *et al.*, 2005). En este sentido, las descargas de diferentes orígenes que alimentan el río, proveen de un medio propicio para el desarrollo de bacterias resistentes por medio de la inhibición de las poblaciones sensibles. Por otro lado, los sedimentos almacenan metales y compuestos orgánicos e inorgánicos que sirven de sustrato a algunas especies de comunidades microbianas. Los metales en el Río Lerma se encuentran asociados principalmente a los sólidos suspendidos y a los sedimentos (Ávila *et al.*, 1999), de ahí su potencial para encontrar bacterias resistentes a metales pesados. El cromo (Cr) es un metal pesado ampliamente utilizado en la industria para el curtido de pieles, electrogalvanizado, manufactura de pinturas y pigmentos, e industria de fertilizantes (Sotelo *et al.*, 2005). El Cr(VI) se encuentra generalmente bajo la forma de aniones cromatos o dicromatos solubles en agua; por otra parte, el Cr(III) forma complejos altamente estables con gran cantidad de sustancias y puede ser encontrado en forma catiónica ($\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})^{+3}$, $\text{Cr}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Cr}(\text{OH})^+$) o aniónica (CrCl_3^- , $\text{Cr}(\text{OH})^-$). El Cr(III) es esencial para los mamíferos, mientras que el Cr(VI) es muy tóxico (Sahayam, 2002). Es por ello, que la reducción de Cr(VI) a Cr(III) representa la manera de descontaminar aguas o suelos con cromo hexavalente. La

dosis letal 50 (LD_{50}) en mamíferos es de 3-30 mg kg^{-1} de peso corporal (Singh & Walker, 2006) y dada su peligrosidad en humanos, diversas agencias regulatorias (International Agency for Research on Cancer (IARC) y la Organización Mundial de la Salud (OMS)), clasifican al Cr(VI) como un tóxico de atención prioritaria (IARC, 2008; WHO, 1996).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (EPA, 2010) establece una concentración máxima permitida de 0.1 mg L^{-1} de Cr total para agua potable. La OMS establece que el valor de 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cr(VI) es demasiado alto, comparado con su alto riesgo carcinogénico por inhalación y su genotoxicidad (WHO, 1996). En el caso del Río Lerma se han reportado concentraciones de hasta 297 mg kg^{-1} en sedimentos (Zarazúa, 2008), las cuales superan con creces las normas de la EPA y la OMS.

Por otro lado, los plaguicidas mayormente usados a nivel mundial son los organofosforados, representando más del 36% del total del mercado (Kanekar *et al.*, 2004). El metil paratión (O,O-dimetil O-4-nitrofenilfosforotioato) (PM) es un insecticida organofosforado no selectivo utilizado ampliamente en la agricultura del Valle de Toluca que llega por filtración y escorrentía a los cauces del Río Lerma. Se han analizado las concentraciones de PM en muestras de sedimentos e invertebrados de la presa Ignacio Ramírez que es uno de los abastecedores de agua de este río, reportando su presencia en alta concentración en sedimento (0.013 y 0.001 mg kg^{-1}) en época de secas (De la Vega-Salazar *et al.*, 1999). El PM es rápidamente absorbido vía oral, dermal y por inhalación, luego se distribuye en los tejidos del cuerpo humano pudiendo causar dolor de cabeza, mareos, ansiedad, confusión mental, convulsiones y coma, además de depresión del centro respiratorio (WHO, 1986). La inmunotoxicidad de los compuestos organofosforados en humanos y animales silvestres ha sido revisada por Galloway y Handy (2003). La dosis letal 50 (LD_{50}) en mamíferos es de 3-30 mg kg^{-1} de peso corporal (Singh & Walker, 2006). El PM tiene una vida media de 25 a 130 días y puede ser degradado por la luz solar, sin embargo, esto dependerá de factores ambientales como pH, temperatura y carga microbiana. Si el PM se encuentra en altas cantidades puede tardar años en degradarse (EXTOXNET, 1996).

Por tal motivo, este estudio se enfocó en el muestreo, aislamiento, selección e identificación de bacterias de sedimentos del Río Lerma capaces de transformar el Cr(VI) y PM a sustancias menos tóxicas para ser aplicadas en sistemas de biorremediación.

Métodos

El muestreo de sedimento se realizó en abril del 2009, se eligieron tres sitios del Río Lerma cercanos a zonas industriales y agrícolas altamente contaminados (Fall *et al.*, 2007). Los puntos de muestreo se describen en la Tabla 7.1.

Tabla 7.1 Sitios de obtención de sedimento del Río Lerma

Ubicación del sitio de muestreo	Coordenadas			
	*UTM		Geográficas	
	LATITUD	LONGITUD	LATITUD	LONGITUD
(a) Calle Alfredo del Mazo y Villa Mar, Puente peatonal Tultepec, Tultepec, México.	448303	2117578	19o9'.044"	99o29'.044"
(b) Puente peatonal, Col. Isidro Fabela, 500 m aguas arriba de la empresa Reciclagua, Lerma, México.	431052	2132630	19o17'.174"	99o39'.373"
(c) Puente sobre el Río Lerma, a lo largo de la carretera Toluca-Naucalpan, Toluca, México.	441678	2142669	19o22'.637"	99o33'.323"

Fuente: elaboración propia.

*Universal Transversal de Mercator.

De cada sitio se tomó una muestra compuesta, en la cual se mezclaron los sedimentos de tres puntos a lo ancho del río utilizando los puentes peatonales para tener acceso y asegurar la draga. Cada punto de muestreo recibía diferentes descargas, así que las condiciones de las muestras de sedimento para el aislamiento de las bacterias fueron heterogéneas.

Inicialmente se sembraron 5 g de sedimento de cada punto de muestreo en 50 mL de medio mínimo de sales (MSM), composición (mg L^{-1}): 11, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 14, CaCl_2 ; 340, KH_2PO_4 ; 670, $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 22, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; y 500, NH_4Cl . La incubación en medio líquido se llevó a cabo en un agitador orbital a 100 rpm a temperatura ambiente ($20\text{-}23^\circ\text{C}$) durante dos semanas. Antes de aclimatar a la comunidad bacteriana al Cr(VI) y PM, se realizaron 6 resiembras de 3 días cada una para eliminar las partículas de sedimento. Después de esta etapa y en adelante se utilizó para el cultivo de bacterias resistentes a Cr(VI) un medio de tripticaseína y soya (MTS) composición (g L^{-1}): 15, peptona de caseína; 5, peptona de soya; 5, NaCl. Para el cultivo de bacterias resistentes a PM se utilizó un medio mínimo de sales modificado (MMSM) composición (mg L^{-1}): 11, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 187, KCl; 320, NaCl; 14, CaCl_2 ; 22, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 500, peptona. Para la selección de bacterias resistentes se realizaron 5 resiembras de 3 días con 50 mg L^{-1} de Cr(VI) en MTS y 16 mg L^{-1} de PM en MMSM. Posteriormente, se

inoculó 1 mL de cada cultivo en matraces con MTS adicionados con 83, 208, 415 y 830 mg L⁻¹ de Cr(VI); y 53, 79, 158 y 263 mg L⁻¹ de PM. La obtención de bacterias resistentes a Cr(VI) se llevó a cabo por ciclos de siembra en placa en MTS más 15 g L⁻¹ de agar-agar y 41.5 mg L⁻¹ de Cr(VI) hasta obtener colonias morfológicamente distintas. La obtención de bacterias resistentes a PM se llevó a cabo por ciclos de siembra en placa en MMSM más 15 g L⁻¹ de agar-agar y 53 mg L⁻¹ de PM.

Para determinar la concentración mínima inhibitoria (CMI) se sembraron las cepas puras (1 mL de inóculo) en MTS por triplicado con concentraciones en un rango de 0-830 mg L⁻¹ de Cr(VI), y para PM se utilizó (1 mL de inóculo) MMS por triplicado con concentraciones de 0-1,316 mg L⁻¹ de PM. Se contaron las células los días 0 y 7 con una cámara de Neubauer. Se consideró como CMI la concentración hasta la cual no hubo crecimiento al día 7 de incubación.

Para determinar el porcentaje de reducción de Cr(VI) se sembraron las cepas por triplicado en MTS con 164 mg L⁻¹ de Cr(VI) (Farag & Zaki, 2010) y 1 mL de inóculo de 48 h de incubación, un control positivo (MTS+Cr(VI), sin inóculo), un control positivo con agua (H₂O+Cr(VI)) y un control negativo (MTS). Las concentraciones de Cr(VI) y Cr total se midieron los días 0 y 7 con el método de la difenil carbazida (APHA 1998). Se tomaron submuestras de 4 mL a diferentes tiempos (h): 0, 48, 56, 72, 80, 96, 104, 120, 128, 144, 152, 168, 176, 192, 216, 240, 264 y 288 para cuantificar el crecimiento bacteriano por densidad óptica (DO) a 600 nm de absorbancia en un espectrofotómetro. Para determinar la cantidad de Cr(VI) en el sobrenadante, se centrifugó una alícuota de 2 mL de muestra a 12,000g por 10 minutos separando la biomasa y el sobrenadante. Para medir el Cr(VI) se colocó el sobrenadante en un matraz de 10 mL, se añadieron 200 µL de solución de difenil carbazida, una gota de H₂SO₄ concentrado y se aforó con agua destilada, se mezcló suavemente por inversión y se midió a 543 nm. Al finalizar el tiempo de incubación se midió el Cr total, realizando una oxidación con dicromato de potasio.

Para determinar el porcentaje de transformación de PM se sembraron las cepas por triplicado en MMSM+MTS con 197 mg L⁻¹ de PM (Pradnya *et al.*, 2004) y 1 mL de inóculo de 48 h de incubación, un control positivo (MMSM+MTS+PM, sin inóculo) y un control negativo (MMSM+MTS). Las concentraciones de fosfato (PO₄³⁻) se midieron con el método de azul de molibdeno los días 0 y 7 (APHA, 1998). Los valores residuales de fosfato se utilizaron como un método indirecto de la degradación de PM. Se tomaron submuestras de 4 mL a diferentes tiempos (h): 0, 24, 48, 72, 96, 120, 144, 168, 192, 216, 240, 264, 288, 312, 336 y 672 para medir el crecimiento bacteriano por DO a 600 nm. Para determinar la cantidad de PM en el sobrenadante, se centrifugó una alícuota de 2 mL de muestra a 12,000g por 10 minutos. Para medir el PO₄³⁻, se colocó el sobrenadante en un vial, se añadió agua destilada hasta 25 mL

y un sobre de reactivo para la reacción de azul de molibdeno, se mezcló vigorosamente por inversión, después de 2 minutos de reacción se midió la absorbancia en un espectrofotómetro HACH® modelo DR 2000 a 890 nm.

Después de obtener el porcentaje de transformación de Cr(VI) y de PM, se eligió para cada contaminante la cepa con mayor capacidad de transformación y se determinó su cinética, utilizando MTS con 166 mg L⁻¹ de Cr(VI) y MMSM+MTS con 197 mg L⁻¹ de PM. Se midieron las concentraciones de Cr(VI) (Conc), PO₄³⁻ y DO de los cultivos bacterianos, en un espectrofotómetro UV-Visible, Varian® modelo Cary 1E. Adicionalmente, se evaluaron los contenidos de Cr(VI) acumulados en los tejidos de las células bacterianas, midiendo el Cr(VI) que se obtuvo después de un proceso de centrifugación de los tubos con colonias.

La identificación molecular de las bacterias se realizó obteniendo el ADN de cada cepa aislada con un kit de extracción (Ultraclean Soil DNA isolation, Mo Bio Laboratories, Inc.). La amplificación del gen ARNr 16S se llevó a cabo mediante la reacción en cadena de la polimerasa. Los oligonucleótidos iniciadores de la reacción fueron: sentido 63F (5'-3': CAGGCCTAACACATGCAAGTC) y contrasentido 1389R (5'-3': ACGGCGGTGTGTACAAG) Sigma® (Osborn *et al.*, 2000). La amplificación del gen ARNr 16S y la secuenciación del amplicón fueron realizados por Macrogen Corp. Las secuencias obtenidas fueron alineadas y analizadas con el software Mega 4 © (Tamura *et al.*, 2008). Las secuencias corregidas fueron ingresadas en la base de datos del National Center for Biotechnology Information (NCBI), para obtener los porcentajes de similitud entre la secuencia corregida y las secuencias del gen ARNr 16S del BLAST (Basic Local Alignment Search Tool). La importancia de la obtención de cepas puras y su identificación permite hacer análisis específicos en cepas adaptadas a condiciones fisicoquímicas y biológicas particulares, tales como las del Río Lerma, además de que amplía el conocimiento de la diversidad bacteriológica de interés biotecnológico en los sedimentos, así como el manejo adecuado de las cepas respecto a su peligrosidad y dispersión.

Resultados y discusión

Identificación y selección de bacterias resistentes a Cr(VI) y PM

Se obtuvieron 6 cepas resistentes a Cr(VI) y 8 resistentes a PM. La mayor parte de las especies identificadas en este estudio fueron saprófitas y epífitas. No hay reportes de patogenicidad respecto a estas especies por lo que podrían ser utilizadas en pruebas de biorremediación. Las características morfológicas, fisiológicas y bioquímicas de

las cepas aisladas resistentes a Cr(VI) ya fueron reportadas en un trabajo previo (Islas-Espinoza & Bojórquez, 2011). Después del análisis y corrección de las secuencias genéticas se obtuvieron las siguientes especies (Tabla 7.2):

Tabla 7.2 Identificación molecular, % de similitud, número de acceso y concentración mínima inhibitoria de bacterias resistentes a Cr(VI)

<i>Organismo relacionado</i>	% <i>Similitud</i>	<i>Numero de Acceso</i>	<i>CMI mg L⁻¹</i>
<i>Pseudomonas cedrina</i> CFML 96-198	98	NR_024912.1	830 ± 3.02
<i>Comamonas testosteroni</i> KS 0043	98	NR_029161.1	414 ± 2.46
<i>Enterobacter cancerogenus</i> LMG 2693	98	NR_044977.1	610 ± 4.32
<i>Pseudomonas libanensis</i> CIP 105460	99	AB506040.1	207 ± 2.14
<i>Pseudomonas graminis</i> DSM 11363	98	NR_026395.1	610 ± 5.03
<i>Pseudomonas entomophila</i> L48	98	PSEEN008.7	610 ± 6.22

Fuente: elaboración propia.

De las 6 cepas aisladas resistentes a Cr(VI), 4 resultaron ser del género *Pseudomonas*. Ya existen reportes acerca de varias especies de *Pseudomonas* resistentes a cromatos (Bader, 1999). Sin embargo, en el presente estudio se encontraron especies de *Pseudomonas* que no habían sido reportadas con anterioridad. Asimismo, se encontraron las cepas: *Comamonas testosteroni* KS 0043 y *Enterobacter cancerogenus* LMG 2693 que tampoco habían sido reportadas previamente como resistentes a Cr(VI).

El género *Pseudomonas* presenta sistemas de resistencia a metales pesados codificados en sus genes (Aguilar-Barajas *et al.*, 2010). El gen ChrA es el responsable de la traslocación de los aniones cromatos hacia afuera de la membrana celular. En diferentes bacterias la reducción de cromatos es tanto aeróbica como anaeróbica (pero no ambas) y es llevada a cabo por proteínas solubles o por membranas celulares (Cervantes & Silver, 1992). Algunas bacterias cromato-resistentes son capaces de reducir Cr(VI) a Cr(III) usando una variedad de donadores de electrones (Wang & Shen, 1995). La identificación del primer microorganismo capaz de reducir Cr(VI) a Cr(III) fue en 1970 (Romanenko & Korenkov, 1977), posteriormente otros géneros han sido identificados (Cheung & Gu, 2007).

En el presente estudio 3 de 8 especies de bacterias resistentes a PM, también fueron del género *Pseudomonas* (Tabla 7.3), lo cual concuerda con otros estudios donde han encontrado especies de este género, entre ellas: *P. fluorescens*, *Pseudomonas* sp. y *P. putida* (Abo-Amer, 2011; Fang-Bo *et al.*, 2006). En estudios realizados en México, Ortíz *et al.*, (2001) reportan la actividad biodegradadora de cinco bacterias aisladas de suelo agrícola,

cuya degradación de PM de mayor a menor es: *Pseudomonas aeruginosa* > *Klebsiella pneumoniae* > *Burkholderia cepacia* > *Enterobacter sakazakii* > *Citribacter freundii*.

En este estudio se encontraron las especies *Achromobacter spanius* y *Rhodococcus qingshengii*, las cuales no han sido reportadas en otros estudios, pero cuyos géneros si han reportado capacidad para degradar plaguicidas organofosforados (Chen *et al.*, 2002; Vidali, 2001).

Tabla 7.3 Identificación molecular, % de similitud, número de acceso y concentración mínima inhibitoria de bacterias resistentes a PM

Organismo relacionado	% Similitud	Numero de Acceso	CMI mg L ⁻¹
<i>Pseudomonas meridiana</i> CMS 38	98	NR_025587.1	1052 ± 7.09
<i>Pseudomonas veronii</i> CIP 104663	99	NR_028706.1	1316 ± 8.56
<i>Microbacterium esteraromaticum</i> DSM 8609	98	NR_026468.1	1316 ± 9.12
<i>Comamonas testosteroni</i> KS 0043	99	NR_029161.1	1316 ± 4.50
<i>Pseudomonas nitroreducens</i> IAM 1439	98	NR_042435.1	1316 ± 5.33
<i>Achromobacter spanius</i> LMG 5911	99	NR_025686.1	1316 ± 6.82
<i>Rhodococcus qingshengii</i> djl-6	99	NR_043535.1	1316 ± 11.13
<i>Achromobacter denitrificans</i> DSM 30026	99	NR_042021.1	1316 ± 8.05

Fuente: elaboración propia.

En el presente estudio *Comamonas testosteroni* KS 0043 fue resistente tanto a Cr(VI) como a PM. Ying-Fei *et al.* (2009) analizaron el genoma completo de la especie *Comamonas testosteroni* mostrando que tiene muchos genes para transporte (22%) y transducción de señales (6%), los cuales permiten a la célula responder y adaptarse a diferentes ambientes. Esta especie no asimila los carbohidratos debido a la falta de genes productores de proteínas involucradas en la glucólisis y la ruta de la fosfato pentosa, y contiene muchos genes productores de proteínas involucradas en la degradación de compuestos aromáticos. Es importante notar que la doble resistencia de la bacteria *Comamonas testosteroni* a Cr(VI) y PM sugiere que tiene una capacidad de adaptación a mezclas de contaminantes.

Concentración mínima inhibitoria de las bacterias a Cr(VI) y PM

La CMI de las cepas resistentes a Cr(VI) varió de 207-829 mg L⁻¹ (Tabla 7.2). Srinath *et al.* (2002) reportan CMI superiores a 151 mg L⁻¹ en 13% de las cepas aisladas, a diferencia del presente estudio donde la CMI fue mayor a 250 mg L⁻¹ en 5 de 6 cepas aisladas (83.3%).

La CMI para las bacterias resistentes a PM fue de 1052 a 1316 mg L⁻¹ de PM (Tabla 7.3). Respecto a este indicador, Pakala *et al.* (2006) reportan una concentración máxima de crecimiento para *Serratia* sp. de 592 mg L⁻¹ de PM, la cual es menor a la encontrada en las cepas aisladas en este estudio.

Una causa de la mayor resistencia de las bacterias al Cr(VI) y PM podría ser la presencia de más altas concentraciones de estos contaminantes en el Río Lerma que en cuerpos de agua reportados en otros estudios.

Biotransformación del Cr(VI)

Las cepas *Pseudomonas entomophila* L48, *Pseudomonas cedrina* CFML 96-198 y *Pseudomonas graminis* DSM 11363, fueron capaces de transformar el Cr(VI), sin embargo, *Enterobacter cancerogenus* LMG 2693, *Comamonas testosteroni* KS 0043 y *Pseudomonas libanensis* CIP 105460 fueron resistentes a su presencia, pero que no pudieron transformarlo (Tabla 7.4). Recientemente, Parameswari *et al.* (2009) examinaron a la especie *Pseudomonas fluorescens* aislada de un suelo contaminado con metales pesados y encontraron una reducción de 52 a 61% de Cr(VI) a Cr(III) a diferentes valores de pH. En el presente estudio se midió la eliminación de Cr en su forma hexavalente, pero no se determinó cuál fue el mecanismo utilizado por las bacterias, se asume que la biorreducción pudo ser el principal mecanismo, ya que el Cr(VI) biosorbido (por sorción o absorción) en las células fue bajo (Tabla 7.4).

Tabla 7.4 Porcentaje de eliminación de Cr(VI) en las cepas aisladas

Organismo	Concentración inicial (mg L ⁻¹ Cr(VI))		Concentración final (mg L ⁻¹ Cr(VI))		% Transformación de Cr(VI)
	Media	E std	Media	E std	
<i>Pseudomonas entomophila</i> L48	189.12	5.75	111.96	3.73	23.59%
<i>Pseudomonas cedrina</i> CFML 96-198	142.93	4.27	89.06	10.82	20.48%
<i>Pseudomonas graminis</i> DSM 11363	115.64	1.52	72.93	8.96	19.72%
<i>Enterobacter cancerogenus</i> LMG 2693	109.84	3.96	92.46	10.09	BS
<i>Comamonas testosteroni</i> KS 0043	127.96	2.62	127.81	14.33	BS
<i>Pseudomonas libanensis</i> CIP 105460	149.11	3.02	137.87	6.44	BS

Fuente: elaboración propia.

BS: la biosorción explica la diferencia de concentración de Cr(VI) inicial y final. E std: error estándar.

Existen reportes previos sobre la resistencia y reducción de Cr(VI) por *Enterobacter cloacae* (Wang *et al.*, 1989). Algunas cepas de *Comamonas* han sido aisladas de sitios contaminados con metales y han sido identificadas como resistentes a Cr(VI) (Thuý, 2003), sin embargo, la variedad encontrada en el Río Lerma no corresponde con las variedades reportadas.

Biotransformación del PM

El porcentaje de biotransformación del PM de las cepas resistentes a PM medido por los fosfatos residuales fue bajo (Tabla 7.5).

Tabla 7.5 Porcentajes de biotransformación de PM en las cepas aisladas

Organismo	Conc. inicial (mg L ⁻¹ PO ₄ ³⁻)		Conc. final (mg L ⁻¹ PO ₄ ³⁻)		% Biotransfor- mación de PM
	Media	E std	Media	E std	
<i>Comamonas testosteroni</i> KS 0043	25.6	3.40	33.92	0.77	11.68%
<i>Achromobacter denitrificans</i> DSM 30026	25.6	1.13	30.67	0.20	7.12%
<i>Rhodococcus qingshengii</i> djl-6	25.6	1.15	29.08	1.10	4.89%
<i>Achromobacter spanius</i> LMG 5911	25.6	2.25	28.25	0.30	3.72%
<i>Pseudomonas meridiana</i> CMS 38	26.3	1.32	27.75	0.05	2.04%
<i>Pseudomonas veronii</i> CIP 104663	24.2	0.80	25.42	0.13	1.71%
<i>Pseudomonas nitroreducens</i> IAM 1439	25.6	1.94	26.42	0.48	1.15%
<i>Microbacterium esteraromaticum</i> DSM 8609	25.5	2.32	25.58	1.40	0.11%

Fuente: elaboración propia.

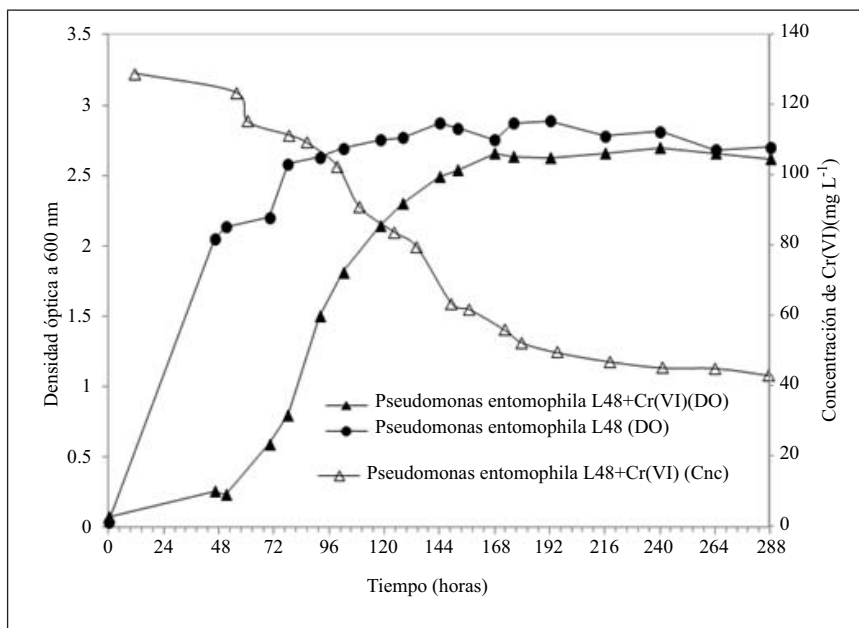
Existen dos clases de degradación de plaguicidas: cometabolismo y catabolismo. El cometabolismo frecuentemente provoca una degradación incompleta del plaguicida y en consecuencia se acumulan sus metabolitos. En el caso del catabolismo los microorganismos pueden utilizar PM como única fuente de carbono, fósforo u otro bioelemento necesario. Las ruta completa de degradación del paratión es conocida, pero las rutas para otros compuestos organofosforados como el PM aun no han sido completadas (Singh & Walker, 2006). Para el caso de *Pseudomonas* sp., éstas son capaces de hidrolizar PM a p-nitrofenol y fosfato (Rani & Lalithakumari, 1994).

Microbacterium esteraromaticum y *Rhodococcus* son otras bacterias capaces de hidrolizar PM y otros compuestos organofosforados (Cáceres *et al.*, 2009; Kitagawa *et al.*, 2004).

Cinética de transformación del Cr(VI)

Se determinó el crecimiento de la cepa *Pseudomonas entomophila* L48 por densidad óptica utilizando una concentración de Cr(VI) de 164 mg L^{-1} (Fig. 7.1).

Fig. 7.1 Cinética de crecimiento de la cepa *Pseudomonas entomophila* L48 con y sin contaminante, así como la concentración de Cr(VI) durante el experimento.



Fuente: elaboración propia.

Srinath *et al.* (2002) encuentran que existe una diferencia de aproximadamente 50% entre la biomasa máxima con y sin contaminante para las cepas *B. megaterium* y *B. circulans*. En el caso de este estudio, la presencia de Cr(VI) retrasó el inicio de la fase exponencial y de adaptación de la cepa *Pseudomonas entomophila* L48, pero la biomasa final fue la misma.

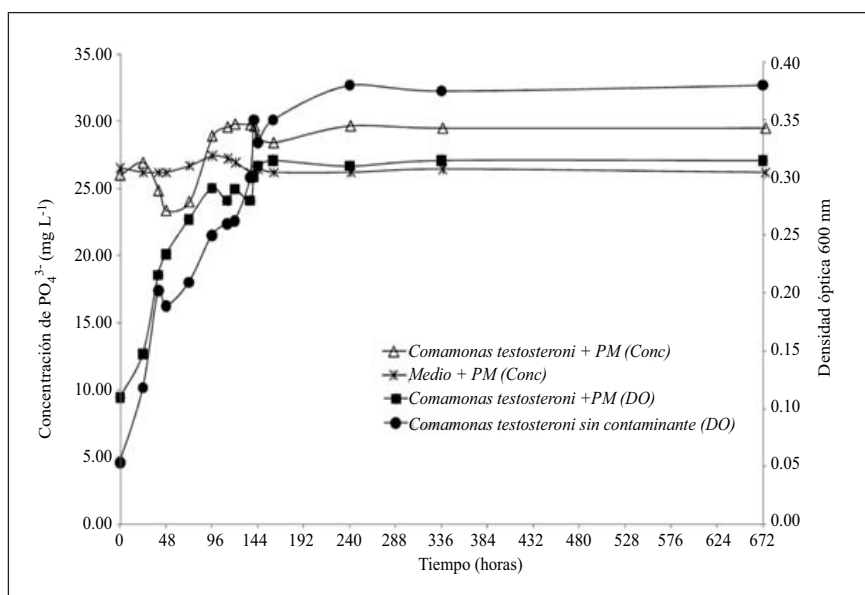
En lo que concierne a la transformación de Cr(VI) , algunos trabajos coinciden en una eliminación de la concentración entre 80-98%, con una fase estacionaria entre

24-48 h (Dönmez & Koçberber, 2005), a diferencia de este estudio en donde la fase estacionaria se inició a las 168 h y la reducción mayor de Cr(VI) para la cepa *Pseudomonas entomophila* L48 fue del 33.59% a los 12 días. Esto último puede atribuirse a las condiciones de cultivo, ya que a diferencia de los estudios mencionados que manejan temperaturas fisiológicas (38° C), en esta investigación se trabajó a temperatura ambiente (18-20° C). Se cuantificó la cantidad de Cr total para evaluar la eficiencia total del sistema, y se recalculó el porcentaje de Cr(VI) por la especie *Pseudomonas entomophila* L48 utilizando CTS, el cual fue de 80.16% (partiendo de 164 mg L⁻¹).

Cinética de transformación del PM

Se cuantificó el crecimiento de la cepa *Comamonas testosteroni* KS 0043 por DO a 600 nm (Fig. 7.2) observándose una ligera diferencia entre el crecimiento de la cepa con y sin contaminante, sin embargo, esta diferencia se debió a la turbidez que genera el contaminante al ser añadido, lo cual se verificó con un conteo celular directo con cámara de Neubauer en ambas muestras.

Fig. 7.2 Cinética de crecimiento y de transformación del PM (liberado como PO₄³⁻) (mg L⁻¹) de la cepa *Comamonas testosteroni* KS 0043 con y sin contaminante.



Fuente: elaboración propia.

La transformación del PM por *Comamonas testosteroni* en forma de PO_4^{3-} fue baja, resultando similar a la concentración del tratamiento control (sin presencia de biomasa). Al realizar la cinética de transformación de esta cepa se obtuvo una transformación máxima de 6.32% después de 10 días de incubación. El método de detección de fosfatos fue parcial, ya que los productos de degradación del PM son diversos y no pudieron ser detectados. Se sugiere repetir este experimento con un método cromatográfico (de gases o HPLC) para identificar los diferentes metabolitos.

Conclusiones

Se identificaron 6 especies de bacterias resistentes a Cr(VI) y 8 resistentes a PM de sedimentos del Río Lerma. La mayor parte de las especies encontradas en éste estudio fueron inocuas y ninguna ha sido reportada en otros estudios. Las cepas resistentes a Cr(VI) se reprodujeron en concentraciones de hasta 207 mg L^{-1} , siendo mayor a la reportada en otros trabajos. Se eligió la cepa *Pseudomonas entomophila* L48 para determinar la cinética de transformación del Cr(VI) obteniéndose una transformación de 33.59% a los 12 días. La transformación de PM medida por el método de PO_4^{3-} fue poco eficiente, detectando una transformación máxima de 6.32% con la bacteria *Comamonas testosteroni*. Estas cepas mostraron potencial biotecnológico para transformar Cr(VI) y PM a sustancias menos tóxicas en sistemas de biorremediación de agua.

Referencias

- Abo-Amer AE (2011) "Characterization of a strain of *Pseudomonas putida* isolated from agricultural soil that degrades cadusafos (an organophosphorus pesticide)", en *World J Microbiology and Biotech.* DOI: 10.1007/s11274-011-0873-5.
- Aguilar-Barajas E, Ramírez-Díaz MI, Riveros-Rosas H and Cervantes C (2010) "Heavy Metal Resistance in Pseudomonads", en *Pseudomonas*, Capítulo 9, 255-282, DOI: 10.1007/978-90-481-3909-5_9.
- APHA. American Public Health Association (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington DC.
- Ávila PP, Balcázar M, Zarazúa GO, Barceló IQ, Díaz, CD (1999) "Heavy metals concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir", en *Sci. Tot. Env.* 234:185-196.

- Bader JL, Gonzalez G, Goodell PC, Ali AS, Pillai SD (1999) "Chromium-resistant bacterial populations from a site heavily contaminated with hexavalent chromium", en *Water Air and Soil Pol.* 109:263-779.
- Cabrera JA, Kurtz A, Sikora RA, Schouten A (2010) "Isolation and characterization of fenamiphos degrading Bacteria" en *Biodegradation* 21:1017–1027.
- Cáceres TP, Megharaj M, Malik S, Beer M, Naidu R (2009) "Hydrolysis of fenamiphos and its toxic oxidation products by *Microbacterium* sp. in pure culture and groundwater", en *Bioresource Technology* 100(10): 2732-2736.
- Cervantes C & Silver S (1992) "Plasmid chromate resistance and chromate reduction", en *Plasmid.* 27 (1):65-71.
- Chen Y, Zhang X, Liu H, Wang Y, Xia X (2002) "Study on *Pseudomonas* sp. WBC-3 capable of complete degradation of methylparathion" en *Wei Sheng Wu Xue Bao*, 42:490–497.
- Cheung KH & Gu JD (2007) "Mechanism of hexavalent chromium detoxification by microorganisms and bioremediation application potential: a review. Int", en *Biod. and Biod.* 59:8-15.
- De la Vega-Salazar MY, Martínez-Tabche L, Macías-García C, Díaz Pardo E (1999) "Methyl parathion impact on water, sediments and benthic macroinvertebrates from the Ignacio Ramirez Dam, México. Toxicol. Environ", en *Chem.* 71:81–93.
- Dönmez G & Koçberber N (2005) "Isolation of hexavalent chromium resistant bacteria from industrial saline effluents and their ability of bioaccumulation", en *Enz. Microb. Tech.* 36:700-705.
- Environmental Protection Agency (2010) Cromo (VI) en el agua potable. Oficina de agua de EPA (EPA 815-F-10-006) URL: http://www.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/upload/Cromo-VI-enelaguapotable_QAs.pdf. Consultado el 1 de marzo de 2012.
- EXTOXNET (1996) Extension Toxicology Network. Methyl Parathion.
- Fall C, Hinojosa-Peña A, Carreño-de-León MC (2007) Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma river and its tributaries by wastewaters disposal. *Sci. of the Tot. Env.* 373:208-219.
- Fang-Bo Y, Biao S, Shun-Peng L (2006) Isolation and Characterization of *Pseudomonas* sp. Strain ONBA-17 Degrading o-Nitriobenzaldehyde. *Cur. Microb.* (53):457-461.
- Fara S & Zaki S (2010) Identificaction of bacterial strains from tannery effluent and reduction of hexavalent chromium. *Journal of Environmental Biology* 31(5): 877-882.
- Galloway T & Handy R (2003) Immunotoxicity of organophosphorous pesticides. *Ecotoxicology.* 12(1-4):345-63.

- IARC. Agency for Research on Cancer (2008) Agents reviewed by the IARC monographs: Volumes 1-99. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>. Consultado el 20 febrero de 2012.
- Islas-Espinoza M & Bojórquez-Aguilar R (2011) Bacterias reductoras de Cr⁺⁶ y su potencial biotecnológico. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27(3) 231-239.
- Kitagawa W, Kimura N, Kamagata Y (2004) A Novel p-Nitrophenol degradation gene cluster from a Gram-positive bacterium, *Rhodococcus opacus* SAO101. *J. Bacteriol.* 186(15):4894–4902.
- Lima JA (2007) Tesis de licenciatura en Biología: Evaluación bacteriológica de la calidad del agua del Río Lerma, México. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. México.
- Ortiz-Hernández ML, Monterrosas-Brisson M, Yañez-Ocampo G, Sanchez-Salinas E (2001) Biodegradation of methyl-parathion by bacteria isolated of agricultural soil. *Rev. Int. Cont. Amb.* 17(3):147-155.
- Osborn AM, Moore ER, Timmis KN (2000) An evaluation of terminal-restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) analysis for the study of microbial community structure and dynamics. *Env. Microbiol.* 2(1):39-50.
- Pakala SB, Gorla P, Pinjari AB, Krovodi RK, Baru R, Yanamandra M, Merrick M, Siddavattam D (2006) Biodegradation of methyl parathion and p-nitrophenol: evidence for the presence of a p-nitrophenol 2-hydroxylase in a Gram-negative *Serratia* sp. strain DS001. *Env. Biotech.* DOI 10.1007/s00253-006-0595-z.
- Parameswari E, Lakshmanan A, Thilagavathi T (2009) Biosorption of chromium (VI) and nickel (II) by bacterial isolates from an aqueous solution. *EJEAFChe* 8(3):150-156.
- Pradnya PK, Bharati JB, Neelima MD, Seema SS (2004) Biodegradation of organophosphorus pesticides. *Proc. Indian natn Sci Acad* 70(1):57-70.
- Rani NL & Lalithakumari D (1994) Degradation of methyl parathion by *Pseudomonas putida*. *Can. J. Microbiol.* 40:1000–1006.
- Romanenko VI & Korenkov VN (1977) A pure culture of bacteria utilizing chromates and dichromates as hydrogen acceptors in growth under anaerobic conditions. *Mikrobiologiya* 46(3):414-417.
- Sahayam AC (2002) Speciation of Cr(III) and Cr(VI) in potable waters by using activated neutral alumina as collector and ET–AAS for determination. *Anal. Bioanal. Chem.* 372:840–842.
- Singh BK & Walker A (2006) Microbial degradation of organophosphorus compounds. *FEMS Microbiol. Rev.* 30:428–471.
- Sotelo Esthela, Cardona Nayeli, Fregoso Alejandra, Enriquez Carlos, Garrido Arturo, Caire Georgina, Cotler Helena (2005) Acciones estratégicas para la recuperación

- de la cuenca Lerma-Chapala: Recomendaciones técnicas para las diecinueve subcuencas Instituto Nacional de Ecología.
- Srinath T, Verma TP, Ramteke W, Garg SK (2002) Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria. *Chemosphere* 48:427-435.
- Tamura K, Dudley J, Nei M, Kumar S. Mega versión 4 © software 1993-2008.
- Thuý HL, Quynh HK, Phuong AV, Thi HP, Thu HNT (2003) Studying on microorganisms in heavy metal contaminated wastewater in the vãn chãng craft-settlement, nam đình. Institute of Biotechnology, NCST, URL: http://www.idm.gov.vn/nguon_luc/xuat_ban/2003/21/t72.htm. Consultado en octubre 2011.
- Vidali M (2001) Bioremediation. An overview. *Pure Appl. Chem.* 73(7):1163-1172.
- Wang PC, Mori T, Komori K, Sasatsu M, Toda K, Ohtake H (1989) Isolation and characterization of an *Enterobacter cloacae* strain that reduces hexavalent chromium under anaerobic conditions. *Appl. Env. Microb.* 55:1665-1669.
- Wang YT & Shen H (1995) Bacterial reduction of hexavalent chromium. *J. Ind. Microbiol.* 14:159-163.
- WHO. World Health Organization (1986) Environmental Health Criteria, 63: Organophosphorus insecticides: a general introduction. Geneva, p. 112-140.
- WHO. World Health Organization (1996) Chromium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, 1996.
- Ying-Fei M, Yun Z, Jia-Yue Z, Dong-Wei C, Yongqian Z, Huajun Z, Sheng-Yue W, Cheng-Ying J, Guo-Ping Z, Shuang-Jiang L (2009) The complete genome of *Comamonas testosteroni* reveals its genetic adaptations to changing environments. *Appl. Env. Microbiol.* (75)21:6812-6819.
- Zarazúa OG (2008) Tesis de Doctorado en Ingeniería: Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el curso alto del Río Lerma. ININ, CIRA-UAEM. México.

Electro-reducción de Cr(VI) proveniente de la industria de la galvanoplastia, empleando electrodos de diamante dopados con boro (DDB)

*I. Linares Hernández, V. Martínez Miranda, P. T. Almazán Sánchez,
M. Islas Espinoza y S. Velázquez Peña*
Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma
del Estado de México (UAEM)

Resumen

El objetivo de este trabajo consistió en efectuar la reducción de Cr(VI) con una concentración inicial de 185 mg/L de una muestra de agua residual proveniente de la industria de la galvanoplastia derivada del cromado de piezas automotrices, empleando métodos electroquímicos mediante la aplicación de electrodos de diamante dopados con boro (DDB) como material catódico, y hierro como material anódico. Se evaluó la reducción de Cr(VI) y se monitoreó el comportamiento de los iones en solución nitrato, sulfato y cloruro con concentraciones iniciales de 50, 1858 y 580 mg/L respectivamente, a intensidades de corriente de 0.1 y 0.2 A. Se evaluó el proceso al pH natural de la muestra (3.7) y a pH 2. Los resultados demostraron que el sistema Fe-DDB reduce el cromo hexavalente en un tiempo de 25 minutos con una eficiencia del 99.9% esta eficiencia es atribuida a la generación de iones Fe(II) por la electrodisolución anódica de Fe y la reducción directa de Cr(VI) sobre la superficie del DDB. Adicionalmente, se observó la reducción de los iones en solución. Es importante resaltar que la generación de lodos es 26% menor con respecto a un sistema con configuración Fe-Fe tradicional.

Introducción

El cromo y sus compuestos tienen diversas aplicaciones industriales, en la producción del acero, en la elaboración de pigmentos, textiles, curtiduría, cerámicas, manufactura de partes para automóviles, computadoras y otros aparatos eléctricos, así como en la refinación del petróleo (Booker *et al.*, 2000). El cromo metálico se utiliza para la fabricación de acero, mientras el Cr(VI) y el Cr(III) se usan principalmente para cromados, así como para la fabricación de pinturas y pigmentos, en el curtido de cueros, como catalizador y como conservador de madera.

En la industria de la galvanoplastia se emplean procesos basados en la electrodeposición de un metal sobre una superficie. Específicamente en el proceso de cromado de piezas automotrices, se utiliza cromo en estado hexavalente para proteger metales de la corrosión y mejorar su aspecto. Para efectuar un baño electrolítico de cromo se disuelve ácido crómico en agua en una proporción de 300 gramos por litro y se añade 2 gramos por litro de ácido sulfúrico. El ácido crómico se descompone por la corriente eléctrica en cromo metálico que se deposita en el cátodo y oxígeno que se desprende en el ánodo. La principal problemática ambiental por cromo, se deriva de la disposición y/o tratamiento inadecuado de los residuos generados durante las etapas del proceso. (Depault *et al.*, 2006; Kotas y colaboradores, 2000).

El cromo hexavalente, es el causante de muchos efectos nocivos para los seres vivos, principalmente en humanos y animales. Se ha reportado que el Cr(VI) tiene efectos cancerígenos; además de que con una dosis de cromo de 10 mg/Kg se pueden producir necrosis del hígado, nefritis (inflamación de los riñones) o hasta la muerte (Bhatti *et al.*, 2009; Mohan *et al.*, 2006).

Existen diversos métodos propuestos para mitigar la contaminación por cromo entre ellos están los tratamientos electroquímicos los cuales se caracterizan por ser selectivos, eficientes y competitivos en cuanto a costos se refiere, además de que tienen buenos rendimientos de reducción de contaminantes ya que la principal especie que interviene es el electrón el cual se considera como un agente limpio, es decir que no se requiere de la adición de otros compuestos químicos (Arroyo *et al.*, 2009; Lugo *et al.*, 2010; Barrera-Díaz *et al.*, 2003; Cañizares *et al.*, 2004; Cruz *et al.*, 2009; Zongo *et al.*, 2009). La eficiencia de los métodos electroquímicos depende en cierta medida de los materiales que se utilicen como electrodos.

Los electrodos de aluminio fueron usados por Bhatti *et al.*, (2009), obteniendo una eficiencia del 90.4% en la reducción de Cr(VI) de una muestra sintética de 100

mg/L bajo condiciones de valores pH de 5, empleando un potencial eléctrico de 24 V y un tiempo de 24 min de reacción, el cual consume 137.2 KWhm^{-3} de energía eléctrica; además de que utilizaron KCl para mantener la conductividad eléctrica de 2 ohm s^{-1} (Bhatti *et al.*, 2009).

Los electrodos de hierro, son los más empleados para efectuar la reducción del Cr(VI) a Cr(III), el ánodo comienza a oxidarse de Fe^0 a Fe(II) , permitiendo la reducción de Cr(VI) a Cr(III) en condiciones ácidas, pero para efectuar la electrocoagulación, se requiere un incremento de pH para lograr la precipitación de Cr(III) y Fe(III).

Los resultados obtenidos por Bazrafshan *et al.*, (2008) muestran que hay una eficiente remoción de cromo hexavalente a valores de pH de 3 y a un potencial eléctrico de 20-40 V, donde se prueba que los electrodos de hierro son más eficientes que los electrodos de aluminio (Bazrafshan *et al.*, 2008).

Se ha propuesto también un método que no requiere energía externa ni la adición de compuestos químicos, sino que se emplea un sistema bimetálico o galvánico donde se usan electrodos de hierro-cobre para la reducción de cromo hexavalente, a valores de pH de 2 en un estudio batch, logrando el 100% de reducción en una solución sintética, con una concentración de 100 mg/L de Cr(VI) en aproximadamente 25 min (Lugo *et al.*, 2010).

Recientemente la aplicación de los electrodos de diamante dopados con boro (DDB), en el tratamiento de aguas residuales, ha captado especial atención, debido a que poseen un amplio potencial electroquímico (-1.5 a +2.3 V) alta conductividad eléctrica, estabilidad anódica y carácter inerte. La principal aplicación de los DDB es en la oxidación de contaminantes como fenoles y clorofenoles, cianuros, surfactantes, amonio, alcohol, entre otros; así como para la desactivación de microorganismos patógenos en agua por la electro-generación de cloro para la desinfección (Butrón *et al.*, 2007; Villanueva *et al.*, 2009; Velegrakiet *al.*, 2010; Panizza *et al.*, 2008; Comminellis *et al.*, 2010).

Otra aplicación que ha sido poco explotada es el uso de los DDB como material catódico, algunos trabajos reportan la reducción de nitratos en agua, los cuales son reducidos a nitritos y estos a su vez pueden ser reducido a nitrógeno gaseoso, amoniaco o hidroxilamina (Clément *et al.*, 2003). Por esta razón, se propone la aplicación de los DDB para la reducción de metales pesados, específicamente cromo hexavalente en aguas residuales provenientes de una industria de la galvanoplastia.

Metodología

Muestra de estudio

Se obtuvo una muestra compuesta de agua residual proveniente de las tinas de enjuague de una industria de la galvanoplastia (cromado de piezas automotrices). El agua residual fue caracterizada considerando la concentración de Cr(VI), SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , conductividad eléctrica y pH.

Tratamiento electroquímico

Las corridas experimentales se llevaron a cabo en un “sistema batch”, con suministro de corriente directa proveniente de una fuente de poder GW INSTEK modelo GPR-1820-HD. La experimentación consistió en emplear el proceso de electroquímico con diferentes intervalos de tiempo en la reducción de cromo hexavalente y en el monitoreo de los iones SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- utilizando las siguientes variables de estudio: intensidad de corriente eléctrica (0.1 A – 0.2 A), efecto del pH (2 y 3.7) y efecto del material catódico (configuración de electrodos Fe-Fe y Fe-DDB) con agitación magnética constante.

Métodos de análisis

Cuantificación de Cr(VI) y Fe(II)

Para poder determinar la reducción de cromo hexavalente a trivalente se empleó el método colorimétrico, mediante una reacción con difenilcarbazida en solución ácida, usando un espectrofotómetro HACH 116 DR 4000 a 543 nm, en donde el complejo rojo-violeta formado por la reacción de los iones de la muestra con la difenilcarbazida es directamente proporcional a la concentración de cromo hexavalente; mediante este mismo método de análisis se determinó la cantidad de hierro(II) presente al final del proceso electroquímico de las configuraciones empleadas Fe-Fe y Fe-DDB mediante una reacción con o-fenantrolina de la muestra de estudio a 508 nm (American Public Health Association, y colaboradores, 1998).

Cuantificación de los iones SO_4^{2-} , NO_3^- y Cl^-

La determinación de los iones sulfato se llevó a cabo por el método turbidimétrico, con respecto a la cuantificación de los nitratos fue mediante el método de reducción

con cadmio cuperizado, los iones cloruro se determinaron mediante la metodología establecida en el métodos estándar (Greenberg y Clesceri, 1998).

Voltamperometría Cíclica

Se empleó la técnica electroanalítica de voltamperometría cíclica mediante un potenciostato Autolab PGSTAT302N para observar el proceso de reducción en el tratamiento de Cr(VI) sobre los DDB, empleando como electrodo de referencia Ag/AgCl, un contraelectrodo de platino y como electrodo de trabajo Fe y DDB con un área superficial de 0.2 cm² y una velocidad de barrido de 50 mA a pH 2.

Caracterización de Lodos

La cantidad de lodos generados después del tratamiento electroquímico de cada una de las configuraciones de estudio fueron cuantificados mediante la precipitación completa del material suspendido ajustando a la muestra a pH 8.5 agregando una solución 0.05M de NaOH, los lodos obtenidos se filtraron secaron a una temperatura de 103°C. Finalmente los lodos se pesaron.

La morfología de los lodos obtenidos fue determinada mediante Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) con un microscopio modelo JEOL-5900-LV operado a alto vacío a 20 keV, mientras que el análisis elemental de la muestra fue determinada por Espectroscopia de rayos X (EDS). Así mismo, mediante Espectroscopia de fotones emitidos, en inglés X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) JEOL JSP-9200, se determinó la composición elemental y el estado de oxidación de los compuestos presentes en los lodos generados, las condiciones de operación se llevaron a cabo bajo incrementos 1 eV, 100 ms de tiempo de espera y de 50 eV de paso de energía.

Resultados y discusión

Caracterización del agua residual

Los resultados de la caracterización del agua residual se muestran en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1 Caracterización de la muestra de agua residual proveniente de la industria de la galvanoplastia (cromado de piezas automotrices).

<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>
Cr(VI) (mg/L)	185
NO ₃ ⁻ (mg/L)	50
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1858
Cl ⁻ (mg/L)	580
pH	3.7
Conductividad eléctrica (mS/cm)	25.6

Fuente: elaboración propia.

Reducción de Cr(VI)

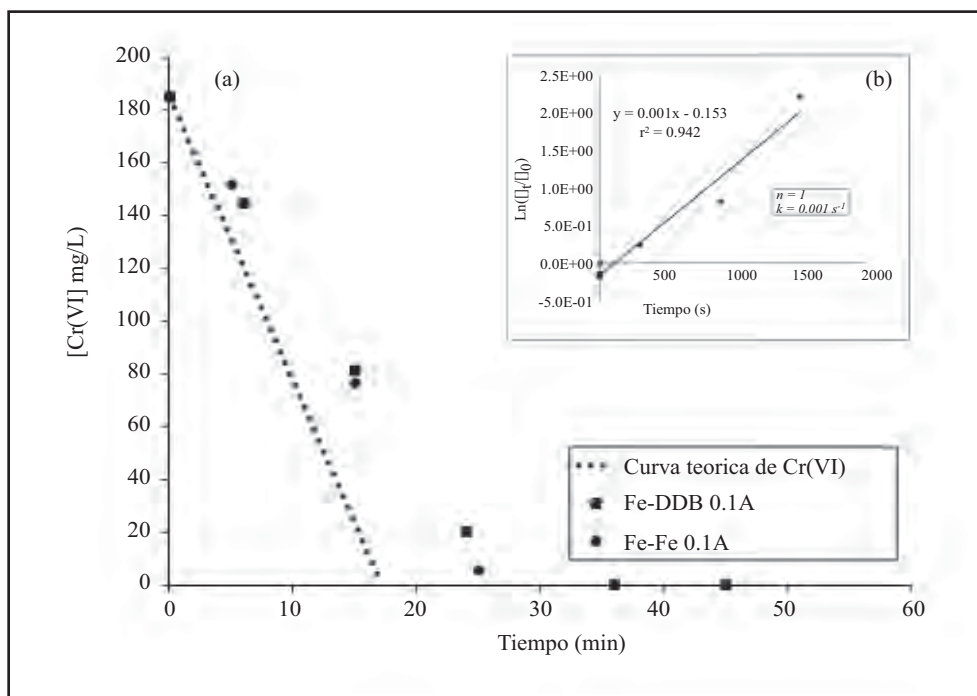
En las Fig. 8.1 y 7.2 se muestran los resultados obtenidos en los sistemas de tratamiento electroquímico empleados para la reducción de Cr(VI), se muestra la curva teórica de Cr(VI) calculada con la Ley de Faraday (Lugo, 2010) y el comportamiento de la reducción de Cr(VI) con respecto al tiempo, con los sistemas electroquímicos Fe-DDB y Fe-Fe a un valor de pH de 2 y a intensidades de corriente de 0.1 y 0.2 A.

Puede observarse que en ambas configuraciones (Fe-Fe y Fe-DDB) la reducción de Cr(VI) exhibe un comportamiento similar, presentando una velocidad de reacción menor con respecto a la curva teórica obtenida por la ley de Faraday (Lugo, 2010).

Esto podría deberse principalmente a que el agua de estudio es una muestra residual de un proceso de cromado de autopartes, en la que pueden encontrarse diversos iones que reaccionan en el medio acuoso antes que se lleve a cabo la reducción de Cr(VI), como es el caso de los iones sulfato que reaccionan con el hierro electro generado, disminuyendo la eficiencia de reducción de cromo.

En la Fig. 8.1(a), se ilustra el tratamiento a una intensidad de corriente de 0.1 A, en donde se observa un incremento en la velocidad de reducción de Cr(VI) por el sistema Fe-Fe; ya que a los 25 min de tratamiento se presentó una menor concentración de Cr(VI) que en el sistema Fe-DDB, teniendo así una eficiencia del 96% en el sistema Fe-Fe y de 86% para el sistema Fe-DDB.

Fig. 8.1 (a) Comportamiento de la concentración de Cr(VI) del sistema Fe-Fe con respecto al tiempo a una intensidad de 0.1 A, (b) Cinética de Reducción de Cr(VI) del sistema Fe-DDB a una intensidad de corriente a 0.1 A.



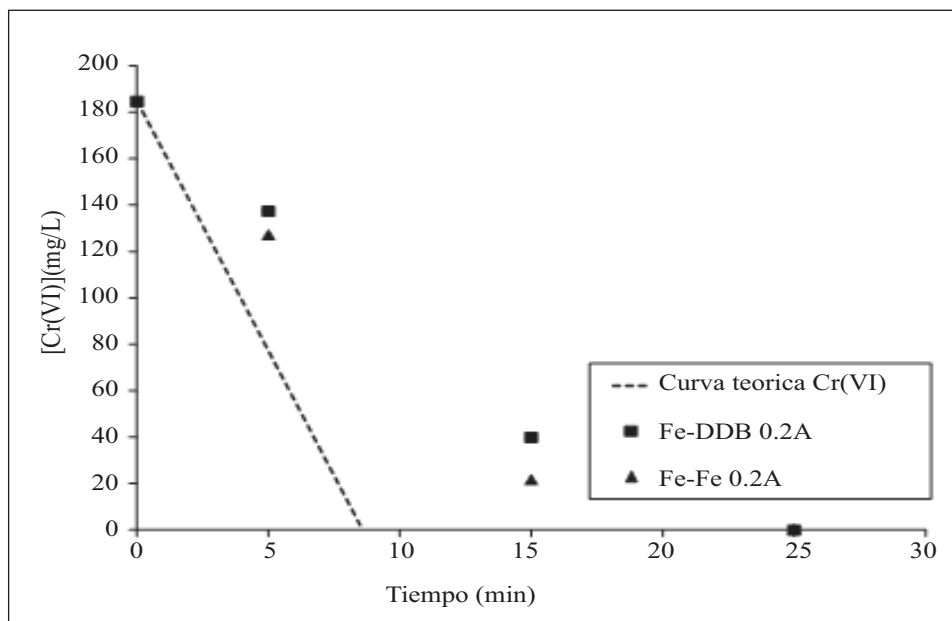
Fuente: elaboración propia.

Y en un tiempo de 35 min se efectúa la reducción total de Cr(VI) en ambos sistemas (Fe-DDB y Fe-Fe). La disminución en la velocidad del sistema Fe-DDB puede atribuirse a reacciones adicionales, como la reducción de iones nitrato o la presencia de iones sulfato como se verá más adelante.

En Fig. 8.1(b), se muestra la cinética de reacción del sistema Fe-DDB a una intensidad de corriente a 0.1 A, donde se observa que se ajusta a un modelo de primer orden, y el valor de la constante de reacción (k) es de 0.001 s^{-1} .

En la Fig. 8.2, se muestra el comportamiento de los sistemas electroquímicos utilizando una intensidad de corriente de 0.2 A y un valor de pH de 2; donde en ambas configuraciones (Fe-DDB y Fe-Fe) el tiempo de reducción se establece en 25 min y presentan una eficiencia de reducción de Cr(VI) superior al 99%.

Fig. 8.2 Comportamiento de la concentración de Cr(VI) con respecto al tiempo, con un valor de pH de 2 a una intensidad de corriente de 0.2 A.



Fuente: elaboración propia.

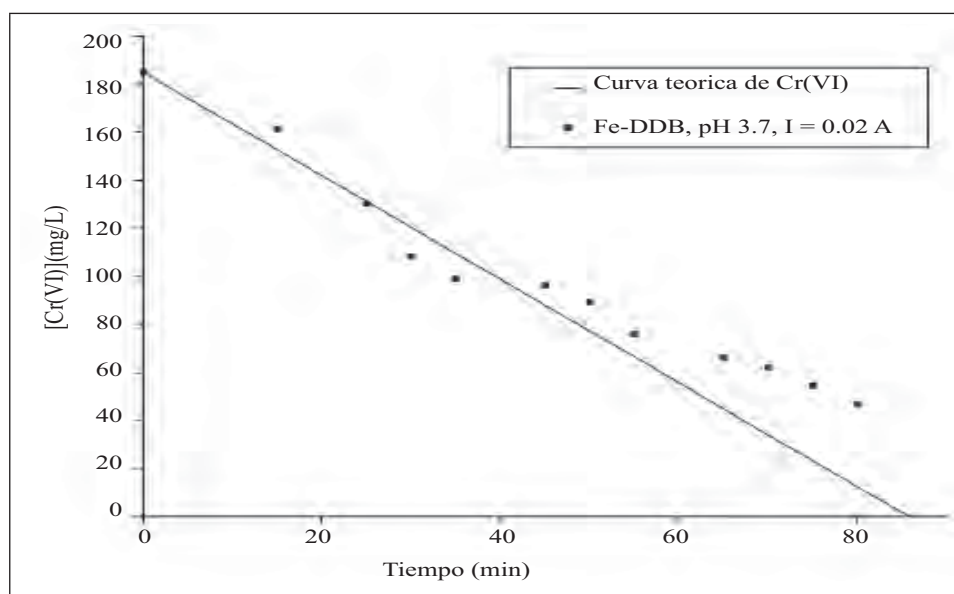
La intensidad de corriente, es un factor muy importante en los procesos electroquímicos, pues de este depende el grado de descontaminación de un agua residual. Las intensidades de corriente manejadas en este trabajo fueron de 0.1 A y 0.2 A, en ambos sistemas Fe-DDB y Fe-Fe, observándose una mejor velocidad de reducción a una intensidad de corriente de 0.2 A. Por lo tanto en este estudio se demuestra que a una intensidad de corriente mayor, hay una mejor reducción de Cr(VI), y por consiguiente es un factor que determina la eficiencia de reducción del metal (Barrera *et al.*, (2011).

En Fig. 8.3 se muestra el comportamiento de la concentración de Cr(VI) con respecto al tiempo en el agua residual a valor de pH de 3.7 (pH natural de la muestra), empleando el sistema Fe-DDB y una intensidad de corriente de 0.02 A.

Es importante mencionar que inicialmente se pretendía realizar un tratamiento electroquímico con el valor de pH de 3.7, que era el valor que tenía la muestra originalmente y aplicar una intensidad de corriente de 0.1 A; sin embargo la intensidad de corriente en el sistema electroquímico se mantuvo a una intensidad de corriente de 0.02 A, durante 80 min de tratamiento. Como se aprecia en la Fig. 8.3, observándose

una reducción de Cr(VI), pero el tiempo de tratamiento es mucho más largo; puede observarse que a los 80 min de tratamiento aún falta por reducirse 25.5% de Cr(VI). Esto es atribuido principalmente al valor del pH, ya que a esta concentración de iones H^+ la conductividad del sistema es mucho menor y por lo tanto la reacción electroquímica es mucho más lenta comparada con la efectuada a pH 2. Por lo tanto el pH natural, no se considera un valor óptimo para llevar a cabo la reducción de Cr(VI).

Fig. 8.3 Comportamiento de la concentración de Cr(VI) a un valor de pH de 3.7 y a una intensidad de corriente de 0.02 A.



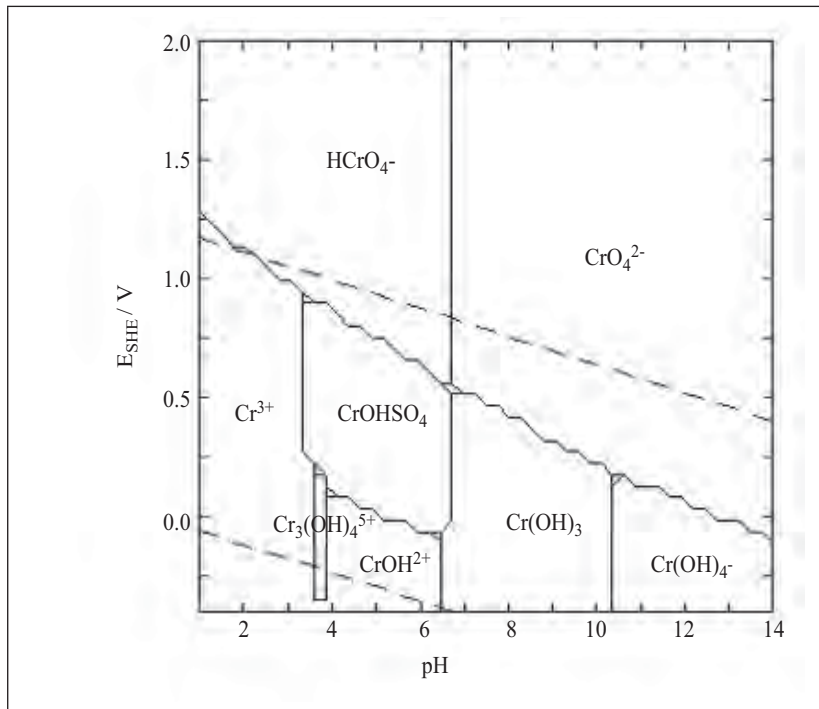
Fuente: elaboración propia.

Arroyo *et al.*, (2009), demuestran que a mayor concentración de H^+ , la reducción de Cr(VI) a Cr(III) es favorecida, por lo tanto el valor de pH ácido, es un factor que permite efectuar la reducción de Cr(VI). En este tratamiento electroquímico, el valor de pH óptimo para la reducción de Cr(VI) es 2.

En la Fig. 8.4 está representado el diagrama de Pourbaix con respecto al ion $Cr_2O_7^{2-}$, en el cual pueden observarse en un intervalo de potencial de 0.0 a 2.0 V a las especies oxidantes presentes como el ion $HCrO_4^-$ en un intervalo de pH de espacio, 0.0 a 6.5 y el ion CrO_4^{2-} a un valor de pH mayor a 6.5. La presencia de Cr^{3+} en un valor de pH de 0.0-3.5 explica la reducción de Cr(VI) a Cr(III) en medio ácido, ya que el pH es

un factor de suma importancia para llevar a cabo la reducción, en la figura también se observa que a un valor de pH mayor de 6.5 especies de cromo trivalente forman hidróxidos del metal que precipitan.

Fig. 8.4 Diagrama de Pourbaix con respecto al cromo, con una concentración de 1.7 mM y fuerza iónica de 0.11 M.



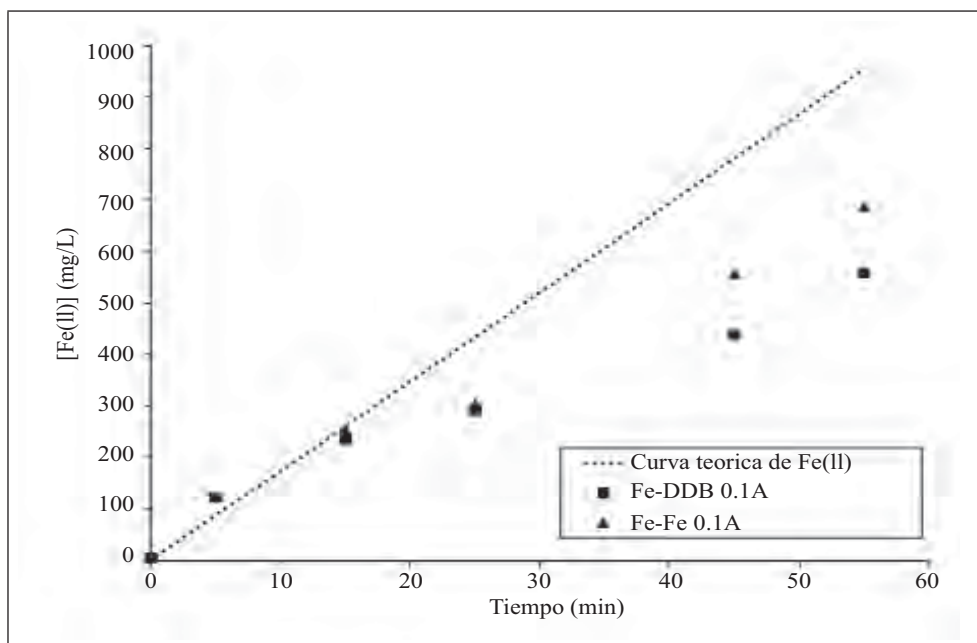
Fuente: elaboración propia.

Efectos de la concentración de Fe(II)

En la Fig. 8.5 y 8.6 se muestra la concentración de iones Fe(II) formados por la electrodisolución del ánodo de hierro en los tratamientos electroquímicos a intensidades de corriente de 0.1 A y 0.2 A y a un valor de pH de 2, con respecto a la curva teórica calculada según la Ley de Faraday (Lugo, 2010).

En el tratamiento a una intensidad de corriente de 0.1 A (Fig. 8.5) se observa que durante los primeros minutos, el comportamiento de la formación de iones Fe(II) en ambos sistemas es similar con respecto a la curva teórica; y que a un tiempo de 25 minutos la concentración de iones Fe(II) disminuye en ambos sistemas.

Fig. 8.5 Comportamiento de la concentración de Fe(II) con respecto al tiempo a un valor de pH de 2 y a una intensidad de corriente de 0.1 A.

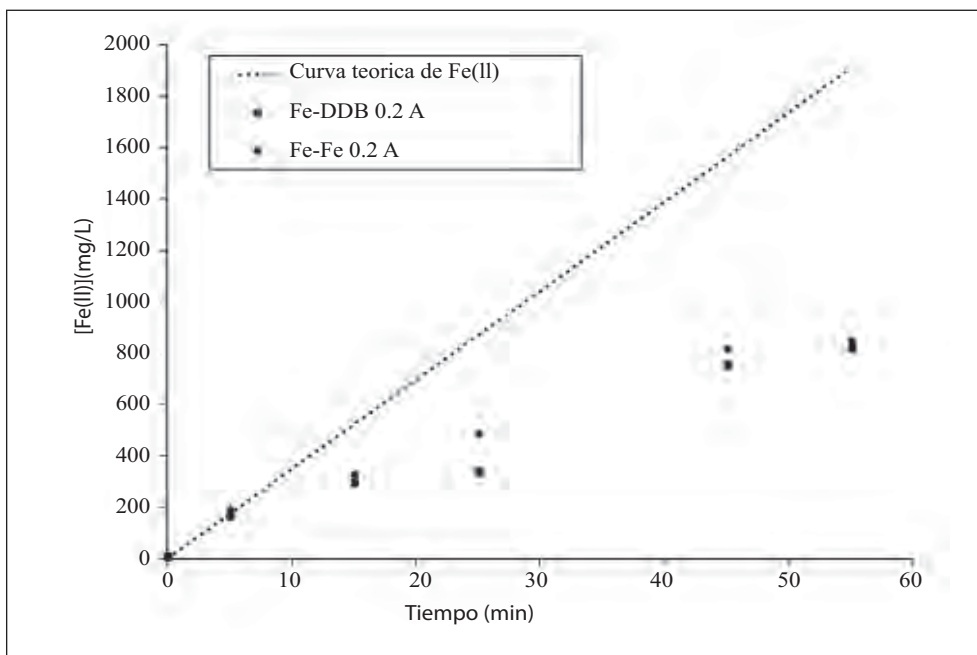


Fuente: elaboración propia.

Se puede observar que en el tratamiento de Fe-DDB hay una menor generación de iones Fe(II) con respecto al sistema Fe-Fe; ya que en un tiempo de 25 min en el sistema Fe-DDB se generan 292.44 mg/L de Fe(II) y para el sistema Fe-Fe se forman 304.07 mg/L a una intensidad de corriente de 0.1 A, lo cual representa una importante ventaja para el sistema Fe-DDB, ya que la generación de lodos es menor.

En la Fig. 8.6 se muestra el comportamiento de los iones de Fe(II) durante el tratamiento electroquímico a una intensidad de corriente de 0.2 A en ambos sistemas (Fe-DDB y Fe-Fe) y a un valor de pH de 2.

Fig. 8.6 Comportamiento de la concentración de Fe(II) con respecto al tiempo a un valor de pH de 2 y a una intensidad de corriente de 0.2 A.



Fuente: elaboración propia.

Bajo condiciones óptimas de reducción a un tiempo de 25 min, en el sistema Fe-DDB se detectan 337.21 mg/L de Fe(II) y en el sistema Fe-Fe de 484.88 mg/L; es decir para el sistema Fe-DDB hay un 30.5% menos cantidad de iones Fe(II) con respecto al producido en el sistema Fe-Fe. .

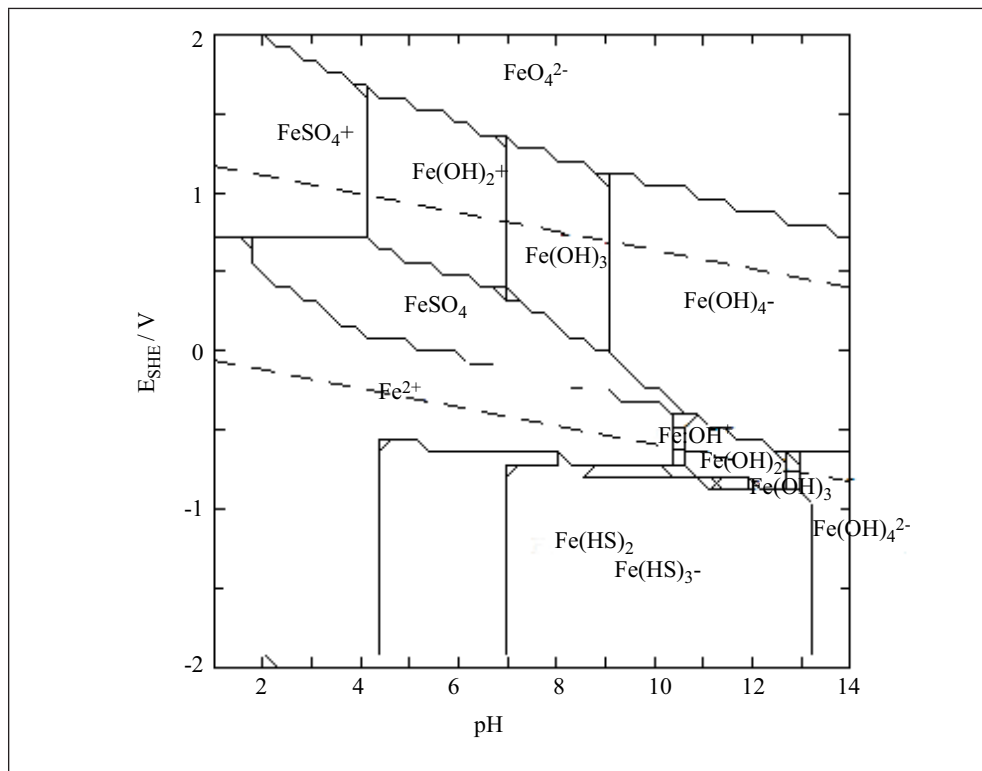
Debido a esto, la reducción de cromo hexavalente en el sistema el sistema Fe-DDB no se atribuye totalmente a la oxidación de iones Fe(II) a Fe(III) generados por la electrodisolución del ánodo; por lo que es muy probable que el resto de la reducción del metal se deba al efecto del cátodo. Sin embargo, la velocidad de formación de Fe(II) de los sistemas se ve afectada por la presencia de iones en solución, como es el caso de los iones sulfatos los cuales pueden formar complejos con el hierro, disminuyendo la velocidad de reducción de cromo.

En la Fig. 8.7 se muestra un diagrama de predominancia de especies con respecto al Fe(II) en donde es posible analizar el comportamiento que presentan los iones de Fe(II) con respecto al valor de pH y del potencial. Se puede apreciar que a valores de

pH menores a 5 es posible tener presente en el medio al Fe(II), sin embargo también se observa que a un intervalo amplio de pH de 0 a 10, se pueden formar especies como FeSO_4^+ , FeSO_4 .

Por lo tanto es posible explicar la formación de compuestos de coordinación o complejos entre los iones de Fe(II) electrogenerados y los iones sulfatos presentes en el medio acuoso. A valores de pH mayores a 10 se lleva a cabo la formación de complejos de hierro con iones hidróxido; sin embargo, en los sistemas de estudio (Fe-DDB y Fe-Fe) sólo se alcanza un valor de pH de 6; y para poder precipitar los iones de hierro formados, es necesario ajustar el pH a 8.5 con soluciones de NaOH.

Fig. 8.7 Diagrama de Pourbaix con respecto al hierro a una concentración de 29.8 mM y una fuerza iónica de 0.11 M.



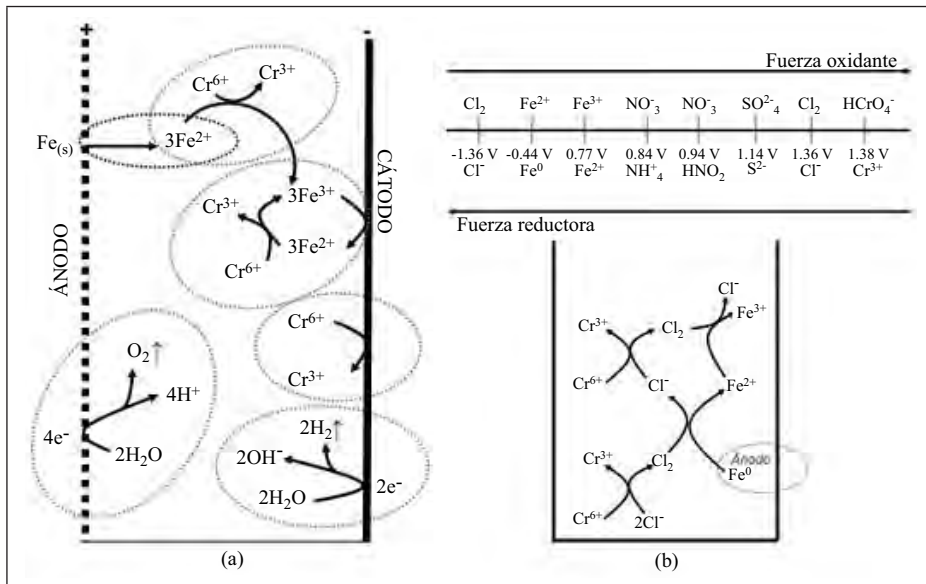
Fuente: elaboración propia.

Mecanismo de reducción del Cr(VI)

La reducción de Cr(VI) usando ánodo de hierro, es un proceso electroquímico que involucra la liberación de iones Fe(II) a la solución (Ec. 1), y que estos actúan como agentes reductores en el tratamiento de reducción de Cr(VI) en la solución a valores de pH ácidos (Ecs. 7 y 8).

En el cátodo, la polarización del electrodo de DDB, involucra la reducción del agua (Ec. 3), así como la reducción directa de iones de cromato ácido en la superficie (Ec. 5). El aumento en la concentración de los iones hidroxilo (Ec. 3) que son generados por la reducción del agua en el cátodo, provoca la formación de especies insolubles de cromo y hierro, además de un incremento del valor de pH del medio acuoso (Barrera *et al.*, 2011).

Fig. 8.8 Esquema del mecanismo de reducción de Cr(VI), (a) en ánodo/cátodo, (b) predicción de reacciones en medio acuoso



Fuente: elaboración propia.

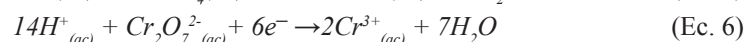
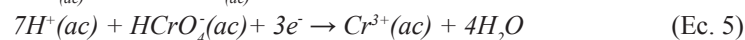
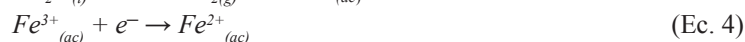
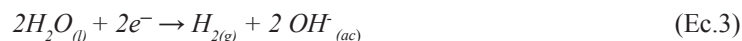
En la Fig. 8.8, se muestra un esquema donde pueden apreciarse las reacciones que se están llevando a cabo en los electrodos de trabajo y en el medio acuoso.

En la Fig. 8.8 (a), se muestra como el Cr(VI) está siendo reducido por acción del cátodo, además de ser reducido por los iones Fe(II) generados por la electrodisolución del ánodo de Fe (Ec. 1). El agua presenta reacciones de reducción para formar hidrógeno gas y iones OH⁻ (Ec. 3), los cuales comienzan a modificar el valor de pH. Por otro lado, la reacción de oxidación del agua forma oxígeno gas (Ec. 2).

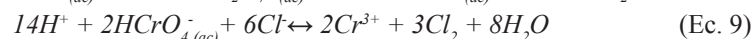
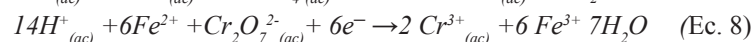
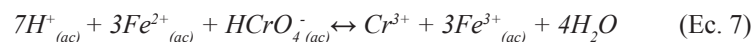
Reacciones Anódicas:



Reacciones Catódicas:



Reacciones en solución:



Las Ec. 13 y 14, sólo se llevan a cabo a valores de pH básicos. De acuerdo con los sistemas electroquímicos empleados, no se obtuvieron valores de pH tan altos para poder efectuar la precipitación in situ en el sistema, es por ello que al final del tratamiento se ajustó el valor de pH a 8.5 con NaOH para precipitar los iones de Fe disueltos.

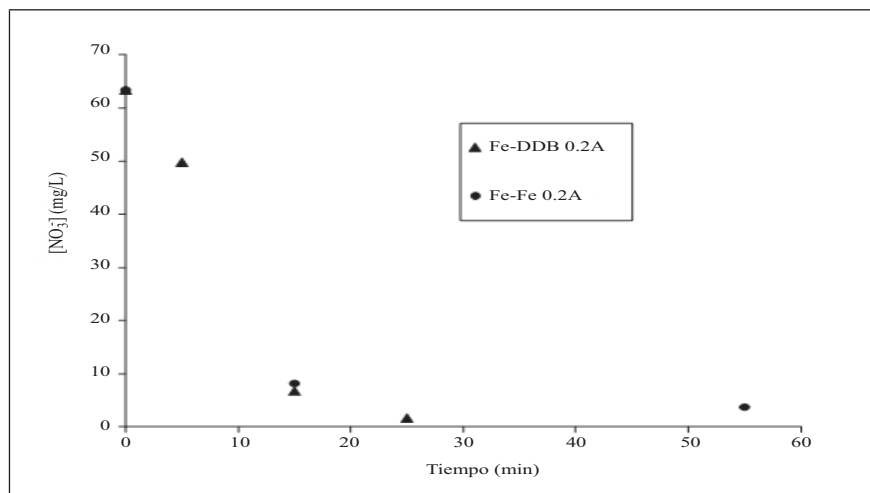
Efecto los iones en solución

Iones nitratos

En la Fig. 8.9 se muestra el comportamiento de los nitratos presentes en el agua residual en los sistemas de tratamiento empleados.

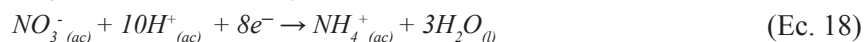
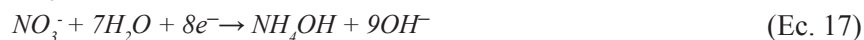
De manera general, se puede apreciar que en ambos sistemas hay una disminución en la concentración de los iones nitrato. Sin embargo, se observa una mejor y más rápida reducción de estos iones en el sistema Fe-DDB.

Fig. 8.9 Comportamiento de la concentración de los iones nitratos en los sistemas de tratamiento Fe-DDB y Fe-Fe a una intensidad de corriente de 0.2 A.



Fuente: elaboración propia.

Clément *et al.*,(2003) muestran que la reducción de iones nitratos se lleva a cabo por la acción de los electrodos de DDB y proponen las siguientes reacciones que suceden en el tratamiento electroquímico:

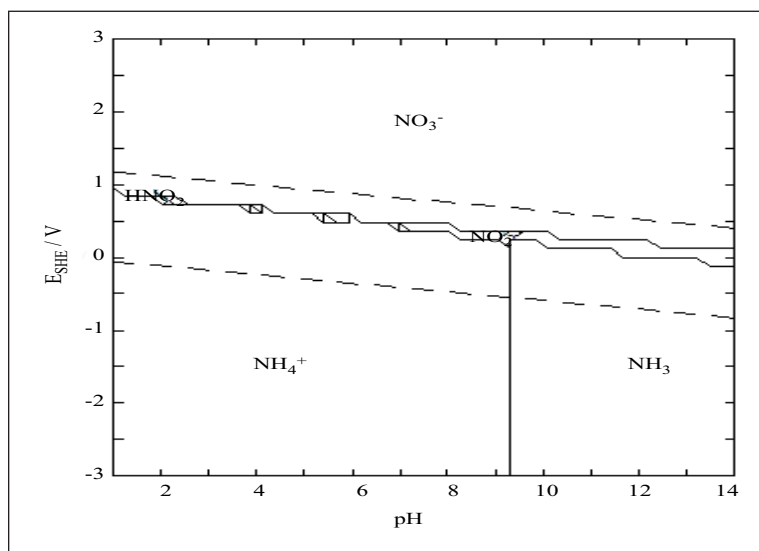


Clément *et al.*, (2003) reportaron que el amoniaco es el producto final de la reducción de iones nitrato y que los iones nitrito son sólo un intermediario; es probable también la formación de nitrógeno gaseoso. En estudios realizados con Fe^0 y microorganismos, la transformación de NO_3^- a N_2 es atribuida a la desnitrificación biológica con el consumo de H_2 . Sin embargo, la formación de iones nitritos por la reducción incompleta de los iones nitrato es preocupante debido a que los nitritos afectan la salud provocando la metahemoglobinemia, enfermedad conocida comúnmente como síndrome del niño azul (Alowitz y Scherer, 2002).

En la Fig. 8.10, se muestra el diagrama de Pourbaix, donde se aprecia a los iones, NO_2^- , NO_3^- y HNO_2 en una escala de potencial de 0.5 a 3.0 V como especies oxidantes, y están presentes en toda la escala de pH. Por otra parte, se observa que en una escala de potencial de 0.0 a -3.0 V se encuentran las especies reductoras como el ion amonio a un intervalo de pH de 0 a 9.3 y el amoniaco a un valor de pH > 9.

De acuerdo con el esquema (b) de la Fig. 8, considerando la escala de predicción de reacciones, es muy importante mencionar que los iones nitrato no pueden ser reducidos por la presencia de otros iones presentes en el medio acuoso, solo son reducidos por acción del cátodo de DDB. Es por eso que la velocidad de reducción de Cr(VI) en el sistema Fe-DDB, se ve afectada ya que el cátodo también está reduciendo a los iones nitrato.

Fig. 8.10 Diagrama de Pourbaix para especies nitrogenadas con una concentración de 1 mM, y una fuerza iónica de 0.11M.

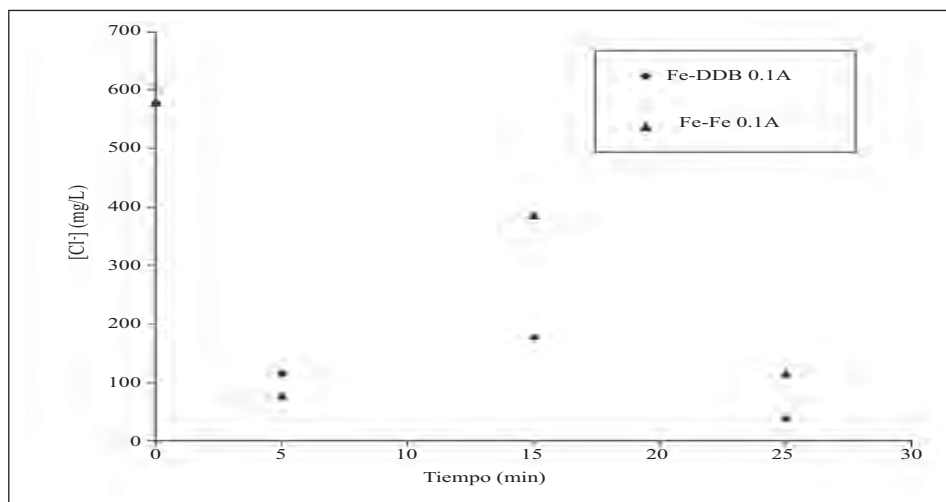


Fuente: elaboración propia.

Iones cloruro

La Fig. 8.11 muestra el comportamiento de los iones cloruro en los tratamientos electroquímicos Fe-DDB y Fe-Fe a una intensidad de corriente de 0.1 A. La concentración inicial de los iones cloruro en el agua residual es de 580 mg/L; en donde se observa una disminución de la concentración de los iones cloruro en ambos tratamientos.

Fig. 8.11 Comportamiento de los iones cloruro en los sistemas de tratamiento Fe-DDB a Fe-Fe a una intensidad de 0.1 A.



Fuente: elaboración propia.

De acuerdo con la Fig. 8.8 (b), en donde se muestra la escala de predicción de reacciones, se observa que el comportamiento de los iones cloruro es parecido a un ciclo, ya que de acuerdo con la Ec. 9, es probable que el ion cromato ácido reaccione con el ion cloruro al paso de corriente eléctrica y se efectúe la reducción de Cr(VI) y la oxidación del ion cloruro a cloro gas.

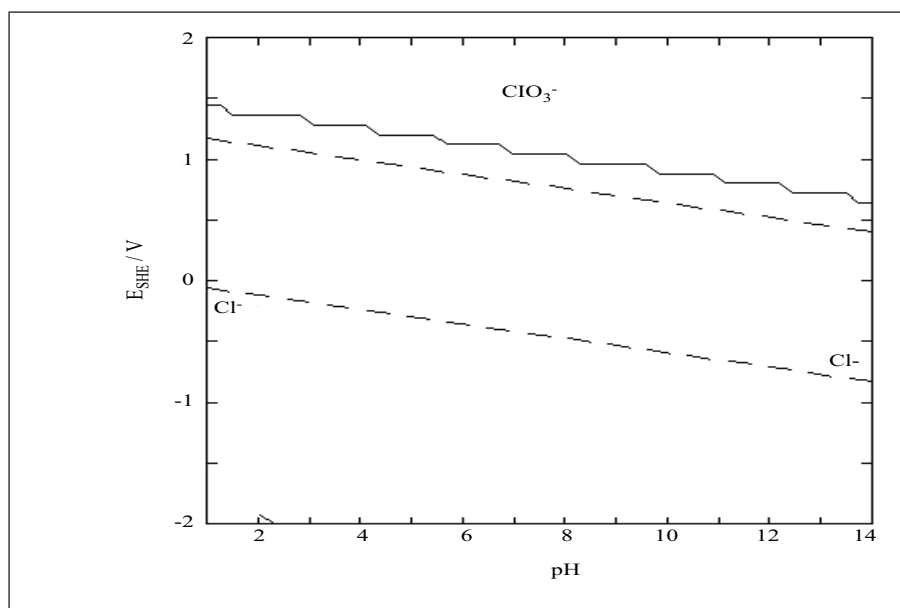
Por otro lado, en la Ec. 10 se muestra una reacción en la que el cloro gas formado reacciona con el ánodo de Fe formando a los iones cloruro y Fe(II). Con respecto a lo anterior, es importante mencionar la función que desempeñan los iones cloruro en el sistema electroquímico. De acuerdo con Arroyo *et al.*, (2009), los iones cloruro incrementan la conductividad del medio acuoso y además previenen la pasivación del ánodo de hierro por el Cr(VI) presente en la solución.

La Ec. 19 muestra la oxidación de los iones cloruro a cloro gas.



En la Fig. 8.12, se aprecia el diagrama de área de predominancia del comportamiento de las especies de cloro; en este esquema se muestran sólo al ion cloruro y al ion clorato, ambos están presentes en toda la escala de pH. Sin embargo, el cloruro se encuentra dentro de las especies reductoras, en un rango de potencial de 0.0 a - 2.0 V, mientras que el ion clorato está en un intervalo de potencial aproximadamente de 0.0 a 1.0 V, dentro de las especies oxidantes.

Fig. 8.12 Diagrama de Pourbaix del comportamiento de las especies de cloro con una concentración de 16.3 mM y una fuerza iónica de 0.11 M.



Fuente: elaboración propia.

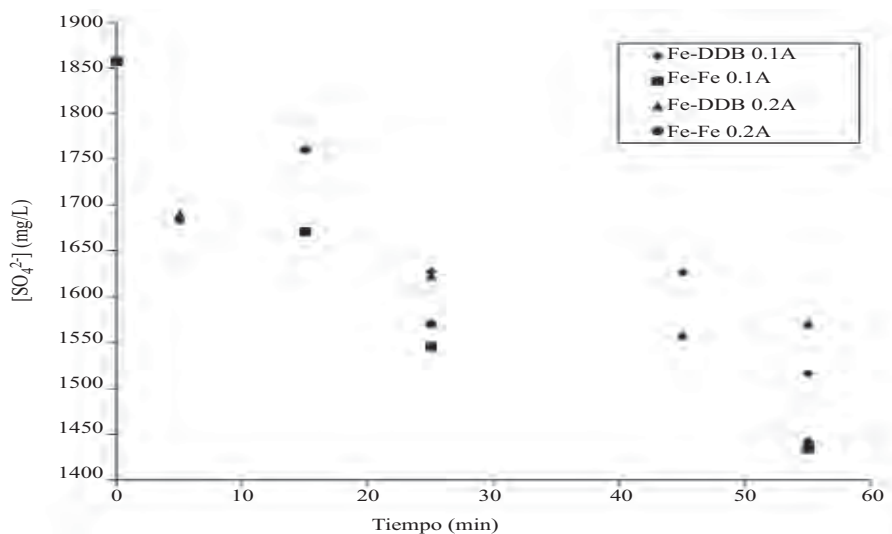
Iones sulfato

La Fig. 8.13 muestra el comportamiento de los iones sulfato durante los tratamientos electroquímicos de Fe-DDB y Fe-Fe a una intensidad de 0.1 y 0.2 A.

En el agua residual la concentración de iones sulfato era de 1 858 mg/L; puede observarse que es muy alta, esto debido a que el ajuste de pH se realizó usando ácido sulfúrico, ya que es necesario tener un valor de pH ácido para la reducción de cromo hexavalente.

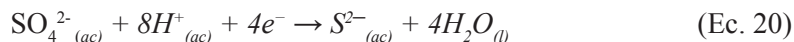
Con respecto a esto, puede apreciarse que hay una disminución parcial de sulfatos, ya que en promedio, el sistema Fe-DDB tienen una concentración final de 1571.44 mg/L, es decir, aproximadamente sólo un 15% menos con respecto a la concentración inicial. Cabe destacar que en el sistema Fe-Fe hubo una disminución del 22.61% de la concentración inicial. Este comportamiento es atribuido principalmente a la formación de compuestos de coordinación de sulfatos con los iones de Fe(II).

Fig. 8.13 Comportamiento de la concentración de los iones con respecto al tiempo en los sistemas Fe-DDB y Fe-Fe a una intensidad de corriente de 0.1 y 0.2 A.



Fuente: elaboración propia.

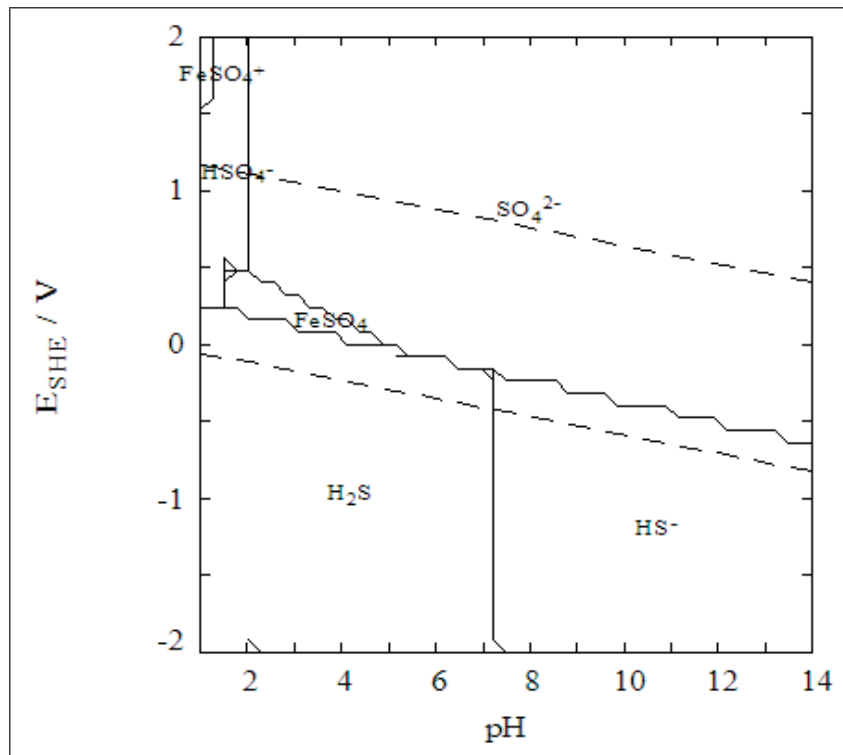
La disminución de los iones sulfato en solución, también podría deberse a la reacción de la Ec. 20, donde se muestra una reacción de reducción, la cual se lleva a cabo en el cátodo, donde los iones podrían ser reducidos al ion sulfuro.



En la Fig. 8.14 se observa un diagrama de Pourbaix con respecto al azufre. En un intervalo de pH de 0 a 2 se puede encontrar al ion HSO_4^- , en un intervalo de pH de 1.5 a 5 se puede formar FeSO_4 , lo cual muestra que una parte de los iones sulfatos presentes en el medio acuoso forman complejos con el hierro y otra parte posiblemente sea reducida en el cátodo, lo que provoca una disminución en la velocidad de reducción del Cr(VI).

El ion sulfato se encuentra dentro de las especies oxidantes del medio, ya que está en un intervalo de potencial de 0.0 a 2.0 V; y a valores de pH de 2 hasta 14; esto ilustra que durante todo el tratamiento electroquímico, los iones se encuentran en el medio, es por ello que se pueden formar los respectivos sulfatos con los iones Fe(II) y Fe(III).

Fig. 8.14 Diagrama de Pourbaix con respecto al azufre con una concentración inicial de 19.3 mM y una fuerza iónica de 0.11 M.



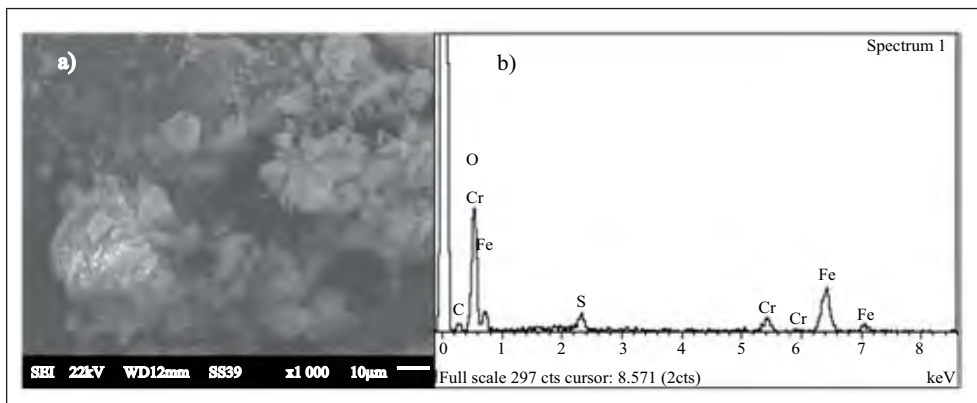
Fuente: elaboración propia.

Cuantificación de lodos

Los resultados obtenidos de los lodos generados durante los tratamientos Fe-DDB y Fe-Fe a una intensidad de corriente de 0.2 A, muestran que para 100 mL de agua residual en estudio, en el sistema Fe-DDB se formaron 0.3796 g de lodos, y para el sistema Fe-Fe se generaron 0.5126 g de lodos. Es así que en el sistema Fe-DDB la cantidad de lodos generados es menor en un 26 % con respecto al sistema Fe-Fe.

En la Fig. 8.15, correspondiente a la micrografía obtenida por MEB es posible observar la morfología de los lodos obtenidos durante el tratamiento electroquímico del sistema Fe-DDB junto con el espectro de EDS. Las partículas del lodo obtenido forman escamas con diámetros de alrededor de 10 micras, mientras que los picos de análisis elemental indican que el carbono, oxígeno, hierro, cromo y azufre se encuentran presentes en las partículas de lodo.

Fig. 8.15 a) Micrografía por MEBS de las partículas de lodos obtenidos del tratamiento de agua residual mediante la configuración Fe-DDB.El aumento fue de 1000× y el marcador es de 10micras. b) Espectro EDS del análisis elemental de las partículas de lodo que muestra la presencia de C, O, Fe, Cr y S.



Fuente:

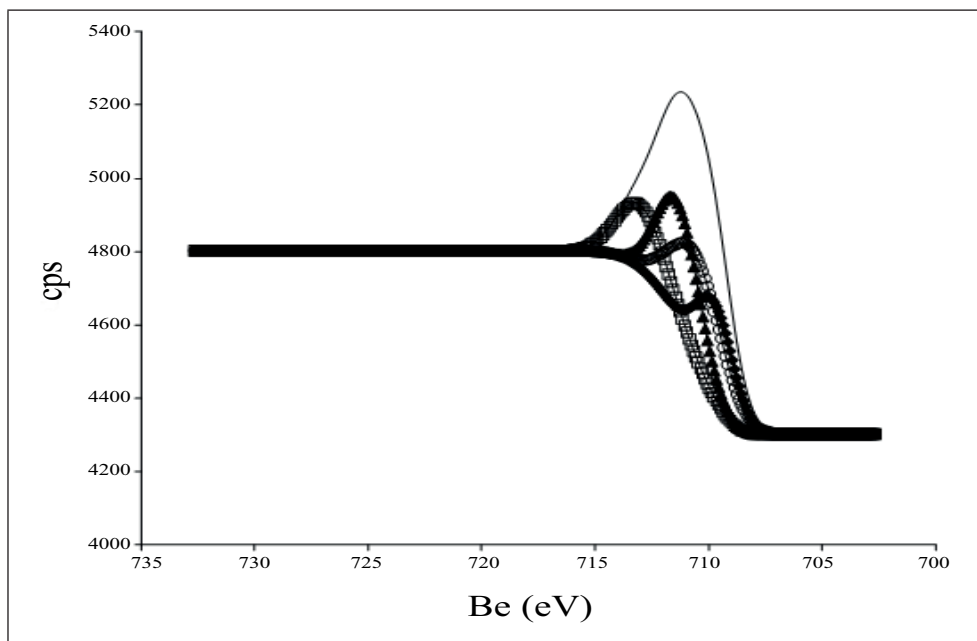
El análisis por XPS se llevó a cabo con la finalidad de confirmar la presencia de hierro y cromo en las partículas del lodo obtenido del tratamiento del agua residual de estudio mediante la configuración electroquímica Fe-DDB, así como la determinación de los sus estados de oxidación de los compuestos presentes en el precipitado. El análisis XPS de hierro en el lodo contiene la siguiente composición química (31.9%) Fe_2O_3 , (29.6%) FeOOH , (21%) FeO , y (17,4%) FeSO_4 como se muestra en

la Fig. 8.16. Es interesante observar que hierro presente en el lodo se encuentra tanto como Fe(II) y Fe(III).

El Fe(III) de las especies identificadas como Fe_2O_3 y FeOOH se atribuye a la especie resultante de la reacción acuosa de Fe(II) y Cr(VI). En el caso de Fe(II), FeO y FeSO_4 son los principales compuestos. Mientras que en la Fig. 8.17 correspondiente al análisis XPS para cromo de los lodos generados, los picos a 576.2 eV y 577.246 corresponden a Cr(III) óxido e hidróxido.

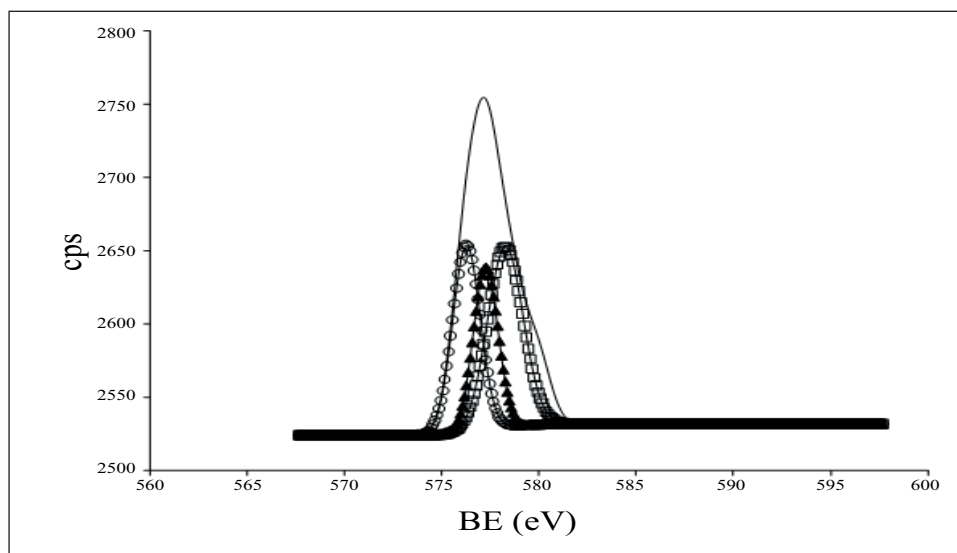
El pico a 578,2 eV no corresponde exactamente a un compuesto de cromo común, pero que probablemente relacionarlo a un estado de transición intermedio entre Cr^{6+} y Cr^{3+} o complejos. Sin embargo, no hay Cr(VI) en el espectro, lo que confirma la reducción directa de Cr(VI) sobre la superficie catódica del electrodo de DDB.

Fig. 8.16 Análisis XPS, espectro de deconvolución correspondiente al hierro presente en las partículas de lodo generado en el sistema electroquímico Fe-DDB. (-) señal original, (○) óxido de hierro (III), (▲) oxihidroxido de hierro (III), (□) sulfato de hierro (II), (◆) óxido de hierro (II).



Fuente: elaboración propia.

Fig. 8.17 Análisis XPS, espectro de deconvolución correspondiente al cromo presente en las partículas de lodo generado en el sistema electroquímico Fe-DDB. (-) señal original, (○) óxido de cromo (III), (▲) hidróxido de cromo (III), (□) estado de transición entre Cr(VI) y Cr(III).



Fuente: elaboración propia.

Análisis de voltamperometría cíclica

De manera general, un voltamperograma cíclico es un gráfico que representa la intensidad de corriente en función del potencial de una celda electroquímica, en donde a valores positivos de potencial se observan los procesos de oxidación de los iones que se encuentran en el agua de estudio; en contraste con lo anterior, en los valores negativos de potencial se aprecian los fenómenos de reducción de las especies oxidantes en el medio acuoso. De esta manera es posible caracterizar los procesos de oxidación/ reducción que se llevan a cabo en la superficie del electrodo y que suceden en una celda electrolítica.

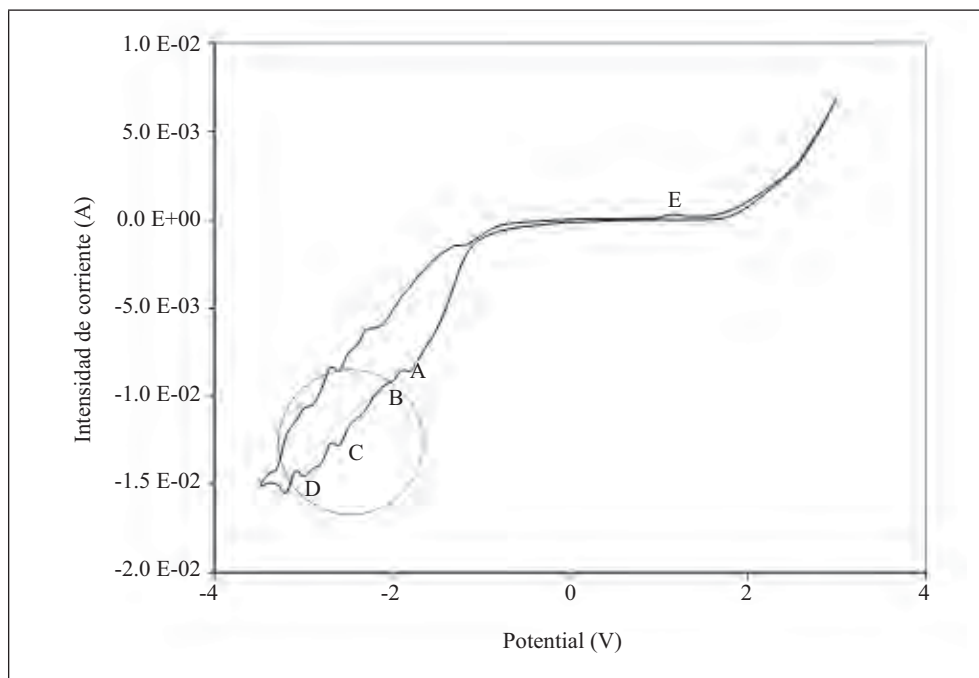
En la Fig. 8.18 se observa un voltamperograma cíclico utilizando como electrodo de trabajo diamante dopado con boro (DDB) con un área superficial de 0.2 cm², aplicando un potencial en la dirección catódica y comenzando desde un potencial de corriente nulo ($E_i = 0$), a una velocidad de 100 mV/s y con una ventana de potencial de -3 a 3 V. Como electrolito y solución de trabajo se utilizó el agua residual proveniente de la galvanoplastia obtenida de las tinas de enjuague del proceso.

En el voltamperograma cíclico de la Fig. 8.18 utilizando el electrodo de trabajo de DDB, pueden observarse la presencia de ondas de reducción, las cuales pueden estar asociadas a la reducción de cromatos directamente en el cátodo de DDB y como se mencionaba anteriormente a la reducción de nitratos que se encuentran presentes en el agua real.

Recordemos entonces que de acuerdo con el potencial de la escala de predicción de reacciones de la Fig. 8.8 (b) y la concentración de los iones en solución, el ion HCrO_4^- es la especie que comienza a reaccionar primero por lo que es muy probable que se esté llevando a cabo en primer lugar la reducción del Cr(VI) a Cr(III) como se muestra en la onda de reducción A de la Fig. 8.18.

Por otro lado ondas de reducción que aparecen a potenciales más negativos, podrían asociarse a la reducción de los iones en solución la cual se lleva a cabo partir de varias reacciones como lo muestran las reacciones 17 a 20.

Fig. 8.18 Voltamperometría cíclica del agua de estudio a un valor de pH 2, electrodo de trabajo: DDB.



Fuente: elaboración propia.

En cuanto a las ondas de reducción catódica C y D podría estarse efectuando la reducción de los iones sulfato en la superficie del electrodo de DDB, sin embargo los bajos porcentajes de reducción no permiten definir una pertinencia concluyente.

Por otro lado, en la parte de oxidación del voltamperograma cíclico de la Fig. 8.18, se puede observar que muy probablemente la onda de oxidación anódica E muestre la oxidación del Cr(III) a Cr(VI), debido a la previa reducción del metal en el medio acuoso.

Costos de Operación

Es posible calcular el costo energético del tratamiento electroquímico para la reducción de cromo multiplicando la intensidad de corriente de 0.2 A por el potencial requerido de 31.3 V y por el tiempo de tratamiento de 25 min (0.42 h) para obtener los KWh. Para tratar 1 m³, se tiene un costo de \$8.8 M.N de acuerdo a las tarifas industriales de la CFE (1KWh = \$3.349). Cabe mencionar que actualmente los procesos electroquímicos pueden hacerse más sustentables, mediante la implementación de celdas solares, que permitan un ahorro importante de energía eléctrica.

Conclusiones

El sistema Fe-DDB a una intensidad de corriente de 0.2 A y un valor de pH de 2, es un tratamiento electroquímico óptimo para la reducción del 99% de Cr(VI) de una muestra de agua residual proveniente de la industria de la galvanoplastia en un tiempo de 25 min.

La reducción de Cr(VI) es atribuida, tanto a los iones Fe(II) generados por la electrodisolución del ánodo de Fe, así como a la reducción de Cr(VI) por efecto del cátodo de DDB.

El pH es un factor importante que determina la velocidad de reducción de Cr(VI) mediante un sistema electroquímico; ya que a valores de pH ácido (<4) es posible llevar a cabo la reducción de Cr(VI); lo cual se corrobora con el diagrama de área de predominancia.

La presencia de iones nitrato, sulfato y cloruro, afectan de manera significativa la velocidad de reducción de Cr(VI) la cual disminuye durante el proceso electroquímico.

El sistema de tratamiento Fe-DDB es óptimo para la reducción de iones nitrato presentes en el medio acuoso por efecto del cátodo de DDB, los cuales pueden ser reducidos a iones nitrito y amonio.

Los iones cloruro, son oxidados a cloro gas y posteriormente este se reduce formando de nuevo iones cloruro. Es por ello que la presencia de los iones cloruro evitan la pasivación del electrodo de Fe.

Los iones sulfato en el medio acuoso no son reducidos de manera significativa debido a la formación de compuestos de coordinación con los iones Fe(II) generados por la disolución del ácido.

El sistema Fe-DDB genera una menor cantidad de lodos en 26% con respecto al sistema Fe-Fe, dando mayor ventaja de uso al sistema Fe-DDB.

Los costos de operación del sistema Fe-DDB bajo condiciones óptimas de intensidad de corriente de 0.2 A y un valores de pH de 2 es de \$8.8/m³ de agua residual.

El agua residual tratada mediante métodos electroquímicos empleando electrodos de Fe-DDB puede ser reutilizada nuevamente en el proceso de la galvanoplastia, disminuyendo el consumo de agua y coadyuvando en el mejoramiento del medio ambiente

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México, al Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), al Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable (Proyecto PROMEP/103-5/10/436), a CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) y al SNI (Sistema Nacional de Investigadores), por las becas y el apoyo otorgado para fines de investigación.

Referencias

- Alowitz, Michael; Michelle Scherer,(2002), “Kinetics of Nitrate, Nitrite, andCr(VI) Reduction by Iron Metal” en*Environmental Science & Technology*. Vol. 3:299-306.
- Arroyo, M.G., V. Pérez-Herranz, M.T Montañés, J. García-Antón, J.L Guiñón, (2009), “Effect of pH and chloride concentration on the removal of hexavalent chromium by electrocoagulation” en *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 169:1127-1133.
- Bhatti, Manpreet, Akepaty Reddy, Ashwani Thukral. (2009),“Electrocoagulation removal of Cr(VI) from simulated wastewater using response surface methodology” en*Journal of Hazardous Materials*. Vol. 72 :839-846.
- Bazrafshan, Edris, Amir Hossein Mahvi, Simin Naseri, Ali Reza Mesdaghinia, (2008),“Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Removal of Chromium (VI) from Synthetic Chromium Solutions Using Iron and Aluminum Electrodes” en *Turkish Journal Engineering Environmental Science*. Vol. 32: 59 -66.

- Barrera-Díaz, Carlos, Manuel Palomar-Pardavé, Mario Romero-Romo, Sergio Martínez, (2003), "Chemical and Electrochemical considerations on the removal process of hexavalent chromium from aqueous media" en *Journal of Applied Electrochemistry*. Vol. 33:61-67.
- Butrón, Edgar, Manuel E. Juárez, Myrna Solís, Margarita Teutli, Ignacio González, José L. Nava, (2007), "Electrochemical incineration of indigo textile dye in filter-press-type FM01-LC electrochemical cell using BDD electrodes" en *Electrochimical Acta*. Vol. 52: 6888-6894
- Booker, S. y C. Pellerin, (2000), "Reflections on Hexavalent Chromium" en *Environmental Health Perspectives*. Vol. 109: 402-407.
- Cañizares, Pablo, Jesús García-Gómez, Justo Lobato, Manuel, A. Rodrigo, (2004), "Modeling of waste water electro-oxidation processes part II. Application to active electrodes" en *Industrial and Engineering Chemical Research*. Vol. 43: 1923-193.
- Cruz, E. A., G.V Ibarra, V.A López, (2009), "Reducción de soluciones sintéticas de cromo (VI) con carbón activado" en *XXVIII Convención Minera Internacional, AIMMGMA C, Veracruz, Ver.*, 28 al 31 de octubre de. En CD-ROM
- Clément, I. C., Ndao, N., Katty, A., Bernard, M., Deneuille, A., Comninellis, C., Fujishima, A. (2003), "Boron doped diamond electrodes for nitrate elimination in concentrated wastewater" en *Diamond and Related Materials*. Vol.12: 606-612.
- Comninellis, Christos., Guohua Chen, (2010), *Electrochemistry for the Environment*, 1st edition, Ed. Springer, London.
- Depault, F., M. Cojocar, F. Fortin, S. Chakrabarti, N. Lemieux, (2006), "Genotoxic effects of chromium(VI) and cadmium(II) in human blood lymphocytes using the electron microscopy in situ end-labeling (EM-ISEL) assay" en *Toxicology in Vitro*. Vol.20: 513-518.
- Greenberg A., L. Clesceri, A. Eaton (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th edition, American Health Association (APHA) / American Water Works (AWWA) / Water Pollution Control Federation (WPCF). USA. Washington, DC, USA.
- Kotas, J., Z. Stasicka, (2000), "Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation" en *Environmental Pollution*. Vol.107: 263-283.
- Lévy-Clément, C., N.A Ndao, A. Katty, M. Bernard, A. Deneuille, C. Comninellis, A. Fujishima, (2003), "Boron doped diamond electrodes for nitrate elimination in concentrated wastewater" en *Diamond and Related Materials*, Vol. 12: 606-612.
- Lugo-Lugo, Violeta, Carlos Barrera-Díaz, Bryan Bilyeu, Patricia Balderas-Hernández, Fernando Ureña-Núñez, Victor Sánchez-Mendieta, (2010), "Cr(VI) reduction in

- wastewater using a bimetallic galvanic reactor” en *Journal of Hazardous Materials*. Vol.176: 418-425.
- Mohan, Dinesh., Charles U. Pittman, (2006), “Review Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water” en *Journal of Hazardous Materials*. Vol.137: 762-811.
- Panizza, M., Agnieszka Kapalka, Christos Comninellis, (2008), “Oxidation of organic pollutants on BDD anodes using modulated current electrolysis” en *Electrochimica Acta* Vol.53: 2289-2295.
- Velegraki, Theodora., George Balayiannis, Evan Diamadopoulos, Alexandros Katsaounis, Dionissios Mantzavinos, (2010), “Electrochemical oxidation of benzoic acid in water over boron-doped diamond electrodes: statistical analysis of key operating parameters, kinetic modeling, reaction by-products and ecotoxicity” en *Chemical Engineering Journal*. Vol.160: 538-548.
- Villanueva-Rodríguez, M., A. Hernández-Ramírez, J.M Peralta-Hernández, E.R Bandala, M.A Quiroz-Alfaro, (2009), “Enhancing the electrochemical oxidation of acid-yellow 36 azo dye using boron-doped diamond electrodes by addition of ferrous ion” en *Journal of Hazardous Materials*. Vol.167: 1226-1230.
- Zongo, Inoussa., Jean Pierre Leclerc, Hama Amadou Maiga, Joseph Wéthé, Francois Lapique, (2009), “Removal of hexavalent chromium from industrial wastewater by electrocoagulation: A comprehensive comparison of aluminium and iron electrodes” en *Separation and Purification Technology*. Vol.66: 159-166.

Determinación de la eficiencia de las unidades de tratamiento en un sistema de recirculación acuícola

I. Gallego Alarcón¹, D. García Pulido², C. Díaz Delgado², C. Fall² y C. Burrola Aguilar¹.

¹ Centro de Investigación en Recursos Bióticos, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

La acuicultura en el Estado de México se ha desarrollado en un marco de presiones ambientales, legales y donde la competencia por el recurso agua ha impactado negativamente las actividades como el cultivo de la trucha. Las presiones sociales y gubernamentales cada vez son mayores, a tal grado que las concesiones de uso de agua son más difíciles de obtener y el trámite es más estricto que en décadas pasadas.

Para encontrar alternativas de solución bajo este esquema, existen propuestas con las que se ha trabajado en esta investigación; como lo es el uso de sistemas de recirculación acuícola para tratar y reutilizar el agua, teniendo como finalidad concebir y construir las instalaciones piloto para desarrollar un cultivo trutícola en un sistema de recirculación acuícola alimentado con agua pluvial.

La investigación se llevó a cabo con un experimento de 150 días en un sistema de recirculación acuícola integrado por un estanque circular y un tren de tratamiento compuesto de un sedimentador, un filtro biológico (percolador) y un filtro de arena descendente. con un caudal de 2.1 L/s; un recambio de agua limpia de lluvia de 2.21 %. Se evaluó la eficiencia de remoción de contaminantes en el tren de tratamiento, donde de manera general se obtuvo un 44.54 %, 23.15 %, 78.99 %, 29.36 % para SST, DQO, N-NH₃ y N-NO₂⁻ respectivamente; y se produjo una generación de N-NO₃⁻ en el sistema de 4.23 %. Las tasas de remoción generales del tren de tratamiento fueron de los parámetros 96.08 g N-NH₃/d (66.23 %), 8.87 g N-NO₂⁻/d (19.56 %), 286.31 g SST/d (43.38 %) y 1,404.63 g DQO/d (38.79 %).

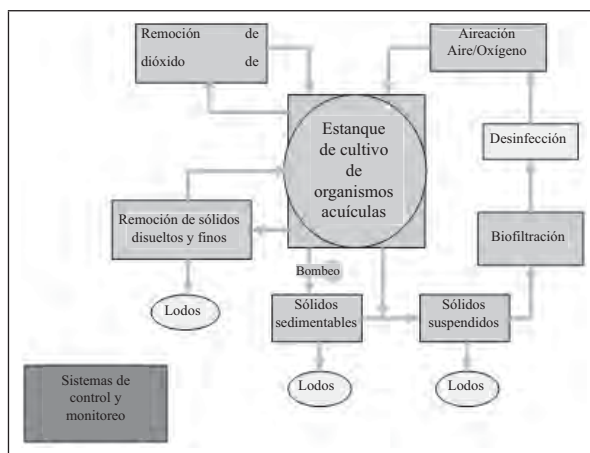
Palabras clave:

1. *Oncorhynchus mykiss* Trucha arcoíris.
2. Sistema de Recirculación Acuícola.
3. Eficiencia de Unidades de Tratamiento.
4. Filtros biológicos.

Introducción

Los sistemas de recirculación acuícola se han venido desarrollando desde hace más de 30 años, principalmente en los países en desarrollo con el objeto de disminuir la cantidad de agua utilizada en las unidades de producción acuícola, mejorando también el control de enfermedades, crecimiento y en general la eficiencia del cultivo. No obstante de los beneficios descritos, los sistemas de recirculación acuícola (SRA) tienen la limitante de requerir de un suministro energético (Timmons, *et al.*, 2002). Los SRA se componen de cinco etapas principales (procesos y operaciones) que permiten sostener la calidad de agua necesaria para la vida acuática: circulación de agua, remoción de sólidos, biofiltración, oxigenación y eliminación de gases. Otros procesos complementarios son: eliminación de color, filtración y desinfección (Fig. 9.1).

Fig. 9.1 Operaciones básicas y complementarias de los SRA



Fuente: (Timmons *et al.*, 2002).

Actualmente la evaluación de estos prototipos se ha enfocado a expresiones matemáticas simples donde se relaciona la generación de residuos tóxicos para el cultivo

con la producción en kilos de carne de trucha (García-Pulido *et al.* 2011; García-Pulido 2008; Gallego-Alarcon 2004), estas ecuaciones se han construido con base en relaciones derivadas del análisis de observaciones para cada caso.

Antecedentes

Los sistemas de recirculación acuícola (SRA) han sido estudiados desde hace más de cuatro décadas, enfocando los esfuerzos hacia los SRA con biofiltros de película fija y recientemente a los SRA con biofiltros suspendidos (Malone y Pfeiffer, 2006). En los últimos años se han evaluado diferentes SRA orientados a especies de alto valor comercial o ecológico (Sharrer *et al.*, 2007; Maillard *et al.*, 2006; Montagne, 2006; Atwood *et al.* 2005; Summerfelt *et al.*, 2004; Hafed *et al.*, 2003; Paterson y Watts, 2003; Simonel *et al.*, 2002; Tilley *et al.*, 2002). En todos se reporta el uso de diferentes trenes de tratamiento, su eficiencia y desarrollo de las unidades de depuración de agua.

Aunque se tienen diversos estudios de los sistemas, recientemente se han propuesto estándares para la investigación de los sistemas de recirculación acuícola, entre los más importantes han surgido cuatro propuestas: 1) Requerimientos de la calidad del agua en los SRA (Colt, 2006); 2) Clasificación de biofiltros nitrificantes de biopelícula fija (Malone y Pfeiffer, 2006); 3) Estandarización de la evaluación de biofiltros (Drennan *et al.*, 2006); 4) Estándares para reportar el desempeño en los estudios de biofiltros (Colt *et al.*, 2006).

Eding *et al.* (2006) proponen una base para el diseño y operación de filtros percoladores en los SRA, los autores señalan que estos biofiltros tienen las siguientes ventajas: 1) Alta estabilidad de los procesos debido a una alta concentración de oxígeno; 2) Remoción de CO₂ por desgasificación; 3) agua con temperaturas bajas en verano; 4) Diseño, construcción, operación y mantenimiento simples.

Sin embargo, también comentan que se tienen desventajas como: Tasas de remoción bajas, desprendimiento de biopelícula y colmatación del empaque cuando está mal operado.

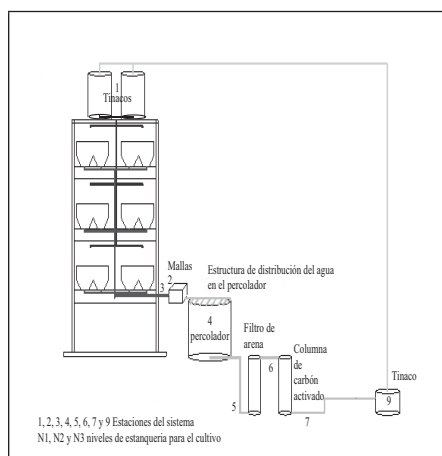
Su diseño, comentan, está basado en los picos de producción de residuos por parte de los organismos que coincide con el momento de máxima biomasa y consumo de alimento. Una vez que se conoce este momento, se debe de calcular la producción de residuos por kilogramo de alimento proporcionado a los organismos, para determinar el caudal y las dimensiones del percolador. Otro factor importante es el objetivo del biofiltro, es decir conocer la concentración de nitrógeno amoniacal total (NAT) en el efluente del percolador necesaria para permitir el cultivo acuícola. En general, esto puede ser controlado cuando se tienen bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal en el influente y altas tasas de remoción en el filtro.

Por otra parte, estos mismos autores mencionan que el uso de percoladores debe de ser apoyado por unidades de clarificación y/o filtración para eliminar la biopelícula que

se desprende del empaque. Al final concluyen, que el uso de los percoladores para los SRA es una opción que se debe considerar en situaciones, tales como, bajo presupuesto de construcción, poca mano de obra y generalmente poco capacitada, necesidades de altas concentraciones de oxígeno disuelto y baja concentración de CO_2 en el agua.

Igualmente es importante subrayar que este trabajo es la continuidad de investigaciones sobre sistemas de recirculación acuícola que se han realizado en el Centro de Investigación en Recursos Bióticos y en el Centro Interamericano de Recursos del Agua, ambos de la Universidad Autónoma del Estado de México, desde 1999 (García-Pulido *et al.*, 2011; Gallego-Alarcón 2011; García-Pulido, 2008; Gallego-Alarcón, 2004). En estos trabajos se reporta un SRA para el cultivo de trucha arcoíris en diferentes etapas de su ciclo de vida en cautiverio. En efecto, ejemplo de ello es la investigación de Gallego-Alarcón (2004) que diseñó y evaluó un tratamiento de agua residual acuícola para el cultivo de cría y juvenil de trucha arcoíris, el tren consistió en un filtro de maya de $300 \mu\text{m}$ en forma de parábola, un percolador como biofiltro y un filtro de arena (Fig. 9.2). Se concluye en este trabajo que el cultivo de cría y juveniles de trucha en sistemas cerrados es factible. La eficiencia acumulada obtenida por el tren de tratamiento para los parámetros clave fue de 90.51% de remoción para sólidos suspendidos totales, de 88.00% para turbidez, 78.97% para DBO_5 , 82.47% para DQO, 78.14% para N-NH_3 y 57.73% para N-NO_2^- .

Fig. 9.2 Sistema de recirculación acuícola para el cultivo de cría y juvenil de trucha

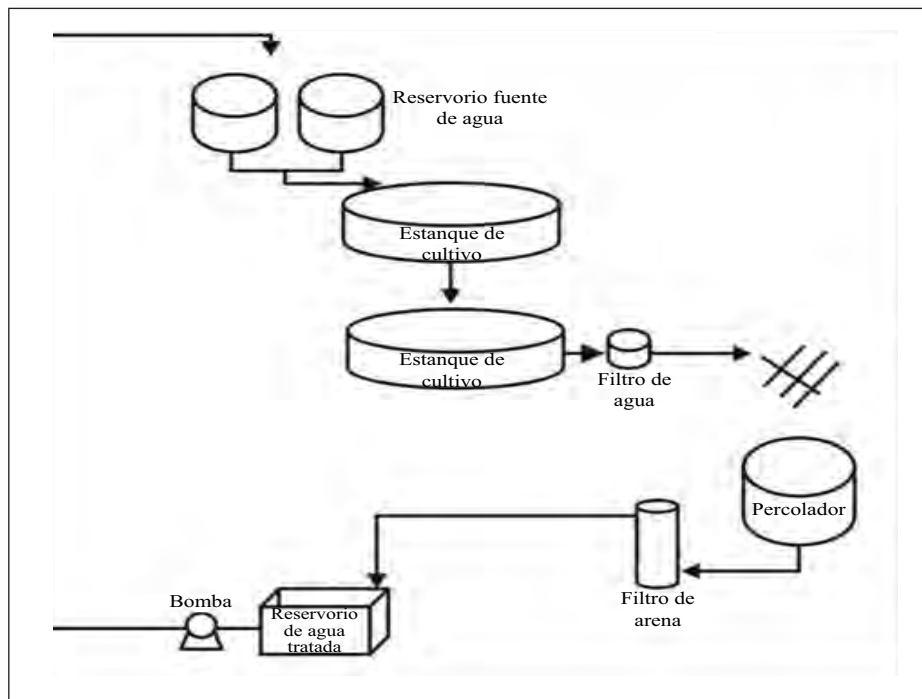


Fuente: (Gallego-Alarcón, 2004)

Posteriormente, García-Pulido (2008) modificó el tren de tratamiento propuesto por Gallego-Alarcón (2004) proponiendo un filtro reticular con la misma

luz de malla sin forma parabólica, como biofiltro un percolador y filtro de arena (Fig. 9.3), el cual fue adecuado para producir 12 kg/m³ de trucha arcoíris a talla comercial (250 g).

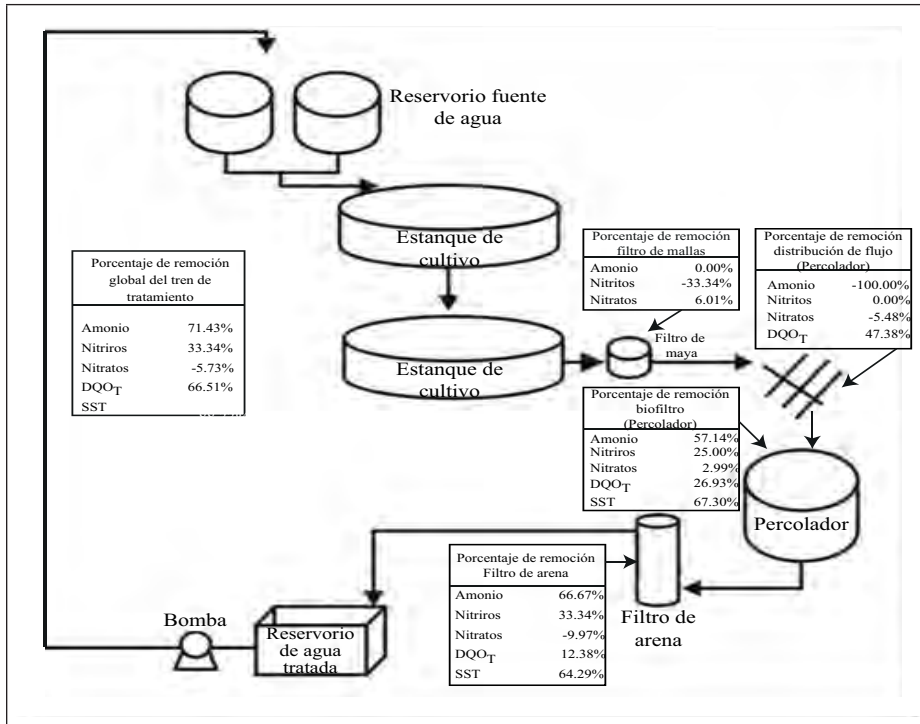
Fig. 9.3 SRA para el cultivo de trucha arco iris propuesto



Fuente: por García-Pulido (2008).

Las eficiencias de remoción alcanzadas por este prototipo fueron reportadas por García-Pulido *et al.* (2011); la remoción de nitrógeno amoniacal fue de 86%, en el biofiltro fue de 57% y en el filtro de arena fue del 66%. La remoción de DQO_T en el tren de tratamiento fue de 66%, en el filtro biológico de 61% y en el filtro de arena 12%. En cuanto a la remoción de SST, la eficiencia global fue de 88%, en el percolador de 67% y en el filtro de arena 64 % (Fig. 9.4).

Fig. 9.4 Eficiencia de remoción reportada por



Fuente: García-Pulido *et al.* (2011).

Finalmente, este trabajo evalúa la eficiencia de las unidades del tren de tratamiento propuesto como sistema de cultivo de trucha con recirculación de agua y cosecha de lluvia.

Materiales y métodos

El trabajo se desarrollo con ayuda de un prototipo ubicado en las instalaciones del Centro Interamericano de Recursos del Agua, el cual consta de un estanque circular con un tren de tratamiento que reacondiciona el agua.

En el sistema se sembraron 178 organismos de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) con una longitud aproximada de 29 cm y de un peso promedio de 402 g que se llevaron hasta los 34 cm de longitud y 644 g de peso. El tiempo de cultivo fue de 127 días; y contó con un incrementó de biomasa, partiendo de 6.61 kg/m³ hasta llegar a 17.24 kg/m³. En el presente estudio se contó con agua de lluvia, colectada dentro de

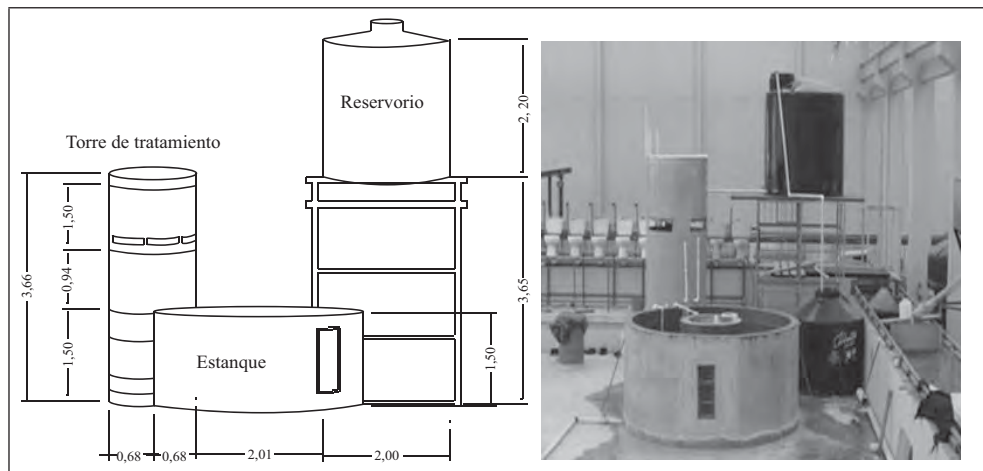
las instalaciones universitarias y cuyas características fisicoquímicas se determinaron para conocer y, en su caso, corregir.

El agua empleada fue la suficiente para llenar una vez el prototipo y para reponer el agua debido a pérdidas por evaporación, drenado de lodos, toma de muestras, operación del tren de tratamiento y posibles fugas. De acuerdo con investigaciones anteriores (García-Pulido, 2008) este volumen de reposición es estimado en aproximadamente el 2 % del total del sistema.

Tren de tratamiento

El tren de tratamiento se compuso de tres unidades, sedimentador (ubicado en el centro del estanque), percolador y filtro descendente de arena. Esta configuración de biofiltro y filtro de arena ha sido estudiada en casos anteriores con éxito (Gallego-Alarcón 2011; García-Pulido *et al.*, 2011; García-Pulido, 2008; Gallego-Alarcón, 2004; Díaz-Delgado *et al.*, 2000). El sedimentador tuvo como objeto la remoción de los sólidos suspendidos que se encuentran en el caudal de entrada al tren de tratamiento (Malone y Pfeiffer, 2006). Como biofiltro, en el tren de tratamiento, se contó con un filtro percolador con una estructura de distribución de agua para que llegue al empaque de manera uniforme el líquido. Las dimensiones principales de este biofiltro son: 1.34 m de diámetro y 0.80 m de altura de empaque (Fig. 9.5).

Fig. 9.5 Esquema isométrico sistema prototipo (cotas en metros)



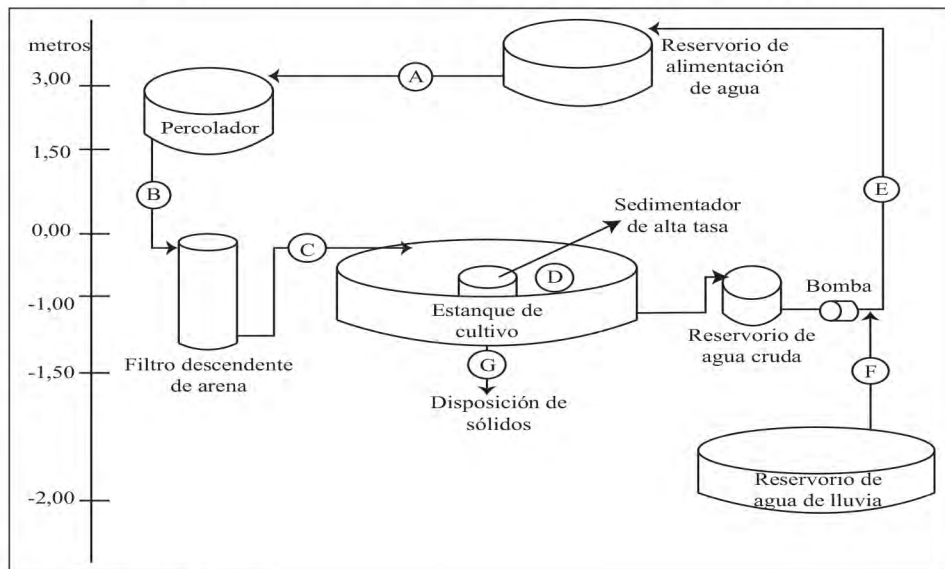
Fuente: elaboración propia.

Determinación de la eficiencia en las unidades de tratamiento

Con base en el diseño del experimento, para conocer la eficiencia del sistema se analizaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos, nitratos, alcalinidad total y sólidos suspendidos totales (SST), en laboratorio; oxígeno disuelto (OD), temperatura y pH *in situ*. El muestreo de los parámetros que se realizó *in situ* fue de tipo sistemático, de manera diaria entre las 7:00 y 8:00 horas para evaluar las condiciones más críticas de los mismos.

En cuanto a la obtención de los valores de los parámetros de nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos, nitratos, DQO, alcalinidad y sólidos suspendidos totales, se efectuó mediante un muestreo aleatorio estratificado, lo que dio estimaciones más adecuadas (con menor varianza) para la población (Lohr, 2000), tomando como estratos los cambios de la biomasa, dos días por semana y con un tamaño de muestra de 67 mediciones, lo que permitió una precisión del 12.5% con un nivel de confianza $(1 - \alpha)$ de 95 %. La medición y determinación de los parámetros se tomaron en los puntos de muestreo identificados (Fig. 9.6) de acuerdo con cada proceso (Tabla 9.1).

Fig. 9.6 Puntos de muestreo en el sistema (cotas en metros)



Fuente: elaboración propia.

Tabla 9.1 Parámetros analizados en cada punto de muestreo

<i>Puntomuestreo</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>G</i>
Parámetros	(In situ)	(In situ)	(In situ)	(In situ)	(In situ)	(In situ)	(In situ)
	OD	OD	OD	OD	OD	OD	OD
	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
	Tem.	Tem.	Tem.	Tem.	Tem.	Tem.	Tem.
	(Lab.)	(Lab.)	(Lab.)	(Lab.)	(Lab.)	(Lab.)	(Lab.)
	DQOT	DQOT	DQOT	DQOT	DQOT	DQOT	DQOT
	DBO5	DBO5	DBO5	DBO5	DBO5	DBO5	DBO5
	N-NH3	N-NH3	N-NH3	N-NH3	N-NH3	N-NH3	N-NH3
	N-NO2-	N-NO2-	N-NO2-	N-NO2-	N-NO2-	N-NO2-	N-NO2-
	N-NO3-	N-NO3-	N-NO3-	N-NO3-	N-NO3-	N-NO3-	N-NO3-
	Alcalin.	Alcalin.	Alcalin.	Alcalin.	Alcalin.	Alcalin.	Alcalin.
	SST	SST	SST	SST	SST	SST	SST

Fuente: elaboración propia.

La periodicidad de muestreo para los parámetros medidos *in situ* fue diaria. Los parámetros determinados en laboratorio se realizaron dos veces por semana para los puntos de muestreo A, B, C, D, E y G.

Para obtener los estimadores estadísticos de las concentraciones de los parámetros en estudio con un muestreo aleatorio estratificado, la información se dividió en cinco estratos con base en la biomasa obtenida en el estanque. En las Tabla 9.2 y 8.3 se describen los cinco estratos utilizados, la población de cada uno (N_h), las observaciones de las unidades de población en el estrato (n_h) y el tiempo de cultivo en cada estrato. Con esta información se determinó el promedio de los parámetros de calidad del agua en cada punto de muestreo por cada estrato, el promedio y varianza de la población.

Tabla 9.2 Definición de estratos para la obtención de los estimadores estadísticos

<i>Estrato</i>	<i>Biomasa (kg)</i>			<i>Días</i>	N_h (kg)	n_h (kg)
	<i>Inicial</i>	<i>Final</i>	<i>Incremento</i>			
1	99.46	108.60	9.14	18	108.60	108
2	112.07	121.03	8.96	11	121.03	81
3	121.63	130.21	8.58	18	130.21	77
4	130.64	155.12	24.48	16	155.12	92
5	156.52	180.42	23.90	17	180.21	132

Fuente: elaboración propia.

Tabla 9.3 Estimadores estadísticos con base en la teoría del muestreo estratificado (Lohr, 2000)

<i>Promedio de cada estrato</i>	<i>Varianza de cada estrato</i>	<i>Población del estrato</i>
$\bar{y}_h = \frac{\sum_{j \in S_h} y_{hj}}{n_h}$	$s_h^2 = \sum_{j \in S} \frac{(y_{hj} - \bar{y}_h)^2}{n_h - 1}$	$\hat{t}_h = \frac{N_h}{n_h} \sum_{j \in S_h} y_{hj} = N_h \bar{y}_h$
<i>Promedio de toda la población</i>	<i>Varianza de la población</i>	<i>Población</i>
$\bar{y}_U = \bar{y}_{est} = \frac{\hat{t}_{est}}{N}$	$\hat{V}(\bar{y}_{est}) = \sum_{h=1}^H \left(1 - \frac{n_h}{N_h}\right) \left(\frac{N_h}{n_h}\right)^2 \frac{s_h^2}{n_h}$	$\hat{t}_{est} = \sum_{h=1}^H N_h \bar{y}_h$
<i>Intervalos de confianza del 95%</i>		
$\bar{y}_{est} \pm 1,96 \sqrt{\hat{V}(\bar{y}_{est})}$		

Fuente: elaboración propia.

La eficiencia se calculó para cada unidad del tren de tratamiento y de manera global para todo el tren, conforme con la ecuación 1 (García-Pulido *et al.*, 2011; Gallego-Alarcón 2011).

$$E(\%) = \frac{C_E - C_S}{C_E} 100 \quad (1)$$

Donde: E = Eficiencia (%), C_E = Concentración de entrada (mg/L), C_S = Concentración de salida (mg/L).

Resultados y discusión

Eficiencia

La eficiencia del tren de tratamiento determinada a partir de un muestreo estratificado se ejemplifica a través del punto de muestreo “C”, a la salida del tren de tratamiento y para la concentración de nitrógeno amoniacal total (Tabla 9.4).

Tabla 9.4 Memoria de cálculo de los estimadores estadísticos para el muestreo estratificado de la concentración de nitrógeno amoniacal en el punto de muestreo C.

<i>Estrato</i>	N_h	n_h	\bar{y}_h	S_h^2			
1	108.60	108	0.0940	0.0165	10.20	0.0100	2.06995E-08
2	121.03	81	1.0640	1.2055	128.77	72.2137	0.00014943
3	130.21	77	0.0860	0.0056	11.19	0.5140	1.06369E-06
4	155.12	92	0.0820	0.0013	12.71	0.1465	3.03242E-07
5	180.21	132	0.1333	0.0069	24.02	0.4540	9.39586E-07
N	695.17				186.93	73.3384	0.000151757
					(promedio)	0.269	
					<i>Desviación estándar</i>	0.0123	
					<i>Intervalo de confianza</i>		

Fuente: elaboración propia.

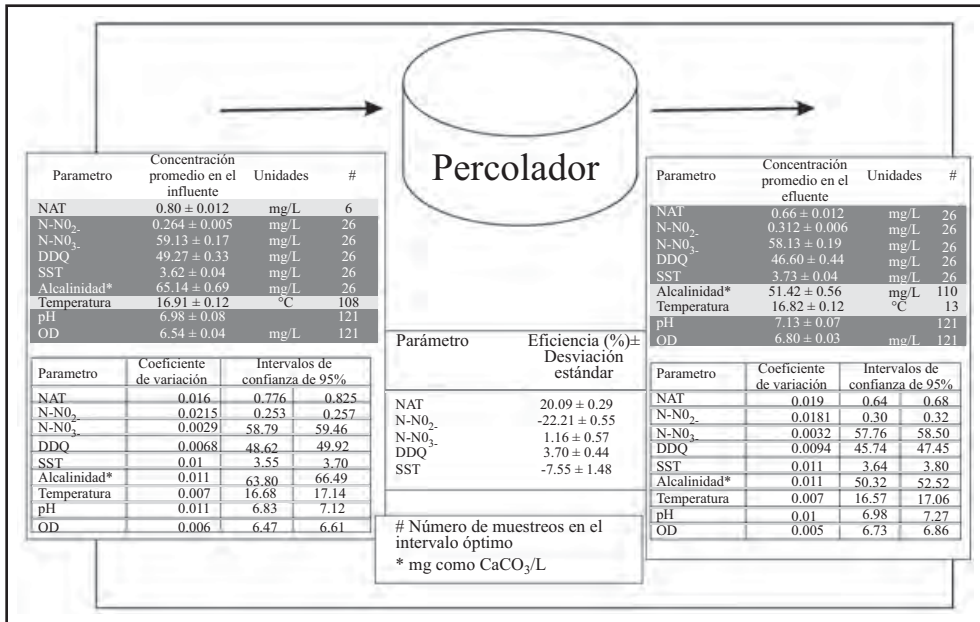
Percolador

Esta unidad del tren de tratamiento fue diseñada como un biofiltro para remover las especies nitrogenadas disueltas en el agua, principalmente el nitrógeno amoniacal total. Este ión es el principal factor limitante para la vida acuática y por consecuencia en el cultivo trutícola es indispensable conocer y controlar su concentración, ya que aún a niveles muy bajos (< 1.0 mg/L) puede llegar a ser tóxico. Russo y Thurston (1991) mencionan que en concentraciones mayores a 1.16 mg/L es letal para la trucha arcoíris.

En la Fig. 9.7, se observa un esquema del filtro percolador con las concentraciones de entrada y salida al mismo, estas concentraciones, con un fondo de color verde cuando se encuentra en intervalos óptimos, amarillo cuando se está en intervalos tolerantes y rojo cuando la concentración promedio se encuentra en un intervalo letal, así también se muestran las eficiencias de la unidad de tratamiento.

En el SRA prototipo no se alcanzaron concentraciones letales en el percolador pues el porcentaje de remoción para el NAT fue 20.09 ± 0.29 % en promedio.

Fig. 9.7 Comportamiento de las concentraciones y eficiencia de remoción de los diferentes parámetros en el percolador.



Fuente: elaboración propia.

El bajo porcentaje de remoción de NAT, en el percolador, se debió principalmente a que se tuvo un concentración promedio pequeña a la entrada de la unidad (0.80 mg N-NH₃/L) generado en el estanque de cultivo, lo que no permite desarrollar de manera adecuada una población de bacterias nitrificantes y por ende la remoción de las especies nitrogenadas. Aunado a lo anterior, en el diseño del percolador se propuso que el empaque fuera colocado dentro del biofiltro a granel, lo que en realidad disminuyó la superficie específica de contacto del mismo (Eding *et al.*, 2006).

Uno de los factores que contribuyó para contar con una remoción menor a 20 % de nitrógeno amoniacal total fue el pH. Aunque este parámetro se mantuvo en intervalos de tolerancia y óptimos, Bonvendeur (1989) indica que el pH a un valor de 8 permite el 100 % de la nitrificación en un biofiltro y en función de la disminución este valor desciende la remoción de compuestos nitrogenados. Este autor propone una ecuación polinomial (ecuación 7) para determinar la fracción en la reducción de la nitrificación.

$$y = 0.148x^2 - 2.43x + 9.972 \quad (7)$$

Donde: y = fracción en la reducción de la nitrificación, x = pH.

Con base en este modelo y los valores de pH medios a la entrada del percolador, la fracción para determinar la reducción en la nitrificación por efecto de este parámetro fue de 24 ± 17 %.

Sin duda alguna, La alcalinidad es un parámetro determinante para que el proceso de nitrificación se lleve a cabo en condiciones adecuadas en esta unidad (Boyd, 1990); sin embargo, en el agua de lluvia utilizada la alcalinidad fue de 3.21 mg/L como CaCO_3 muy por debajo de los niveles recomendados para el proceso de nitrificación (Timmons *et al.* 2002).

Para aumentar la alcalinidad, así como el pH, se agregó bicarbonato de sodio, sal y cal química (Trujillo y Martínez, 2008; Loyless y Malone, 1997) logrando incrementar en promedio a 60 mg/L como CaCO_3 . Esto permitió la remoción de nitrógeno amoniacal total en los biofiltros aunque no en los porcentajes reportados por García-Pulido *et al.* (2011) y Gallego-Alarcón (2004), los cuales fueron 57.0 % y 53.2 %, respectivamente.

Timmons *et al.* (2002) y Loyless y Malone (1997) mencionan que para una buena nitrificación la alcalinidad debe ser mayor a 100 mg/L como CaCO_3 . Sin embargo a 50 mg/L como CaCO_3 . Este proceso se empieza a llevar a cabo con eficiencia aceptable, pero a concentraciones menores a 25 mg/L como CaCO_3 puede ser letal.

Por último, un factor no reportado en la literatura es la concentración de nitratos disueltos en el agua, este ión puede provocar una acidez iónica y en presencia de CO_2 libre acidez mineral. De acuerdo con el índice de Larson, para valores mayores de 1.0 el agua se considera altamente corrosiva y con acidez iónica alta (García, 2010) situación que inhibe la actividad catalítica de las bacterias encargadas de la oxidación del nitrógeno amoniacal total (García, 2010). El índice de Larson determinado para el percolador con base en la modificación realizada por García (2010), donde se considera la concentración del ión nitrato y asumiendo que las concentraciones de sulfatos y cloruros son despreciables, fue de $IL^* = 5.02$. El índice obtenido permite asumir a la concentración del ión nitrato como responsable de la baja remoción del nitrógeno amoniacal total.

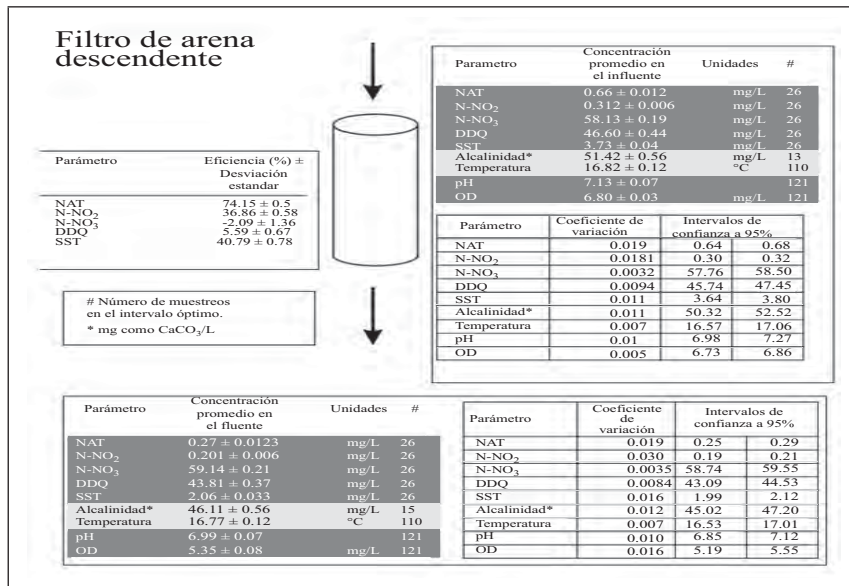
Sin embargo aún con el impacto adverso de estos tres factores, las concentraciones de los parámetros limitantes en el efluente del biofiltro fueron aceptables para permitir la vida de la trucha arcoíris.

Filtro de arena

En un principio fue concebido como un filtro rápido con flujo ascendente, sin embargo, al momento de la operación se tomó la decisión de utilizarlo como un filtro de arena descendente. Este cambio aumentó el tiempo de retención hidráulica y al estar mayor tiempo el agua en contacto con las bacterias que poblaron la superficie de las partículas de arena se permitió la remoción de los contaminantes monitoreados (Metcalf y Eddy, 1991). En La Fig. 9.8 se observa un esquema del filtro de arena con las concentraciones de entrada y salida de los parámetros limitantes al cultivo de la trucha, así como, los porcentajes de remoción de los mismos.

La función principal del filtro de arena fue la remoción de sólidos suspendidos totales generados al desprenderse la biopelícula muerta del filtro percolador (Eding *et al.* 2006). En efecto, los SST en el influente de esta unidad del tren de tratamiento fueron removidos en un porcentaje de $40.79 \pm 0.78 \%$, aunque se puede considerar como una remoción baja, el intervalo de trabajo de este filtro para los sólidos entre la concentración de entrada y salida fue de 1.67 mg/L. En el filtro de arena el porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal fue de $74.15 \pm 0.50 \%$, con un valor promedio a la salida de 0.27 mg/L de N-NH₃.

Fig. 9.8 Comportamiento de las concentraciones y eficiencia de remoción de los diferentes parámetros en el filtro de aren



Fuente: elaboración propia.

Cánepa (1992), indica que la filtración lenta tiene como objetivo depurar el agua mediante la sedimentación, filtración mecánica y biológica. Una de las funciones básicas de la filtración lenta es que se lleven a cabo los procesos de nitrificación y oxidación de la materia orgánica. Sin embargo para que éstos funcionen de manera eficiente el tiempo de retención hidráulica (TRH) debe ser mayor a dos horas cuando se tratan aguas residuales domésticas.

En el sistema prototipo se tuvo un TRH de 30 min. Lo cual no es un tiempo adecuado de acuerdo con Cánepa (1992), no obstante las concentraciones de la materia orgánica, sólidos y compuestos nitrogenados se mantuvieron en niveles óptimos para el cultivo. Lo que indica que para sistemas de recirculación acuícola se puede considerar TRH menores a los reportados para otro tipo de aguas residuales.

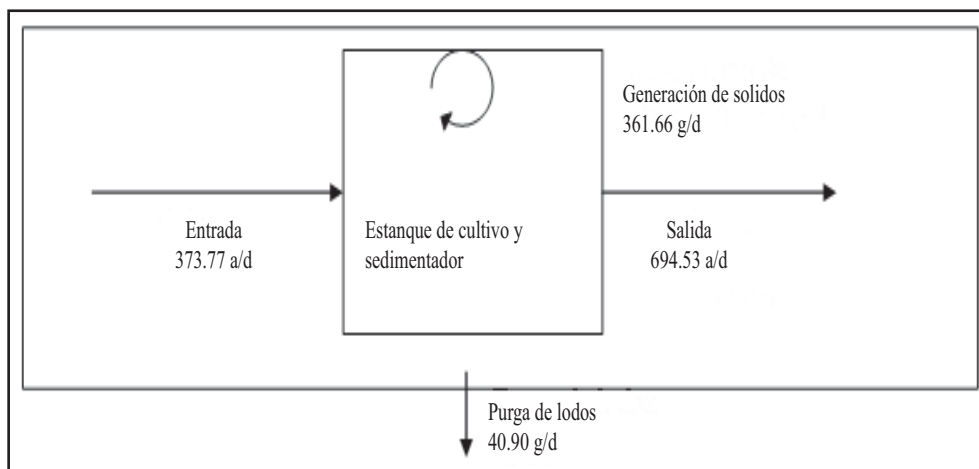
Otro fenómeno que ocurre en el filtro de arena es el fuerte consumo de oxígeno disuelto en el agua, siendo la diferencia en promedio de 1.45 mg/L. Esta disminución afectó el manejo del equipo de soporte de vida en el estanque, esto es, el OD que entraba al estanque se encontraba cerca del límite inferior del rango óptimo para el cultivo y considerando una alta densidad de peces, el equipo de aireación tuvo que ser modificado para aumentar su capacidad de transferir este gas al agua.

Estanque y sedimentador

La concentración de contaminantes no se pudo analizar a la entrada del sedimentador por lo que la eficiencia evaluada en esta sección comprende los procesos involucrados en el estanque y el sedimentador. Esto es un balance entre las condiciones del agua en el influente del estanque, lo generado por los peces, el alimento no consumido y el agua residual en el efluente del sedimentador.

El objetivo principal del sedimentador fue remover los sólidos generados en el estanque de cultivo. Para conocer la eficiencia de esta unidad del tren de tratamiento fue necesario realizar un balance de masas de los SST. La Fig. 9.9 esquematiza el balance de masas utilizado para determinar la generación de sólidos en el estanque de cultivo. La eficiencia del sedimentador se estimó con el flujo másico de sólidos en la purga de lodos dividida por el flujo másico de entrada más la generación en el estanque. La eficiencia alcanzada por el sedimentador fue de 5.56 %, muy por debajo de la reportada en investigaciones anteriores (García-Pulido 2008; Gallego-Alarcón *et al.* 2004; Gallego-Alarcón, 2004).

Fig. 9.9 Esquema del balance de masas para SST en el estanque de cultivo y el sedimentador



Fuente: elaboración propia.

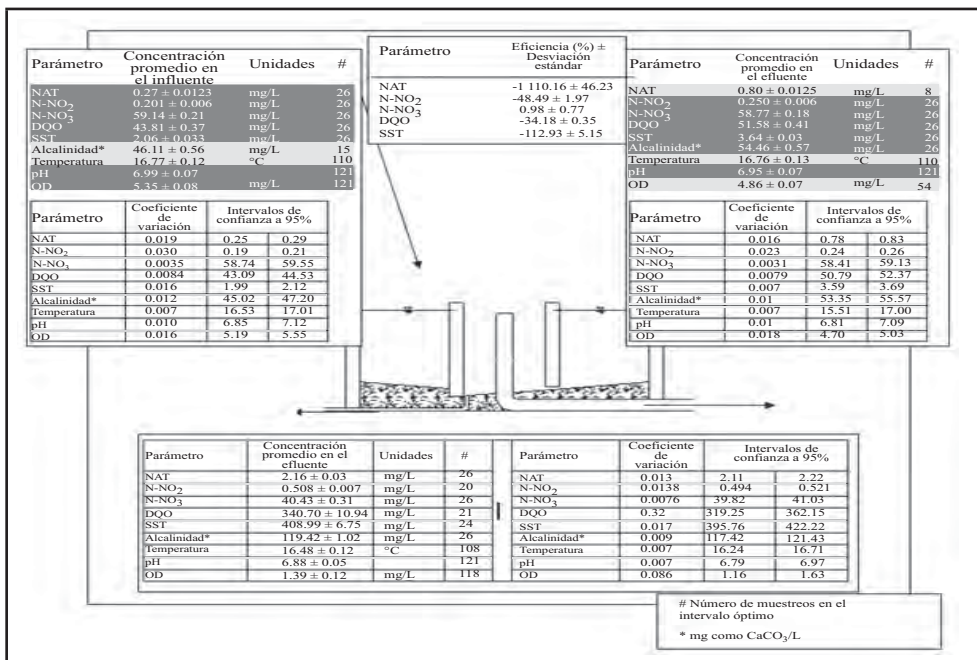
La baja eficiencia alcanzada por el sedimentador se debió a dos problemas: 1) a un error en la construcción de la unidad, ya que no se incorporó el cono concentrador de los lodos y; 2) purga de lodos realizada cada 24 h, pues los sólidos en contacto con el agua se fraccionaban por lo que el flujo de agua los arrastraba a las siguientes unidades del tren de tratamiento.

En la Fig. 9.10 se muestran las concentraciones de entrada al estanque, salida del sedimentador y purga de lodos, así como, la eficiencia general de la unidad combinada. La purga de lodos en el estanque requirió que se extrajeran aproximadamente 265 L diarios de agua, éstos alcanzaban una concentración promedio de 408.99 ± 6.75 mg/L de SST.

De los valores promedios determinados, la concentración de nitratos en la purga de lodos es menor tanto en la entrada del estanque como a la salida del sedimentador. El OD llegó, en la purga de lodos, a 1.39 ± 0.12 mg/L considerando la zona de lodos en el sedimentador anaerobia por lo que el proceso de desnitrificación podría ocurrir (Grady *et al.*, 1999).

Como se puede observar en la Fig. 9.10, la acumulación de sólidos en cualquier unidad del tren de tratamiento hace que los parámetros limitantes alcancen concentraciones que incluso son letales para la trucha, por lo que se reitera la importancia de remover los sólidos del sistema lo más rápido posible.

Fig. 9.10 Comportamiento de las concentraciones y eficiencia de remoción de los diferentes parámetros en el estanque – sedimentador.



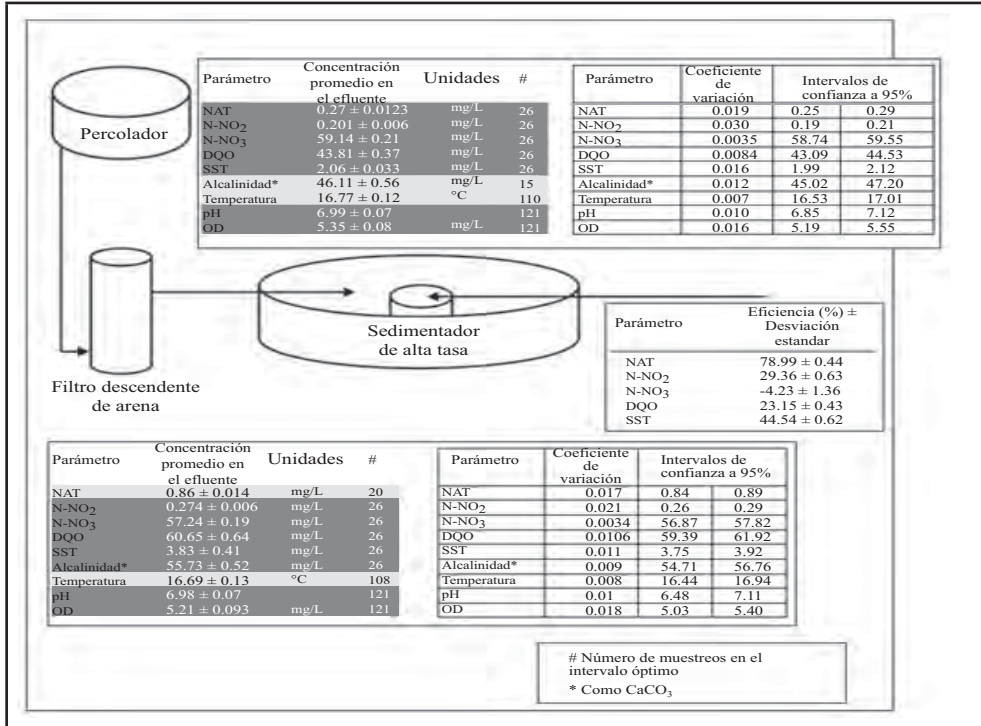
Fuente: elaboración propia.

Eficiencia general

Tomando en cuenta al tren de tratamiento como un sistema integral, la eficiencia del mismo fue aceptable para permitir el cultivo de la trucha arcoíris hasta una densidad de 28.73 kg/m³ y a un peso promedio de 472.31 ± 66.78 g. Obteniendo una eficiencia de remoción general de nitrógeno amoniacal total mayor a la reportada por García-Pulido (2008) que fue de 66 %.

En la Fig. 9.11 se puede observar la eficiencia en general del tren de tratamiento para los parámetros limitantes al cultivo de trucha, así como las concentraciones de los mismos a la entrada y salida del sistema. De manera general, la concentración de los parámetros se encontró dentro de los intervalos óptimos para el cultivo con excepción de la alcalinidad y la temperatura.

Fig. 9.11 Comportamiento de las concentraciones y eficiencias de remoción de los diferentes parámetros en el tren de tratamiento.



Parámetros como la alcalinidad, aunque se encontró aceptable para el cultivo de la trucha, no alcanzó valores recomendados para el proceso de nitrificación (Timmons *et al.*, 2009; Eding *et al.*, 2006). La concentración de este parámetro fue la suficiente para llevar a cabo la nitrificación debido a las concentraciones bajas de N-NH₃ encontradas en el percolador y filtro de arena. Es importante controlar el acondicionamiento del agua de lluvia debido a que la concentración de alcalinidad fue difícil de acotar a niveles constantes dentro del sistema, dado el consumo de éste en la nitrificación, la mitigación de ácidos minerales y alto contenido de N-NO₃⁻ que produce acidez iónica. Adicionalmente se recata que la temperatura fue otro parámetro que siempre se mantuvo por encima del rango óptimo para el cultivo. Sin embargo, el desarrollo de los organismos fue aceptable y mejor de lo reportado por García-Pulido (2008), Ingram *et al.* (2002) y Klontz (1991).

Conclusiones

El sistema de recirculación acuícola utilizado en esta investigación tuvo un desempeño aceptable para el cultivo de la trucha arcoíris, específicamente el tren de tratamiento y sus unidades de proceso (sedimentador, biofiltro y filtro de arena) presentaron una eficiencia apropiada para adecuar el agua residual acuícola al objetivo del mismo, es decir, para permitir el cultivo de los organismos acuáticos.

En un SRA es necesario controlar en niveles bajos la concentración del nitrógeno amoniacal total, de tal manera que no sea tóxico para los organismos acuáticos, en particular la generación de NAT en el SRA fue, en el estanque de 107.18 g N-NH₃/d (218.78 %), del cual el biofiltro removió 25.40 g N-NH₃/d (17.50 %), el filtro de arena descendente 70.76 g N-NH₃/d (59.09 %). En general la tasa de remoción fue de 96.08 g N-NH₃/d (66.23 %). Consecuencia de estos niveles de remoción alcanzados fue un crecimiento arriba de lo normal en la región centro del país (4 g/d).

Otra especie nitrogenada importante son los nitritos (N-NO₂⁻), a niveles muy bajos se vuelven tóxicos a los peces, la tasa de generación de nitritos fue de 8.71 (18.18 %) y 13.27 (36.38 %) g N-NO₂⁻/d en el percolador y estanque, respectivamente. En el filtro de arena se obtuvo una tasa de remoción de 20.14 g N-NO₂⁻/d (35.58 %), de manera general la tasa de remoción de este parámetro en el sistema fue de 8.87 g N-NO₂⁻/d (19.56 %).

En cuanto a la materia orgánica se encontró que la eficiencia para la remoción de DQO fueron de 484.44 (5.42 %), 506.22 (5.99 %) y 1,404.63 (15.02 %) g de DQO/d para el percolador, el filtro de arena y de manera general respectivamente.

Por último, la generación de los SST en el filtro percolador fue de 19.96 g de SST/d (3.04 %), el estanque de 361.66 g SST/d (96.76 %). La unidad del tren de tratamiento que removió los sólidos fue el filtro de arena (303 g de SST/d; 44.77 %). De manera general la tasa de remoción de sólidos suspendidos totales fue de 286.31 g SST/d (43.38 %).

La eficiencia del tren de tratamiento conservó dentro de los intervalos adecuados las concentraciones de las diferentes especies nitrogenadas, la materia orgánica y los sólidos suspendidos, de tal manera que el cultivo de trucha arcoíris se desarrolla apropiadamente en el SRA. La evaluación positiva de esta tecnología nos lleva a dar un paso más hacia la transferencia de la misma al sector productivo, de tal manera que este sector cuente con equipos y procesos que le permitan realizar su actividad de manera sustentable, manejando de manera adecuada el recurso agua en la acuicultura.

Referencias

- Atwood H., J. Bruce, L. Sixt, R. Kegl, A. Stokes y C. Browdy,(2005), “Intensive zero exchange systems incorporation of filtration technologies to improve survival and growth” en *International journal of recirculating aquaculture*. 6: 49 – 64.
- Bonvendeur J.,(1989), “Fixed biofilm reactors applied to wastewater treatment and aquacultural water recirculating systems” Wageningen University. Holanda. 133p.
- Cánepa V. L.,(1992), “Filtración lenta, Manual 1: Teoría y evaluación” CEPIS. Perú. 104p.
- Colt J.,(2006), “Water quality requirements for reuse systems” en *Aquacultural engineering*. 34: 143 – 156.
- Colt J., J. Lamoureux, R. Patterson y G. Rogers,(2006), “Reporting standards for biofilter performance studies” en *Aquacultural engineering*. 34: 377 – 388.
- Díaz – Delgado. C., D. García – Pulido, C. Solís – Morelos, (2000), “Water supply in small rural communities: system of rainfall collection – treatment” en *Ciencia Ergo Sum*.7:129 – 133.
- Drennan D., K. Hosler, M. Francis, D. Weaver, E. Aneshansley, G. Beckman, C. Johnson y C. Cristina, (2006), “Standardized evaluation and rating of biofilters II. Manufacturer’s and user’s perspective” en *Aquacultural engineering*. 34: 403 – 416.
- Eding E., A. Kamstra, J. Verreth, E. Huisman y A. klapwijk, (2006), “Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review” en *Aquacultural engineering*. 34: 234 – 260.
- Gallego-Alarcón I.,(2011), “Evaluación y modelación de un tren de tratamiento de agua residual acuícola con recirculación del cultivo de trucha arcoíris alimentado por cosecha pluvial”. Tesis doctoral. UAEM. México. 155p.
- Gallego-Alarcón I.,(2004), “Diseño y evaluación de un sistema prototipo para el tratamiento de agua residual acuícola con reuso de agua en el cultivo de *Oncorhynchus mykiss* en la fase alevín – juvenil” Tesis de maestría. CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM. México. 111p.
- García – Pulido D., I. Gallego – Alarcón, C. Díaz – Delgado, C. Fall y C. Burrola – Aguilar,(2011), “Evaluación de un sistema de recirculación y acondicionamiento de agua en truticultura” en *Tecnología y Ciencias del Agua*. 2:83-96.
- García-Pulido D.,(2008), “Evaluación de un sistema prototipo integral de cultivo de trucha con tratamiento y reciclado del efluente” Tesis de Doctorado. CIRA. Facultad de Ingeniería. UAEM. México 164p.

- García C. M., (2010), “Evaluación de especies nitrogenadas en agua de pozos aledaños a panteones”. Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. CIRA. UAEM.
- Hafedh Y., A. Alam y M. Alam, (2003), “Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*)” en *Aquacultural engineering*. 29: 139 – 154.
- Ingram B. A., L. McKinnon y G. Gooley, (2002), “Growth and survival of selected aquatic animals in two saline groundwater evaporation basins: an Australian case study” en *Aquaculture Research*. 33: 425 – 436.
- Klontz W.G., (1991), “Producción de trucha arcoíris en granjas familiares”. Universidad de Idaho. USA. 88pp.
- Lohr S. L., (2000), Muestreo: Diseño y analisis. International Thomson Editores. México. 480p.
- Loyless J. C. y R. Malone, (1997), “A Sodium Bicarbonate Dosing Methodology for pH Management in Freshwater-Recirculating Aquaculture Systems” en *The Progressive Fish-Culturist* 59:198-205.
- Maillard V., G. Boardman, J. Nayland y D. Kuhn, (2006), “Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms” en *Aquacultural engineering*. 33: 271 – 284
- Malone R. y T. Pfeiffer, (2006), “Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems” en *Aquacultural engineering*. 34: 389 – 402.
- Metcalf y Eddy (1991), “Wastewater Engineering, treatment, disposal, reuse” Metcalf & Eddy. McGraw Hill. USA. 1334pp.
- Montagne M., (2006), “Two warm – water recirculating hatcheries used for propagation of endangered species in the upper Colorado river drainage system” en *International journal of recirculating aquaculture*. 7: 43 – 52.
- Patterson R. y K. Watts, (2003), “Micro-particles in recirculating aquaculture systems: particle size analysis of culture water from a commercial Atlantic salmon site” en *Aquacultural engineering*. 28:99 – 113.
- Sharrer M., Y. Tal, D. Ferrier, J. Hankins y S. Summerfelt, (2007), “Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system” en *Aquacultural engineering*. 36: 159 – 176.
- Simonel S., G. Boardman, B. Watten y B. Brazil, (2002), “Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with a plastic bead medium” en *Aquacultural Engineering* 26: 41–59.
- Summerfelt S., G. Wilton, D. Roberts, T. Rimmer y K. Fonkalsrud, (2004), “Developments in recirculating systems for Arctic char culture in North America” en *Aquacultural engineering*. 30: 31 – 71.

- Russo C.R., R.V. Thurston., (1991), “Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes” en *Aquaculture and Water Quality* 3:58 – 89.
- Tilley D., H. Badrinarayanan, R. Rosati y J. Son, (2002), “Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture” en *Aquacultural engineering*. 26: 81 – 109.
- Timmons M. B., J. Ebeling, S. Summerfelt, F. Wheaton y B. Vinci, (2002), “Recirculating aquaculture systems”. Cayuga Aqua Ventures. USA. 769p.
- Timmons M. B., J. M. Ebeling y R.H. Piedrahita. (2009), “Acuicultura en sistemas de recirculación” LLC Edición. USA. Cayuga Aqua Ventures. 959 pp.
- Trujillo E. y V. Martínez, (2005), “Uso del sistema informático AgrInc 2.0 para determinar el carácter corrosivo e incrustante del agua en catorce fuentes de abastecimiento del Estado de México” en *Informe Técnico 01-05*. Facultad de Ingeniería. UAEM.

Evaluación de la colmatación de un sistema de infiltración percolación como tratamiento secundario: un caso de estudio

M. Lucero^{1,2}, M. Folch², E. Huertas², M. Salgot²

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Universidad de Barcelona, España

Resumen

El uso de tecnologías no convencionales para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas comunidades se encuentra en una fase de estabilización en la comunidad autónoma de Cataluña (España), debido a las ventajas asociadas a estos tipos de tratamientos (bajo costo de construcción, bajos requerimientos energéticos, fácil gestión, entre otros). Este estudio presenta la experiencia realizada en la población de Els Hostalets de Pierola que trata sus aguas residuales mediante la infiltración-percolación modificada. Durante el periodo de investigación, en la población se incremento el número de habitantes, de 1200 h. e. (habitante equivalente) en un inicio a 2400 h. e. al final del estudio, lo que ha supuesto un aumento de la carga hidráulica a tratar y se detectan cambios en la calidad del influente y en el material que constituyen estos sistemas (arena aportada). Los resultados relativos a la infiltración-percolación modificada muestran que el aumento de la carga hidráulica supone la disminución del porcentaje de nitrificación del sistema y desciende la capacidad de desinfección. En este estudio se analiza la influencia del aumento de la carga hidráulica y carga contaminante del influente a tratar sobre los rendimientos de depuración y la posible colmatación del sistema.

Palabras claves:

- infiltración percolación,
- tecnología no convencional,
- agua residual,
- colmatación.

Introducción

La infiltración-percolación modificada (IPm) se clasifica como tecnología blanda y dentro de los sistemas edáficos complejos, ya que utiliza suelos naturales o aportados como medio de depuración. La IPm es un proceso de depuración aerobio, que consiste en infiltrar aguas residuales urbanas previamente decantadas o efluentes secundarios, a razón de algunos centenares de litros por metro cuadrado y por día, a través de un espesor de arena aportada (Folch, 1997).

La IPm ha sido objeto de una serie de mejoras con respecto a la estandarización del tamaño del material filtrante, al reparto de los efluentes en la superficie de infiltración y al régimen de los aportes. Estos avances se han ido produciendo a medida que se han ido desarrollando los fundamentos teóricos de la técnica y ésta ha ido perdiendo su carácter empírico inicial (Brissaud, 1993).

En las primeras instalaciones de IPm, el material de relleno fue material procedente del cauce de un río sin clasificarlo por tamaño, pero no se obtuvieron resultados adecuados. En desarrollos posteriores, se llegó a la conclusión de que el mejor material era la arena de entre 0,2 y 1 mm de diámetro equivalente, tamaño luego extendido a 2 mm para algunos casos concretos. En la Tabla 10.1 se muestran las características ya consensuadas del material aportado.

Tabla 10.1 Características de la arena de las IPm.

<i>Tipo de arena</i>	<i>Silíceo, u otro tipo de arena resistente a la abrasión y a la acción química del agua</i>
Lavado de la arena	Sí
d10	Entre 0,25 y 0,40 mm
CU (d60/d10)	Entre 3 y 6
Porcentaje de finos	Inferior al 3%
Espesor del lecho filtrante*	80 a 150-200 cm

* Dependerá del nivel de desinfección esperado.

Fuente: Liénard *et al.* (2001); Salgot y Torrens (2008).

En cuanto a la aplicación del agua al lecho filtrante, uno de los problemas iniciales fue conseguir un reparto homogéneo en todo el sistema. Las primeras instalaciones tenían uno o, como mucho, dos puntos de aplicación en uno de los extremos, lo que causaba desigualdades de aplicación y que en las cercanías del punto de vertido aparecieran caminos preferenciales de infiltración y encharcamientos. Como consecuencia, se producían colmataciones puntuales y pérdidas de capacidad total de depuración. En sistemas posteriores se recurrió a aplicaciones longitudinales, que mejoraron el reparto pero se demostraron insuficientes para homogeneizar el volumen de efluente aplicado en cada punto concreto (Brissaud *et al.*, 1991).

La IPm llegó a España en 1991 y se introdujeron por primera vez otras mejoras en la aplicación. Por una parte se utilizó un pivote de riego por aspersión para el reparto del agua en superficie y por otra se implantó césped en la zona de infiltración. Con esto, se consiguió una entrada del agua en toda la superficie, lo que asegura a efectos prácticos un reparto homogéneo en toda la superficie filtrante; a lo que ayuda el césped. El último desarrollo en este sentido es el uso de sistemas de aplicación subsuperficial empleando líneas de goteros. En otro sentido, y para asegurar la renovación de aire en el interior del lecho de filtración se comenzaron a situar en el filtro sistemas internos de aireación. Los primeros ensayos se habían realizado en el Grau du Roi (Brissaud *et al.*, 1991) y luego se implantaron en las instalaciones españolas.

La primera planta de demostración en España se construyó entre 1991 y 1992 en la depuradora de Vall-Llobrega (Girona), a ésta siguieron la de Sant Lluís (Menorca) y la de Piera (Barcelona); actualmente también se encuentran instalaciones en Torrevieja (Alicante), Hostalets de Pierola (Barcelona) y Bétera (Valencia), además de una segunda unidad en Sant Lluís. En la Tabla 10.2 se presenta una relación de los sistemas IPm en España, la mayoría de ellos como sistemas terciarios de tratamiento.

Tabla 10.2 EDARs con IPm en España.

<i>EDAR</i>	<i>Comunidad</i>	<i>Año de inicio de operación</i>	<i>Superficie útil (m²)</i>	<i>Efluente aplicado</i>	<i>Capacidad (m³/d)</i>
Bétera	Valencia	2006	103	Secundario	71
Palamós	Cataluña	1992	575	Secundario	300
Piera	Cataluña	1996	428	Secundario	220
Sant Lluís I	Menorca	1994	1254	Secundario	630
Sant Lluís II	Menorca	2003	4955	Secundario	2300
Torrevieja I	Valencia	1998	1455	Secundario	730
Torrevieja II	Valencia	2002	2139	Secundario	1100
Elda	Valencia	1998	4712	Secundario	2400

Els Hostalets de Pierola	Cataluña	1998	875	Primario	250
El Biar	Valencia	1999	180	Secundario	90
El Rincón de la Bonanza	Valencia	1999	1400	Secundario	700
Ojos de Garza	Islas Canarias	2001	370	Secundario	200

Fuente: Modificada de Brissaud, *et al.* (2007).

La característica diferencial de la IPm respecto a otros sistemas similares, es que se distribuye el agua a depurar en varias “dosis” a lo largo del día. Los primeros sistemas americanos tenían un modelo de aplicación basado en un único aporte, que se infiltraba en un tiempo que no solía ser inferior a varias semanas. El área de infiltración debía dejarse en reposo durante un tiempo prolongado. El sistema era casi completamente anaerobio. Posteriormente, y ya en Europa, a fin de trabajar con un sistema aerobio, se diseñó un reparto secuencial del efluente. Se trataba de distribuir un cierto volumen por unidad de superficie en varias aplicaciones a lo largo de un tiempo determinado.

La aplicación de efluente con un modelo como el descrito debe permitir el desarrollo de un cultivo bacteriano específico sobre la base de filtración, en este caso arena calibrada. En la actualidad, la IPm se puede definir como un proceso de película microbiana, aerobio, secuencial o discontinuo, y que adicionalmente ofrece características de filtro.

El sistema, poroso por definición, actúa sobre la carga contaminante del agua mediante tres mecanismos básicos:

- a) filtración superficial.
- b) oxidación biológica.
- c) desinfección.

La Tabla 10.3 muestra los componentes del agua residual a eliminar y los mecanismos principales de modificación/eliminación en los sistemas de infiltración-percolación (Folch, 1997).

Tabla 10.3 Mecanismos de depuración en el sistema de infiltración percolación.

<i>Componente del agua residual</i>	<i>Mecanismo de eliminación</i>
Sólidos en suspensión (SS)	Sedimentación filtración
Demanda química de oxígeno disuelta(DQOD)	Oxidación biológica
Demanda química de oxígeno particulada (DQOP)	Filtración
Nitrógeno	Sedimentación filtración Oxidación química del nitrógeno orgánico y amoniacal

EVALUACIÓN DE LA COLMATACIÓN DE UN SISTEMA DE INFILTRACIÓN PERCOLACIÓN

Patógenos	Sedimentación Filtración Radiación UV Depredación microbiana Adsorción
Metales	No se conoce acción

Fuente: Folch, 1997.

Las ventajas y limitaciones del sistema de infiltración percolación se muestran en la Tabla 10.4.

Tabla 10.4 Ventajas y/o inconvenientes de la infiltración percolación.

<i>Ventajas</i>	<i>Inconvenientes y/o limitaciones</i>
Proporciona un efluente de excelente calidad en cuanto a materia orgánica y sólidos en suspensión.	Necesidades de terreno mayores que los sistemas convencionales.
Nitrificación casi total. Desinfección excelente, si se dimensiona correctamente.	Si hay dificultad para encontrar el material del medio filtrante cerca del lugar de instalación, puede representar un aumento muy importante de los costes de construcción.
Bajos o nulos requerimientos energéticos.	Necesita de una decantación primaria eficaz
Necesita poco personal de mantenimiento.	Adaptación limitada a las sobrecargas hidráulicas.
Explotación simple.	Sensible a heladas persistentes ya que pueden comprometer, entre otros, el funcionamiento hidráulico del sistema.
Precio de construcción moderado.	Indispensable el control de los periodos de reposo y alimentación.

Fuente: Salgot y Torrens (2008).

Colmatación en los sistemas de infiltración percolación

La infiltración-percolación modificada trabaja con una biopelícula adherida a los granulos de arena que, en gran parte, es la responsable de los buenos rendimientos asociados a este sistema. Sin embargo, hay que garantizar una gestión adecuada para asegurar el funcionamiento correcto del filtro que, entre otras acciones, supone el control de la fase de crecimiento logarítmico de los microorganismos (Bancolé *et al.*, 2003).

El exceso de crecimiento biológico interno a la infiltración-percolación modificada se caracteriza por generar una capa impermeable, de color negro, y es en este momento cuando aparecen zonas anaerobias (Bancolé *et al.*, 2003). Para controlar

estos procesos se hace necesario aumentar los periodos de descanso (incrementar el tiempo establecido entre cada ciclo de aplicación-inundación).

La infiltración-percolación modificada puede presentar también colmatación superficial o colmatación por sólidos en suspensión como consecuencia de la deposición de sólidos en suspensión y materia orgánica particulada en la superficie del filtro (Van Cuyk *et al.*, 2001; Ausland *et al.*, 2002). A pesar de no ser un fenómeno que se relacione directamente con el desarrollo de la biopelícula, este tipo de cubierta (superficial) afecta la composición de las especies de microorganismos instaurados en el lecho filtrante. Este fenómeno reduce la porosidad del lecho en la superficie; por lo tanto aumenta el tiempo de infiltración del agua aplicada, e incluso, puede dar lugar a la aparición de condiciones anaerobias en el interior del filtro, puesto que no se garantiza el flujo pistón; en otras palabras, la entrada de oxígeno en el interior del sistema no está asegurada y puede disminuir o desaparecer.

La Tabla 10.5 muestra los mecanismos principales de la colmatación en los sistemas de infiltración-percolación.

Tabla 10.5 Los mecanismos de colmatación debidos a fenómenos físicos, químicos y biológicos.

<i>Fenómenos</i>	<i>Mecanismo</i>
Física	Retención de SS (partículas coloidales, intermedias y grandes)
Química	Las reacciones químicas promueven la precipitación de los minerales
Biológica	Acumulación de microorganismos Producción de polímeros extracelulares Retención de los productos gaseosos

Fuente: (Folch, 1997).

El tipo de agua a tratar influye de manera directa en la gestión de la infiltración-percolación modificada.

En los párrafos anteriores se hizo una descripción detallada de la infiltración percolación, de las características de la arena a utilizar, de los mecanismos de depuración en el sistema y de las ventajas e inconvenientes de la misma, así como de los mecanismos de colmatación, lo anterior con la finalidad de conocer la teoría del sistema con el cual se trabajo. El sistema en estudio se alimento con un efluente primario desde 1999, por lo que en este estudio se analiza la influencia del aumento de la carga hidráulica y carga contaminante del influente a tratar sobre los rendimientos de depuración y la posible colmatación del sistema.

Material y métodos

El presente trabajo se desarrollo en la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Els Hostalets de Pierola la cual se construyó en el año 1999 con el objetivo de tratar las aguas residuales generadas por una población estable de 1200 h. e. La EDAR consta de un pretratamiento seguido de decantación primaria a través de un tanque Imhoff y tanque de homogenización. El agua procedente del tanque de homogeneización se distribuye a dos biofiltros (IPm) que alternan periodos de funcionamiento con periodos de reposo (o secado).

Los lechos filtrantes presentan una superficie de 875 m² dividido en 7 sectores y una profundidad de 1,5 m de arena calibrada, las características de la arena se definen en la Tabla 10.6. Bajo esta capa se encuentra el sistema de drenaje del agua depurada formado por un conjunto de colectores de polietileno, flexibles y perforados. Este sistema de drenaje va situado en el interior de una capa de grava de 0,3 m, el diámetro de la grava esta de entre 20 y 40 mm. Entre la capa de drenaje y la de la arena, se encuentra una capa de transición de 0,2 m de espesor, con grava de entre 8 y 20 mm de diámetro. Bajo la capa de drenaje se dispone de una lámina de polietileno flexible impermeabilizante de 1,5 mm de grosor, con el fin de evitar infiltraciones al terreno. Esta lámina se protege interior y exteriormente con una tela geotextil de 150 g/m². Además, el sistema consta de un sistema de aireación pasiva (mediante tubería perforada) que permite la entrada de aire desde la superficie del filtro hacia el interior del mismo (profundidad de 0,90 m). El efluente obtenido del sistema IPm se recoge en el fondo del lecho filtrante mediante un tubo de drenaje que conduce el agua a un depósito, desde donde se vierte al medio receptor.

Tabla 10.6 Características de la arena

Características de la arena	
Tipo de arena	Sílice o otras arenas resistentes a la abrasión
Lavada	Sí
d10	0,32-0,50 mm
CU (d60/d10)	3,12
Contenido de finos	Inferior al 3 %

Fuente: Lucero, *et al.* 2010.

La alimentación de los lechos se realiza mediante emisores instalados en un pivote de riego. El sistema de distribución de éstos está provisto de 22 palas espaciadas regularmente de tal manera que se asegura la distribución uniforme del agua sobre la superficie del filtro. La carga hidráulica diaria a tratar se aplica por lotes en 5 sectores,

mientras que dos de ellos descansan, con la finalidad de controlar el crecimiento de la biopelícula formada (reactor biológico) y que es la responsable de la depuración.

Las características técnicas de los biofiltros se muestran en la Tabla 10.7, La diferencia entre uno y otro es el tipo de drenaje, en la IP1 es central y en la IP2 es radial.

Tabla 10.7 Características de los biofiltros

	<i>IPm</i>
Superficie total (m ²)	875
Diámetro (m)	34
Vegetación en superficie	No
Sectores (número)	7
Impermeabilización	Sí, con geotextil
Profundidad de la capa de arena (m)	1,50
Profundidad de la capa de grava (cm)	
Diámetro 8-20 mm	20
Diámetro 20-40 mm	30
Elementos de aplicación de agua residual en superficie	22
Tiempo de rotación del pivote de riego (min)	30
Funcionamiento	Discontinuo
Aireación adicional (pasiva)	Sí
Formación de aerosoles	No
Capacidad de tratamiento (m ³ /d)	250
Sistema de evacuación del efluente	Sí
TRH teórico (d)	2,3
Medida del efluente evacuado	Sí
Conexión a un sistema informático	Sí

Fuente: Huertas, 2001

Durante el período de estudio comprendido entre 1999-2000 y 2006-2008 se realizó una toma de muestras semanal del efluente primario (influyente IPm) y efluentes procedentes de la IPm. Los parámetros analizados fueron pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos, DQO, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ (parámetros físico-químicos); coliformes fecales, *E. coli* (indicador bacteriano). Todos estos parámetros fueron analizados siguiendo las directrices que fija el Standard Methods (APHA, 2005) y Colifagos Somáticos (indicador viral) ISO 10705-2 (2000).

Asimismo se realizó un estudio de colmatación en las IPm. En la IP1 (28/05/2007) y en la IP2 (23/06/2008) se analizó en el lecho filtrante la gravimetría, la materia orgánica total y la humedad de la arena en los primeros 50 cm.

El análisis gravimétrico se realizó de acuerdo a lo publicado por la Agence de l'eau Seine-Normandie (1992), la materia orgánica total y la humedad a los métodos publicados por Porta *et al.*, (1992)

La EDAR en estudio depuro en 1999-2000 el agua residual que genero una población de 1.200 h. e., y en el periodo de 2006-2008 la de una población de 2.400 h. e.

Los caudales aplicados a los sistemas de infiltración-percolación variaron en 1999-2000 de 43,1-71,5 m³/día por biofiltro, en 2006-2008 el caudal promedio con desviación estándar fue de 70±36 y 88±36 m³/día, para la IP1 y la IP2, respectivamente.

Resultados y discusión

Durante el periodo de estudio se constataron cambios importantes relativos al caudal a tratar y a la calidad del influente que recibe la planta de tratamiento. Esta variabilidad se debe fundamentalmente a dos aspectos: i) crecimiento de la población (se ha pasado de 1200 h. e. en el año 1999 a 2400 h. e. en el año 2008); ii) obligatoriedad de controlar los vertidos procedentes de pequeñas industrias alimentarias previamente a su evacuación al sistema sanitario municipal. Por lo que respecta al incremento de la población, la IPm ha aumentado el caudal a tratar, para cada uno de los biofiltros en el periodo 1999-2000 se trató un caudal mínimo de 43,1 m³/día que corresponde a una carga hidráulica de 0,049 m/día y un máximo de 71,5 m³/día que corresponde a una carga hidráulica de 0,082 m/día; durante el periodo 2006-2008 el caudal mínimo tratado fue de 55,17 m³/día (CH 0,063 m/día) y un máximo de 159 m³/día (CH 0,182 m/día).

En la Tabla 10.8 se muestran los resultados fisicoquímicos y microbiológicos obtenidos a lo largo de los periodos estudiados 1999-2000 y 2006-2008.

En cuanto a la calidad del efluente a tratar por la EDAR se ha visto mejorada atendiendo a la implementación de los planes de saneamiento municipales que incluía la obligatoriedad de control de vertido, las cargas orgánicas del influente aplicado al sistema de IPm se redujeron en un 25,7%. Asimismo, la concentración de sólidos en suspensión disminuyo un 17,0%. La falta de homogeneidad relativa a las calidades del influente entre ambos periodos de estudio, ha supuesto una gran variabilidad de las características del efluente por lo que respecta a los parámetros DQO y sólidos en suspensión. No obstante, se advierten diferencias destacables relacionadas con la concentración de las formas nitrogenadas (amonio y nitratos), coliformes fecales y colifagos en el agua residual tratada. Durante el periodo 2006-2008, el sistema reduce su capacidad de transformación de las formas nitrogenadas del agua residual, la capacidad de nitrifica-

ción se disminuye mientras que la desinfección (valorada a partir de la eliminación de coliformes fecales) decae en 1 Ulog/100ml.

Tabla 10.8 Resultados de 1999-2000 y de 2006-2008 de las IPm como tratamiento secundario en la EDAR en estudio.

Parámetro	1999 – 2000* (1.200 h. e. =56 m3/d)			2006 – 2008** (2.400 h. e. =79±37 m3/d)		
	Influyente	Efluente	Reducción % ó Ulog	Influyente	Efluente	Reducción % ó Ulog
SS (mg/L)	206,4±118,4	2,6±2,4	92 – 100 (99)	184,4±56,4	15,4±11,4	67 – 100 (92)
DQO (mg O2/L)	748,3±377,4	97,8±33,9	74 – 96 (87)	556,1±148,3	83,7±55,0	60 – 97 (85)
N-NH4+ (mg/L)	55,1±11,7	9,3±9,1	37 – 100 (83)	56,5±12,4	28,5±17,2	7 – 99 (53)
N-NO3- (mg/L)	0,8±0,8	30,0±13,2	+	0,7±0,7	9,5±12,8	+
Coliformes fecales (Ulog/100 mL)	7,3±0,3	3,7±1,1	1,0 – 6,5 (3,5)	7,0±0,2	4,8±0,8	0,4 - 4,2 (2,1)
E. coli (Ulog/100 mL)	-	-	-	6,9±0,3	4,5±0,8	0,6 – 5,6 (2,4)
Colifagos somáticos (Ulog/100 mL)	6,7±0,6	4,3±0,7	0,3 – 4,5 (2,4)	5,9±0,7	3,4±0,9	0,3 – 4,9 (2,5)

*Huertas, E. (2001); ** Lucero, *et al* (2010); Censo 2006, 2007 y 2008 INE; - No analizado; + No aplica; ± desviación estándar. () Valor medio en % de eficiencia.

Diversos estudios (Brissaud *et al.*,1999; Brissaud *et al.*, 2003) demuestran que la eliminación de coliformes fecales en la IPm depende del fraccionamiento de la carga hidráulica diaria cuando no existen diferencias entre las cargas hidráulicas aplicadas. De modo que el incremento de este parámetro supone la reducción del tiempo de retención hidráulico que se traduce en una menor eliminación de este indicador bacteriano.

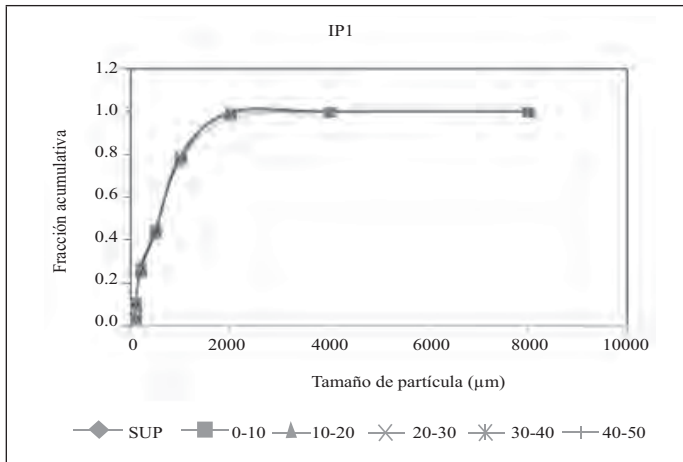
Atendiendo al descenso de reducción se procedió hacer un análisis del lecho filtrante, analizando la gravimetría de la arena, la materia orgánica total y la humedad en los primeros 50 cm de las dos IPm (IP1: 28/05/2007; IP2 23/06/2008).

En mayo de 2007 que se realizó un muestreo de arena en la IP1. Se excavaron 5 catas, en los sectores 2, 5 y 7. La IPm se encontraba sin recibir efluente primario desde hacía 4 días.

En la IP2, en junio de 2008, se realizó un muestreo de arena en los sectores 2, 4 y 7; se excavaron 5 catas en el filtro y de las catas se tomaron muestras de arena de la superficie y cada 10 cm hasta una profundidad de 50 cm. 6 días antes de realizar el muestreo la IP2 había dejado de ser alimentada con efluente primario.

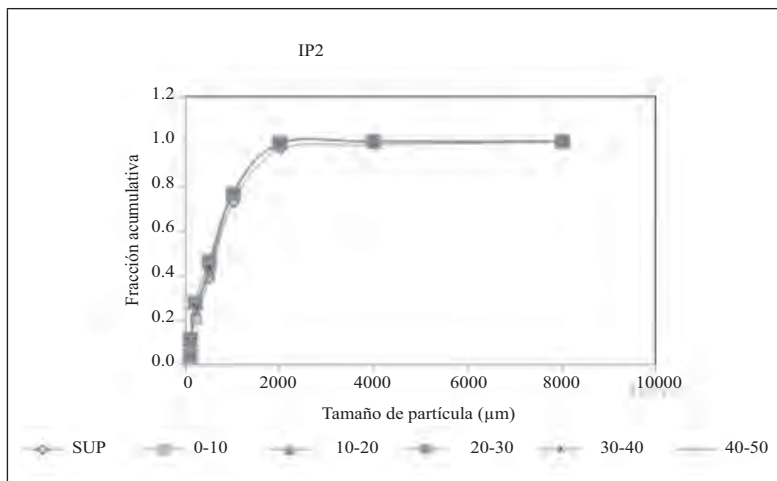
Como puede observarse en las gráficas mostradas en las Fig. 10.1 y 10.2, la granulometría del tamaño de partícula de la arena en ambas IPm fue similar. Lo anterior indica la distribución uniforme del tamaño de partícula de la arena del lecho filtrante.

Fig. 10.1 Distribución de tamaño de partícula de la arena de las catas de la IP1, donde se muestra los resultados promedio obtenidos de la fracción acumulativa de las 5 catas realizadas a diferentes profundidades en el lecho filtrante



Fuente: Lucero, 2011

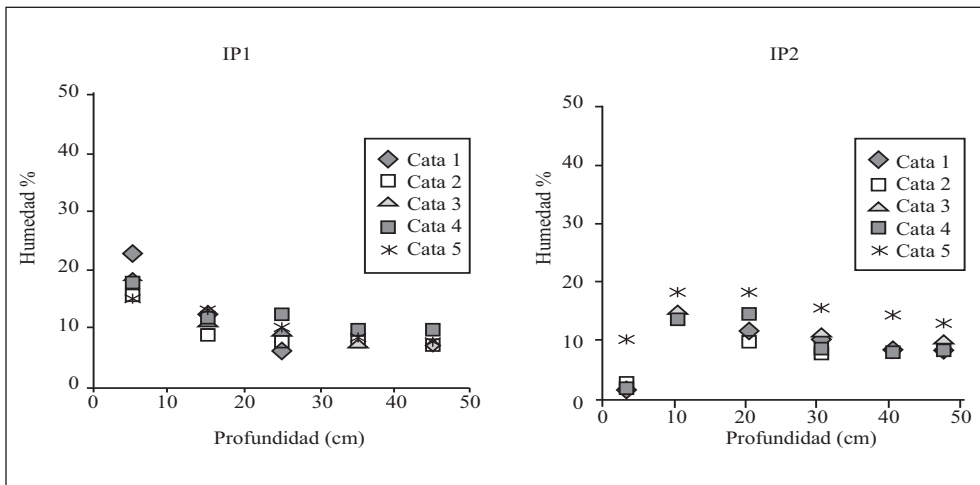
Fig. 10.2 Distribución de tamaño de partícula de la arena de las catas de la IP2, donde se muestra los resultados promedio obtenidos de la fracción acumulativa de las 5 catas realizadas a diferentes profundidades en el lecho filtrante



Fuente: Lucero, 2011.

Con relación en el porcentaje de humedad el rango es similar en ambas IPm, teniendo en consideración que el muestreo entre ambas se realizó con un año de diferencia. Cabe destacar que en la IP1 las muestras de superficie tuvieron mayor porcentaje de humedad con respecto a las muestras obtenidas en diferentes profundidades, mientras que en la IP2 la cata 5 muestra más humedad con relación a las otras catas. La retención de la humedad es un indicativo de que la arena se encuentra más compactada en ese punto lo que da lugar a la retención del agua (Fig. 10.3).

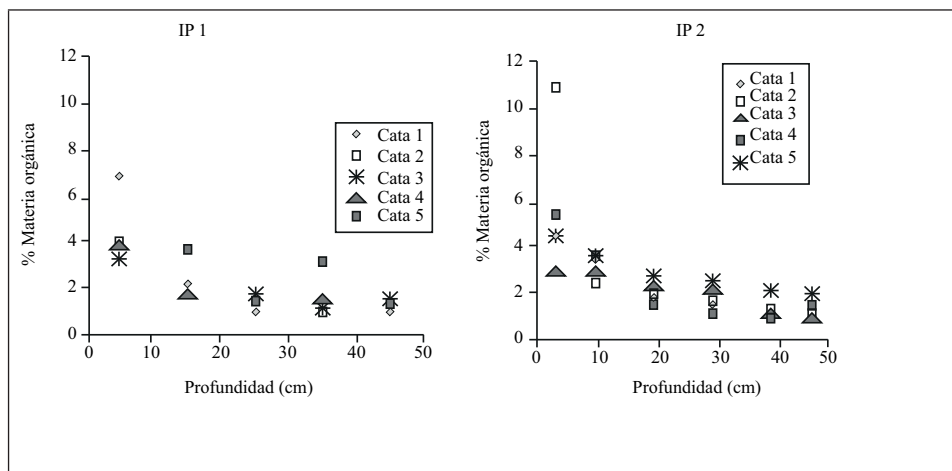
Fig. 10.3 Perfiles verticales de humedad en la IP1 (mayo 2007) y en la IP2 (junio 2008).



Fuente: Lucero, 2011.

En lo que respecta con el porcentaje de materia orgánica total el rango es similar en ambas unidades de IPm al igual que en el porcentaje de humedad. Cabe destacar que en la IP1 en la superficie se muestra mayor porcentaje de materia orgánica total con relación a las diferentes profundidades, mientras que en la IP2 es la cata 5 la que muestra mayor porcentaje. La cata 2 en la superficie muestra mayor contenido de materia orgánica total en comparación con los otros puntos de muestreo (Fig. 10.4).

Fig. 10.4 Perfiles verticales de materia orgánica total en la IP1 (mayo 2007) y en la IP2 (junio 2008).



Fuente: Lucero, 2011.

En la Tabla 10.9 se observa que existe correlación entre el porcentaje de humedad y el porcentaje de la materia orgánica total para las tres primeras catas en ambas IPm. En la cata 4 el valor del coeficiente de linealidad (R^2) es inferior a 0,7716, y en las catas 4 y 5 en la IP2 no se observa correlación.

Tabla 10.9 Ecuaciones obtenidas de la relación del % de materia orgánica y del % de humedad.

Cata	IP1 (mayo de 2007)				IP2 (junio de 2008)			
	Ecuación	R2	P	N	Ecuación	R2	p	N
<i>Relación % de la materia orgánica total y del % de la humedad</i>								
1	$y = 0,3486x - 1,4805$	0,9728	0,0019	5	$y = 0,1263x - 0,8953$	0,8133	0,0364	5
2	$y = 0,3423x - 1,478$	0,9924	0,0003	5	$y = 0,1091x - 0,6074$	0,9469	0,0053	5
3	$y = 0,2453x - 0,7705$	0,9639	0,0029	5	$y = 0,1365x - 0,9762$	0,7716	0,0499	5
4	$y = 0,2615x - 0,3435$	0,3884	0,2614	5	$y = 0,1065x - 0,6619$	0,5128	0,1737	5
5	$y = 0,2409x - 0,6581$	0,8345	0,0301	5	$y = 0,2135x - 2,2861$	0,5865	0,1312	5

R^2 Coeficiente de linealidad; p valor p; N número de datos.

Fuente. Lucero, 2011.

A continuación se muestran una serie de fotografías (Fig. 10.5 y 10.6) donde el color gris oscuro en la arena es un indicativo de la materia orgánica total que se en-

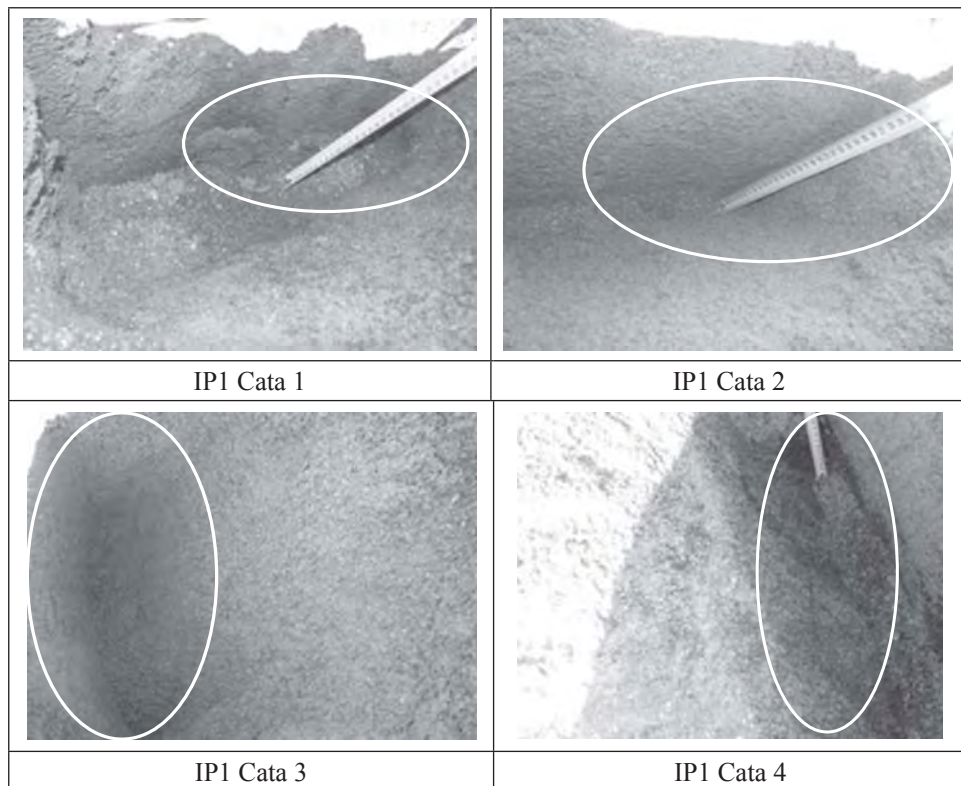
cuentra adherida a la misma (se señala con un círculo). Dependiendo de la tonalidad del gris es el grado de acumulación de la materia orgánica total.

En la IP1 la cata 1 muestra mayor acumulación de materia orgánica con relación a las catas 3 y 4, mientras que las catas 2 y 5 no muestran coloración gris. La cata 1 corresponde al centro de la IPm, donde tiende en la mayoría de las ocasiones a acumularse el efluente primario ocasionando encharcamiento.

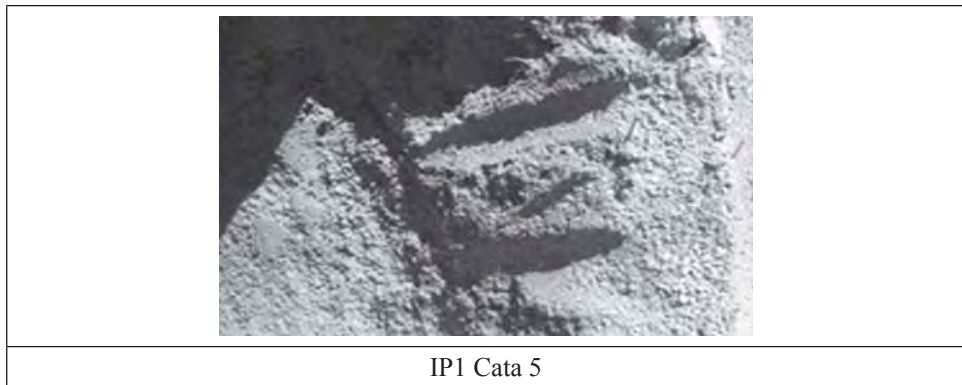
En la IP2 las catas 1, 2 y 3 muestran menor acumulación de materia orgánica con relación a las catas 4 y 5.

Al comparar los resultados de las gráficas de materia orgánica con las fotografías difieren porque la observación de las fotografías se hace de manera general y en la gráfica los resultados se indican por estratos a diferentes profundidades.

Fig. 10.5 Excavación de las catas en la IP1, donde se muestra el grado de saturación de la arena, por la materia orgánica total.

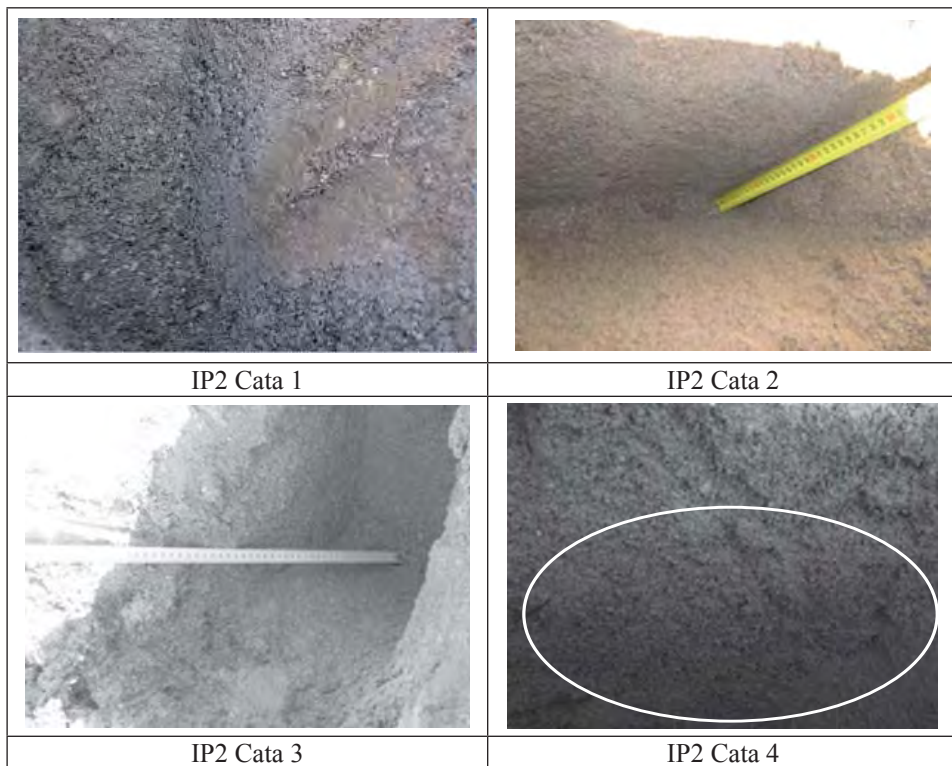


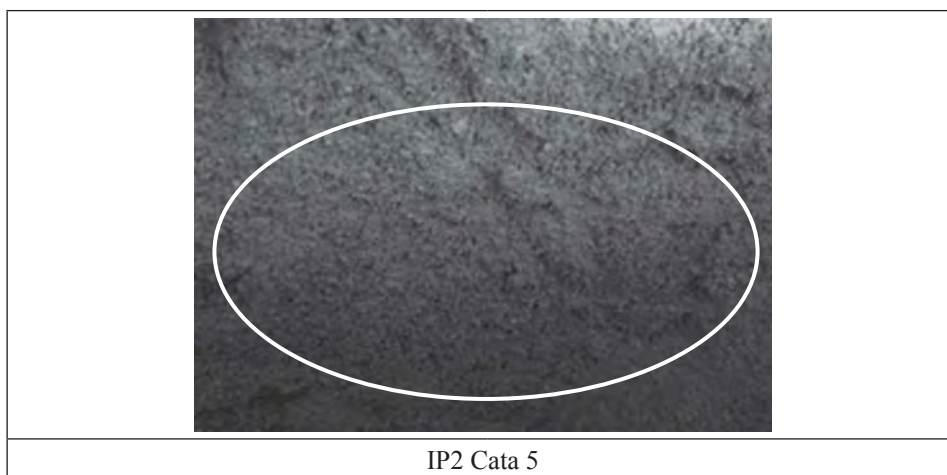
EVALUACIÓN DE LA COLMATACIÓN DE UN SISTEMA DE INFILTRACIÓN PERCOLACIÓN



Fuente: Lucero, 2011

Fig. 10.6 Excavación de las catas en la IP2, donde se muestra el grado de saturación de la arena, por la materia orgánica total.





Fuente: Lucero, 2011

El coeficiente de uniformidad (CU) se obtuvo con los datos de tamaño de partícula (Tabla 10.10). Liénard *et al.* (2001) reportaron que no ha sido demostrada en forma suficiente la influencia que presenta la heterogeneidad de los granos (CU entre 3,0 y 6,0) en la permeabilidad de la arena.

Tabla 10.10 Valores de coeficientes de uniformidad de la arena de las IPm.

	<i>IP1</i>	<i>IP2</i>
Cata 1	6,9±0,4	6,9±0,6
Cata 2	7,2±0,1	6,7±1,1
Cata 3	7,2±0,6	6,9±1,0
Cata 4	7,0±0,4	7,1±0,3
Cata 5	6,9±0,6	6,7±0,8

Fuente: Lucero, 2011

Conclusiones

El tipo de agua a tratar influye de manera directa en la gestión de la IPm. En primer lugar hay que garantizar la aportación de nutrientes y materia orgánica para el desarrollo de la biopelícula componentes aportado por la misma agua residual.

La IPm de la EDAR en estudio que trabaja como secundario presenta riesgo de colmatación superficial, puesto que la concentración de sólidos en suspensión y materia orgánica particulada es superior a la de efluentes secundarios. Es en estos casos donde el trabajo manual (normalmente con rastrillo) de retirada del material retenido en la superficie pasa a ser una operación clave.

Descifrar las razones de fallos o funcionamiento defectuoso en este tipo de sistemas no es fácil; la mayoría de ellos están relacionados con el diseño, la construcción y la gestión sobre el mismo.

La pérdida de rendimiento y la colmatación se manifiestan a través de la reducción de la capacidad de infiltración y de inundación del lecho filtrante debido a la reducción de permeabilidad, o como resultado de una falta de oxígeno provocando un desequilibrio entre la oferta y la demanda.

A partir de esta experiencia, la atención en este tipo de sistemas debe tenerse en:

- Las características de la arena que constituyen el filtro.
- Las condiciones de drenaje.
- Las características del afluente que se extiende sobre la superficie de infiltración.
- Los riesgos relacionados con la sobrecarga es recurrente.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a la colaboración de la Agencia Catalana del Agua y la Empresa Aguas de Cataluña y Copisa – Infilco.

Referencias

- Agence de l'eau Seine-Normandie, Comite Interagences, (1992), *Epuración des eaux usées urbaines par infiltration percolation*. Laboratoire d'Hydrologie et Modélisation. Université Montpellier II. Francia.
- APHA, AWWA, WEF, (1998), *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. USA.
- Ausland, G., Stevik, T., Hanssen, J., Køhler, J. and Jenssen, P., (2002), "Intermittent filtration of wastewater - removal of fecal coliforms and fecal streptococci" en *Water Research*, 36, 3507-3516.
- Bancolé, A. and Gnagne, T., (2003), "Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration" en *Water Science & Technology*. 48(11/12), 139-146.

- Brissaud, F., Restrepo Bardon, M., Soulié M. and Joseph, C., (1991), “Infiltration percolation for reclaiming pond effluents” en *Water Science & Technology*. 24 (9), 185-193.
- Brissaud, F., (1993), “Épuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation: état de l’art et études de cas” en *Etude inter-agences N° 9*. Ministère de l’Environnement. 3-25.
- Brissaud, F., Salgot, M., Bancolé, A., Campos, C. and Folch, M., (1999), “Residence time distribution and disinfection of secondary effluents by infiltration percolation” en *Water Science & Technology*, 40 (4), 215-222.
- Brissaud, F., Xu, P. and Auset M., (2003), “Extensive reclamation technologies, assets for the development of water reuse in the Mediterranean” en *Water Science & Technology: Water Supply* 3(4), 209-216.
- Brissaud, F., Salgot, M., Folch, M., Auset, M., Huertas, E. and Torrens, A., (2007), “Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection: thirteen years’ experience in Spain” en *Water Science & Technology* 5 (7), 227–234.
- Folch, M., (1997), *Tratamiento terciario de aguas residuales por Infiltración-percolación: parámetros de control*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, España.
- Huertas, E., (2001), *Control de funcionament dels sistemes de tractament de la depuradora de Els Hostalets de Pierola*. Máster Experimental. Universidad de Barcelona. Barcelona, España.
- Instituto Nacional de Estadística. Consulta del censo demográfico. <http://www.ine.es/> (fecha de acceso 24 de julio de 2009).
- ISO/DIS 10705-2., (2000), *Water quality – detection and enumeration of bacteriophages. Part 2: Enumeration of bacteriophages*. ISO. International Organization for Standardization, Geneva.
- Mottier, V., Brissaud, F., Nieto, P. and Alamy, Z., (2000), “Wastewater treatment by infiltration percolation: a case study” en *Water Science & Technology*, 41 (1), 77-84.
- Liénard, A., Guellaf, H. and Boutin, C., (2001), “Choice of the sand for sand filters used for secondary treatment of wastewater” en *Water Science & Technology*, 44 (2-3), 189-196.
- Lucero, M., Huertas, E., Folch, M., Salgot, M. y Sánchez, J. A., (2010), “Tecnologías no convencionales (Infiltración percolación y zonas húmedas construidas) en el tratamiento de aguas residuales” en *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 3 (1), 86-96.

- Lucero, M. (2011). Gestión de sistemas extensivos de tratamiento de aguas residuales: Infiltración Percolación y Zonas Húmedas. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona, España.
- Porta, J., Lopez-Acevedo, M. y Rodríguez. R., (1992), Laboratori d'edafologia. Departament de Meteorologia i Ciència del Sòl ETSEAL. Universidad Politècnica de Catalunya. Colección Aula. Barcelona, España.
- Salgot, M. y Torrens, A., (2008), "Tecnologías extensivas para la regeneración de aguas residuales" en Aguas continentales. Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua. Editorial Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España. pp. 197-224.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E. and Figueroa. L., (2001), "Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems" en Water Research, 35 (4), 953-964.

Estimación del aporte de la contaminación difusa al agua superficial a escala de cuenca por medio de una metodología hidrogeomática

H. Martínez Valdés^{1}, M. Hernández Téllez¹, E. Quentin², M. A. Gómez Albores¹,
A. T. Romero Contreras¹, C. Díaz Delgado¹.*

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Centro Integrado de Geomática Ambiental, Universidad Nacional de Loja, Ecuador.

Resumen

La propagación creciente de contaminación de los cuerpos de agua tanto superficial como subterránea, es actualmente uno de los principales problemas que impacta al recurso hídrico. Para estimar el grado de contaminación de los cuerpos de agua superficial, generalmente se recurre al monitoreo de muestras de agua de manera puntual y así, poder caracterizarla. Sin embargo, cuando se trata de estimar la aportación de la contaminación de origen no puntual (contaminación difusa), se tiene que recurrir a otros métodos de estimación.

La presente investigación tuvo como objetivo proponer una metodología hidrogeomática para estimar la contaminación difusa de origen agrícola que ingresa a los cuerpos de agua superficial. Para ello, fue necesario realizar un balance de sedimentos en una cuenca, a través del Software de Sistema de Información Geográfica (SIG) Idrisi, empleando los módulos de RUSLE y SEDIMENTATION. Los desarrollos empleados se basan en ecuaciones que han sido implementadas para estimar la contaminación difusa a una escala temporal anual. Esta modelación hidrogeomática fue implementada para una subcuenca del río La Gavía, ubicada dentro de la cuenca Lerma-Santiago (Curso Medio del Río Lerma), en el Estado de México, México. Los

resultados muestran que si es factible estimar la contaminación difusa generada en una cuenca, mediante el desarrollo de esquemas hidrogeomáticos implementados en un software de SIG.

Palabras clave:

- cuenca.
- hidrogeomática.
- SIG.
- sedimentos.
- contaminación difusa.

Introducción

En la actualidad a nivel mundial, se presenta con mayor frecuencia la necesidad de conocer los estándares de calidad del agua de los cuerpos presentes en una cuenca para poder tomar decisiones de gestión, protección, conservación y restauración del recurso. Los métodos más comunes empleados para determinar los estándares de calidad del agua superficial en una cuenca, son diversos desde el punto de vista de análisis de laboratorio. La mayoría de los temas de investigación relacionados con la caracterización de los cuerpos de agua y de las principales fuentes de contaminación de éstos, se enfocan a fuentes que se muestrean y se identifican de forma puntual (European Commission, 2001).

No obstante, existe otra forma de aportación de contaminantes hacia los cuerpos de agua que son de suma importancia, que suelen pasar desapercibidos a simple vista y resulta difícil identificar su origen de manera puntual. Sin embargo, se sabe que es producida por compuestos dispuestos al ambiente y que, durante las precipitaciones, una parte de estos son desprendidos, arrastrados y transportados por la escorrentía hacia los cuerpos de agua, la cual, es denominada contaminación difusa (USEPA, 2005). Este hecho, ha orientado el empleo de métodos diferentes a los tradicionales de laboratorio para estimar parámetros de los estándares de calidad del agua generados por este tipo de contaminación.

Desde hace años, los países desarrollados le han dado la importancia que se merece a la contaminación difusa, ya que incide de manera importante en la degradación de la calidad del agua. Debido a que, durante las precipitaciones pluviales los contaminantes ligados al suelo son liberados y transportados por la escorrentía hacia los cuerpos de agua superficiales (Characklis *et al.*, 2005).

En consecuencia, se han implementado modelos que facilitan la estimación de la contaminación difusa a través de los sistemas de información geográfica (SIG). Cabe mencionar que para poder llevar a cabo estos procesos, es necesario establecer una serie de pasos compatibles que permitan obtener los resultados deseados. En una primera instancia, los SIG son empleados para generar los archivos de información de los valores de atributos de la zona de estudio de forma espacial y temporal que requieren los modelos, los cuales a su vez permiten efectuar un análisis de los resultados de la simulación, además de poder visualizar ciertos parámetros y variables (Goodchild *et al.*, 1993).

Objetivo general

Estimar la aportación de la contaminación difusa al agua superficial, producida por la presencia de fósforo en suelos agrícolas de una cuenca, mediante la implementación de una metodología hidrogeomática, a escala temporal anual.

Objetivos específicos

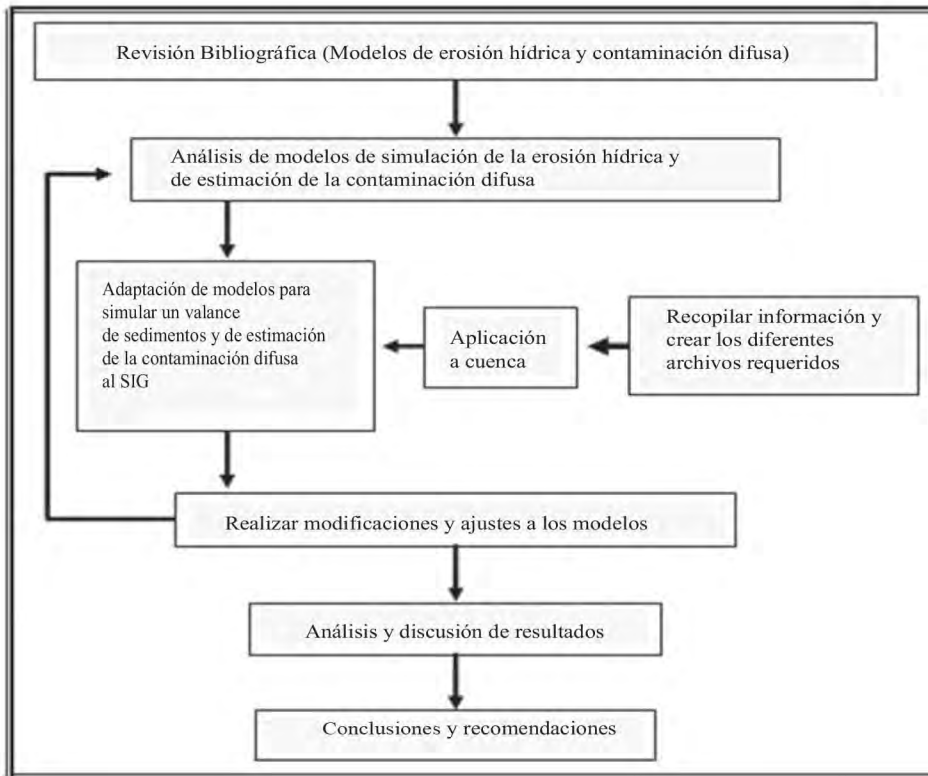
- Considerar modelos con variabilidad espacial y temporal, para desarrollar una estructura modular de estimación de la carga contaminante de fósforo en un cuerpo de agua superficial a una escala temporal anual.
- Adaptar los modelos al contexto geomático e implementarlos en un SIG.

Materiales y métodos

Diagrama general del desarrollo de la investigación

El diagrama general de desarrollo de la investigación se expone en la Fig. 11.1.

Fig. 11.1 Esquema general de desarrollo del trabajo de investigación.

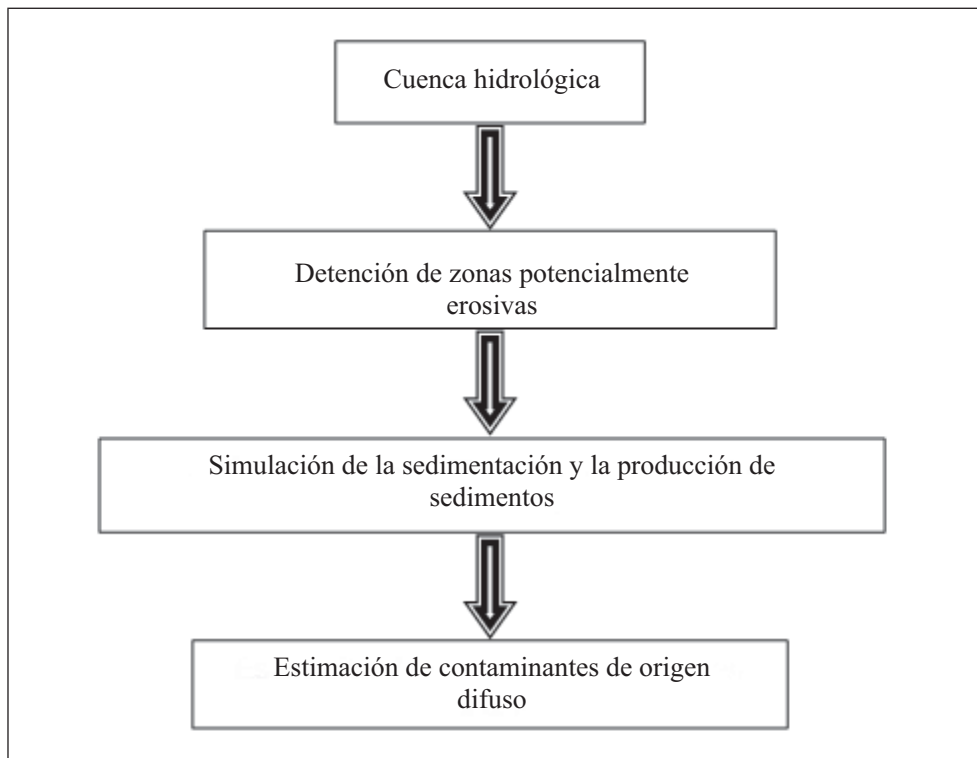


Fuente: elaboración propia.

Metodología para estimar la contaminación difusa en sig Análisis de requerimientos

El esquema de la Fig. 11.2, muestra de forma sintetizada el análisis de los requerimientos del método implementado para la estimación del aporte de contaminación difusa, a un cuerpo de agua superficial de una cuenca.

Fig. 11.2 Método implementado para la estimación de la contaminación difusa.



Fuente: elaboración propia.

Delimitación de la cuenca hidrológica

El delimitar una cuenca empleando una imagen digital, implica en primera instancia adquirir una imagen del Modelo Numérico de Altitud (MNA) de la zona de estudio. En este trabajo se usó una imagen SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) que se obtuvo del sitio web del USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov>).

Erosión hídrica

La simulación de la erosión hídrica en un SIG comúnmente se lleva a cabo por medio de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE), constituida por siete variables tal como lo muestra la ecuación 1 (USDA, 2005).

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Donde:

A = promedio anual de pérdida de suelo por unidad de área (ton/ ha año).

R = factor de precipitación y escurrimiento (MJ mm/ha hr año).

K = factor de erodabilidad del suelo (ton ha hr/ha mm MJ).

L = factor de longitud de pendiente (adimensional).

S = factor de pendientes abruptas (adimensional).

C = factor de coberturas del suelo (adimensional).

P = factor de protección de prácticas agrícolas (adimensional).

Factores del RUSLE

En base a las variables de la ecuación del RUSLE, el proceso de erosión se basa en una serie de factores que intervienen y de prácticas de conservación de suelo.

Factor de erodabilidad del suelo (factor K)

El factor de erodabilidad, cuantifica el carácter cohesivo de un tipo de suelo, su resistencia a desprenderse y ser transportado, debido al impacto de las gotas de lluvia y al flujo superficial del agua. El factor K se estima con la ecuación 2, desarrollada por Wischmeir y Smith (1978).

$$K = \frac{1}{7.574} \cdot \frac{[2.1 \cdot M^{1.14} \cdot (12 - MO) \cdot 10^{-4} + 3.25 \cdot (s - 2) + 2.5 \cdot (P - 3)]}{100} \quad (2)$$

Donde:

K = factor de erosividad del suelo (ton ha hr/ha MJ mm).

MO = materia orgánica (%).

s = tipo de estructura granular del suelo.

p = tipo de permeabilidad.

M = producto de las fracciones del tamaño de partículas del suelo (ecuación 3):

$$M = (\%limo + \%arena) \cdot (100 - \%arcilla) \quad (3)$$

Factor de precipitación y escurrimiento (factor R)

El factor R, representa el potencial erosivo de la lluvia en el proceso de erosión del suelo. Las ecuaciones (4 y 5) de Renard y Freimund (1994), permiten obtener los valores de R en función de la cantidad de precipitación anual registrada.

$$R = 0.0483 \cdot Pa^{1.610} \quad Pa \leq 850 \text{ mm} \quad (4)$$

$$R = 587.8 + 1.249 \cdot Pa + 0.004105 \cdot Pa^2 \quad Pa > 850 \text{ mm} \quad (5)$$

Donde:

R = factor de erosividad (MJ mm/ ha hr año).

Pa = precipitación total anual (mm).

Factor de cobertura del suelo (factor C)

El factor C, representa los factores de cubierta del suelo y manejo del cultivo, relacionados con la pérdida de suelo. Los procesos de erosión están fuertemente condicionados por la cobertura que ofrece la vegetación. El proceso para determinar el factor C, se realiza por medio de una clasificación de imágenes de satélite multiespectrales para generar una imagen de uso de suelo verificada en campo, aplicando el método de clasificación supervisada.

Factor de protección de prácticas agrícolas (factor P)

El factor P representa las prácticas de conservación empleadas para mantener el suelo en su lugar. Las prácticas incluidas en este término son: curvas de nivel, terrazas, cultivos en fajas y surcos rectos labrados con alta o baja pendiente.

Factor de longitud y pendiente (factor L)

La longitud de pendiente (L) se define como la distancia horizontal entre el punto donde inicia el escurrimiento hasta el punto donde decrece la pendiente al grado de producir la sedimentación. El factor L, refleja el efecto de la longitud de pendiente en la pérdida de suelo (Renard *et al.*, 1997).

Factor de pendientes abruptas (factor S)

El efecto de la topografía en la estimación de la erosión es tomado en cuenta por el factor S en el RUSLE, es un factor de declive y forma (ángulo de pendiente) S (Toy y Foster, 1998).

Sedimentación y producción de sedimentos

Sedimentación

El proceso de sedimentación se presenta cuando el material sólido, transportado por una corriente de agua, se deposita en el fondo de los cauces de agua como: surcos, zanjas, ríos y embalses, entre otros (Ongley, 1997).

Producción de sedimentos y coeficiente de entrega de sedimentos (SDR)

Es el volumen de sedimentos cuantificados en un determinado punto de la cuenca dividido por la superficie de ésta (Ongley, 1997). En general, el sedimento que efectivamente llega a la salida de una cuenca es menor que la cantidad de sedimento producido. La relación entre estas dos magnitudes se denomina coeficiente de entrega de sedimentos (SDR) (Williams y Berndt, 1982). Algunas ecuaciones para estimar el SDR se describen a continuación:

$$\text{Vanoni (1975)} \quad \text{SDR} = 0.470 \cdot F^{-0.125} \quad (6)$$

$$\text{USDA SCS (1979)} \quad \text{SDR} = 0.566 \cdot F^{-0.11} \quad (7)$$

$$\text{Williams and Berndt (1982)} \quad \text{SDR} = 0.627 \cdot \text{SLP}^{0.403} \quad (8)$$

Donde:

SDR = coeficiente de entrega de sedimentos (adimensional).

F = área de la cuenca en análisis (km²).

SLP = pendiente media del curso principal (%).

Estimación de la contaminación difusa

La agricultura está considerada como una de las principales fuentes de contaminación difusa, debido a la aplicación en exceso de fertilizantes (nitrogenados y fosfatados) y pesticidas (Havlin *et al.*, 1999), en combinación con los procesos involucrados en la erosión del suelo que acontecen durante las precipitaciones y por el escurrimiento generado (Rossouw y Görgens, 2004).

Contenido de fósforo en el suelo

El transporte de nutrientes contenidos en un suelo puede presentarse en la fase disuelta o adherido a los sedimentos (Sharpley y Menzel, 1987), ocasionando que el material erosionado presente un alto contenido de fósforo (Sharpley *et al.*, 2000). El cálculo de la máxima adsorción del fósforo, es por medio de la isoterma de Langmuir y el coeficiente de energía (Novotny y Olem, 1994), descritas como:

$$Q^{\circ} = -3.5 + 10.7*(\% \text{ clay}) + 49.5*(\% \text{ organic C}) \quad (9)$$

$$b = 0.061 + 170000*10^{-\text{pH}} + 0.027*(\% \text{ clay}) + 0.76*(\% \text{ organic C}) \quad (10)$$

Donde:

Q° = máxima adsorción del fósforo en el suelo ($\mu\text{g/g}$).

b = coeficiente relacionado a la energía neta de entalpía de adsorción (l/mg).

$\% \text{ clay}$ = porcentaje de arcilla del suelo.

$\% \text{ organic C}$ = contenido en porcentaje de carbono orgánico (CO) del suelo.

pH = del suelo.

La expresión matemática para describir la proporción entre las fracciones disueltas y adsorbidas, es el modelo de adsorción de Langmuir (ecuación 11), que representa la adsorción de contaminantes por fósforo (Munawar *et al.*, 2007).

$$r = \frac{Q^{\circ} \cdot b \cdot \text{Cd}}{1 + b \cdot \text{Cd}} \quad (11)$$

Donde:

r = concentración adsorbida del contaminante ($\mu\text{g/g}$).

Q° = adsorción máxima a la temperatura fijada ($\mu\text{g/g}$).

b = coeficiente de energía de adsorción (l/mg).

C_d = concentración disuelta del contaminante en el agua ($\mu\text{g/l}$).

El contenido de fósforo inorgánico total del suelo se determina como (Mills, 1985):

$$CT = \frac{Ca}{h \cdot a} \quad (12)$$

Donde:

CT = contenido de fósforo inorgánico total del suelo ($\mu\text{g/g}$).

Ca = cantidad de fertilizante aplicado (Kg/ha).

h = profundidad a la que se aplica el fertilizante (m).

a = área de aplicación (m^2).

Como la concentración del fósforo se distribuye entre las fracciones adsorbidas y disueltas, las ecuaciones 11 y 12 se igualan, ecuación 13, para estimar C_d .

$$CT + (CT \cdot b - Q^{\circ} \cdot b \cdot \rho - \theta) \cdot C_d - b \cdot \theta \cdot C_d^2 = 0 \quad (13)$$

Donde:

CT = contenido de fósforo inorgánico total en el suelo ($\mu\text{g/g}$).

Q° = adsorción máxima a la temperatura fijada ($\mu\text{g/g}$).

b = coeficiente de energía de adsorción (l/mg).

C_d = concentración disuelta del contaminante en el agua ($\mu\text{g/l}$).

θ = contenido de humedad del suelo (porosidad).

ρ = densidad específica del suelo (g/l).

Fósforo en los sedimentos

La concentración de fósforo en las partículas del suelo (PP) en el escurrimiento, se calcula a partir de la concentración adsorbida de fósforo (r) en la superficie de las partículas del suelo (Sharpley *et al.*, 1985) con la ecuación:

$$PP = r \cdot SC \cdot ER \quad (14)$$

Donde:

PP = concentración de fósforo en partículas de suelo en el escurrimiento ($\mu\text{g P/g}$).

r = concentración adsorbida del contaminante ($\mu\text{g P/g}$).

SC = concentración de sedimentos en el escurrimiento (g/l).

ER = tasa de enriquecimiento (l/g), se estima como (Sharpley *et al.*, 1985):

$$\ln(ER) = 2.48 + 0.27 \ln(SC) \quad (2.15)$$

La concentración de sedimentos en el escurrimiento (SC) se obtiene de la aplicación del balance de sedimentos en la cuenca.

Fósforo disuelto en el agua de escurrimiento

El fósforo soluble en el escurrimiento se origina de la liberación del fósforo de la capa superficial del suelo (1-2.5 cm) (Sharpley *et al.*, 1994). El transporte de fósforo disuelto depende de reacciones de adsorción-desorción (Sharpley *et al.*, 1992) y del contenido de fósforo en la superficie del suelo (Sharpley *et al.*, 2000). La estimación del contenido total de fósforo disuelto en el escurrimiento (Sharpley *et al.*, 1985) puede obtenerse con la expresión siguiente:

$$TDP = \frac{K \cdot r \cdot D \cdot \rho \cdot t^\alpha \cdot W^\beta}{V} \quad (16)$$

Donde:

TDP = concentración total de fósforo disuelto en el escurrimiento ($\mu\text{g P/l}$).

r = concentración adsorbida del contaminante ($\mu\text{g P/g}$).

D = profundidad de interacción entre la superficie de suelo y escurrimiento (mm).

ρ = densidad específica del suelo (g/l).

t = duración del evento del escurrimiento (mín).

W = relación agua de escurrimiento/suelo (sedimentos suspendidos) (l/g).

V = escurrimiento total durante el evento (mm).

K, α y β = son parámetros cinéticos relacionados al % de arcilla y al % de CO del suelo y se estiman con las siguientes ecuaciones (Sharpley *et al.*, 1981):

$$K = 1.422 \cdot \left(\frac{\% \text{arcilla}}{\% \text{Corgánico}} \right)^{-0.829} \quad (17)$$

$$\alpha = 0.815 \cdot \left(\frac{\% \text{arcilla}}{\% \text{Corgánico}} \right)^{-0.540} \quad (18)$$

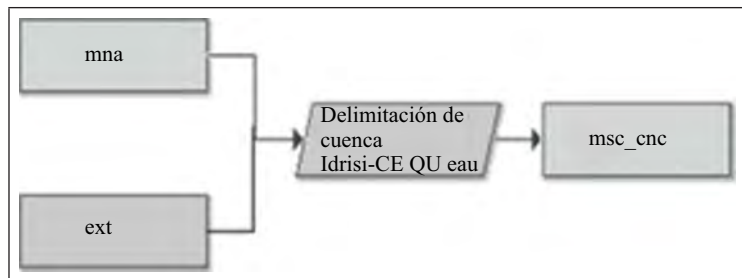
$$\beta = 0.141 \cdot \left(\frac{\%arcilla}{\%Corgánico} \right)^{0.429} \quad (19)$$

Modelación hidrogeomática

Modelo geomático de delimitación de la cuenca

Para delimitar el parte aguas de una cuenca, se emplea el módulo de delimitación de cuencas implementado en el software de SIG idrisi, que requiere de entrada la imagen raster del MNA y la vectorial del punto de salida (Fig. 11.3).

Fig. 11.3 Macromodelo de generación del límite de cuenca (máscara).



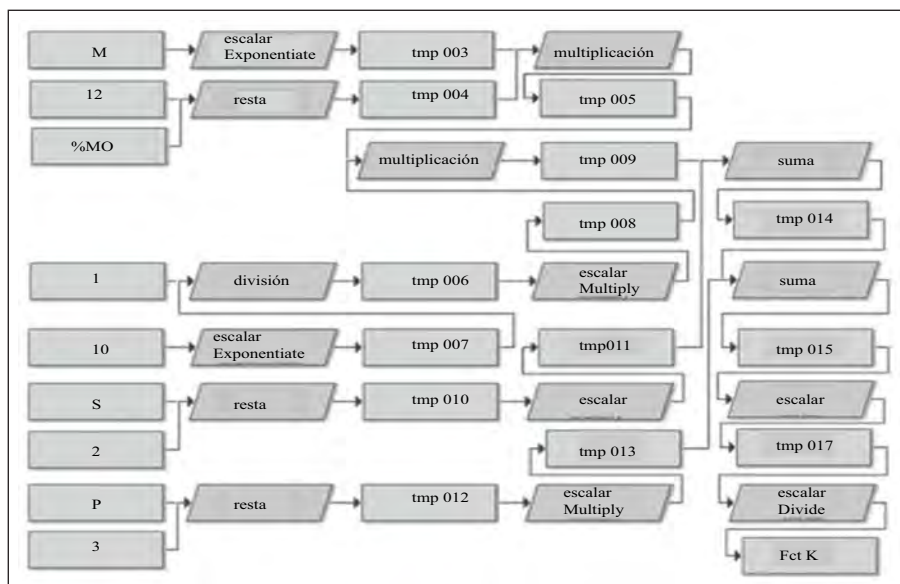
Fuente: elaboración propia.

Generación de parámetros de entrada del rusle

El RUSLE estima la producción de la erosión bruta con la ayuda de parámetros introducidos al módulo tales como: capas cartográficas y valores numéricos.

Generación del factor de erodabilidad del suelo K

La generación del macromodelo del factor K (Fig. 11.4), parte de la importación de la imagen adquirida de edafología (polígonos) a Idrisi.

Fig. 11.4 Macromodelo de generación del factor K.

Fuente: elaboración propia.

Y en base a la imagen de edafología, se captura una tabla en formato Excel o Access para relacionar: las columnas con un número de identificación para cada tipo de suelo, los parámetros numéricos y factores requeridos por la ecuación para el cálculo de K (ecuaciones 2 y 3), resultando al final el cálculo del factor K.

Generación del factor de precipitación y escurrimiento R

La generación del factor R, parte de ubicar las estaciones climatológicas que se encuentran dentro y al alrededor de la zona de estudio, con la finalidad de adquirir los datos de precipitación pluvial (mm) registrados de por lo menos 10 años. Posteriormente, se realiza una liga entre las estaciones climatológicas y los promedios totales de precipitación pluvial que registraron éstas, para generar una imagen vectorial o raster con valores de precipitación empleando el método de interpolación de Kriging (Eastman, 2009) para obtener una imagen de distribución espacial de la precipitación (prc) a nivel de píxel de toda la zona de estudio. La obtención del factor R se hace aplicando las ecuaciones (4 y 5) de Renard y Freimund (1994). El macromodelo de la Fig. 11.5 representa la ecuación 4.

Fig. 11.5 Macromodelo de generación del factor R.



Generación del factor de cobertura del suelo C

La estimación del factor C, se hace a través del empleo del método de clasificación supervisada de uso de suelo de la zona de estudio, empleando imágenes espectrales del satélite Landsat Thematic Mapper (TM). El método de clasificación supervisada consiste en digitalizar los sitios de entrenamiento de las coberturas de suelo, para crear las firmas espectrales de éstos con el módulo de Makesing y así obtener su caracterización estadística por medio del cuadro de comparación de firmas con el módulo SIGCOMP. Posteriormente, se realiza la clasificación empleando el clasificador MAXLIKE (máxima probabilidad), generando una imagen píxelada, implicando realizar un filtrado a la imagen (Moda) para eliminar el efecto. Por último, se procede asignarle valores a la imagen en base al tipo de cobertura para generar la imagen del factor C, los valores de C de las coberturas de uso de suelo generalmente se toman de tablas (USEPA, 2005).

Generación del factor de protección de prácticas agrícolas P

La estimación del factor P, normalmente se crea por medio de la generación de un mosaico con valor de 1, se hace debido a que se considera que no existen prácticas de conservación del suelo en la zona de estudio. En caso contrario, los valores del factor dependerán de las prácticas empleadas y serán menores a 1.

Generación de los parámetros de los valores numéricos

Para obtener los parámetros de valores numéricos requeridos como entrada por el RUSLE se requiere únicamente de emplear: el MNA de la cuenca, su área y la resolución de píxel empleado en las imágenes generadas o adquiridas.

Generación de los parámetros de pendiente y exposición

Los valores numéricos de pendiente y exposición se derivan de la imagen del MNA, empleando los módulos de exposición (aspect) y pendiente (slope), además, de la imagen del límite de la cuenca (máscara).

Determinación de la longitud de pendiente máxima

Este parámetro se obtiene multiplicando el valor del tamaño de píxel empleado en imágenes por un factor de 1.5 y el resultado, es la longitud de pendiente máxima.

Cálculo de subdivisión de la cuenca más pequeña

El tamaño de área más pequeña de las subcuencas normalmente se determina dividiendo el área dada por el usuario entre el área total de la cuenca, tomando en cuenta que la división no rebase las 32,000 divisiones.

Parámetros requeridos por el módulo de sedimentation

Este módulo simula la sedimentación y producción de sedimentos de una cuenca. El requerimiento para correr SEDIMENTATION es primero correr RUSLE, debido a que éste utiliza algunos resultados (imágenes) generados por el RUSLE.

Determinación de las imágenes

Las imágenes requeridas por SEDIMENTATION son tres, dos se generan al ejecutarse el RUSLE (imágenes de identificación de las divisiones realizadas y la de pérdida total de suelo de cada división), además, de la imagen del MNA.

Determinación del factor de entrega de sedimentos (SDR)

El factor SDR se calcula con alguna de las ecuaciones (6, 7 y 8) que requieren de entrada, el área o la pendiente media de la cuenca. Sin embargo, la recomendada a emplearse en América Latina es la ecuación 6 de Vanoni (1975).

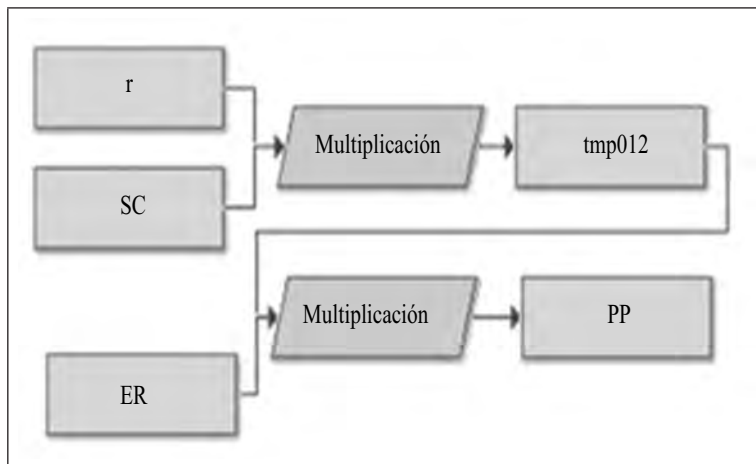
Estimación de la contaminación difusa por fósforo

Estimar el fósforo del suelo con las ecuaciones 9 y 10, se hace para calcular la máxima adsorción y el coeficiente de energía de absorción del fósforo. La ecuación 12 estima el contenido de fósforo inorgánico total del suelo (CT), que requiere de la cantidad de fósforo contenido en cada tipo de suelo. La ecuación 13, estima la concentración disuelta del contaminante en el agua contenida en el suelo (Cd). Y es así como por último que, con la ecuación 11 se estima la concentración adsorbida del contaminante (fósforo) en el suelo (r).

Modelación geomática de fósforo en sedimentos (PP)

Al estimar PP, se calcula ER del fósforo en sedimentos del escurrimiento debido al porcentaje de partículas finas con alta capacidad para adsorber fosfatos, implicando convertir la pérdida total de suelo por división (ton/ha año a g/l) aplicando la lámina de escurrimiento (Esc). Estimar Esc es con el módulo del ciclo del agua, desarrollado en el Centro de Recursos Idrisi México (2009) por Franco (2008). Una vez estimado ER, se determina PP (Fig. 11.6) con la ecuación 14.

Fig. 11.6 Estimación del fósforo en sedimentos del escurrimiento (PP).

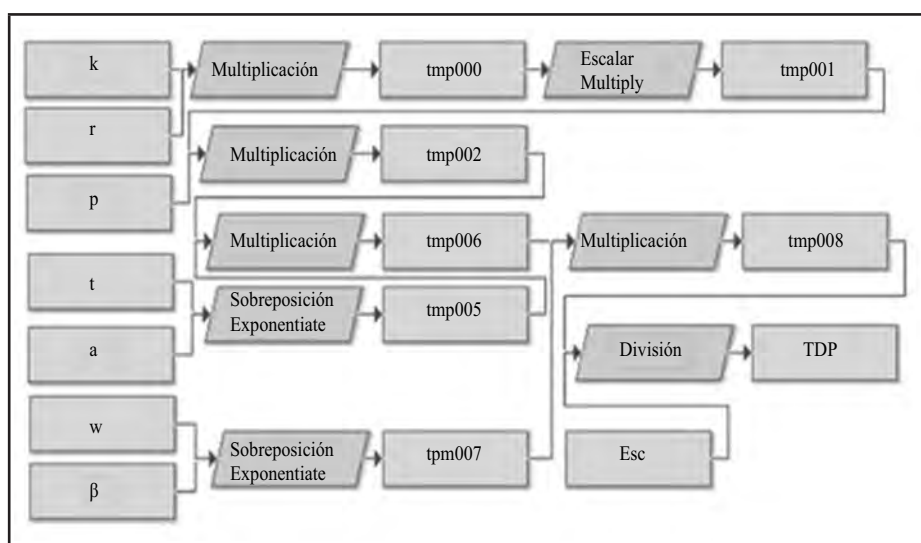


Fuente: elaboración propia.

Modelación geomática de fósforo disuelto en el escurrimiento

Las constantes de desorción del fósforo para un suelo dado, se calculan con las ecuaciones 17, 18 y 19. Después se estima W (relación del agua de escurrimiento entre los sedimentos suspendidos). El cálculo de la concentración de fósforo disuelto en el escurrimiento se hace con la ecuación 16 (Fig. 11.7).

Fig. 11.7 Estimación del fósforo disuelto en el escurrimiento (TDP).



Fuente: elaboración propia.

Aplicación y resultados de la metodología propuesta

Zona de aplicación del estudio

La zona de estudio se ubicó en la subcuenca (163 km²) de la cuenca La Gavía, en el Estado de México, México, en las coordenadas 19°15' y 19°35' latitud Norte y 99°40' y 100°00' longitud Oeste, con salida en la estación hidrométrica Puente Los Velázquez, con coordenadas: longitud 99°52'05" y latitud 19°25'27".

Resultados

Parámetros de entrada del módulo de rusle

Factor K

La Tabla 11.1 muestra datos de composición fisicoquímica de suelos de la cuenca, requeridos por las ecuaciones 2 y 3 para el cálculo del factor K (Fig. 11.4).

Tabla 11.1 Composición fisicoquímica de suelos de la cuenca La Gavía (Mireles, 2002).

ID	Tipo de suelo	% limo	% arena	% arcilla	% MO	<i>s</i>	<i>p</i>
						(Estructura granular)	(Permeabilidad)
						Granular mediana	Lenta a moderada
1	Andosol	32.0	57.0	10.8	0.92	3	4
2	Vertisol	26.8	41.2	32.0	3.93	3	4
3	Cambisol	30.0	54.0	16.0	2.00	3	4
4	Luvisol	24.0	30.0	35.0	3.58	3	4
5	Feozem	30.0	48.0	22.0	1.85	3	4
6	Gleysol	33.0	50.0	17.0	2.47	3	4

Fuente: elaboración propia.

Los valores bajos estimados del factor K oscilan desde 0.033 a 0.093 (ton ha hr/ha MJ mm) (USDA, 2005), que indican, que los suelos de la cuenca tienen una resistencia a la erosividad (valores de K que varían de 0.05 a 0.2).

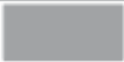

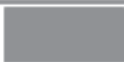



Factor R

Los valores de R estimados oscilan desde 655 a 1,048 MJ mm/ha hr año. Según la clasificación del rango del grado de erosividad de la USDA (2005), los valores de R que varían de 1,000 a 3000 MJ mm/ha hr año, tienen un grado de erosividad mediano. Para los valores de R de la cuenca que tienen un rango entre 655 y 999 MJ mm/ha hr año, el grado de erosividad es considerado bajo (valores de R que oscilan de 500 a 999 MJ mm/ha hr año).

Factor C

Los tipos de cobertura de la cuenca La Gavía se muestran en la Tabla 11.2.

Tabla 11.2 Coberturas de suelo más representativos de la cuenca.

Cobertura	
	Bosque
	Agua
	Zona urbana
	Cebada
	Maíz
	Pastizales

Fuente: elaboración propia.

La Tabla 11.3 expone los valores del factor C asignados a cada clase de cobertura.

Tabla 11.3 Valores del factor C en base al tipo de cobertura de suelo.

<i>Cobertura</i>	<i>Factor C</i>
Bosque (semidenso)	0.007
Agua	0
Zona urbana (más rural)	0.03
Cebada	0.12
Maíz	0.24
Pastizales	0.005

Fuente: elaboración propia.

Se observa que los valores del factor C elegidos varían entre 0.01 y 0.24. Lo que indican que, las tierras cultivadas con un factor C de 0.240 son 60 veces más erosivas que los bosques que tiene un factor C de 0.004 (USDA, 2005).

Factor P

Se le asignó al factor P un valor de 1, ya que en la zona de estudio no se emplean prácticas de conservación del suelo según lo observado en la visita a campo.

Parámetros numéricos del RUSLE

Los valores de los parámetros numéricos estimados en la cuenca La Gavía fueron: pendiente 9.541%, exposición 171.723°, longitud de pendiente 225 m, del área a la que se divide la cuenca 30,000 m².

Potencial de la erosión hídrica de la cuenca

Los resultados de la erosión hídrica de suelo estimados, muestran que en promedio potencialmente se erosionan 23 ton/ha año y un total de 934,162 ton/año de suelo potencialmente se erosionan en toda la cuenca. Por otro lado, la pérdida de suelo promedio por unidad de área que potencialmente se erosionan de la división realizada, oscilan con valores que van de 130 a 2,081 ton/ha año. En tanto que, los resultados de la estimación de la pérdida total de suelo de cada área de la división muestran valores que se definen en un rango comprendido entre 292 y 4,683 ton/año.

Sedimentación y entrega de sedimentos

Determinación del parámetro numérico SDR

El valor estimado del factor de entrega de sedimentos (SDR) es de 0.2478 y se obtuvo empleando la ecuación 6 de Vanoni (167 km²). Sin embargo, en un estudio realizado cercano a la cuenca La Gavía por García *et al.* (2010), en la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (área de 2,117.9 km²) encontraron un valor de SDR de 0.35. Lo que implica que, habría que hacer un análisis más preciso del SDR de la cuenca La Gavía con base en el potencial y entrega de sedimentos reales de la cuenca.

Sedimentación y pérdida total de suelo de la cuenca

La producción de sedimentos más alta de la erosión hídrica del suelo estimado a nivel de división de cuenca, según el módulo de SEDIMENTATION es de 3,522 ton/año. En tanto que, se estimó que la pérdida de suelo anual neta por unidad de área más alta es de 1,566 ton/ha año. Los resultados más altos obtenidos y observados tienden a ser en pequeñas áreas distribuidas en la cuenca, sin embargo, los valores más bajos en ambos casos son los que prevalecen en la zona de estudio. Los valores negativos obtenidos en los resultados representan las áreas en las que se dan los procesos de sedimentación. Los valores positivos representan a las áreas que entregan sedimentos a nivel de división a la salida de la cuenca, con un valor mínimo de 98 ton/año y un máximo de 1,566 ton/año, que corresponden en general a las áreas de cultivos.

Contaminación difusa

La Tabla 11.4 muestra los datos de la composición fisicoquímica en base al tipo de suelo de la cuenca La Gavía, parámetros que son requeridos en la modelación de la contaminación difusa.

Tabla 11.4 pH, densidad específica del suelo y porosidad de los suelos (Mireles, 2002)

ID	Tipo de suelo	pH	Densidad específica del suelo (g/l)	Porosidad (%)
1	Andosol	5.54	1,250	43.27
2	Vertisol	4.62	1,140	48.88
3	Cambisol	5.72	1,250	44.40
4	Luvisol	6.20	1,160	50.00
5	Feozem	5.18	2,470	55.00
6	Gleysol	6.88	1,150	48.00

Fuente: elaboración propia.

En tanto que, la Tabla 11.5 muestra las cantidades de fertilizantes (Ca) aplicados a los tipos de cobertura considerados, para la región de análisis sólo se encontraron las cantidades aplicadas para los cultivos de maíz y cebada (ICAMEX, 2009).

Tabla 11.5 Cantidad aplicada de fósforo (Ca) según tipo de cobertura de suelo (USDA, 2005; ICAMEX, 2009)

Cobertura	Ca (kg/ha año)
Bosque (semidenso)	0.20
Agua	0
Zona urbana (más rural)	0.80
Cebada	46
Maíz	46
Pastizales	0.90

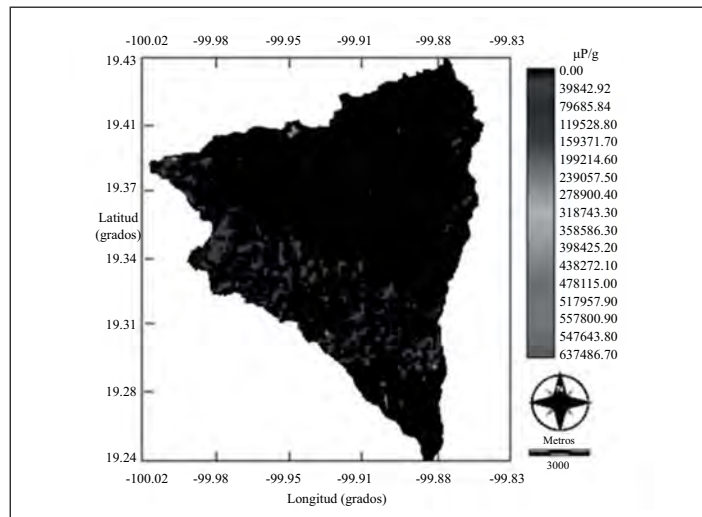
Fuente: elaboración propia.

Sin embargo, con respecto a zona urbana, pastizales y bosques no se encontraron, induciendo a tomar valores de coeficientes de exportación reportados en tablas (USDA, 2005). Cabe indicar que CT se dispone a 30 cm de profundidad, profundidad a la se dispone el fósforo en los cultivos durante la siembra.

Fósforo en los sedimentos del escurrimiento (PP)

El fósforo en los sedimentos de la cuenca está representado en la Fig. 11.8.

Fig. 11.8 Concentración de fósforo en las partículas de sedimentos (PP).



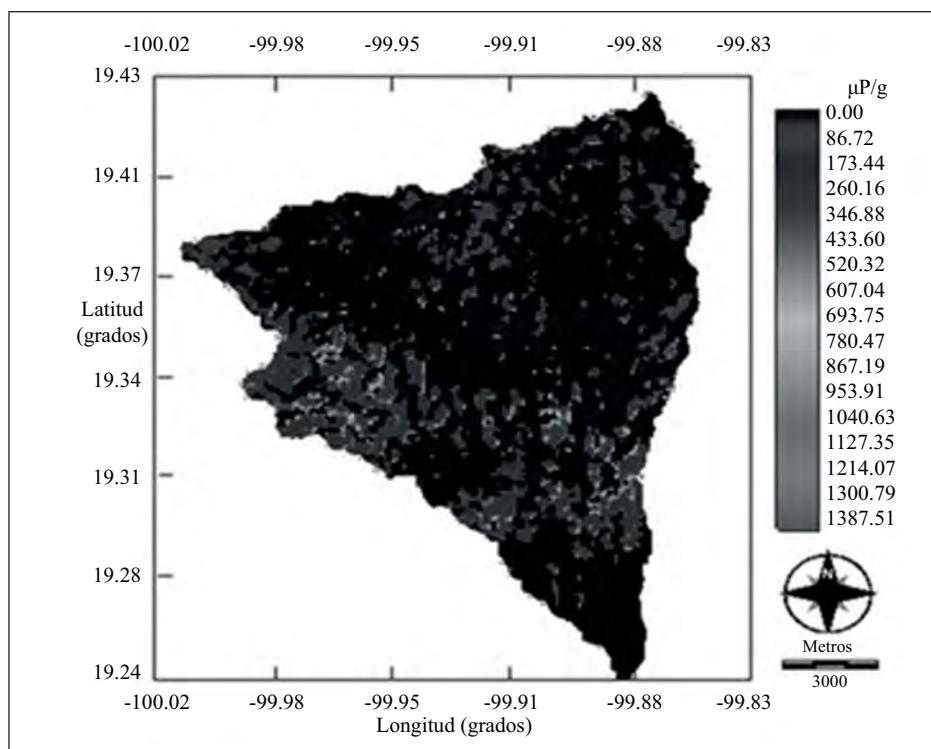
Fuente: elaboración propia.

En la figura se describen las áreas que contribuyen y el origen de su procedencia del fósforo. Si bien se observa que, la contribución máxima es de 637, 486 $\mu\text{g P/g}$ de sedimentos, que se encuentra representado por un área muy pequeña, parece más interesante el valor promedio que prevalece en la cuenca que es de 4,353 $\mu\text{g P/g}$, ya que este valor tiene el más representativo de los demás valores que prevalecen en el resto de la zona de estudio. Las mayores contribuciones se infiere que provienen de las áreas de cultivo (maíz y cebada).

Fósforo disuelto en el agua de escurrimiento (TDP)

La estimación del fósforo disuelto total en el agua de la escorrentía (TDP) de la zona de estudio se muestra en la Fig. 11.9.

Fig. 11.9 Concentración total de fósforo disuelto en el escurrimiento (TDP).



Fuente: elaboración propia.

En la que se observa un valor de concentración máxima de 1,387 $\mu\text{g P/l}$, con un promedio en la cuenca de 75 $\mu\text{g P/l}$. Igualmente se deduce que, la mayor contribución del TDP proviene de las zonas de áreas de cultivo de maíz y cebada.

Conclusiones y recomendaciones

En forma general y a partir de los resultados obtenidos, se ratifica que si es posible determinar cargas de contaminación asociados a los usos del suelo agrícolas en una cuenca, mediante la implementación de una metodología hidrogeomática a una escala temporal anual.

Igualmente, se señala que es factible seleccionar modelos hidrogeomáticos considerando la variabilidad espacial y temporal, para desarrollar una estructura modular para estimar la carga contaminante de fósforo en un cuerpo de agua superficial, generada por fuentes difusas a una escala temporal anual.

Los resultados obtenidos a través de la modelación de las estimaciones realizadas por medio del software de Idrisi permiten establecer que, tanto en la entrega de sedimentos, del fósforo adsorbido en las partículas de sedimentos del escurrimiento y del fósforo disuelto en el mismo escurrimiento, suelen diferir a los resultados obtenidos por métodos directos. Las diferencias en los resultados de ambos métodos suelen ser lógicos, ya que los resultados generados a través de un SIG no tienen la precisión de muestreos y análisis de laboratorio (USDA, 2005). Sin embargo, estos resultados, además de ser más rápidos y económicos, si permiten a los tomadores de decisiones tener un panorama de la situación de una cuenca como base para el diseño de análisis más detallado.

Por último, se recomienda realizar el mismo estudio en la cuenca La Gavía, pero ahora considerando emplear un método directo, estimando también los mismos parámetros contemplados en el estudio y así, poder realizar los ajustes pertinentes a la modelación realizada en base a los resultados obtenidos por éste método. La comparación de los resultados obtenidos por ambos métodos sería de gran ayuda, sobre todo en el desarrollo de la modelación realizada en un software de SIG.

Referencias

Centro de Recursos Idrisi México, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, UAEMÉX (2009), Nuevos desarrollos geomáticos, disponible en <http://idrisi.uaem.mx/>, idrisi.mexico@gmail.com, Consultado en diciembre.

- Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons, O.D., Likirdopulos, C.A., Krometis, L.H. and Sobsey, M.D. (2005), "Microbial partitioning to settleable particles in stormwater", *Water Resources*, Vol. 39, pp. 1773-1782.
- Eastman, J.R. (2009), Idrisi Taiga. Analysis/Surface Analysis/Geostatistics. Idrisi Tutorial, Clark Labs, Clark University, USA, pp. 166-181.
- European Commission (2001), Handbook for Implementation of European Union Environmental Legislation, Directive 2001/42/EC. UNECE homepage Protocol on SEA (Strategic Environmental Assessment), Brussels, European Commission.
- Franco, P. R. (2008), "Concepción e implementación de un módulo hidrogeomático para la evaluación de disponibilidad de recursos hídricos", en *Tesis de Doctorado*, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería de la UAEMéx., México, pp. 48-138.
- García, J.A., Díaz-Delgado, C., Hernández, M. y Quentin, E. (2010), "Erosión y sedimentación en el curso alto del Río Lerma, Estado de México", en *Revista del Programa Hidrológico Internacional (PHI) Aqua-LAC*, 2010, Panamá, Vol. 2, pp. 45-55.
- Goodchild, M.F., Parks, B.O. and Steyaert, L.D. (1993), "Environmental modeling with GIS", Oxford University Press, New York, U.S.A.
- Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L. and Nelson, W.L. (1999), "Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management", Prentice Hall, New Jersey, USA.
- ICAMEX (2009), "Instituto de Investigación y Capacitación Agropecuaria, Acuícola y Forestal del Estado de México", Folleto de distribución gratuita, pp. 1-5.
- Mills, W.B. (1985), "Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants", EPA-600/6-82-004^a and b, Vol. I and II, U.S.E.P.A., Athens, GA.
- Mireles, P. (2002), "Levantamiento de suelos de cuarto orden del municipio de Almoloya de Juárez en el Estado de México", Reporte final, Facultad de Planeación Urbana Regional de la UAEMéx, México.
- Munawar, M.S., Ur-Rehman, O., Muhammad, R.A. and Sarfraz, M. (2007), "Adsorption Capacities and Availability of Phosphorus in Soil Solution for Rice Wheat Cropping System", *World Applied Sciences Journal* 2, Vol. 4.
- Novotny, V. and Olem, H. (1994), "Water Quality: Prevention, identification and management of diffuse pollution", Van Nostrand Reinhold, Vol. 5-6, pp. 237-383.
- Ongley, E.D. (1997), "Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos", Estudio FAO Riego y Drenaje, GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canadá, Vol. 55.

- Ouyang, D. and Bartholic, J. (1997), "Predicting sediment delivery ratio in Saginaw bay watershed", The 22nd National Association of Environmental Professionals Conference Proceedings, May 19-23, 1997, Florida, USA.
- Renard, K.G. and Freimund J.R. (1994), "Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE", *Journal Hydrology*, Vol. 157, pp. 287-306.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Mc Cool, D.K. and Yoder, D.C. (1997), "Predicting soil erosion water: a guide to conservation planning with the revised universal soli loss equation (RUSLE)", Agriculture handbook No. 703, USDA, Agricultural Research Service, Washington, D.C, USA.
- Rossouw, J.N. and Görgens, S.B. (2004), "Knowledge Review of Modelling Non-point Source Pollution in Agriculture from Field to Catchment Scale", Final report, WRC report No 1467/1/05, USA.
- Sharpley, A.N. and R.G. Menzel (1987), "The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment", *Advances in Agronomy*, Vol. 41, pp. 297-324.
- Sharpley, A.N., Foy, R.H. and Withers, P.J.A. (2000), "Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water. An overview", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, pp. 176-181.
- Sharpley, A.N., L.R. Ahuja, and R.G. Menzel (1981), "The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 10, pp. 386-391.
- Sharpley, A.N., S.C. Chapra, R. Wedephol, J.T. Sims, T.C. Daniel and K.R. Reddy (1994), "Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 23, pp. 437-451.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, O.R. Jones, W.A. Berg and G.A. Coleman (1992), "The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 21, pp. 30-35.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, W.A. Berg, and J.R. Williams (1985), "Nutrient runoff losses as predicted by annual and monthly soil sampling", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 14, pp. 354-360.
- Toy, T.J., and Foster, G.R. (1998), "Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands", Joe R. Galetovic Publish Editor, August 1998, pp. 148.
- U.S. Environmental Protection Agency (2005), Handbook for developing watershed plans to restore and protect our waters, (www.epa.gov/owow/nps/pubs), Consultado en abril.
- U.S.D.A. (2005), "Integrated Assessment of nonpoint source pollution, Water quality", Integrated Water Quality Program 2003-2006, United States Department of Agriculture (USDA), Report, July 2005.

- Vanoni, V.A. (1975), "Sedimentation Engineering: American Society of Civil Engineers", Manuals and Reports on Engineering Practice, Vol. 54, pp 745.
- Williams, J.R. and Berndt, H.D. (1982), "Sediment yield computed with universal equation", Journal of hydrologic, Division, ASCE, Vol. 98(12).
- Wischmeir, W.H. and Smith, D.D. (1978), "Predicting rainfall erosion losses", Agricultural handbook No. 537, USDA, Washington, D.C.

Efectos de la variabilidad climática en el cultivo de maíz de temporal: análisis exploratorio en la cuenca alta del río Lerma (1960-2009)

*C. Díaz Delgado, M. A. Gómez Albores, R. Becerril Piña, C. A. Mastachi Loza,
A. T. Romero Contreras.*

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

En México más del 60 % de la agricultura se centra en el cultivo de temporal, donde el más importante es maíz. Por ello, el éxito de cosecha queda supeditado a una temperatura adecuada y a la disponibilidad espacio-temporal de precipitación. El presente trabajo tiene por objeto, explorar la posible conexión entre la variabilidad climática acaecida en la Cuenca Alta del Río Lerma (Estado de México) y sus posibles efectos en el cultivo de maíz de temporal. Este análisis espacio-temporal se ha realizado bajo 3 escalas de tiempo, una anual de 1960 a 2009, una mensual de 1980 a 2009 y una estacional de 1980 a 2009. Se encontró que la precipitación anual ha tenido un aumento acumulado de 122 mm en los últimos 50 años, es decir 2.44 mm año⁻¹. Para el caso de la temperatura máxima se observa una tendencia a un ascenso de 0.8°C, mientras que para la temperatura mínima el incremento se ha presentado en el orden de 1.1°C. En el análisis mensual las variables presentaron la misma tendencia, mostrando concomitancia con los fenómenos de El Niño y la Niña en especial los eventos del NIÑO de 1997 y 1998. Finalmente en el análisis de estacionalidad, se encontró que los meses en los cuales se presentan los cambios en desfase y amplitud de las variables analizadas, es durante la etapa de floración del maíz, etapa vulnerable en su desarrollo, rendimiento y por lo tanto en la producción. Se puede concluir que

existen cambios significativos en el régimen de lluvias, granizo y temperaturas, tanto a nivel anual, mensual y estacional que implican para el agricultor una adaptación obligada en el cultivo del maíz de temporal.

Palabras clave:

Variabilidad climática.
Cuenca Alta del Río Lerma.
Maíz de temporal.
SIG-Idrisi.
Adaptación climático-agrícola.

Introducción

El “Efecto Invernadero” es un fenómeno que explica por qué la Tierra presenta una temperatura promedio de 15 °C. La atmósfera impide que la superficie terrestre pierda excesivamente calor por radiación emitida hacia el exterior, sin embargo, al aumentar las concentraciones de gases efecto invernadero (GEI) se produce una mayor absorción de radiación infrarroja y con ello un incremento en la temperatura de la Tierra. Este último fenómeno se denomina “Cambio Climático Global” (Gay, 2000).

Los cambios climáticos se refieren a modificaciones significativas en el estado del clima que son posibles de identificar como anomalías que persisten por un periodo prolongado de tiempo, típicamente por décadas o más. El cambio climático puede deberse a procesos internos naturales, a fuerzas externas o ser consecuencia de procesos antropogénicos que modifican la composición de la atmósfera (incrementa la concentración de GEI). En este sentido, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), en su Artículo 1, define al Cambio Climático como: “un cambio del clima que se atribuye directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y es adicional a la variabilidad climática natural observada durante periodos de tiempo comparables” (IPCC, 2007). Por lo que es importante subrayar que el Cambio Climático está definido como un incremento artificial y adicional a la variabilidad climática natural.

La variabilidad del clima se refiere a las diferencias en el estado medio y otros datos estadísticos (como las desviaciones típicas, la ocurrencia de fenómenos extremos, etc.) del clima en todas las escalas temporales y espaciales, más allá de fenómenos meteorológicos determinados. Esta variabilidad puede ocurrir debido a procesos

internos naturales dentro del sistema climático (variabilidad interna), o a variaciones en los forzamientos externos antropogénicos (variabilidad externa).

Aún persiste el debate sobre cuáles son las causas del calentamiento global, sin embargo, el hecho es que está presente y que lo verdaderamente importante no radica en conocer exclusivamente el valor del incremento de la temperatura de la Tierra, sino que éste es tan sólo un indicador del estado del clima. Incluso, es preciso entender que un pequeño cambio de este indicador es trascendente en el clima y que determina la salud de un socioecosistema (Díaz-Delgado *et al.*, 2011).

En el ámbito productivo, la agricultura es una importante actividad económica, social y cultural, pero también es uno de los más importantes factores de cambio en el uso de suelo en la Tierra. En la actualidad, 1,500 millones de hectáreas de tierra se utilizan para zonas de labranza y cultivos permanentes, lo que representa el 11% de la superficie del mundo (FAO, 2002b) y como cualquier sistema natural, los agrosistemas son afectados directamente por las condiciones climáticas y, por ende, son vulnerables al cambio climático. Este impacto en la agricultura no solamente se da en los cultivos si no también en el procesamiento, transporte y el consumo final.

Es importante señalar que las afectaciones del cambio climático en la agricultura no siempre son adversas, puesto que este cambio puede afectar positiva (Huang, *et al.*, 2009) o negativamente (Agarwal y Babel, 2009) a los agrosistemas. En términos fisiológicos, el dióxido de carbono hace que las estomas de las plantas se estrechen, por lo que se reducen las pérdidas de agua y mejora el rendimiento en el uso de agua. El aumento de las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera podría estimular la fotosíntesis y un efecto fertilizante en algunos cultivos. Las superficies adecuadas para el cultivo y la duración del periodo del mismo podrían aumentar para algunas regiones. Sin embargo, el aumento de la temperatura ampliará la gama de insectos dañinos para la agricultura e incrementará la capacidad de supervivencia de las plagas durante el invierno, que suelen atacar los cultivos en primavera. Además, se espera que el clima se haga más variable, con aumentos de la frecuencia e intensidad de ciclones, inundaciones, tormentas de granizo, sequías y heladas (Díaz-Delgado *et al.*, 2011), afectando el rendimiento de los cultivos y la oferta local de alimentos. Por otro lado, a nivel mundial el 60% de la producción de alimentos se deriva de los sistemas agrícolas de temporal (Rockström *et al.*, 2007) y el complemento se deriva de la agricultura de riego. Esta división entre la producción de temporal y riego sienta las bases para una consideración más profunda de los posibles impactos del clima futuro en la producción mundial de alimentos y las posibles estrategias de adaptación.

Diversos estudios y modelos predicen una disminución de la seguridad alimentaria en países en desarrollo asumiendo escenarios con severos problemas socio-económicos y poca capacidad de adaptación ante alteraciones climáticas a nivel local

(Reddy and Hodges, 2000). Sin embargo, entre las comunidades rurales dominadas por agricultura tradicional, los agricultores parecen afrontar la situación a pesar de las fluctuaciones del clima (Mortimore and Adams, 2001). Los agricultores, con base en su experiencia, se adaptan y preparan para el cambio climático, minimizando las pérdidas en productividad mediante el uso de variedades locales tolerantes a la sequía, manejo de policultivos, deshierbe oportuno, manejo de la agroforestería, entre otras técnicas (Alteri y Nicholls 2009). Sin descartar que por muchos años los campesinos han desarrollado sistemas agrícolas adaptados a las condiciones climáticas locales, permitiendo generar la producción necesaria para subsistir, a pesar de dotaciones marginales de tierra, la topografía y la variabilidad climática (Denevan, 1995). Por lo anterior, se hace necesario reevaluar la tecnología empírica rural como fuente clave de información sobre la capacidad para enfrentar el cambio climático (Alteri y Nicholls 2008).

Actualmente el maíz (*Zea mays*) es la tercera cosecha en importancia, después del trigo y el arroz (Asturias, 2004). Esta planta pertenece a la familia de las Poáceas (gramíneas) y es una planta C4 con una alta tasa de actividad fotosintética. El cultivo del maíz tuvo su origen en América Central hace aproximadamente unos 7 000 años y no fue sino hasta finales del siglo XV cuando el grano fue introducido en Europa a través de España (FAO, 1993) y de ahí al resto del mundo.

En México la historia de la alimentación se relaciona directamente con la agricultura; el maíz, la calabaza, el chile y el jitomate, fueron los primeros alimentos ya que crecían en forma silvestre. Por su resistencia a condiciones variables, el maíz pudo ser cultivado junto con el frijol y la calabaza, así, surge un tipo de agricultura que estaba destinada a alimentar a la población. A nivel nacional, el principal productor de maíz es el estado de Sinaloa con el 22% de la producción nacional. En tanto que el Estado de México ocupa el tercer lugar aportando cerca del 8% (INEGI, 2011). A nivel estatal, la superficie agrícola de temporal representa aproximadamente el 75% con respecto a la superficie agrícola total para el año 2007 (SAGARPA, 2009).

La agricultura de temporal en México es altamente vulnerable a las variaciones climáticas extremas, como lo son las sequías, las inundaciones y las heladas (Conde *et al.*, 2006). Por ello, la identificación espacial y temporal de anomalías de temperatura y precipitación han sido técnicas útiles para el análisis de posibles conexiones entre clima y producción de temporal. Este proceso consiste en definir el escenario base en función del comportamiento promedio de la región, refiriéndose aquí a las variables precipitación y temperatura, bajo el supuesto de una variabilidad normal en el espacio intercuartil de la serie cronológica de datos disponibles. Este rango de comportamiento intercuartil se asume como una condición de variabilidad climatológica normal. Aquellos años fuera del espacio antes mencionado, deberán ser analizados con mayor

detalle a fin de determinar los efectos generados en el cultivo de maíz de temporal. En este análisis es necesario ser congruentes con la fase fenológica del cultivo con la finalidad de enfatizar la suficiencia del requerimiento hídrico de la planta.

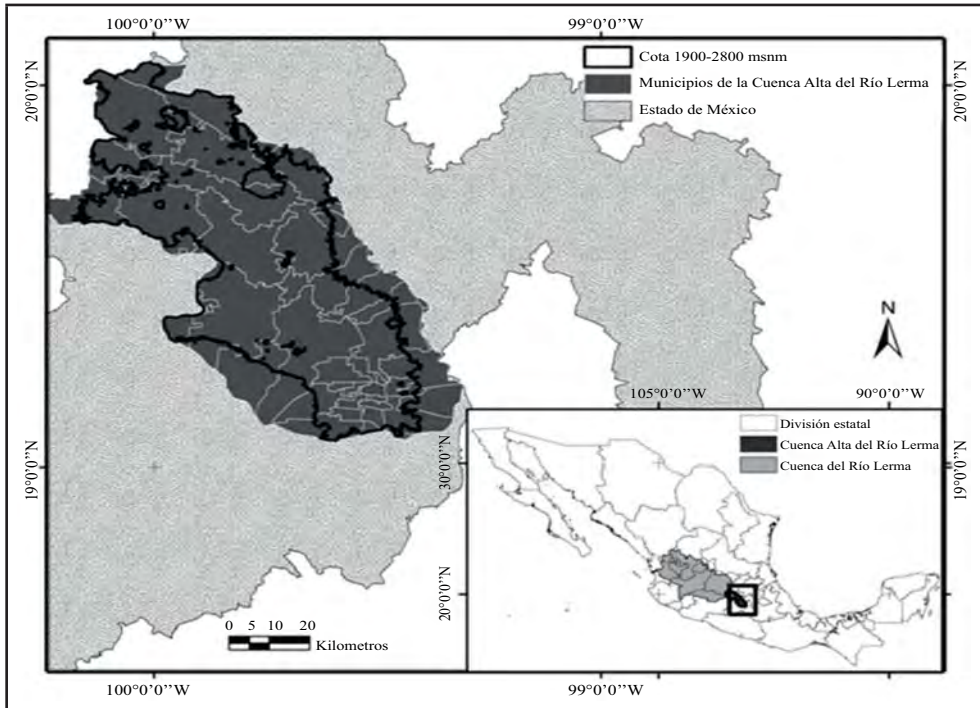
Por ello, el objetivo de este trabajo consiste en analizar la variabilidad climática y los cambios estacionales para detectar las tendencias espacio-temporales de la precipitación (P), temperatura máxima (T_{max}), temperatura mínima (T_{min}) y granizadas (G), para así detectar posibles afectaciones al cultivo de maíz y acotando este proceso al interior de la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL).

Metodología

Área de estudio

La cuenca Lerma-Chapala forma parte de la Región Hidrológica No. 12 y se ubica en el centro occidente del país. Cuenta con una superficie de 54 450 km². Comprende territorios parciales de cinco estados con las siguientes proporciones Guanajuato (43%), Jalisco (13%), México (10%), Michoacán (30%) y Querétaro (4%). De acuerdo con el Censo de INEGI (INEGI, 2010), en esta región existen 13 973 localidades con una población total de 12 275 428 de habitantes. El cauce principal de la cuenca es el Río Lerma, que nace de los escurrimientos de las laderas del Nevado de Toluca (4 690 msnm), tiene una longitud que rebasa los 700 km y desemboca en el lago de Chapala (1 600 msnm) (DOF, 2006). Para los propósitos del presente trabajo sólo se consideró la subregión Lerma – Estado de México que consta de 4 subcuencas: A) Río Lerma 1 (Alzate); B) Río La Gavia (Ramírez); C) Río Jaltepec (Tepetitlán) y; D) Río Lerma 2 (Tepuxtepec). Esta subregión se le denomina como la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL) y se desarrolla desde el centro del Estado de México hacia el noroeste con los límites de los estados de Querétaro y Michoacán. Comprende una superficie de 5 146 km² y una longitud de cauce de 177.8 km, la elevación de nacimiento del trayecto del río es 2 570 msnm (laguna de Almoloya del Río) y su salida del territorio estatal en la cota 2 360 msnm (Fig. 12.1). Comprende territorios parciales de 41 municipios, donde se ubican 1322 localidades de las cuales 84.2 % son rurales (INEGI, 2010). Las principales características hidroclimatológicas de la cuenca mexiquense son (CCRECL-GEM, 1993, estimaciones propias): a) precipitación media anual de 903 mm; b) evaporación de referencia media anual de 1630 mm; c) climas templado lluvioso, templado lluvioso semifrío y frío en función de la altitud; d) temperatura media anual de 13°C y; e) escurrimiento virgen anual de 1 103 hm³.

Fig. 12.1 Localización de la zona de estudio (Cotas 1900-2800 msnm) de la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL).



Fuente: elaboración propia.

Maíz de temporal en el Estado de México

De acuerdo con Gómez y Esquivel (2002), el Estado de México pertenece a la región: Altiplanicie meridional y laderas de las sierras Madre Oriental y Volcánica Transversal, donde se presentan fenómenos como sequías, heladas, inundaciones, granizadas e incendios forestales. A nivel estatal los principales cultivos de temporal son: avena forrajera, trigo de grano, cebada de grano, papa y maíz ocupando el primer y segundo lugar en producción, respectivamente. Esta región cuenta con el mayor número de variedades maiceras a nivel nacional, entre ellas se destacan por preferencia del agricultor: Amarillo Arrocillo, Cacahuacintle, Celaya, Cónico Norteño y Chalqueño. (Tabla 12.1).

Tabla 12.1 Características generales de las principales variedades sembradas en el Estado de México.

<i>Raza de maíz</i>	<i>Altitud (msnm)</i>	<i>Características</i>	<i>Localización</i>
Palomero toluqueño	2200-2800	Es utilizado principalmente en la resiembra, cuando se ha perdido la semilla plantada por causas ambientales y plagas. Es resistente a rigurosos fríos, sequías y plagas, además es precoz en su maduración (Romero <i>et al.</i> , 2006). Útiles para desarrollar genotipos precoces para siembra de temporal (González <i>et al.</i> , 2007). Se caracteriza por presentar pequeñas dimensiones de mazorca y grano, utilizado en la obtención de aceite, para alimento de ganado y aves; así como en la elaboración palomitas (Wellhausen <i>et al.</i> , 1951; Romero <i>et al.</i> , 2006).	Toluca, Atlacomulco.
Cacahuacintle	2200-2800	El rendimiento varía de 2.5 a 6.5 ton/ha (Aguilar <i>et al.</i> , 1999; González <i>et al.</i> , 2006). Es un cultivo dependiente de un microclima con temperaturas semifrías, altitudes elevadas y suelos filtrados. Aunque más susceptible al acame y a la pudrición causada por <i>Fusarium</i> (González <i>et al.</i> , 2007).	Calimaya, Toluca, Atlacomulco, Capultitlán, Metepec, San Mateo Atenco y Tenango del Valle (González <i>et al.</i> , 2007)
Cónico	2200-2800	Mayor tolerancia al acame y a la pudrición de mazorca, así como un mayor rendimiento. Útiles para desarrollar genotipos precoces para siembra de temporal (González <i>et al.</i> , 2007).	Ixtlahuaca y Metepec. Valles altos de la Mesa Central.
Chalqueño	1900-2300	El color del grano es diverso, blanco, crema, amarillo, rojo, azul o negro. La planta es tolerante a la sequía y a bajas temperaturas pero susceptible a heladas. Periodo vegetativo mediano de 5 a 6 meses y rendimiento alto.	Valles Altos Centrales de México

Fuente: elaboración propia.

Estas variedades presentan necesidades fototérmicas bajas, además en esta región se puede contar con mayor humedad por más tiempo y en promedio se puede hablar de un temporal seguro (Gómez y Esquivel, 2002). Para el año 2007 SAGARPA reportó una superficie de 470 080 ha cultivadas con un rendimiento promedio de 3.3 ton/ha, lo que denota la importancia del cultivo de maíz en la región.

El proceso general del cultivo de maíz de temporal o de secano, comprende el ciclo primavera-verano que prevalece en el sistema de producción de autoconsumo, por lo que los agricultores más que buscar altos rendimientos buscan maíz que les permita obtener tortilla de buena calidad o que responda a sus hábitos culturales y alimenticios. La producción del maíz de temporal requiere una serie de pasos iniciando con el barbecho, el rastreo y la nivelación de la tierra y generalmente se realiza de enero a abril. La siembra del maíz, en función de la variedad, se realiza de mayo a junio y requiere una temperatura mayor a 10°C, se emplean aproximadamente 12 kg de semilla/ha. Se suele hacer la siembra a una profundidad de 9 cm, sin embargo la máxima profundidad de enraizamiento puede variar entre los 45 y 60 cm (Flores y Ruiz, 1998).

La etapa de germinación demanda temperaturas de 15°C a 20°C. En esta etapa se realizan labores de deshierbe, con el fin de evitar competencia de la maleza durante los primeros 40 días de desarrollo. En ocasiones se aplica fertilizante y se fumiga en el mes de junio. En agosto aparecen los primeros frutos “elotes”. A partir de septiembre, las plantas de maíz empiezan a secarse, los agricultores que hicieron la siembra en la primer semana de mayo, cosechan a finales de octubre, este periodo puede diferir según la variedad de semilla sembrada, el grano se suele almacenar en su elote en un lugar seco y limpio, en tanto que las cañas secas o zacate son un recurso muy importante que se puede comercializar o emplear para sus propias necesidades (Juan-Pérez, 2006).

**Tabla 12.2 Etapas de crecimiento del maíz (*Zea mays*)
(considérese diferentes tiempos para variedades)**

<i>Etapa</i>	<i>Días</i>	<i>Características</i>
Crecimiento de plántulas	9	Emergencia: el coleóptilo atraviesa la superficie del suelo
Crecimiento vegetativo	55	Desarrollo de las hojas y crecimiento longitudinal del tallo principal. Comprende el periodo más crítico para la planta y la cosecha, específicamente, tres semanas antes de la floración.
Floración	69	Floración masculina; el polen se comienza a arrojar y son visibles los estigmas.
Llenado de maíz	80	Casi todos los granos han alcanzado su tamaño final
Madurez-Senescencia	95	Granos duros y brillantes, los tallos se quiebran.

Fuente: elaboración propia.

Generalmente las plantas siguen el mismo patrón de crecimiento, aunque la duración de las etapas puede variar dependiendo del híbrido, lugar, temporada y fecha de siembra. El general el crecimiento se divide en cuatro periodos: crecimiento de las plantas, crecimiento vegetativo, floración-fecundación y llenado de grano y madurez. En la Tabla 12.2 se resumen las etapas de crecimiento del maíz de forma general sin hacer mención de variedad o raza (Jugenheimer 1990).

La heterogeneidad ambiental, el aislamiento geográfico, la recombinación entre razas o poblaciones aledañas y la selección que los agricultores han realizado para rendimiento o usos culinarios, contribuyeron a su conservación *in situ*, al incremento de su diversidad o a su mejoramiento genético (Eagles y Lothrop, 1994; Vasal *et al.*, 1995). Los indígenas domesticaron e iniciaron la selección del maíz, contribuyendo relativamente en la formación de variedades y razas. De acuerdo con Reyes (1990) el término raza se aplica para poblaciones de individuos de una misma especie con genotipos similares. La formación de razas se origina por aislamiento ecológico. En tanto que el término variedad es un grupo de individuos de una especie y raza; y son producto de la selección humana con fines de explotación económica. Existen variedades nativas y son aquellas que se originaron y evolucionaron en un lugar determinado; las variedades criollas son las introducidas y adaptadas a condiciones propias del lugar de adopción.

Bases de datos

Para obtener series espacio-temporales se utilizó la base de datos del CLICOM, la cual contiene datos diarios todas las estaciones meteorológicas activas e inactivas del país controladas por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), a través del Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Debido a que la Organización Meteorológica Mundial (OMM) recomienda un periodo de 30 años como mínimo para realizar un análisis de dichas variables con el propósito de estudiar la variabilidad climática, se realizó un filtrado de datos el cual consistió en extraer las 812 estaciones comprendidas entre los paralelos 18°24' y 20°52' y los meridianos 101°25' y 98°35'. Para éstas, se calcularon las medias mensuales de las variables: precipitación (P), temperatura máxima (T_{max}), temperatura mínima (T_{min}) y granizadas (G). Finalmente se seleccionaron las estaciones que tuvieran más de 30 años de registros, mismas que se utilizaron para generar series cronológicas

espacio-temporales tipo raster usando la función INTERPOL del programa Idrisi taiga (Eastman, 2012).

Adicionalmente se utilizó la base de datos del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) que contiene la información por año agrícola (2003-2010) de la producción, rendimiento y producción siniestrada del maíz de temporal por municipio para todo el país. Para este caso se consideraron los municipios del Estado de México, para tener un acercamiento general.

Análisis de datos

Se realizaron análisis para identificar el comportamiento espacio-temporal de las variables P , T_{max} , T_{min} y G y con ello detectar posibles tendencias en las zonas aptas para el cultivo de maíz dentro de la CARL. Para dichos análisis se emplearon diferentes técnicas contenidas en el módulo Earth Trends Modeler (ETM) del software IDRISI taiga (Eastman, 2009).

En el análisis exploratorio de tendencia temporal se utilizó un test no paramétrico, propuesto y descrito por Theil y Sen, el cual se refiere a la pendiente media de una regresión lineal para conocer el incremento o la disminución por unidad de tiempo de la serie (Sen, 1968). La prueba estadística no-paramétrica de Mann-Kendall, se requirió para identificar las tendencias temporales de los parámetros climáticos. Este indicador proporciona el grado de tendencia creciente o decreciente durante toda la serie de tiempo, con un rango de -1 a 1. El valor de 1 indica una tendencia que continuamente crece y nunca disminuye, al contrario cuando el valor tiende a -1. Un valor de 0 indica que la tendencia no es consistente.

Para la evaluación de tendencia de una serie de datos a nivel temporal se ha utilizado la prueba no paramétrica de Mann-Kendall. Esta prueba ha sido ampliamente aplicada en estudios de identificación de tendencias en series hidrometeorológicas y otras series ambientales.

Para detectar la variabilidad estacional se empleó una variante del Mann Kendall denominada prueba de estacionalidad. Esta prueba realiza un análisis de las tendencias estacionales de las imágenes de series temporales. El análisis lleva a cabo una regresión armónica de imágenes al año y es seguido de un análisis de Kendall sobre la amplitud y la fase de cada año, generados por la regresión armónica (Eastman, 2012).

Para el análisis de estas series temporales y la aplicación de las técnicas de análisis anteriormente descritas se utilizaron tres criterios:

1. Conformar una serie temporal de manera anual para el periodo 1960-2009 entre las cotas 1900 a 2800 msnm, debido a que en este rango de altitud se encuentra el área cultivable de maíz dentro de la CARL (véase Fig. 12.1).
2. Llevar a cabo un análisis mensual durante el periodo 1980-2009, debido a que estudios recientes han demostrado que durante este periodo el efecto del cambio climático ha sido más pronunciado (Richardson *et al.*, 2011).
3. Determinar mediante un análisis de estacionalidad el comportamiento de las variables climáticas, para relacionarle con las pérdidas en producción del cultivo.

Finalmente, los resultados obtenidos se cruzaron con los datos obtenidos del Sistema Información Agroalimentaria y Pesca (SIAP), para detectar la posible relación entre las variables de P , T_{max} , T_{min} y G y la producción, rendimiento y producción siniestrada del maíz de temporal por municipio perteneciente a la zona de interés.

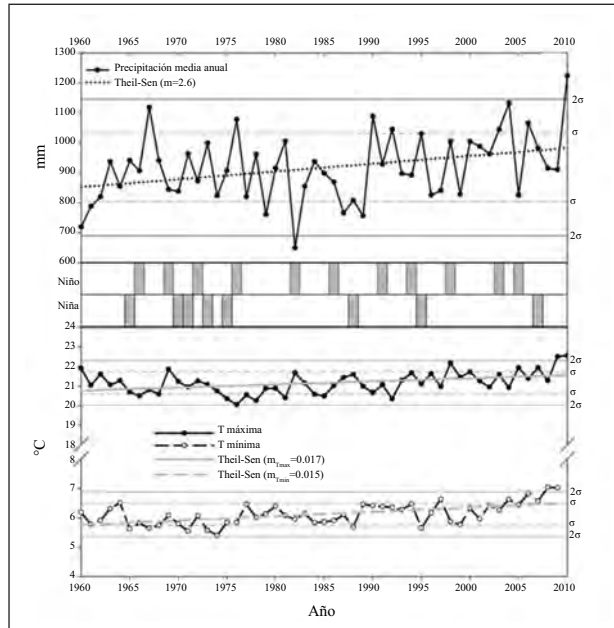
Resultados

Como resultado de la generación de series temporales anuales y mensuales se procedió a obtener los perfiles climáticos para las zonas circunscritas entre las cotas 1900 a 2800 msnm de la cuenca del Río Lerma en el Estado de México.

Análisis de la variabilidad climática anual para el periodo 1960-2010

El análisis anual comprendió un periodo de 51 años para 3 variables climáticas como son la precipitación (en mm), la temperatura mínima y máxima (en °C). Como primeros resultados se obtuvo el análisis temporal anual para 3 de las variables climáticas. En la Fig. 12.2 se presentan los resultados de los perfiles temporales y la línea de tendencia de Theil-Sen.

Fig. 12.2 Tendencia anual de las variables precipitación, temperatura mínima y máxima del periodo 1960-2010 en la CARL (cota 1900 a 2800 msnm).



Fuente: elaboración propia.

El año con la anomalía de mayor amplitud se presentó en 1981 con 268 mm por abajo del promedio en todo el periodo de estudio, esto es 684 mm de precipitación en ese año. Mientras que el año de mayor precipitación fue en el 2010 con 306 mm por arriba del promedio anual que correspondió a 1223 mm. De acuerdo con la línea de tendencia Theil-Sen, la precipitación va en aumento pasando de 845 a 967 mm, es decir, durante los últimos 50 años la cantidad de lluvia ha aumentado en el orden de 122 mm. El resultado de la prueba estadística de Mann Kendall indica que los valores tienden a 1, lo que significa que en la zona se presenta un aumento significativo, con una tasa de cambio anual promedio de hasta 2.44 mm por año.

Respecto a la tendencia interanual de valores de temperatura mínima, durante toda la serie de tiempo, el año con la temperatura mínima promedio más baja se presentó en 1974 con 5.4°C, mientras que la más alta fue en el año 2009 con 7°C. El perfil temporal de la serie de la temperatura mínima, presenta una tendencia interanual creciente, con un incremento de 5.35 °C a 6.45 °C en poco más de 50 años, es decir, ha aumentado 1.1 °C, con una tasa de crecimiento de 0.022°C por año. En el caso

de la temperatura máxima promedio, el año menos cálido se presentó en 1976 con 20°C, mientras que el más cálido de esta variable fue en 2010 con 22.6°C, lo que representa una temperatura de 1.2°C por arriba del promedio. Al igual que en las 2 variables anteriores, la temperatura máxima presenta una tendencia creciente, que de acuerdo con la tendencia de Theil-Sen, ha implicado un aumento de 0.8°C durante los últimos 50 años. La prueba estadística no paramétrica de Mann-Kendall aplicada en las variables de temperatura facilita la observación de una tendencia cercana a 1 en casi toda la zona de estudio. La variable de mayor tendencia se presenta en la temperatura máxima, con un aumento significativamente creciente en la parte sur y norte de la cota 1900-2800 msnm. La tendencia creciente en el análisis de las 3 variables se presenta a partir de 1980, por tal motivo se decidió realizar el análisis mensual para los últimos 30 años.

Análisis de la variabilidad climática mensual para el periodo 1980-2010

El comportamiento mensual de las variables climáticas en sus condiciones extremas en la zona de estudio se encuentra en concomitancia con los fenómenos climáticos del Niño y la Niña, los cuales se pueden observar en la Fig. 12.3.

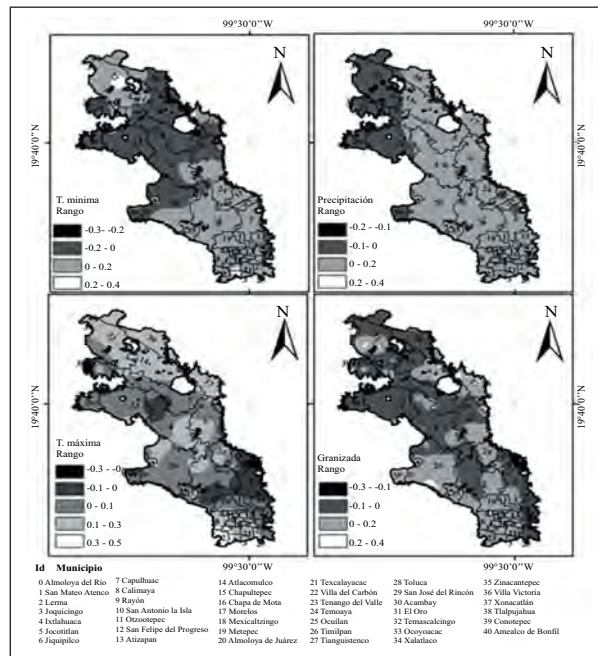
Los impactos más documentados y conocidos del Niño a nivel mundial corresponden a los episodios de 1982-1983 y 1997-1998, en razón de la magnitud de los efectos socioeconómicos relacionados tanto con la intensidad del fenómeno como con la vulnerabilidad de la población y los sectores afectados. Haciendo estas consideraciones se puede apreciar en los siguientes perfiles temporales climáticos la relación con estos fenómenos.

De acuerdo con los eventos más significativos observados en el análisis mensual de las variables, se destaca la presencia de eventos extremos representados por aquellos más alejados de la línea promedio de la serie. Para el periodo de 1982 y 1983 se aprecia la menor de las precipitaciones para septiembre de 1982 con cerca de -90 mm de lluvia. En contraparte, la temperatura máxima en mayo de 1983 presentó la segunda temperatura más elevada de todo el periodo de 50 años con 2.25 °C más que el promedio durante la serie para ese mes. Sin embargo, los años de mayor anomalía se presentaron en 1997 y 1998, en concomitancia con el evento del Niño de mayor impacto a nivel mundial. El pico más alto se presenta en mayo de 1998 con 3°C de diferencia con respecto del promedio seguido ese mismo año de las precipitaciones más altas cercanas a 150 mm.

Análisis de estacionalidad

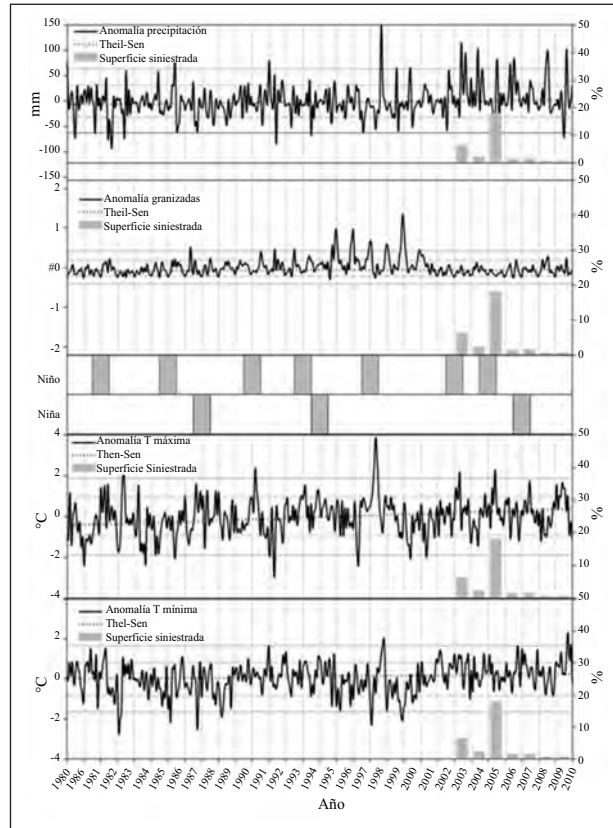
El análisis de estacionalidad se realizó para detectar las posibles tendencias en las variables de temporada, como los cambios fenológicos a través del modelado de las curvas estacionales de cada año y analizar las tendencias a través de la media anual. Las imágenes de la pendiente de las amplitudes y las fases se extienden simétricamente para mejorar el contraste de las imágenes. Para esto se recomienda que se tome del 15% - 25% de los valores extremos en la igualdad de los valores absolutos positivos y negativos (Eastman, 2009). Por tal razón se seleccionaron 7 años para el inicio y final del periodo analizado.

Fig. 12.3 Análisis espacial de tendencias de las variables precipitación, granizo, temperatura mínima y máxima.



Fuente: elaboración propia.

Fig. 12.4 Variabilidad temporal y porcentaje se superficie siniestrada de los municipios ubicados en las cotas 1 900 a 2 800 msnm (derecha).

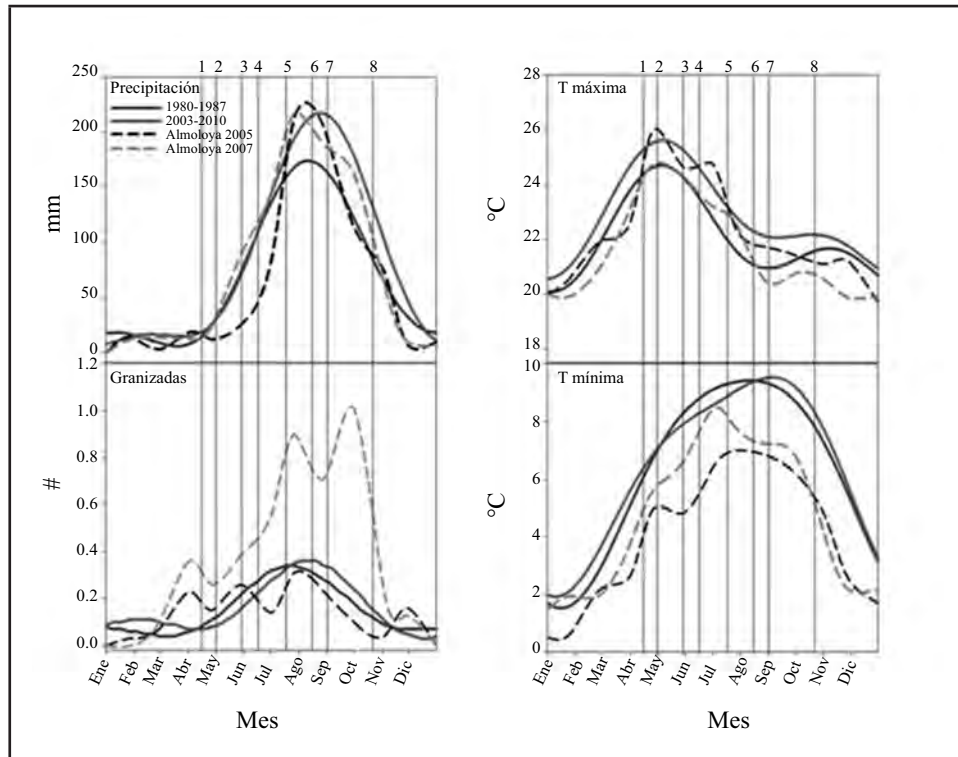


Fuente: elaboración propia.

El análisis estacional hace evidente una situación de variabilidad climática en los promedios mensuales al inicio y final del periodo de estudio que inciden directamente en la producción del maíz. En la variable precipitación se observa un cambio de fase de un mes de agosto a septiembre entre los picos de mayor precipitación, sin embargo la diferencia en amplitud es muy evidente, con cerca de 50 mm más de lluvia. Este mismo comportamiento se observa en la variable granizo sin embargo, el desplazamiento de fases se observa a partir del mes de abril, con un desfase entre los picos más altos de granizadas de julio a agosto, y con un cambio de amplitud muy ligero.

La temperatura máxima es otra de las variables que muestra un cambio fuerte en la amplitud más que en el cambio de fase. El cambio en la amplitud es de aproximadamente 1°C excepto en los meses de noviembre y diciembre.

Fig. 12.5 Análisis de estacionalidad de las variables precipitación, granizo, temperatura mínima y máxima en la cota de 1 900 a 2 800 msnm. Se muestra el comportamiento de las variables para un año con superficie siniestrada (2005) y uno sin superficie siniestrada (2007) para el Municipio de Almoloya de Juárez.



Fuente: elaboración propia.

Nota: Los números corresponden a etapas fenológicas del maíz; 1: preparación de la tierra, 2: siembra, 3: emergencia, 4: crecimiento vegetativo, 5: floración, 6: fecundación, 7: llenado de grano y madurez, y 8: cosecha.

En la Fig. 12.4 se pueden visualizar los posibles efectos de las variaciones en cada etapa fenológica del maíz. Desde que se siembra hasta que se cosecha, el maíz pasa por determinadas fases de crecimiento en las que resulta especialmente sensible a las variaciones originadas en el medio en el que se desarrolla, ya sean provocadas o naturales. Sin duda alguna la etapa más crítica ocurre 3 semanas antes de su floración, específicamente por un aporte suficiente de agua, de tal forma que de mayo a septiembre se considera preciso que llueva aproximadamente 300 mm y que de esta cantidad la mitad se presente de junio a agosto (Llanos 1984).

Otra de las variables climáticas de gran impacto durante el desarrollo del maíz, es la temperatura. Durante la etapa de emergencia es muy importante la temperatura, siendo el límite para el cultivo de maíz la isoterma de 18 °C, con una óptima de 22 °C, con variaciones del día y la noche de $\pm 7^{\circ}\text{C}$. Sin embargo, la temperatura alta a finales de julio y mediados de agosto produce marchitamiento del tejido foliar y baja producción de grano. Por otra parte, cuando existe descenso de temperatura en el aire y en el suelo, sobre todo al final del ciclo se retarda la madurez del grano, aunque el incremento de humedad puede propiciar la aparición de enfermedades. Por lo que periodos secos y temperaturas mayores a la media son perjudiciales para el rendimiento, específicamente cuando más cercano a la etapa de floración se está.

Para ejemplificar las afectaciones que puede tener la variación estacional de la P, Tmax, Tmn y G sobre el cultivo de maíz se ilustra (Fig. 12.4) el municipio de Almoloya de Juárez. Cabe destacar que este municipio presenta una superficie agrícola de 29,747 ha, y que de éstas el 99 % es régimen de temporal, por lo que las afectaciones a dicho sector pueden ser de gran repercusión para la zona. Se consideraron los datos anuales de superficie siniestrada, de tal forma que se compararon dos escenarios: un año con la mayor superficie siniestrada (2005) y un año sin superficie siniestrada (2007). De acuerdo con el monitor de sequía de América del Norte (*SMN en línea*) se reporta abril del 2005, como el segundo abril más seco a nivel nacional desde 1941. Por otro lado, en el mes de mayo las lluvias se concentraron sobretodo en el norte del país, por lo que tuvo un impacto negativo en el inicio de las actividades agrícolas. La estación de lluvias presentó un retraso de 3 a 4 semanas siendo el Estado de México el más afectado, el gobierno local reportó que la producción de maíz fue severamente dañada. Ya que durante la emergencia y crecimiento vegetativo no se cubrieron los requerimientos hídricos necesarios para la producción del maíz. Además, la temperatura máxima aumentó con dos picos importantes en mayo y en julio, se registraron temperaturas mínimas bajas para la zona y algunos eventos de granizadas en el mes de abril atípicos. Por otra parte en el año 2007 las condiciones de humedad fueron favorables durante todo el ciclo agrícola y aún cuando se presentaron granizadas en agosto y octubre, éstas no afectaron el rendimiento por que permite asumir que para

esta zona y variedad de maíz, la producción de este cultivo es afectado fuertemente por la variabilidad de estacional de las lluvias.

Conclusiones

En México la producción de maíz de temporal es extremadamente vulnerable a la variabilidad climática, especialmente por los efectos de la temperatura y precipitación. El análisis anual, mensual y estacional de las variables precipitación, granizo, temperatura máxima y mínima en la cota 1900 a 2800 msnm, de la CARL permite visualizar la variabilidad regional, así como los efectos en la producción de maíz de temporal. La variabilidad del porcentaje de superficie siniestrada de la CARL es concomitante con los eventos de mayor precipitación y granizadas, las primeras ocasionaron zonas de inundación, en tanto que las granizadas en su mayoría disminuyeron el rendimiento.

Finalmente, es importante resaltar que la zona de estudio requiere de análisis más profundos sobre las posibles medidas de adaptación de los agricultores locales ante la variabilidad climática. Particularmente se ha observado que de forma empírica, los campesinos de la región ya cuentan con conocimientos y prácticas que podrían ser reforzados con conocimientos científicos e incrementar la probabilidad de éxito en la producción de maíz de temporal ante la variabilidad climática. Aunado a esto, es importante que en estudios futuros se considere la construcción de modelos de predicción climática de mediano plazo, al menos un ciclo vegetativo, con el objetivo de sugerir dónde y cuándo sembrar cierta variedad de maíz y mejorar las posibilidades de una cosecha adecuada.

Referencias

- Agarwal, A. and M. S. Babel, (2009), "Forecasting rice yield under climate change scenarios and evaluation of agro-adaptation for Mekong basin region: A simulation study" en IOP Conference Series: Earth and Environmental Sciences. 6, 47.
- Altieri M. A. y C. Nicholls, (2008), Los impactos del cambio climático sobre las comunidades campesinas y de agricultores tradicionales y sus respuestas adaptativas. Agroecología (3).
- Altieri M.A. y C. Nicholls, (marzo 2009), Cambio climático y agricultura campesina: impactos y respuestas adaptativas. LEISA Revista de Agroecología.

- Altieri M. A. (2002), Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: p. 1-24.
- Asturias, M. Á. (2004), Maíz, de alimento sagrado a negocio del hombre. *Acción Ecológica. Red por una América latina libre de transgénicos*. Quito, Ecuador. 111 pp.
- CCRECL-GEM. (1993). Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la cuenca del Río Lerma. GEM. “Atlas Ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma”. Tomo I Cartografía.
- Conde C., R. Ferrer and S. Orozco. (2006). Climate change and climate variability impacts on rainfed agricultural activities and possible adaptation measures. A Mexican case study. *Atmósfera*. Vol. 19. Universidad Autónoma de México. D.F.
- Denevan WM. (1995). Prehistoric agricultural methods as models for sustainability. *Adv. Plant Pathology* 11: p.21-43
- Diario Oficial de la Federación DOF. (2006). Estudio técnico de los recursos hídricos del área geográfica Lerma-Chapala. 24 julio, México.
- Díaz-Delgado C., M. V. Esteller-Alberich y A. Velasco-Chilpa. (2011). Formación de capital humano y gestión integrada de recursos hídricos. *Rev. Ideas en Ciencia* No. 35. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. p. 12-19
- Eagles H A. and J. E. Lothrop. (1994). Highland maize from Central Mexico – Its origin, characteristics and use in breeding programs. *Crop Sci.* 34: p.11-19.
- Eastman J.R. Idrisi Taiga. *Guide to GIS and Image Processing*. (2012). Manual Version 16.00. Clark Labs, Clark University. Archivo .pdf, 328 p.
- FAO. (1993) “El maíz en la nutrición humana”. en *Colección FAO: Alimentación y nutrición* No. 25. Roma, Italia.
- FAO. (2002) “Nutrición humana en el mundo en desarrollo”. en *Colección FAO: Alimentación y nutrición* No. 29. Roma, Italia.
- FAO. (2002b). “Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030”. Informe resumido. Roma, Italia.
- Ferris J. (1999). An analysis of the impact of ENSO (El Niño/Southern Oscillation) on global crop yields. *American Journal of Agricultural Economics* 81(5): p. 1309–1309.
- Flores H. E. y J. A. Ruíz. (1998). Estimación de la humedad del suelo para el maíz de temporal mediante un balance hídrico. *Terra Latinoamericana*. 16(03). Universidad Autónoma Chapingo, México. p. 219-229.

- Gay C. (Ed.). (2000). "México: Una visión hacia el siglo XXI" en El cambio climático en México. Instituto Nacional de Ecología (INE). U. S. Country Studies Program. SEMARNAP-UNAM. 200 p.
- Gómez J.C. y M. M. Esquivel. (2002). Agroclimatología del maíz de México. Revista Geografía. No. 132 p. 123-140.
- González-Huerta A., J. Sahagún-Castellanos, D. Pérez-López, A. Domínguez-López, R. Serrato-Cuevas, V. Landeros-Flores y E. Dorantes-Coronado. (2006). Diversidad fenotípica del maíz cacahuacintle en el Valle de Toluca, México. Fitotecnia Mexicana, vol 29. México, p. 255-261.
- González-Huerta A., L. M Vázquez-García, J. Sahagún-Castellanos, J. Rodríguez Pérez y D. de J. Pérez López. (2007). Rendimiento del maíz de temporal y su relación con la pudrición de mazorca. Agricultura técnica en México. Vol. 33, No. 1 p. 33-42.
- Huang, Y., W. Zhang, Y. Yu, W. Sun, J. Chen. (2009). "A primary assessment of climate change impact on rice production in China" en IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 6. 472003.
- INEGI (2010). II Censo de Población y Vivienda 2010. Resultados definitivos. Tabulados básicos.
- INEGI (2011). Perspectiva estadística. México. Cobertura temporal 2000-2011. Formato electrónico.
- IPCC. (2001). "Climate change. The Scientific basis". en Contribution of working group I to the Third Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C. A. Johnson (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, N.Y, USA.
- IPCC. (2007). "Informe de Síntesis" en Contribución de grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Juan Pérez J. I. (2006). "Manejo del ambiente y riesgos ambientales en la región fresera del Estado de México" en Capítulo II: La familia campesina y el manejo de recursos naturales, p.66-69.
- Jugenheimer W. Robert. (1990). Maíz variedades mejoradas métodos de cultivo y producción de semillas. Editorial LIMUSA S.A. de C.V. 4a reimpression. México, p 66-73.
- Llanos Company M. (1984), El maíz, Su cultivo y aprovechamiento . Ediciones Mundi-Prensa. España. p 42-49.
- Mortimore M.J. and W.M. (2001). Adams. Farmer adaptation, change and crisis in the Sahel. Global Environmental Change 11: p. 49-57.

- Richardson K., W. Steffen and D. 2011. Liverman. Climate change. Global risks challenges and decisions. Cambridge University Press. United Kingdom. 501 p.
- Reddy K. R. and H. F. Hodges. (2000). Climate change and global crop productivity. CABI Publishing, Wallingford.
- Reyes C. P. (1990). El maíz y su cultivo. AGT Editor, R. A. México.
- Rockström, J., H. Nuhu, Y. Theib and W. Suhas. (2007). Unlocking the potential of rainfed agriculture. Cap. 8: Managing water in rainfed agriculture. p. 315-352.
- Romero, C. T.; D. L. González y R. G. Reyes. (2006). Geografía e historia cultural del maíz Palomero Toluqueño (*Zea mays everta*). Ciencia Ergo Sum. 13(1), p 47-56.
- SAGARPA (2009). Síntesis del Sector Agropecuario del Estado de México. Dirección General de Estudios Agropecuarios y Pesqueros.
- SAGARPA (2009). Sistema de Información Agroalimentaria y Pesca. En línea: <http://www.siap.gob.mx/>
- Sen T. (1968). Estimates of regression coefficient based on Kendall's tau. J. Am. Stat. ss. 63(324), p. 1379-1389.
- SMN. <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/sequia/>
- Vasal S K, G. Srinivasan, N. Vergara and A. F. González. (1995). Heterosis y aptitud combinatoria en germoplasma de maíz de Valles Altos. Rev. Fitotec. Mex. 18:p.123-139
- Wellhausen, E. J.; L. M. Roberts, X. E. Hernández and P.C. Mangelsdorf. (1951). Razas de maíz en México: su origen, características y distribución. Oficina de Estudios Especiales, Secretaría de Agricultura y Ganadería (SAGAR), México, D. F. 237 p.

Modelo hidrológico para la simulación de caudales diarios de una cuenca con la ayuda de un sig

V. Díaz-Mercado¹, K. M. Bâ¹, E. Quentin², F. H. Ortiz-Madrid¹ y L. Gama³

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Centro de Recursos Idrisi (CRI-UNL), Universidad Nacional de Loja, Ecuador

³ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Resumen

La modelación hidrológica es una herramienta esencial en la evaluación de los recursos del agua en las cuencas hidrológicas, el tiempo invertido para tal propósito depende de la estructura del modelo hidrológico elegido, de la cantidad y calidad de la información requerida, y de los esfuerzos invertidos en la calibración. El modelo CEQUEAU, es un modelo hidrológico de parámetros distribuidos. La cuenca se divide en celdas y el proceso lluvia-escorrimento se simula celda por celda hasta la salida. Los avances recientes en la geomática, permite el desarrollo de módulos integrados en los sistemas de información geográfica (SIG), para facilitar el procesamiento de la información requerida por los modelos hidrológicos. El objetivo de la presente investigación, consistió en implementar el modelo CEQUEAU en el sig Idrisi para la modelación hidrológica de cuencas, reduciendo con ello, los tiempos en el procesamiento de la información y dedicando más atención a la calibración de los resultados. En este documento, se muestran los resultados de la implementación del modelo CEQUEAU, la cual refiere a la modelación del flujo vertical (lluvia, evapotranspiración, infiltración, etc.) en cada uno de los tres recipientes que considera el

modelo: lagos y ciénegas, suelo y acuífero, así como la transferencia del volumen de agua correspondiente al caudal en cada celda hasta la salida de la cuenca.

Palabras claves:

Modelación hidrológica.
Simulación de caudales.
SIG.

Introducción

El conocimiento sistemático de la fase terrestre del ciclo hidrológico, la complejidad de éste y la dificultad para obtener observaciones meteorológicas e hidrométricas exactas y detalladas, sobre grandes áreas de las cuencas de drenaje, son las principales razones por las cuales la hidrología superficial ha alcanzado considerablemente su desarrollo como ciencia (Campos-Aranda, 1994).

De la necesidad de estimar las magnitudes de las variables que intervienen en el ciclo del agua, surgen los modelos hidrológicos. Un modelo, es útil para resolver un importante número de estudios hidrológicos tales como: la reconstitución y generación de series largas de datos, la detección de errores de observaciones, la previsión de eventos extremos, la estimación de caudales en puntos no aforados, la operación de embalses, la realización de estudios ambientales, etcétera. Con enfoques multidisciplinarios, los modelos hidrológicos son útiles en la simulación de la calidad del agua, ejemplo de ello son los modelos de simulación del transporte de contaminantes y los de simulación de los niveles de un acuífero en zonas agrícolas, entre otros (Bâ *et al.*, 2001).

El desarrollo de la computación ha estimulado la generación de modelos hidrológicos distribuidos (MHD) desde los años setenta. La investigación en MHD sobre grandes regiones, se basa en la investigación hidrológica de procesos (Venneker y Bruijnzeel, 1997). De esta manera, se construyen modelos hidrológicos de macroescala, los cuales pueden ser ejecutados en forma repetida sobre grandes áreas geográficas (Arnell, 1999).

Los MHD se han utilizado para evaluar las condiciones hidrológicas (escurrimiento, infiltración, recarga de acuíferos), el estado de la vegetación (densidad, calidad), y el cambio climático en amplias regiones geográficas. De hecho, los modelos distribuidos pueden aplicarse a cualquier clase de problema hidrológico,

incluidas las predicciones en cuencas no instrumentadas (Magaña-Hernández, 2008).

La utilización de los SIG en el modelado hidrológico, se ha vuelto más evidente en las últimas décadas. Por ejemplo, en 1998, el Centro de Investigación en Recursos Hídricos (CRWR) de la Universidad de Texas creó el CRWR-PrePro, un pre-procesador en ArcView que extrae información de datos espaciales digitales y la dispone para ser usada por el software hidrológico HEC-HMS, el cual estima caudales (Olivera *et al.*, 1998; Olivera y Maidment, 1999).

Por su parte, Molnar y Julien (2000) modelaron el escurrimiento en una cuenca con el modelo distribuido CASCA2D. Fortin *et al.* (2001a, 2001b) desarrollaron el modelo distribuido HYDROTEL con el objetivo de que fuera compatible con los SIG y lo aplicaron a la cuenca del río Chaudière (Canadá). Chávez y Estrada (2005) desarrollaron en el Centro de Recursos Idrisi México (CRI-Méx) una interfaz entre el modelo CEQUEAU y el SIG ArcView, la cual permite extraer la información requerida para la simulación de caudales; en el mismo centro, Guerra-Cobián (2008) implemento una rutina en el SIG Idrisi, capaz de extraer la información necesaria requerida por el modelo CEQUEAU que simula caudales.

Es evidente que, a lo largo de las últimas tres décadas se han desarrollado significativamente los modelos hidrológicos, esto propiciado principalmente por tres factores: 1) los avances tecnológicos en los sistemas de información geográfica (SIG); 2) la disponibilidad de modelos digitales de altitud (DEM, por sus siglas en inglés) utilizados en los SIG; y 3) la disponibilidad de diversas bases de datos digitales (climatológicas e hidrométricas); lo anterior ha permitido, paulatinamente, obtener los parámetros requeridos por los modelos hidrológicos, de una manera más rápida y precisa (He y Croley II, 2007). La calidad de los resultados, está en función de la precisión de los datos de entrada y del grado con el que la estructura del modelo representa correctamente los procesos hidrológicos del problema estudiado (Campos-Aranda, 1998).

Objetivos

El objetivo general de esta investigación es, implementar el modelo de parámetros distribuidos CEQUEAU en el sistema de información geográfica Idrisi y aplicar dicho modelo en el estudio de una cuenca hidrológica, para analizar la eficiencia y rapidez de esta nueva herramienta en la simulación de caudales.

Los objetivos específicos son: el implementar en un marco geomático, el modelo de parámetros distribuidos CEQUEAU para que sea una aplicación adicional

del sistema de información geográfica (SIG) Idrisi; analizar la información de ocupación de suelo e hidrometeorológica disponible en una cuenca de estudio, para organizar y generar la base de geodatos; aplicar el modelo hidrológico implementado en Idrisi en una cuenca; analizar los resultados de las simulaciones hidrométricas.

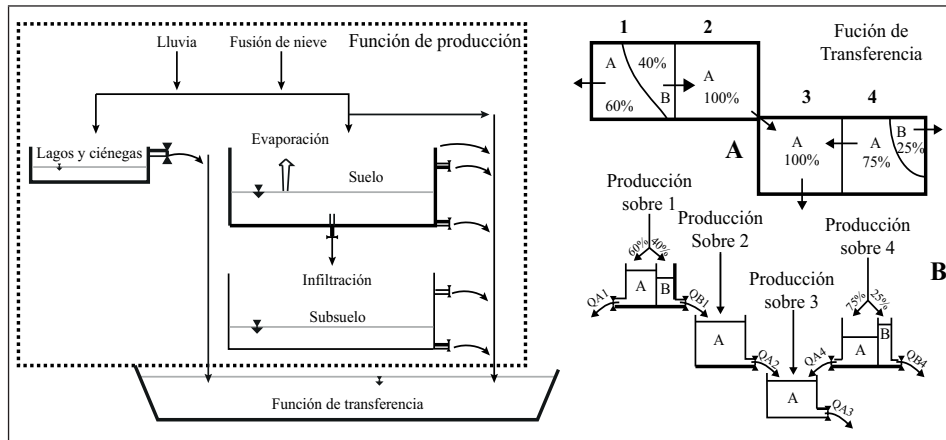
Materiales y métodos

Modelo hidrológico CEQUEAU

Este modelo fue desarrollado en el Instituto Nacional de la Investigación Científica-Agua (INRS-EAU, ahora INRS-ETE) de la Universidad de Québec, Canadá, para reproducir el escurrimiento de una cuenca (Morin y Paquet, 2007). Ha sido utilizado en diferentes países para simulaciones continuas de caudales o para la previsión hidrológica con fines de gestión de embalses (Llanos *et al.*, 1999; Ayadi y Bargaoui, 1998; Bâ *et al.*, 2001; Magaña, 2008; Guerra-Cobian, 2008). Es un modelo de parámetros distribuidos, donde la cuenca se divide en superficies elementales de forma cuadrada (parcelas) y se calculan los caudales para cada una de ellas, tomando en cuenta las variaciones espacio-temporales de las características fisiográficas. El modelo consta de dos partes para simular el flujo vertical y horizontal del agua en cada cuadro (Fig. 13.1), la primera de ellas, se denomina *función de producción* y la segunda, *función de transferencia*.

La *función de producción*, se refiere, al modelado del flujo vertical del agua (lluvia, evapotranspiración, infiltración, etc.), esta función, está orientada a obtener un volumen de agua en cada uno de los tres recipientes que considera el modelo: lagos y ciénegas, suelo y acuífero. El volumen de agua se calcula para cada elemento parcial, multiplicando la lámina producida en el cuadro entero por la superficie del elemento parcial considerado. La *función de transferencia*, analiza la manera en que se transfiere el flujo en la red de drenaje, toma en cuenta la influencia de lagos, ciénegas, presas, derivaciones, entre otras. El modelo examina cada parcela a intervalos de tiempo definidos, éstos puede ser de un día o incluso de una hora.

Fig. 13.1 Función de producción (izquierda) y función de transferencia (derecha) del modelo hidrológico de parámetros distribuidos CEQUEAU (modificada de Morin y Paquet, 2007).



Fuente: Morin y Paquet (2007).

La evapotranspiración se estima a partir de la fórmula de Thornthwaite modificada (Morin y Paquet, 2007), los cálculos se realizan en intervalos de tiempo indicados por el usuario. De acuerdo con la ilustración de la Fig. 13.1, los escurrimientos superficial y retardado dependen: del nivel de agua en los recipientes, de los coeficientes conceptuales de vaciado y de las propias cotas de vaciado de dicho recipiente, esto se simula por medio de ecuaciones donde intervienen los parámetros del modelo. Estos parámetros gobiernan el comportamiento del flujo de agua en los tres recipientes (lagos y ciénegas, suelo y acuífero), fusión de nieve, evapotranspiración y transferencia.

Los datos de entrada requeridos por el modelo son de dos tipos: fisiográficos e hidrometeorológicos, esta información se procesa para cada una de las parcelas en las que se discretiza la cuenca. Es recomendable que para la etapa de calibración del modelo (estimación de parámetros) se empleen dos terceras partes de los datos hidrométricos y para la etapa de validación, la restante tercera parte (Llamas, 1993).

El modelo cuenta con una aplicación para la optimización de los parámetros del modelo, el algoritmo está basado en el método de Powell (1964), cuya función objetivo es el coeficiente de Nash (1970) o el coeficiente de correlación (r), las ecuaciones de cálculo se muestran en las Ecuaciones 1 y 2, respectivamente.

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{c_i} - Q_{o_i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{o_i} - \bar{Q}_o)^2} \quad [1]$$

$$r = \frac{n \sum_{i=1}^n (Q_{o_i} Q_{c_i}) - \left(\sum_{i=1}^n Q_{o_i} \right) \left(\sum_{i=1}^n Q_{c_i} \right)}{\sqrt{n \left(\sum_{i=1}^n Q_{o_i}^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^n Q_{o_i} \right)^2} \sqrt{n \left(\sum_{i=1}^n Q_{c_i}^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^n Q_{c_i} \right)^2}} \quad [2]$$

Donde el coeficiente de Nash es adimensional; Q_{c_i} es el caudal calculado en el día i (m^3/s); Q_{o_i} es el caudal observado del día i (m^3/s) y \bar{Q}_o es el promedio de los n caudales observados (m^3/s). El dominio del coeficiente de Nash va de $-\infty$ a 1, el valor de 1 corresponde a una simulación perfecta.

Metodología

Para la implementación del modelo CEQUEAU en Idrisi, se siguió la metodología para el desarrollo de módulos geomáticos propuesta por Quentin *et al.* (2007):

- 1) Se *conceptualizó* el modelo hidrológico para su incorporación en un ambiente SIG. Esto significa principalmente, considerar la variabilidad espacial de la información (lluvias, temperaturas, uso de suelo).
- 2) A partir del modelo conceptual se elaboró el *modelo geomático*, considerando las estructuras y tipos de operaciones disponibles en el SIG. Es posible construir diferentes modelos geomáticos con un mismo modelo conceptual, por ello fue necesario identificar el de mayor utilidad según los objetivos y requerimientos planteados.
- 3) Se implementó el modelo como *módulo geomático* del SIG, es decir, se construyó el algoritmo escrito en lenguaje de programación.
- 4) Finalmente, se probó el modelo hidrológico implementado, considerando *aplicaciones* variadas para corregir el algoritmo y validar los resultados.

Implementación del modelo CEQUEAU en Idrisi

El modelo hidrológico CEQUEAU está escrito en lenguaje Fortran y las aplicaciones en Idrisi se implantan en Delphi, por ello fue necesario el análisis de los algoritmos referentes al modelo hidrológico para facilitar la implementación en Delphi.

Se aumentó del número de cuadros (parcelas) en los que se puede discretizar una cuenca, ya que el modelo hidrológico CEQUEAU está limitado el uso a máximo 1,000 cuadros, sin embargo, ahora puede discretizarse la cuenca hasta el tamaño de la celda (pixel), por lo que, las dimensiones del cuadro estarían definidas por la resolución del archivo matricial (tamaño de píxel).

El límite de estaciones meteorológicas se incrementó, ya que anteriormente sólo se podía interpolar la información de hasta 100 estaciones, lo que resultaba ser un inconveniente cuando se contaba con un número mayor. Sin embargo, ahora se puede procesar la información del número de estaciones que se disponga. También, es posible utilizar la información meteorológica estimada con radar o satélite.

El modelo CEQUEAU, toma en cuenta el efecto del uso de suelo (bosque, lagos y ciénegas) en la función de transferencia de manera constante, es decir, para todo el periodo de simulación se considera un sólo archivo fisiográfico, con esto, se asume que las superficies de bosques, lagos y cienegas permanecen inalteradas con el paso del tiempo. En el modelo CEQUEAU implementado en Idrisi, es posible el uso de más de un archivo fisiográfico.

La fórmula de Thornthwaite modificada (Morin y Paquet, 2007), es el único método que el modelo CEQUEAU utiliza para estimar la evapotranspiración, ahora se implementaron cuatro criterios más: Makkink, Turc, Hargreaves-Samani y Penman-Monteith FAO 56. Los tres primeros métodos que se mencionan, se implementaron por ser considerados los de mayor aplicabilidad en los diferentes ambientes climáticos de México y el último de ellos, por tener el carácter de ser el más confiable de los métodos de evapotranspiración (Campos-Aranda, 2005).

Base de geodatos propuesta

Para el desarrollo de cualquier herramienta con la cual se pretenda realizar diferentes aplicaciones, es necesario definir las fuentes de extracción de la información de entrada, pues sin estos datos, es imposible su uso. En la presente investigación, se proponen y consideran cuatro fuentes, de donde es posible obtener la información de entrada del modelo CEQUEAU implementado en el SIG Idrisi: CLICOM, BANDAS, USGS, CONABIO.

Datos meteorológicos

Las precipitaciones, temperaturas máximas y mínimas diarias, se obtienen de la base de datos CLICOM (2009), misma que puede adquirirse en el Servicio Meteorológico

Nacional (SMN). CLICOM es la base del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) en su versión 2 y 3.

Datos hidrométricos

Los datos hidrométricos se toman del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, 2000), esta base de datos se obtiene en el Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA).

Modelo numérico de altitud (MNA)

La topografía de la zona de estudio es representada por una imagen de Modelo Numérico de Altitud (MNA) generada por la US Geological Survey (USGS), a través de imágenes de radar (Brown *et al.*, 2005). La información es del tipo raster (matricial) con una resolución de 90 m x 90 m. La imagen del MNA se descarga del sitio de la USGS (<http://seamless.usgs.gov/>), introduciendo las coordenadas geográficas del polígono de estudio.

Uso de suelo

Para la imagen de uso de suelo del territorio mexicano, se usan las imágenes de uso de suelo elaborados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), son de tipo vectorial a escala 1:250,000 la comisión los elaboró digitalizando las cartas topográficas de la República Mexicana a dicha escala. La CONABIO desarrolló un sitio interactivo de descarga desde donde se puede obtener la información (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>).

Resultados de la implementación

Una vez que se implementó el modelo hidrológico CEQUEAU en Idrisi, se realizaron pruebas para comprobar su correcto funcionamiento, estas consistieron en comparar los resultados obtenidos con dicha aplicación y los que arroja el modelo original, para un mismo conjunto de datos de entrada. En las Fig. 13.2, 13.3, 13.4 y 13.5 se muestran respectivamente, las evapotranspiraciones, los niveles de agua en los recipientes suelo (*HS*) y acuífero (*HN*), así como los caudales calculados con el modelo CEQUEAU y el implementado en Idrisi, en todos los casos, se tiene coeficientes de

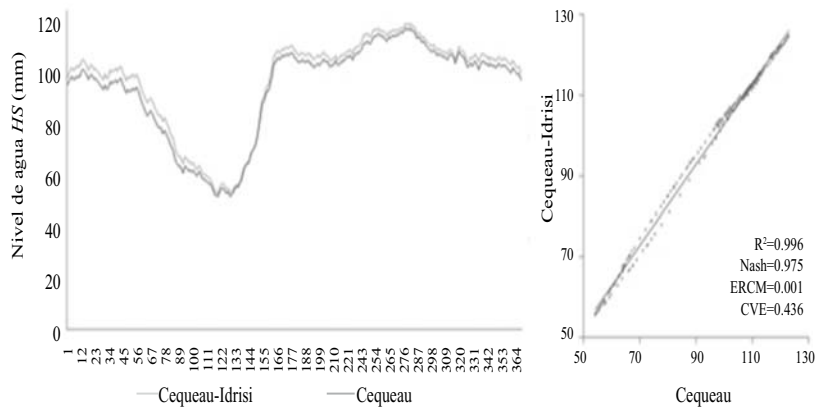
determinación (R^2) y coeficientes de Nash, muy cercanos a la unidad, con lo que se comprueba la correcta implementación del modelo hidrológico.

Fig. 13.2 Comparación entre la evapotranspiración interanual (mm) calculada con el modelo Cequeau y el implementado en Idrisi.



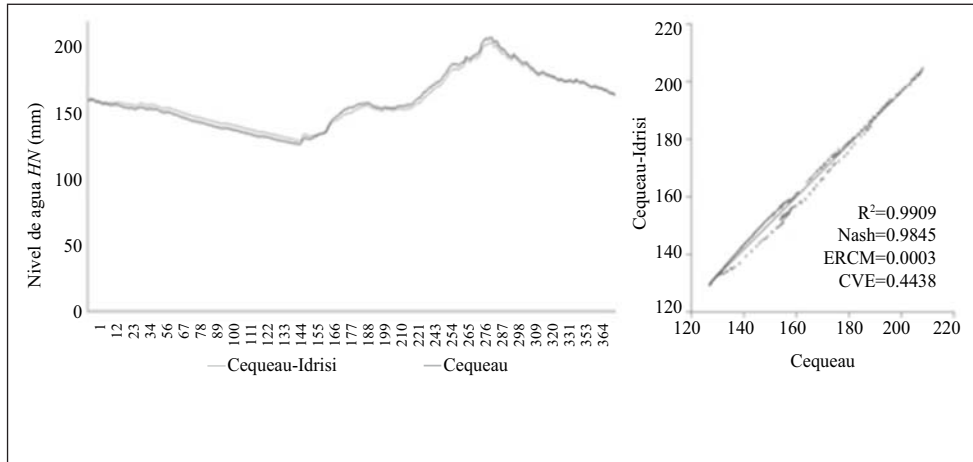
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.3 Comparación entre el nivel de agua HS interanual (mm) calculado con el modelo Cequeau y el implementado en Idrisi.



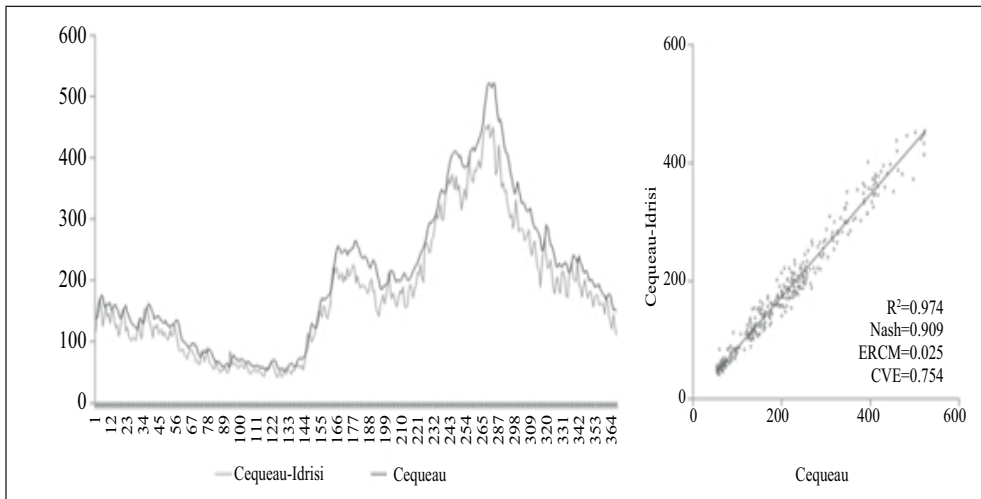
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.4 Comparación entre el nivel de agua HN interanual (mm) calculado con el modelo Cequeau y el implementado en Idrisi.



Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.5 Comparación entre los caudales interanuales (mm) calculados con el modelo Cequeau y el implementado en Idrisi.



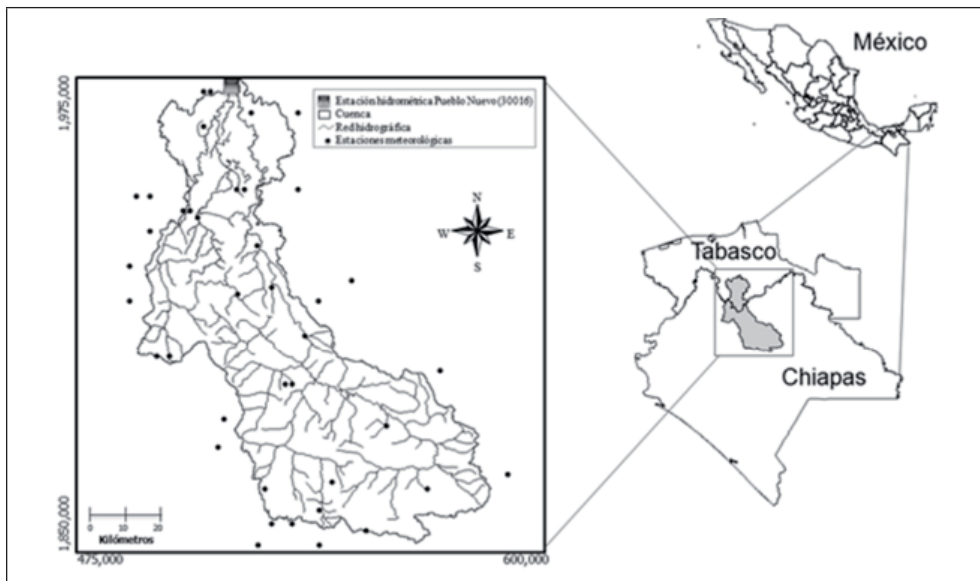
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Aplicación

El modelo hidrológico CEQUEAU implementado en Idrisi, se utilizó para la simulación de los caudales diarios de la cuenca del río La Sierra (Fig. 13.6), tiene su origen en el altiplano central de Chiapas, con una longitud de 227 km y una pendiente media de 0.96 %. La cuenca es alargada, exorreica de orden 5, aguas arriba es de relieves altos, y en la salida es plana, tiene una superficie de 4,800 km² y un perímetro de 686 km, se encuentra ubicada en la región hidrológica No.30 Grijalva-Usumacinta, el régimen de precipitación anual de la zona es de 4,000 mm.

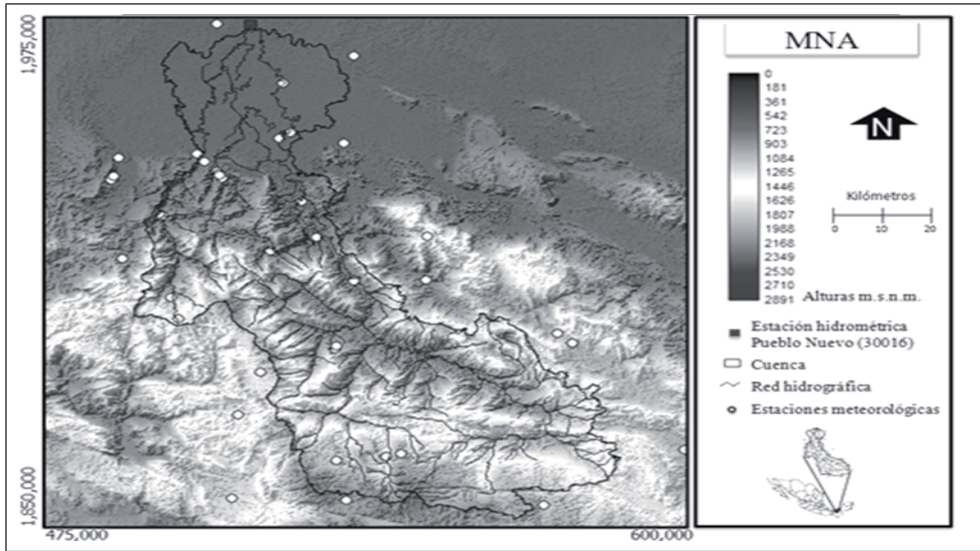
En la Fig. 13.7, se muestra una imagen compuesta del MNA de la zona de estudio con proyección UTM zona 15 y resolución de 50 m x 50 m. En la Fig. 13.8, se presenta la imagen de uso de suelo en formato matricial (raster), reclasificado según los usos de suelo que considera el modelo hidrológico CEQUEAU: 1) cuerpos de agua, 2) bosques, 3) ciénegas y 4) otros.

Fig. 13.6 Cuenca del río “La Sierra” ubicada en la región hidrológica No.30 Grijalva-Usumacinta, se encuentra entre los estados de Chiapas y Tabasco en la República Mexicana.



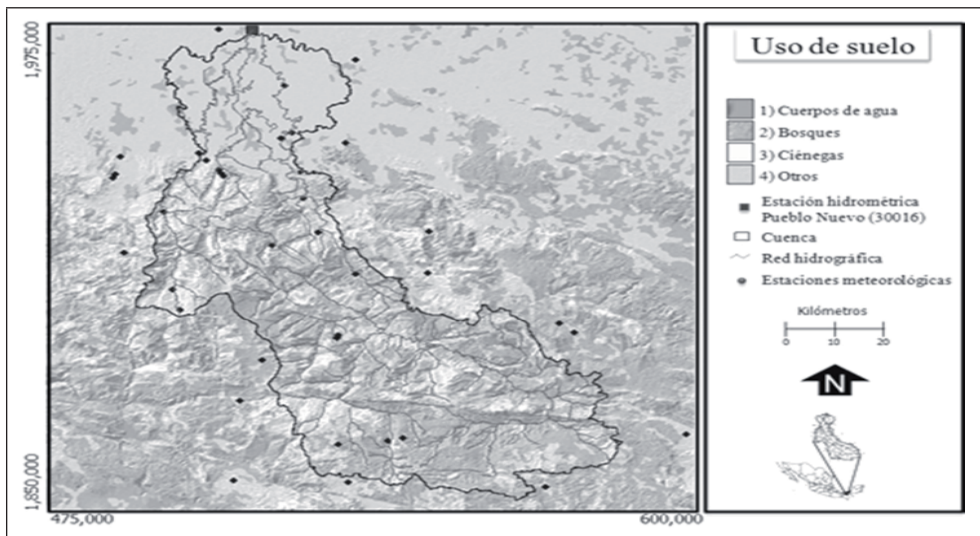
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.7 Imagen compuesta del MNA, cuenca y red hidrográfica del río “La Sierra”.



Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.8 Imagen de uso de suelo de la cuenca del río “La Sierra”.



Fuente: Díaz-Mercado (2010).

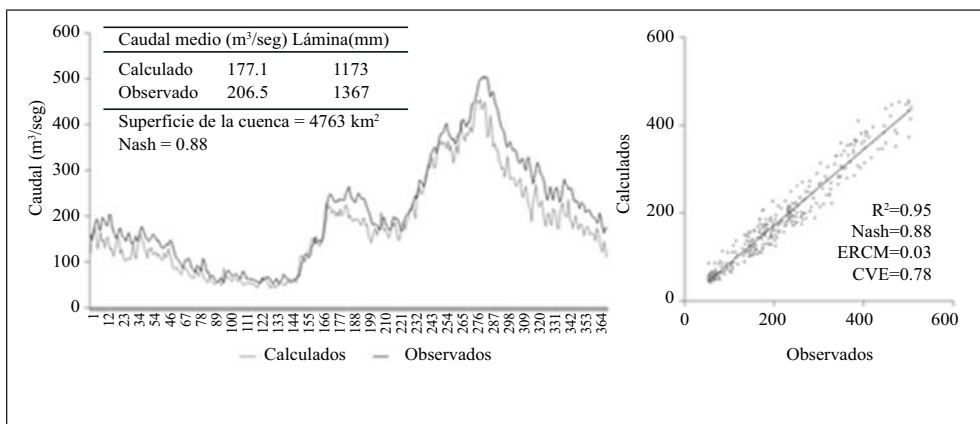
Resultados de la aplicación

Las Fig. 13.9 y 13.10, muestran los resultados de la simulación de los caudales diarios interanuales y mensuales medios respectivamente, de la cuenca del río La Sierra, usando el método de Thornthwaite para el cálculo de la evapotranspiración de referencia. La simulación resulta ser satisfactoria, pues para el caso de los caudales diarios interanuales se tuvo un coeficiente de Nash en todo el periodo de 0.88 y para el caso de los caudales medios mensuales el coeficiente de Nash fue de 0.89.

Se muestran los resultados de la simulación de los caudales diarios interanuales y mensuales medios respectivamente en las Fig. 13.11 y 13.12, empleando el método de Penman-Monteith FAO 56 en el cálculo de la evapotranspiración. La simulación resulta ser satisfactoria, ya que para el caso de los caudales diarios interanuales se tuvo un coeficiente de Nash para todo el periodo de 0.83 y en el caso de los caudales medios mensuales el coeficiente de Nash fue de 0.84.

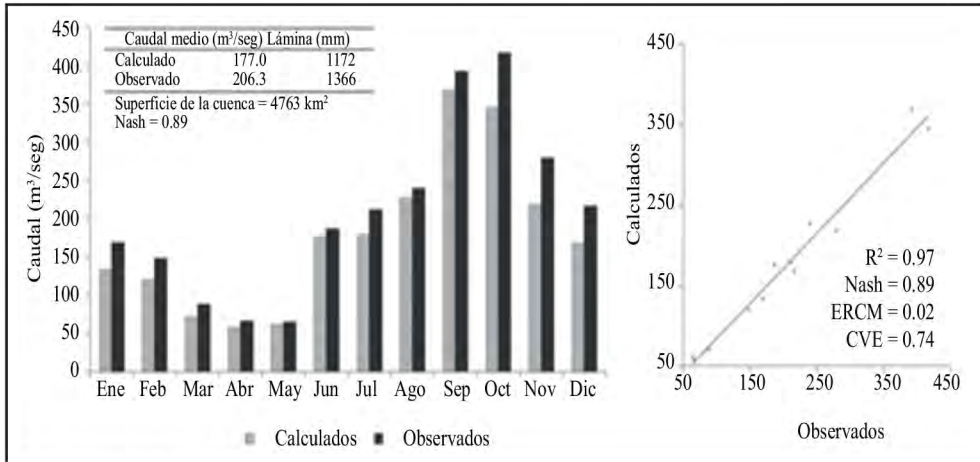
Los resultados del coeficiente Nash para el caso del método de Penman-Monteith FAO 56 son menores que los correspondientes a la simulación con el método de Thornthwaite, sin embargo, para tal simulación se calibró el método de evapotranspiración, situación que no se efectuó para el caso de Penman-Monteith FAO 56, además, este método ha demostrado tener una aplicación mayor bajo diferentes climas y latitudes (Allen *et al.*, 2006) que el método de Thornthwaite, por lo que, con una mayor calibración los resultados mejoraran.

Fig. 13.9 Caudales diarios interanuales (m^3/seg) calculados y observados en la estación Pueblo Nuevo (30016), con el modelo hidrológico Cequeau implementado, método de Thornthwaite.



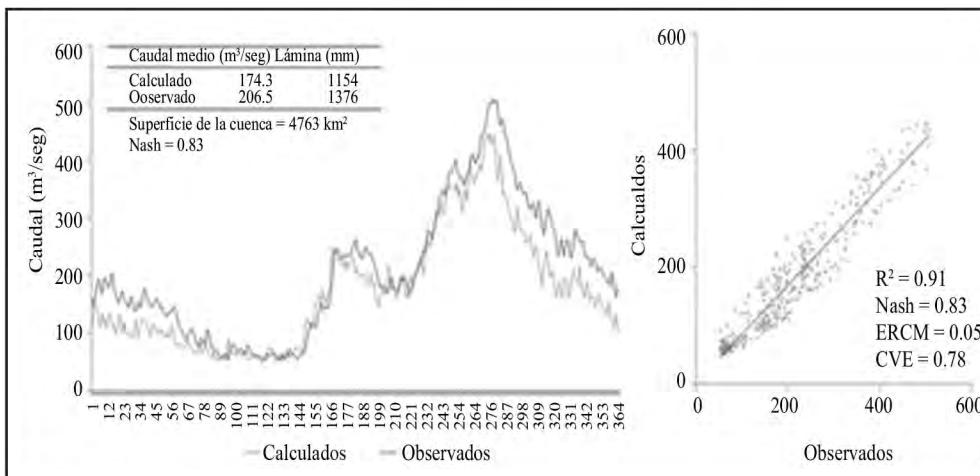
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.10 Caudales medios mensuales (m³/seg) calculados y observados en la estación Pueblo Nuevo (30016), con el modelo hidrológico Cequeau implementado, método de Thornthwaite.



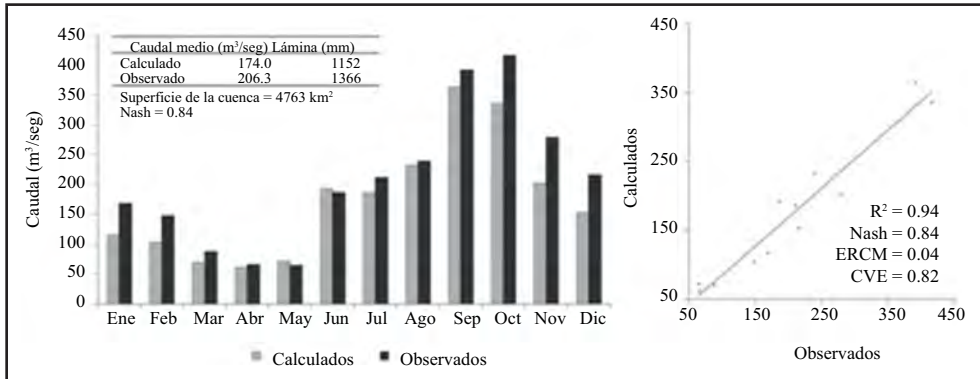
Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.11 Caudales diarios interanuales (m³/seg) calculados y observados en la estación Pueblo Nuevo (30016), con el modelo hidrológico Cequeau implementado, método de Penman-Monteith FAO 56.



Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Fig. 13.12 Caudales medios mensuales (m³/seg) calculados y observados en la estación Pueblo Nuevo (30016), con el modelo hidrológico Cequeau implementado, método de Penman-Monteith FAO 56.



Fuente: Díaz-Mercado (2010).

Conclusiones

Se implementó el modelo hidrológico CEQUEAU en Idrisi, tomando en cuenta la necesidad de poder utilizar la información de todas las estaciones meteorológicas de las que se dispongan datos, el discretizar la cuenca en más de 1,000 cuadros, el emplear otros métodos de evapotranspiración y el analizar el efecto de la variabilidad fisiográfica.

En la estimación de la evapotranspiración, fue posible implementar varios métodos de cálculo, considerando un mínimo de información necesaria para el análisis, como son temperaturas máximas y mínimas, así como, la ubicación geográfica de la zona de estudio. Además del método de Thornthwaite, que lo considera el modelo hidrológico CEQUEAU, se eligió, aquellos métodos que mejor se adaptan a las características climáticas de México: Penman-Monteith FAO 56, Hargreaves-Samani, Turc y Makkink.

La disponibilidad de la información espacialmente distribuida, los datos hidrometeorológicos, así como, el Modelo Numérico de Altitud (MNA), ayudaron a generar la base de geodatos requerida en el estudio. Con lo cual, fue posible el desarrollo y aplicación del modelo hidrológico CEQUEAU, implementado en Idrisi.

Se cumplió con el objetivo principal, que fue implementar el modelo de parámetros distribuidos CEQUEAU en Idrisi y se aplicó dicho modelo, en el estudio de

una cuenca hidrológica bajo diferentes escenarios de estudio. Además, se analizó la eficiencia de esta nueva herramienta en la simulación de caudales obteniendo resultados satisfactorios (coeficientes de Nash de 0.83 a 0.88, respecto a los caudales diarios interanuales).

Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar estudios de maestría. Por otro lado, este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación CONACyT 90637 y el proyecto UAEM2752/2009 auspiciado por la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Referencias

- Allen, R., Pereira, L., Dirk, R., y Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guía para la determinación de los requerimientos de agua para los cultivos. FAO. Roma.
- Arnell, N. W. (1999). "A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain", en *Journal of Hydrology* (217), 314-335.
- Ayadi, M., y Bargaoui, Z. (1998). «Modélisation des écoulements de l'oued Miliane par le modèle CEQUeau», en *Journal des Sciences Hydrologiques*, 43 (5), 741-758.
- Bâ, K. M., Díaz-Delgado, C., y Rodríguez-Osorio, V. (2001). "Simulación de caudales de los ríos Amacuzac y San Jerónimo en el Estado de Mexico", en *México. Ingeniería Hidráulica en México (IHM)*, XVI (4), 117-126.
- BANDAS (2000). "Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales", Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos, Comisión Nacional del Agua, México, Discos Compactos.
- Brown, C. G., Sarabandi, K., Pierce, L. E. (2005). "Validation of the Shuttle Radar Topography Mission Height Data", en *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, Vol. 43, No. 8, pp. 1707-1715.
- Campos-Aranda, D. F. (2005). "Estimación empírica de la ETP en la República Mexicana", en *Ingeniería Hidráulica en México (IHM)*, XX (3), 99-110.
- Campos-Aranda, D. F. (1994). "Modelo matemático determinístico para pronóstico de crecientes en cuencas rurales", en *Ingeniería Hidráulica en México*, IX (1), 43-62.

- Campos-Aranda, D. F. (1998). Procesos del ciclo hidrológico. San Luis Potosi, México: Editorial Universitaria Potosina, Tercera reimpresión.
- Chávez, M. I., y Estrada, B. (2005). Programación de una interfaz entre el modelo hidrológico CEQUEAU y el sig ArcView. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Toluca, México.
- CONABIO (s.f.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Consultado el 25 de junio de 2009, <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>.
- CLICOM (2009). Climating Computing Program, Base de Datos Meteorológicos, Servicio Meteorológico Nacional, México.
- Díaz Mercado, V. (2010). Diseño geomático del modelo hidrológico CEQUEAU para cuencas no controladas. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Toluca.
- Fortin, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J., y Villeneuve, J. P. (2001b). "A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data II: Application to Chaudiere watershed", en *J. Hydrologic Eng.*, 6 (2), 100–108.
- Fortin, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J., y Villeneuve, J. P. (2001a). "A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. I: Description of model", en *J. Hydrologic Eng.*, 6 (2), 91–99.
- Guerra-Cobián, V. H. (2008). Análisis del efecto de discretización espacial en el modelado de cuencas hidrológicas utilizando el modelo distribuido CEQUEAU-ONU. Tesis doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Toluca, México.
- He, C., y Croley II, T. E. (2007). "Application of a distributed large basin runoff model in the Great Lakes basin", en *Control Engineering Practice*, 15, 1001-1011.
- Llamas, J. (1993). Hidrología General Principios y Aplicaciones. España: Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco.
- Llanos, H., Bâ, K. M., y Castiella, A. (1999). "Modelación Hidrológica de la Cuenca Alta del Río Ega (País Vasco y Navarra)", en *Ingeniería del Agua*, 6 (3), 241-250.
- Magaña-Hernández, F. (2008). Obtención de caudales en sitios no aforados de la cuenca del río Tacotalpa utilizando el modelo hidrológico de parámetros distribuidos Cequeau-ONU. Tesis de licenciatura, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica Autónoma de Tabasco, Tabasco.
- Molnar, D. K., y Julien, P. Y. (2000). "Grid-size effects on surface runoff modeling", en *Journal of Hydrologic Engineering*, 8-16.

- Morin, G., y Paquet, P. (2007). Modèle hydrologique CEQUEAU. rapport de recherche no R000926, INRS-ETE.
- Nash, J. E., y Sutcliffe, J. V. (1970). "River flow forecasting through conceptual model", en *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- Olivera, F., y Maidment, D. R. (1999). GIS Tools for HMS Modeling Support. 1999 ESRI User's Conference, Sandiego, California.
- Olivera, F., Reed, S., y Maidment, D. R. (1998). HEC-PrePro v. 2.0: An ArcView Pre-Processor for HEC's Hydrologic Modeling System. 1998 ESRI User's Conference July 25-31, San Diego, California.
- Powell, M. J. (1964). "An efficient Method for Finding the Minimum of a Function of Several Variables without Calculating Derivatives", en *ComputerJournal*, 7, 155-162.
- Quentin, E., Díaz-Delgado, C., Gómez-Albores, M. A., Manzano-Solís, L. R., y Franco-Plata, R. (2007). "Desarrollo geomático para la gestión integrada del agua". XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica (XI CONFIBSIG), 21p.
- Venneker, R. G., y Bruijnzeel, L. A. (1997). The IHE-VUA Catchment Research and Modelling Initiative (CRMI), The IHE-VUA Catchment research and modelling initiative CRMI-RN-001. IHHHEE, Delft, Vrije Universiteit Amsterdam, The Netherlands.

Modelación distribuida del fenómeno lluvia-escurrimiento: análisis de sensibilidad de la discretización espacial

C. Díaz Delgado¹, V. H. Guerra Cobián², K. M. Bâ¹ y E. Quentin³

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Centro Internacional del Agua, Universidad Autónoma de Nuevo León.

Universidad Nacional de Loja, Ecuador. ³ Centro Integrado de Geomática Ambiental / Centro de Recursos Idrisi.

Resumen

El presente trabajo analiza el efecto que tiene la discretización espacial de una cuenca sobre los resultados de las simulaciones de caudal en la modelación distribuida. CEQUEAU es un modelo distribuido desarrollado en el INRS-ETE de la Universidad de Quebec, que se emplea en varios países para la modelación de los escurrimientos. El modelo discretiza la cuenca en elementos cuadrados y el balance hídrico se efectúa cuadro por cuadro tomando en cuenta las características de cada uno (precipitación, temperatura, porcentaje de lagos, porcentaje de bosque, etc.).

El objetivo del trabajo consistió en identificar criterios para determinar el tamaño de cuadro óptimo de discretización de una cuenca, bajo la condición de contar con una representación adecuada de la precipitación.

Se utilizaron 8 cuencas de diferentes tamaños y climas de la República Mexicana. Las características fisiográficas han sido determinadas a partir del SIG-Idrisi. Se calibró y validó el modelo CEQUEAU a nivel diario, con varios tamaños de cuadro, evaluando su nivel de certidumbre con los criterios numérico de Nash y gráficos. Con base en los resultados obtenidos bajo el diseño experimental elegido, se construyó un

modelo matemático de tipo regresivo para obtener el tamaño óptimo del cuadro de discretización espacial utilizando como variables explicativas parámetros fisiográficos de fácil obtención.

Palabras clave:

Discretización espacial.
 modelo hidrológico distribuido.
 CEQUEAU.
 SIG-Idrisi.
 cuenca.
 caudal.
 parámetros fisiográficos.

Introducción

La gestión y evaluación de los recursos hídricos en una cuenca es una función del conocimiento de los procesos hidrológicos que se llevan a cabo dentro de la misma. Un modelo matemático es una herramienta que trata de simular un sistema, está formado por un conjunto de ecuaciones que representan un proceso, donde la calidad de los resultados depende de la precisión de los datos de entrada y del grado con el que la estructura del modelo representa adecuadamente el problema en estudio. Sin duda, los resultados obtenidos del modelado hidrológico dependen de diversos factores tales como: (1) una adecuada representación espacial de los procesos hidrológicos, (2) el método utilizado en la parametrización del modelo, (3) el procedimiento para estimar eficazmente los parámetros del modelo, y (4) la calidad de la información (Réménieras, 1999; Singh y Woolhiser, 2002; Guerra-Cobián *et al.*, 2011, Kumar *et al.*, 2010). Diversos estudios de modelado hidrológico destacan que la respuesta de una cuenca es sensible a la heterogeneidad espacial de sus características físicas (topografía, textura de suelo, cobertura vegetal, etc.), así como a la variabilidad espacio-temporal de los fenómenos meteorológicos (precipitación, temperatura, etc.) (Grayson y Blöschl, 2000; Bronstert *et al.*, 2002; Krajewski *et al.*, 1991; Koren *et al.*, 1999). Sin embargo, se espera que con un modelado hidrológico distribuido siempre se obtengan mejores resultados que bajo el empleo de un modelado global que no toma en consideración la variabilidad espacial de los parámetros que definen el proceso hidrológico en estudio.

Singh (1995) hace una clasificación de los modelos con base en la descripción del proceso utilizado en globales o distribuidos. Un modelo global, es aquel en que sus parámetros están promediados en toda la cuenca y no se toma en cuenta la variabilidad espacial y temporal de las características físicas de la misma. En cambio, un modelo distribuido considera la variabilidad de las características físicas, mediante una discretización espacial, la cual puede efectuarse con base en subcuencas, índices o en una malla de cuadros. Igualmente, según la aleatoriedad del fenómeno, los clasifica en determinísticos, estocásticos o una combinación de ambos. Además, de acuerdo con la escala temporal, este autor los clasifica en basados en eventos, de simulación continua o discreta y finalmente, en función de la técnica de solución, los clasifica en numéricos (diferencias finitas, elemento finito, etc.), analógicos y analíticos.

El desarrollo de los modelos hidrológicos distribuidos, tiene su punto de partida con la representación de la base física de los procesos hidrológicos (Freeze y Harlan, 1969). Las etapas que deben llevarse a cabo para desarrollar un modelo hidrológico distribuido incluyen la definición del objetivo para el cual se implementará el modelo (análisis de: inundaciones, erosión, contaminación, etc.) subrayando que los modelos matemáticos se deben evaluar mediante criterios numéricos y gráficos. Una vez que se ha calibrado y validado el modelo, éste constituye una herramienta valiosa que proporciona información sobre la certeza de las simulaciones. Sin embargo, al utilizar un modelo distribuido, una de las preguntas iniciales está relacionada con el tamaño de cuadro en que debe discretizarse la cuenca. Hoy en día, no existe una regla general que sugiera el tamaño o número de cuadros necesarios para discretizar una cuenca hidrológica (Molnar y Julien, 2000). En efecto, el rango de la variación espacial utilizada en los distintos modelos implementados alrededor del mundo es muy grande, pues varía desde un “píxel” con resolución de 50 por 50 m (Su *et al.* 2003), hasta 25 por 25 km (Bâ *et al.*, 2009). Con respecto a las áreas de las cuencas que han sido estudiadas, éstas varían desde 1.0 km² para cuencas experimentales (Cristiaens y Feyen, 2002) hasta 418 000 km², caso del río Senegal (Bâ *et al.*, 2009).

En América del Norte, Kuo *et al.* (1999) emplearon el modelo TOPMODEL para analizar los efectos de la discretización espacial, aplicándolo al estudio del contenido de agua en el suelo de cuencas adyacentes en el estado de New York (EE.UU.) con áreas entre 647, 742 y 2 360 ha. Los tamaños de cuadros utilizados fueron modificados desde 10 m hasta 600 m por lado y encontraron que la estimación de humedad del suelo se incrementó al ir aumentando los cuadros de la malla. Esto se debió a que la variable humedad está directamente relacionada con un descenso del gradiente de la pendiente. Sin embargo, el escurrimiento fue el mismo para todos los tamaños de cuadros durante un año húmedo. Molnar y Julien (2000) trabajaron con el modelo distribuido CASC2D, con mallas de cuadros de 127, 254 y 380 m de lado. Aplicaron

el modelo en dos subcuencas del río Mississippi (EE.UU.) para examinar los efectos de los tamaños de cuadros en los cálculos del escurrimiento, así como los efectos de la variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca y de las propiedades de la lluvia en la simulación de caudales. Encontraron que la calibración del modelo requirió diferentes parámetros de entrada para cada tamaño de cuadro con el fin de mejorar el ajuste entre los hidrogramas simulados y observados. El cambio más significativo encontrado corresponde al coeficiente de rugosidad del suelo, prácticamente duplicado al incrementar el tamaño de cuadro. Descubrieron, igualmente, que los parámetros del suelo y del almacenamiento, bajo condiciones de mayor saturación, no son sensibles al tamaño de cuadro utilizado.

En Canadá, Fortin *et al.* (2001) hacen una descripción de los componentes del modelo HYDROTEL, así como de sus ventajas al utilizar los Sistemas de Información Geográfica disponibles. El modelo numérico de altitud empleado consistió en una malla de cuadros de 100 m por lado. Morin *et al.* (1998) al desarrollar el modelo CEQUEAU, consideran satisfactorio para una cuenca relativamente homogénea, discretizarla utilizando entre 25 y 75 cuadros, sin embargo, no justifican esta selección.

En México, Bâ *et al.* (2001) utilizaron el modelo CEQUEAU para analizar el comportamiento hidrológico de los caudales de las cuencas de los ríos Amacuzac y San Jerónimo. Posteriormente, Bâ *et al.* (2005) utilizaron el modelo CEQUEAU con objeto de implementarlo y calibrarlo en la cuenca del río Conchos hasta la estación hidrométrica Peguis con buenos resultados.

En la presente investigación se utilizó el modelo CEQUEAU, debido a que forma parte de los modelos hidrológicos evaluados por la Organización Meteorológica Mundial (WMO, 1986, 1992) en varias cuencas del mundo, proporcionando resultados satisfactorios bajo diversas condiciones climáticas (Morin *et al.* 1997; Ayadi y Bargoui 1998; Llanos *et al.* 1999 y 2004; Bâ *et al.* 1999, 2001 y 2005; Guerra-Cobián *et al.* 2011). Sin embargo, no se han realizado investigaciones que estén encaminadas a definir criterios en función de algunos parámetros fisiográficos e hidrológicos de la cuenca que proporcionen un tamaño de cuadro óptimo para la implementación de un modelo.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo consiste en analizar la sensibilidad de las simulaciones en función de la variación de la discretización espacial de cuencas hidrológicas, con regímenes climatológicos diferentes utilizando el modelo hidrológico distribuido CEQUEAU en la simulación de caudales diarios, así como construir una herramienta que facilite la determinación del tamaño de cuadro óptimo de discretización.

Metodología

Selección de cuencas hidrográficas

La selección de las cuencas analizadas se realizó con fundamento en la información de las estaciones hidrométricas contenidas en la base de datos del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, 2000), del boletín hidrométrico de la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2000) y de información de las estaciones climatológicas contenidas en el Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC II, 2000).

Los criterios de selección de las cuencas consistieron en: a) la clasificación de tamaño propuesta por Campos (1998), b) analizar sólo cuencas no controladas, c) la cantidad y calidad de los registros hidrometeorológicos existentes, d) disponibilidad de información geoespacial digital como Modelos Digitales de Elevación (MDE) y sobre el uso de suelo de la zona en estudio (bosque y zona urbanizada).

Con base en los criterios anteriores se seleccionaron ocho cuencas, de las cuales sus desembocaduras están definidas por siete estaciones hidrométricas del BANDAS y una estación de la base de datos de la CFE. En la Tabla 14.1 se muestran: los ríos en los que se localizan las estaciones hidrométricas, las claves de las estaciones, el nombre, los períodos de disponibilidad de datos hidrometeorológicos, así como las coordenadas geográficas y el área drenada correspondiente. De las bases de datos antes mencionadas se extrajeron las series diarias de caudales medios, de precipitación así como de temperaturas máximas y mínimas.

Tabla 14.1 Ríos, estaciones hidrométricas seleccionadas y comparación de áreas de las cuencas en estudio

Río	Estación hidrométrica		Cuenca	Estado	Período de disponibilidad de datos hidrometeorológicos	Ubicación		Área de la cuenca en km ²				
	Nombre	Clave				Latitud Norte	Longitud Oeste	SIG Idrisi	BANDAS, CFE	Porcentaje de variación	Mapas topográficos ^b	Porcentaje de variación
Tlapaneco	Ixcamilpa	IXCa	Balsas	Puebla	1970 a 1990	18°02'23"	98°43'12"	4979.2	4665.0	-6.3	4914.6	-1.3
Tacotalpa	Tapijula	30093	Grijalva	Tabasco	1970 a 1990	17°28'23"	92°46'51"	3177.6	3219.0	1.3	2799.0	-11.9
Tamazula	Tamazula	10087	Culiacán	Durango	1963 a 1983	24°56'48"	106°58'50"	2261.0	2241.0	-0.9	2296.9	1.6

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

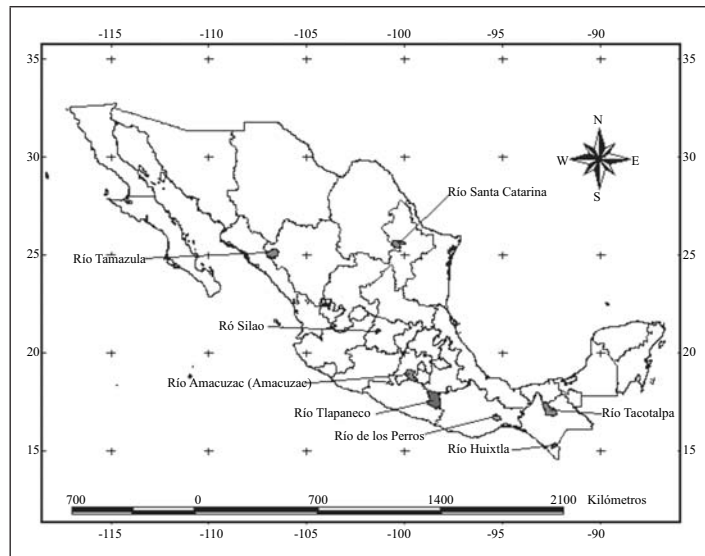
Amacuzac	Amacuzac	18232	Balsas	Morelos	1962 a 1986	18°36'00"	99°22'15"	2240.7	2371.7	5.8	2244.1	0.2
Santa Catarina	Cadereyta II	24327	San Juan	Nuevo León	1966 a 1980	25°35'25"	99°58'30"	1804.7	1871.0	3.7	1772.3	-1.8
De Los Perros	Iztepec	22017	Suchiate	Oaxaca	1961 a 1980	16°33'15"	95°05'30"	929.7	886.0	-4.7	995.2	7.0
Silao	Silao	12512	Lerma	Guanajuato	1962 a 1974	20°57'30"	101°26'30"	353.8	372.0	5.1	376.9	6.5
Huixtla	Huixtla	23008	Suchiate	Chiapas	1980 a 1994	15°07'42"	92°28'33"	352.0	377.0	7.1	346.2	-1.6

Fuente: elaboración propia.

a Estación operada por la Comisión Federal de Electricidad (CFE), b Se utilizaron cartas topográficas del INEGI a escala 1:250,000

La Fig. 14.1 muestra la ubicación de las ocho cuencas hidrográficas seleccionadas. El río Sta. Catarina se localiza al noreste de México, en el estado de Nuevo León. La cuenca del río Tamazula se ubica al noroeste en el estado de Durango. La cuenca del río Silao está en la zona del bajío, específicamente en el estado de Guanajuato. Las cuencas de los ríos Amacuzac y Tlapaneco se ubican en el centro de México en los estados de México y Puebla, respectivamente. En el Istmo de Tehuantepec, estado de Oaxaca, se encuentra la cuenca del río De Los Perros; y al sur de México, en el estado de Chiapas, las cuencas de los ríos Tacotalpa y Huixtla.

Fig. 14.1 Ubicación en el contexto nacional de las cuencas en estudio.



Fuente: elaboración propia.

Como se puede observar, estas cuencas se insertan entre latitudes extremas de México. En efecto, las cuencas están distribuidas en regiones climatológicas distintas, abarcando desde zonas semiáridas con precipitación media anual menor de 400 mm (río Sta. Catarina), hasta zonas de alta pluviosidad con más de 4 000 mm/año como la cuenca del Huixtla.

Modelo hidrológico distribuido CEQUEAU

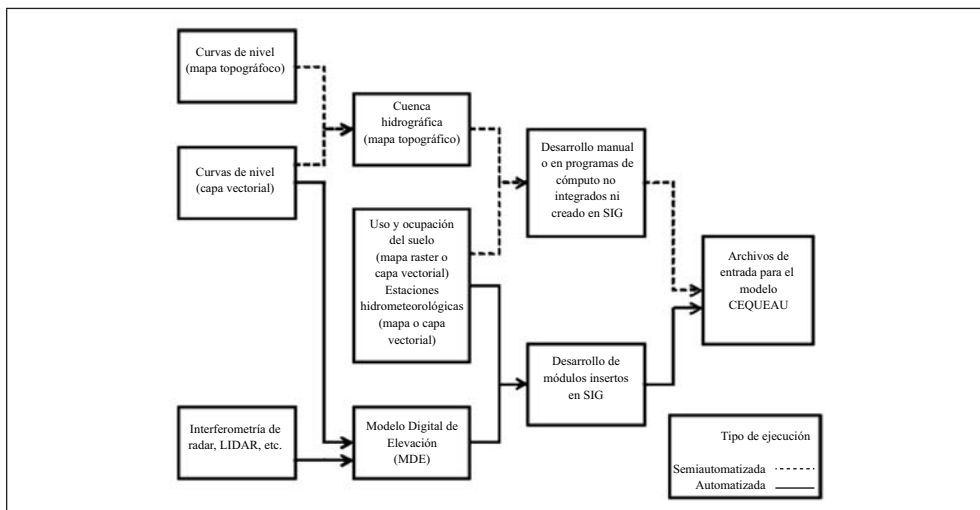
El modelo hidrológico de parámetros distribuidos CEQUEAU (Morin *et al.*, 1998; Morin y Paquet, 2007; Singh, 2002) es de tipo determinístico y de simulación continua que discretiza la cuenca en una malla de cuadros considerando las variaciones espacio-temporales tanto de las características físicas, de precipitación y de temperatura (Bâ *et al.* 2001).

La arquitectura del modelo se basa en tres recipientes: a) lagos y ciénegas, b) suelo y, c) subsuelo. Consta de dos partes que definen la forma en que se obtiene el caudal a la salida de la cuenca. La primera corresponde a la función de producción, que modela el movimiento vertical del agua en los recipientes. Para cada cuadro, el modelo asigna la precipitación promedio obtenida de la ponderación con respecto a la distancia, de las tres estaciones más cercanas a dicho cuadro o bien por el método de Thiessen. La segunda parte, está definida por la función de transferencia, que se encarga de modelar el movimiento del agua de elemento en elemento o de cuadro por cuadro hasta la desembocadura de la cuenca. El coeficiente de transferencia de cada cuadro está relacionado con las características hidráulicas parciales predominantes del flujo, es decir, la capacidad de amortiguar la onda mediante el depósito en la red hidrográfica. El modelo CEQUEAU utiliza los coeficientes de transferencia, para cada cuadro, considerando el área cubierta por el agua y la zona aguas arriba de dicha unidad espacial. Cada uno de los cuadros puede ser subdividido hasta en cuatro áreas parciales, ello permite: a) dar seguimiento espacio-temporal a las variaciones del caudal en el río principal en cualquier punto de la cuenca y b) simular el efecto de cualquier modificación física en la cuenca, tales como modificaciones de uso de suelo, la construcción de embalses o derivaciones de caudal.

Para el trazo de las cuencas analizadas y la generación de archivos en el formato requerido por el modelo CEQUEAU, se utilizaron MDE generados por interferometría a través de un radar (Foni y Seal, 2003), éstos se obtuvieron gratuitamente del Seamless Data Distribution System Earth Resources Observation and Science del US Geological Survey (USGS, 2005). Los modelos cubrieron la zona que contiene cada una de las áreas de las cuencas en estudio incluyendo a todas las estaciones

meteorológicas seleccionadas. Cabe mencionar que los MDE obtenidos con radar de apertura sintética están sujetos a varios tipos de anomalías que deben corregirse. Estas anomalías obedecen a factores como presencia de obstáculos orográficos, o bien por causas específicas de operación del radar (Hall *et al.*, 2005). Particularmente, consisten en huecos (o valores de altitud de -9999 m) en algunos de los píxeles que en ocasiones llegan a cubrir zonas extensas. El proceso de corrección necesario se llevó a cabo en el SIG Idrisi versión kilimanjaro (Eastman, 2004) con base en un proceso de reclasificación de los valores de píxeles con altitud registrada como -9999 por un valor nulo y, posteriormente, se empleó un filtro para la asignación de altitud obtenida por interpolación.

Fig. 14.2 Proceso para la obtención de archivos del modelo CEQUEAU.



Fuente: elaboración propia.

Una vez los MDE corregidos, el trazo de las cuencas analizadas se mejoró mediante la metodología del *encauzamiento forzado de ríos* sobre los píxeles que representan la red de drenaje principal de la cuenca (Gómez, 2005). Esta adecuación consiste en reducir artificial y temporalmente la altitud de los píxeles que representan las corrientes o ríos principales de la cuenca. De esta forma, se facilita notablemente la definición de los parteaguas, especialmente en zonas planas. La obtención de los archivos requeridos por el modelo CEQUEAU, puede llevarse a cabo de una manera semiautomatizada, utilizando cartas topográficas o capas digitales de datos vectoriales. Sin embargo, también pueden obtenerse de forma

automatizada, con base en el empleo de módulos hidrogeomáticos que operan al interior del SIG Idrisi-kilimanjaro.

La validación numérica de las simulaciones se llevó a cabo con base en el criterio propuesto por Nash y Sutcliffe (1970). Este criterio cuantifica la precisión de los resultados relacionando los caudales observados Q_o y los caudales calculados Q_c expresados por la ecuación (1). El dominio matemático de existencia del valor del coeficiente de Nash es de $-\infty$ hasta 1, donde la unidad representa la simulación perfecta.

$$NTD = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{Ci} - Q_{Oi})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{Oi} - \overline{Q_O})^2} \quad -\infty < NTD \leq 1 \quad \text{Ecuación 1}$$

El diseño experimental del análisis del efecto de la discretización espacial sobre el modelado hidrológico distribuido se efectuó modificando el lado del cuadro que discretiza la cuenca. Esta variación partió de un tamaño mínimo de lado de cuadro incrementando 100 m por lado en cuencas pequeñas y 500 m para cuencas grandes hasta alcanzar el tamaño máximo y garantizando un número de simulaciones por cuenca entre 16 y 34 (Tabla 14.2). La selección del tamaño mínimo de cuadro se efectuó tomando en cuenta la restricción del modelo CE-QUEAU en cuanto al número máximo de cuadros que intersectan la cuenca (1000 cuadros). La obtención de los archivos para el modelado hidrológico se realizó de una manera automatizada para cada tamaño de cuadro y para cada cuenca empleando, para ello, el módulo Idrisi-CEQUEAU desarrollado con este propósito (Guerra-Cobián *et al.*, 2006).

El modelado hidrológico consistió en ingresar en CEQUEAU los archivos en formato texto generados por el módulo de SIG, antes mencionado, para la simulación lluvia – escurrimiento de cada cuenca y cada nivel de discretización de la misma. Es de subrayar que para cada cuenca en estudio, se realizó el proceso de calibración del modelo. Para la simulación hidrológica se dividió el registro de datos hidrometeorológicos disponibles en dos períodos, el primero se empleó en la calibración del modelo, y el segundo en la validación. Este proceso se efectuó variando los parámetros que gobiernan el proceso lluvia-escurrimiento en dos etapas: la primera se realizó manualmente (prueba y error), y la segunda consistió

en la optimización automática de los parámetros, utilizando el método de Powell (Powell, 1964) como herramienta de optimización disponible en CEQUEAU.

Tabla 14.2 Diseño experimental del análisis de discretización espacial, escenarios de calibración de las cuencas en estudio.

Río	Estación hidrométrica		Lado del cuadro (m)		Simulaciones por cuenca	Incrementos por lado de cuadro	Escenarios de calibración (m)		
	Nombre	Clave	Mínimo	Máximo			1	2	3
Tlapaneco	Ixcamilpa	IXC	2500	10000	16	@ 500 m	5000	7000	10000
Tacotalpa	Tapijulapa	30093	2000	10000	17	@ 500 m	5000	7000	10000
Tamazula	Tamazula	10087	2000	10000	17	@ 500 m	5000	7000	10000
Amacuzac	Amacuzac	18232	2000	10000	17	@ 500 m	5000	7000	10000
Santa Catarina	Cadereyta II	24327	1500	10000	18	@ 500 m	5000	7000	10000
De Los Perros	Ixtepec	22017	1100	4000	30	@ 100 m	2000	3000	4000
Silao	Silao	12512	700	4000	34	@ 100 m	2000	3000	4000
Huixtla	Huixtla	23008	700	4000	34	@ 100 m	2000	3000	4000

Fuente: elaboración propia.

Para cada cuenca se plantearon tres escenarios de calibración, empleando un tamaño de cuadro distinto en cada uno (Tabla 14.2). El conjunto de parámetros obtenidos con el primer tamaño de cuadro (escenario 1), se utilizó como base de la segunda calibración (escenario 2), y éste a su vez se aplicó para la tercera calibración (escenario 3). Por último, el conjunto de parámetros de cada escenario se utilizó para efectuar las simulaciones, de los distintos tamaños de cuadros en que se discretizaron las cuencas.

Posteriormente, con base en las características fisiográficas e hidrológicas de cada una de las cuencas en estudio se procedió a la construcción de un modelo matemático predictivo de tipo regresivo entre dichos parámetros y el tamaño óptimo del cuadro de discretización. Las características hidrológicas y fisiográficas consideradas fueron: a) área de la cuenca; b) perímetro de la cuenca; c) longitud del cauce principal; d) pendiente del cauce principal; e) caudal medio interanual; f) lluvia media interanual; g) cobertura de bosque; h) latitud media de la cuenca; i) altitud media de la cuenca; j) pendiente media de la cuenca; k) coeficiente de compacidad; l) relación de circularidad; m) relación hipsométrica.

Resultados

Las áreas de captación de las ocho cuencas seleccionadas variaron desde 352 km² (río Huixtla) hasta 4,980 km² (río Tlapaneco), la altitud media de las cuencas oscila desde 523 m.s.n.m. (río De Los Perros), hasta 2198 m.s.n.m. (río Silao). La cobertura vegetal considerada como área de bosques en el modelo CEQUEAU, y que es utilizada en el cálculo de la evapotranspiración de las cuencas, fluctuó entre 31.9 % (río Sta. Catarina) y 88.9 % (río Tamazula).

Como parte de la evaluación de los resultados del módulo hidrogeomático desarrollado en esta investigación, se llevó a cabo la comparación entre las áreas de las cuencas obtenidas con el mismo, y las áreas de las cuencas reportadas en las bases de datos del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS); así como en el boletín hidrológico de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y de mapas topográficos a escala 1:250,000 editados por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). La Tabla 14.3 muestra que la mayor diferencia (valor absoluto) entre las áreas de las cuencas es de 11.9%, y corresponde a la información obtenida del INEGI de la cuenca del río Tacotalpa y la menor diferencia es de 0.2% para la cuenca del río Amacuzac, obtenida del INEGI igualmente.

La diferencia encontrada con respecto a las superficies de las cuencas, se debió al manejo de distintas fuentes de información. Además, en la base de datos del BANDAS se reporta el área de la cuenca hasta la estación hidrométrica seleccionada, aunque no se especifica la fuente de información utilizada, ni el procedimiento empleado para el cálculo de la misma. De igual forma, en el boletín hidrométrico de la CFE, tampoco se define la manera en la que se obtuvo el área de la cuenca. Sin embargo, las diferencias encontradas en las superficies no son significativas, debido a que en la modelación hidrológica que se efectuó, se consideró como 100% el área obtenida con el módulo hidrogeomático.

Tabla 14.3 Características fisiográficas retenidas y resultados del efecto de la discretización en la simulación hidrológica.

Río	Estación	Características fisiográficas retenidas				Coeficiente de Nash			Tamaño de cuadro utilizado (km ²)	
		A (km ²)	P (km)	B (%)	Sc (Grados)	Máximo	Mínimo	Diferencia	Para Nash máximo	Para Nash mínimo
Huixtla	Huixtla	352.00	130.00	40.8	37.5	0.9823	0.9640	0.0183	13.69	7.84

A m a c u z a c (Amacuzac)	Amacuzac	2240.60	368.70	41.8	23.89	0.9807	0.9591	0.0216	81.00	16.00
Tlapaneco	Ixcamilpa	4979.17	521.80	67.4	28.39	0.9635	0.9402	0.0233	100.00	81.00
De Los Perros	Ixtepec	929.74	214.80	88.0	26.04	0.9142	0.8846	0.0296	9.61	13.69
Tamazula	Tamazula	2260.99	324.20	88.9	42.14	0.9427	0.9109	0.0318	42.25	100.00
Tacotalpa	Tapijulapa	3177.61	429.60	70.8	30.96	0.9545	0.9183	0.0362	42.25	56.25
Silao	Silao	353.78	129.10	34.3	21.61	0.8105	0.6701	0.1404	4.00	16.00
Sta. Catarina	Cadereyta II	1804.69	344.20	31.9	39.75	0.8876	0.7220	0.1656	30.25	2.25

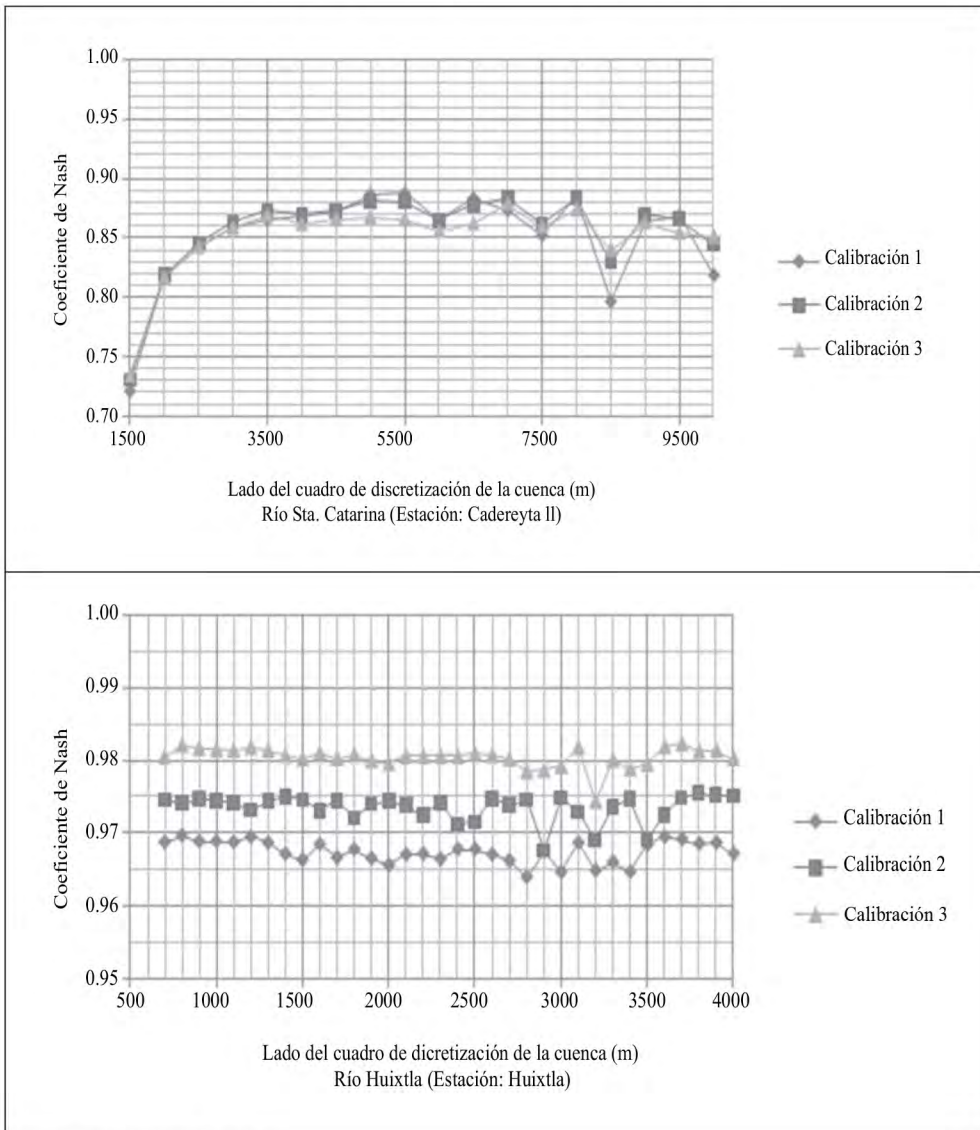
Fuente: elaboración propia.

A: Área de captación de la cuenca; P: Perímetro de la cuenca; B: Porcentaje de área cubierta por bosque; Sc: Pendiente media de la cuenca.

Por otro lado, es importante recordar que esta investigación pretende evaluar la hipótesis, de que, al incrementar el grado de discretización de una cuenca para llevar a cabo la simulación lluvia-escorrentía con un modelo distribuido, los resultados podrían ser más adecuados si se disminuye el tamaño de cuadro que discretiza la cuenca. Se suponía que esto reproduciría de una forma más real los escurrimientos dentro de la misma y por lo tanto se obtendrían mejores resultados en las simulaciones. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que no necesariamente ello ocurre. Esta evaluación de las simulaciones se realizó con base en criterios numéricos (coeficiente de Nash en

Fig. 14.3, y las láminas de agua observada y calculada), y criterios gráficos (hidrogramas observados y simulados, así como la gráfica de dispersión de caudales). Se encontró que, en las cuencas de los ríos: Huixtla y Amacuzac (Amacuzac), se obtuvieron valores del coeficiente de Nash de 0.9823 y 0.9807, respectivamente. Estos resultados representan las mejores simulaciones obtenidas y son superiores a los reportados para otras cuencas en las investigaciones realizadas por: Ayadi y Bargaoui (1998), Carpenter y Georgakakos (2004), Eckhardt *et al.* (2005) y Jayakrishnan *et al.* (2005). Además, en las cuencas de los otros ríos aquí analizados también se obtuvieron valores ampliamente satisfactorios (Tabla 14.3). Es importante resaltar que, la menor variación del coeficiente que se obtuvo fue de 0.0183 para la cuenca del río Huixtla. En cambio la mayor variación se presentó en la cuenca del río Sta. Catarina y fue de 0.1656, lo cual puede sugerir que la simulación de caudal es sensible al nivel de cobertura de bosques presente en una cuenca.

Fig. 14.3 Resultados de la simulación hidrológica: a) río Santa Catarina (gráfica superior) y b) río Huixtla (gráfica inferior).



Fuente: elaboración propia.

Los resultados obtenidos muestran que, la variación global en el coeficiente de Nash fue entre 0.9823, que corresponde a la cuenca del río Huixtla, y 0.6701 para la cuenca del río Silao. Con respecto a las diferencias entre valores máximos del coeficiente de Nash de las simulaciones realizadas, en la

Tabla 14.4 se observa que la mínima diferencia es de 0.0183, y se presentó en las simulaciones efectuadas en la cuenca del río Huixtla. Por el contrario, las máximas diferencias que se obtuvieron en las simulaciones fueron 0.1404 y 0.1656, y corresponden a los ríos Silao y Sta. Catarina, respectivamente.

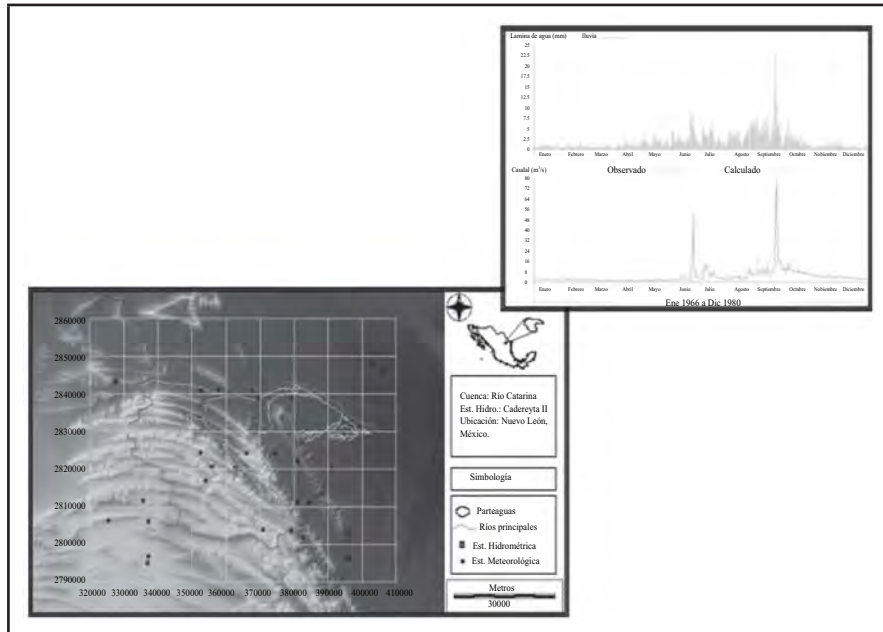
Tabla 14.4 Resumen del modelo matemático predictivo del tamaño de cuadro óptimo de discretización espacial en la simulación hidrológica distribuida.

<i>Modelo</i>	<i>r</i>	<i>r²</i>	<i>r² corregido</i>	<i>Error típico de la estimación</i>	<i>Variables explicativas</i>
Retenido	0.983	0.967	0.923	6.296	A: área de la cuenca (km ²). P: perímetro de la cuenca (km). B: cobertura de bosque (decimales). Sc: pendiente media de la cuenca (Grados).
<i>Análisis de varianza del modelo retenido (ANDEVA)</i>					
<i>Modelo retenido</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Media cuadrática</i>	<i>F</i>	<i>Significado</i>
Regresión	3468.233	4	867.058	21.873	0.015
Residual	118.919	3	39.640		
Total	3587.152	7			
<i>Coefficientes del modelo retenido</i>					
<i>Variable independiente: Tamaño de cuadro óptimo de discretización espacial (a) en km².</i>					
<i>Modelo retenido</i>	<i>Coefficientes no estandarizados</i>		<i>Coefficientes tipificados</i>	<i>t</i>	<i>Significado</i>
	<i>β</i>	<i>Error típico</i>	<i>Beta</i>		
Constante	-47.680	13.647		-3.494	0.040
A	-0.042	0.006	-2.860	-6.699	0.007
P	0.515	0.068	3.195	7.624	0.005
B	-31.818	11.030	-0.332	-2.885	0.063
Sc	0.566	0.319	0.192	1.771	0.175

Fuente: elaboración propia.

En la Fig. 14.4 se muestra, a manera de ejemplo, la delimitación del parteaguas y la simulación hidrológica efectuada de la cuenca del río Sta. Catarina (zona semiárida).

Fig. 14.4 Modelado distribuido del fenómeno lluvia-escorrentía de la cuenca Sta. Catarina (zona semiárida)



Fuente: elaboración propia.

Es importante resaltar que esta variabilidad en el coeficiente de Nash, sugiere que, las simulaciones efectuadas con el modelo CEQUEAU, son más sensibles en cuencas localizadas en zonas semiáridas, donde la época lluviosa es errática y con variaciones interanuales significativas. Por el contrario, las variaciones menores del coeficiente, se obtuvieron en cuencas localizadas en zonas de alta pluviosidad, como es el caso de las cuencas de los ríos Huixtla, Amacuzac (Amacuzac), Tlapaneco, Tacotalpa; así como de los ríos Tamazula y De Los Perros. Las cuencas con las mayores coberturas de bosques (De los Perros y Tamazula), aunque no arrojaron las menores diferencias entre los valores máximos y mínimos del coeficiente de Nash, si mostraron un amortiguamiento en la sensibilidad al cambio de discretización espacial de análisis en la cuenca. Por el contrario, en las cuencas con las menores coberturas de bosque (Silao y Sta Catarina) se obtuvieron los menores valores del coeficiente de Nash.

Con la finalidad de construir el modelo matemático predictivo de tipo regresivo sobre el tamaño óptimo del cuadro de discretización, se empleó la técnica de modelación iterativa de regresión múltiple paso a paso (Johnson y Wichern, 2002). En

cada etapa de la modelación se verificó el nivel de ajuste con base en el coeficiente de determinación (r^2), el análisis de varianza, así como el análisis gráfico de los residuos (Hair *et al.*, 1998). Para la construcción del modelo predictivo se eligió el conjunto óptimo de variables explicativas que maximizan el valor de la varianza explicada. Los valores de variables finales retenidas de las cuencas en estudio se presentan en la Tabla 14.3. El resumen del análisis del modelo construido se presenta en la

Tabla 14.4, del cual se destaca que las variables explicativas retenidas corresponden a: a) el área de la cuenca; b) el perímetro de la cuenca; c) la cobertura de bosque y; d) la pendiente media de la cuenca. El coeficiente de determinación del mejor modelo de ajuste obtenido es $r^2= 0.967$ y el modelo matemático está representado por la ecuación (2).

$a=-0.042(A)+0.515(P)-31.818(B)+0.566(Sc)-47.68$	Ecuación 2
--	------------

Donde: es el área del cuadro de discretización (km^2); A : es el área de la cuenca (km^2); P : es el perímetro de la cuenca (km); B : es la cobertura de bosque en la cuenca (en decimales) y; Sc : es la pendiente media de la cuenca (Grados).

Conclusiones

Es importante resaltar que los resultados obtenidos en las simulaciones hidrológicas dependen en gran medida del esfuerzo de calibración empleado, así como de la cantidad y calidad de la información hidrometeorológica.

Por otro lado, tal como se tenía pensado al inicio de esta investigación, se comprobó con base en los resultados de las simulaciones que, los valores máximos del coeficiente de Nash no se obtuvieron para los tamaños de cuadro con mayor resolución que discretiza la cuenca. Por el contrario se observa que este parámetro de evaluación de la calidad de la modelación disminuye, por lo general, al efectuar las simulaciones con tamaño de cuadros más pequeños.

El modelo matemático predictivo del tamaño de cuadro óptimo de discretización espacial, en la modelación distribuida lluvia-escorrentamiento, ha sido construido con base en características fisiográficas de la cuenca y su representatividad es ampliamente satisfactoria ($r^2= 0.967$). Este modelo predictivo del cuadro óptimo de discretización es válido para un rango de superficies de captación entre 100 y 5000 km^2 . Finalmente, se recomienda extender el estudio a un mayor número de cuencas para incrementar el rango de aplicación a superficies de captación mayores a 5000 km^2 .

Referencias

- Ayadi, M., Bargaoui, Z., (1998). “Modélisation des écoulements de l’oued Miliane par le modèle CEQUeau”, en *Journal des Sciences Hydrologiques*, 43(5), pp. 741-758.
- Bâ, K. M., Díaz-Delgado, C., Esteller, M. V., (1999). Estudio Hidrológico Superficial y Subterráneo de la Cuenca del Río Balsas dentro del Estado de México (Etapa I). Reporte No. CIRA/012, Universidad Autónoma del Estado de México, México. Diciembre de 1999. 125 pp.
- Bâ, K. M., Díaz-Delgado, C., Rodríguez, V., (2001). “Simulación de caudales de los ríos Amacuzac y San Jerónimo en el Estado de México, México”, en *Ingeniería Hidráulica en México*, Vol. XVI, No. 4, pp. 117-126.
- Bâ, K. M., Quentin, E., Carsteanu, A., Ojeda, I., Díaz-Delgado, C., Guerra-Cobián, V.H., (2009). “Modelling a large watershed using the cequeau model and GIS: case of the Senegal river at Bakel”, en *Geophysical Research Abstracts*, Col. II –EGU2009-0.
- Bâ, K. M., Guerra-Cobián, V. H., Pérez-Cámara, A. G., Díaz-Delgado, C., Quentin, E., Franco-Plata, R., (2005). Implementación y Calibración de un Modelo Hidrológico Distribuido en la Cuenca del Río Conchos, Clave: UAEM1971/2004, Universidad Autónoma del Estado de México, México. 75 pp.
- BANDAS., (2000). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales, Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos, Comisión Nacional del Agua, México, Discos Compactos.
- Bronstert, A., Niehoff, D., Bürger, G., 2002. “Effects of climate and land-use on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities”, en *Hydrol. Process.* 16 (2), 509-529 pp.
- Campos-Aranda, D. F., (1998). *Procesos del Ciclo Hidrológico*, tercera reimpresión, Editorial Universitaria Potosina, México.
- Carpenter, T. M., Georgakakos, K. P., (2004). “Continuous streamflow simulation with the HRCDHM distributed hydrologic model”, en *Journal of Hydrology*, 298, 61-79 pp.
- CFE, (2000). Boletín hidrométrico No. 41 Año 1999, Departamento de Hidrometría de la Comisión Federal de Electricidad, Informe de la Subdirección Técnica, México, 67 pp.
- Cristiaens, K., Feyen, J., (2002). “Use of sensitivity and uncertainty measures in distributed hydrological modeling with an application to the MIKE SHE model,” en *Water Resources Research*, Vol. 38, No. 9, 1-15 pp.

- Eastman, J. R., (2004). Idrisi Kilimanjaro. Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes. Clark Labs, Clark University, USA.
- Eckhardt, K., Fohrer, N., Frede, H-G., (2005). Automatic model calibration, *Hydrological Processes*, 19, 651-658 pp.
- ERIC II., (2000). Extractor Rápido de Información Climatológica, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México, Disco compacto.
- Foni, A., Seal, D., (2003). Shuttle Radar Topography Mission: an innovative approach to shuttle orbital control, *Acta Astronautica*, No. 54, pp. 565-570.
- Fortin, J-P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, J. F., Villeneuve, J-P., (2001). "Distributed Watershed Model Compatible with Remote Sensing and GIS Data. I: Description of Model", en *Journal of Hydrologic Engineering*, pp. 91-99.
- Freeze, R., Harlan, R., (1969). "Blueprint for a physically-based digitally simulated hydrologic response model", en *Journal of Hydrology*, 9: 237-258 pp.
- Gómez, M. A., (2005). Desarrollo de una metodología geomática para la evaluación por subcuenca de indicadores de deficiencias en tratamiento de aguas residuales, Tesis de Maestría, Centro Interamericano de Recursos del Agua de la U.A.E.M., México, 155 pp.
- Grayson, R., Blöschl, G., 2000. Spatial patterns in catchman hydrology: observations and modelling. Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Cambridge, UK, ISBN: 0-521-63316-8.
- Guerra-Cobián, V.H., Bâ, K.M., Quentin-Joret, E., Díaz-Delgado, C., Cârsteanu, A., 2011. "Empleo de información NEXRAD en el modelado hidrológico para cuencas con pluviometría deficiente" en *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería hidráulica en México*, Vol. II, núm. 3, julio-septiembre de 2011, pp. 35-48
- Guerra-Cobián, V.H., Bâ, K.M., Quentin-Joret, E., Díaz-Delgado, C., Franco-Plata, R., Manzano-Solís, L.R. 2006. Modelación hidrológica distribuida utilizando un mapa topográfico generado a partir de información de altitud obtenida por radar. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica y Simposio Internacional de Estructuras Hidráulicas. Del 9 al 14 de octubre en Ciudad Guayana, Venezuela.
- Hair, J.F., Anderson, R.E., Tatham, R.L., Black, W.C., (1998). *Multivariate data analysis*, fifth edition, Prentice Hall, 730 pp.
- Hall, O., Falorni, G., Bras, R. L., (2005). "Characterization and Quantification of Data Voids in the Shuttle Radar Topography Mission Data", en *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, Vol. 2, No. 2, pp. 177-181.
- Jayakrishnan, R., Srinivasan, R., Santi, C., Arnold, J. G., (2005). "Advances in the application of the SWAT model for water resources management", en *Hydrological Processes*, 19, 749-762 pp.

- Johnson, R.A., Wichern, D.W., (2002) Applied multivariate statistical analysis, fifth edition, prentice Hall, 767 pp.
- Koren, V., Finnerty, R., Shaake, J., Smith, M., SEO, D., Duan, Q.Y. (1999). "Scale dependencies of hydraulic models to spatial variability of precipitation", en *J. Hydrol.* 217, 285-302 pp.
- Krajewski, W., Lakshmi, V., Georgakakos, K., Jain, S., (1991). "A Montecarlo study of rainfall sampling effect on a distributed catchment model", en *Water Resour. Res.* 27 (1), 119-128 pp.
- Kumar, R., Samaniego, L., Attinger, S. (2010). "The effects of spatial discretization and model parametrization on the prediction of extreme runoff characteristics", en *J. Hydrol.* 392, 54-89 pp.
- Kuo, W-L., Steenhuis, T., McCulloch, C., Moler, C. Weinstein, D., DeGloria, S., Swaney, D., (1999). "Effects of grid size on runoff and soil moisture for a variable-source-area hydrology model", en *Water Resources Research*, vol. 35, No. 11, pp 3419-3428.
- Llanos, H., Bâ, K. M., Castiella, A., (1999). "Modelación Hidrológica de la Cuenca Alta del Río Ega (País Vasco y Navarra)", en *Ingeniería del Agua, España*. Vol. 6, No. 3, 241-250 pp.
- Llanos, H., Bâ, K. M., Castiella, A., (2004). Aplicación de Modelos Matemáticos para la Simulación de Avenidas en Cuencas de la Red Hidrográfica de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Vol. 19, *Revista de Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Avala, España*.
- Luzio, D. M., Arnold, J. G., (2004). "Formulation of a Ibrid calibration approach for a physically based distributed model with NEXRAD data input", en *Journal of Hydrology*, 298, 136-154 pp.
- Molnar, D. K., Julien, P. Y., (2000). Grid-size effects on surface runoff modeling, *Journal of Hydrologic Engineering*, ASCE, pp. 8-16.
- Morin, G., Sochanski, W., Paquet, P., (1997). Modélisation hydrologique et prévision en temps réel des apports des bassins versants Chute du Diable et Mistassibi à l'aide du modèle CEQUEAU., INRS-Eau, rapport de recherche no. 504.
- Morin, G., Sochanski, W., Paquet, P., (1998). Le modèle de simulation de quantité CEQUEAU-ONU, Manuel de référence. Organisation des Nations Unies et INRS-Eau, Rapport de recherche no 519, 252 pp.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V., (1970). "River flow forecasting through conceptual model", en *Journal of Hydrology*, 10, 282-290 pp.
- Powell, M.J.D. (1964), "An efficient method for finding the minimum of a function of several variables without calculating derivatives", en *ComputerJournal*. Vol. 7, 155-162 pp.

- Réménieras, G., (1999). *L'hydrologie de l'ingénieur*, Collection de la Division Recherche et Développement d'Electricité de France, Eyrolles, France, 456 pp.
- Singh, V. P., (1995). *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Colorado, U.S.A.
- Singh, V. P., Woolhiser, D. A., (2002). "Mathematical Modeling of Watershed Hydrology", en *Journal of Hydrologic Engineering*, July/August, pp. 270-292.
- Su, B., Kazama, S., Lu, M., Sawamoto, M., (2003). "Development of a distributed hydrological model and its application to soil erosion simulation in a forested catchment during storm period", en *Hydrological Process*. 17, 2811-2823 pp.
- USGS, (2005). *Seamless Data Distribution System*, Earth Resources Observation and Science, US Geological Survey, <http://seamless.usgs.gov/>. Consulta realizada en junio de 2005.
- WMO, (1986). *Intercomparison of models of snowmelt runoff*. Operational Hydrology Report No. 23.
- WMO, (1992). *Simulated real-time intercomparison of hydrological models*. World Meteorological Organization. Operational Hydrology Report No. 38.

Avances en el análisis de frecuencia de valores extremos en hidrología: software y caso de estudio

K.M. Bâ, C. Díaz Delgado, F. Magaña Hernández y H. Salinas Tapia
Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del
Estado de México (UAEM)

Resumen

Las obras hidráulicas expuestas a fenómenos naturales como las inundaciones están en general diseñadas para resistir a la más grande crecida concebible o a una crecida con una probabilidad de excedencia dada. Mientras que la crecida máxima probable es el criterio de diseño privilegiado para estructuras de alto peligro tales como grandes presas, el análisis de frecuencia de crecidas es la herramienta estándar para diseñar vertedores, embalses, diques, alcantarillas, etc., de cualquier tamaño y para la valoración de la confiabilidad de estructuras existentes. Diversas funciones de distribución han sido sugeridas y utilizadas para el análisis de frecuencia de las crecidas, pero ninguna ha ganado apoyo unánime de ingenieros de proyectos y académicos. En este trabajo, se presenta una compilación de las funciones de distribución clásicas que se han venido usando para el análisis de eventos extremos y las de orden superior que han sido introducidas en años recientes. Se realizó, igualmente, un inventario de software existente y se presenta un caso de estudio utilizando el software HIDESTAD desarrollado por el Cuerpo Académico de Hidrología del CIRA-UAEM.

Introducción

La magnitud de las variables hidrológicas, por su causalidad multifactorial, son consideradas como aleatorias y, por otro lado, los recursos financieros de un proyecto, en general, son siempre finitos. En este sentido no se justifica diseñar una obra hidráulica para proporcionar protección contra la avenida más desastrosa. La mayor parte de los trabajos que se realizan en hidrología se relacionan con el análisis de datos y la toma de decisiones. El diseño y la planeación de obras hidráulicas están siempre relacionados con eventos hidrológicos futuros cuya magnitud y tiempo de ocurrencia nunca serán conocidos anticipadamente con certeza total; por ejemplo, la avenida de diseño para el vertedor de una presa es un evento que tal vez no se ha presentado jamás, o al menos no en el periodo de datos disponible, pero que es necesario conocer para determinar las dimensiones de la obra. La complejidad de los procesos físicos que tienen lugar en la generación de esta avenida hace, en la mayoría de los casos, imposible una estimación confiable de la misma por métodos basados en las leyes de la mecánica o la física (modelos determinísticos), sea porque estos métodos son insuficientes, sea porque el modelo matemático resultante sería exageradamente grande, complicado y difícil de manejar (Aparicio, 1987).

En la práctica, la estimación de un evento X_T en un sitio dado se realiza a través del ajuste de una función de distribución de probabilidad (teniendo como función de densidad de probabilidad $f(x; \theta_1, \theta_2, \theta_3)$) a una muestra de valores máximos observados durante n años. Lo anterior bajo la hipótesis de que estas observaciones son: *a*) Independientes (no existe correlación alguna entre ellas), lo que puede ser examinado a través de la prueba de Wald – Wolfowitz (1943). *b*) Idénticamente distribuidas, es decir, que las observaciones provienen de una misma población estadística, esto implica: 1) La estacionariedad de la muestra, analizada por ejemplo con el empleo de la prueba de Hatanaca (Llamas, 1993). 2) La homogeneidad analizada por ejemplo con el empleo de la prueba de Mann y Whitney (1947). 3) La ausencia de valores singulares que no se justifiquen físicamente, analizada por ejemplo con el uso de la prueba de Grubbs y Beck (1972).

Si la función F es estrictamente creciente, es posible deducir que:

$$x_T = F^{-1}\left(1 - \frac{1}{T}; \theta_1, \theta_2, \theta_3\right) \quad (1) \quad X_T = F^{-1}\left(1 - \frac{1}{T}; \theta_1, \theta_2, \theta_3\right)$$

Donde F^{-1} es la fdp de la función de distribución de probabilidad $f(x; \theta_1, \theta_2, \theta_3)$. Para conocer x_T , es suficiente entonces obtener la estimación $\tilde{\theta}_1, \tilde{\theta}_2, \tilde{\theta}_3$ de los parámetros $\theta_1, \theta_2, \theta_3$, de la función de distribución y enseguida llevar a cabo la sustitución de los valores obtenidos en la ecuación correspondiente (1) para tener la estimación \tilde{x}_T de x_T . Donde x_T estimada por \tilde{x}_T está dada por:

$$\tilde{x}_T = F^{-1}\left(1 - \frac{1}{T}; \tilde{\theta}_1, \tilde{\theta}_2, \tilde{\theta}_3\right) \quad (2)$$

Estimación de los parámetros

Generalmente, los métodos de estimación son variantes del método de los momentos (MOM) que consiste en el cálculo de los momentos teóricos de la población por los momentos correspondientes de la muestra. La resolución del sistema de ecuaciones obtenidas permite estimar los parámetros requeridos para la función teórica seleccionada (Bobée, 1999).

El método de máxima verosimilitud (MV) que para una muestra de n datos consiste en maximizar la función verosimilitud (o su logaritmo $L = \prod_{i=1}^n f(x_i, \tilde{\theta})$) puede conducir, particularmente en hidrología, a malas estimaciones para la mayoría de las leyes con tres parámetros en cuestión (Bobée, 1999). En efecto, estas leyes dependen, en general, de un parámetro de origen (m) que determina el intervalo de definición de la variable X ($X > m$ por ejemplo); en este caso, el método MV es solamente asintóticamente óptimo. Así para muestras de pocos datos ($n < 50$), generalmente disponibles en hidrología, esta solución óptima es difícilmente alcanzada.

Sin embargo, para algunas distribuciones (Normal, Exponencial, Gamma), se pueden encontrar estadísticos conjuntamente exhaustivos de los parámetros. En este caso, el método de MV conduce a una estimación óptima (en términos del error cuadrático promedio) de los parámetros, cualquiera que sea el tamaño de la muestra.

Funciones de distribución utilizadas en hidrología

Los tipos de funciones utilizadas en hidrología son numerosas, pero una revisión somera permitirá la observación de algunas tendencias al respecto. En los albores de los años 50, el uso de leyes con un número reducido de parámetros (Normal, Exponencial, etc.) parecía dominar el escenario, sin duda a causa de la limitada capacidad

computacional disponible. Los valores extremos han sido analizados por un gran número de hidrólogos considerando los modelos teóricos de Gumbel tipo I (Gumbel, 1958), Weibull (Shane y Graver, 1969), Log-Pearson III (WRC, 1967 y 1977; Bobée y Ashkar, 1991), Log-Normal con tres parámetros (Kite, 1988), General de Valores Extremos (Bobée y Ashkar, 1991; Campos, 1996) y Halphen (Bobée, 1999; Perreault *et al.*, 1999a, 1999b; Adlouni y Bobée, 2007). Igualmente, es reconocida la necesidad de considerar las funciones con tres parámetros [$\theta = (\theta_1; \theta_2; \theta_3)$] si se pretende caracterizar adecuadamente la forma de la distribución aún cuando el pequeño tamaño de las muestras disponibles en hidrología pudiera incitar a sólo considerar los modelos con dos parámetros.

Entre las funciones de distribución antes mencionadas, unas suelen ser utilizadas para valores mínimos y otras para valores máximos (Tabla 15.1).

Tabla 15.1 Funciones usadas para el análisis de valores extremos

<i>Funciones de distribución para valores mínimos</i>	<i>Funciones para valores máximos</i>
Gumbel tipo I (GUM)	Gumbel tipo I (GUM)
Gumbel tipo III (GUM III)	Log-Pearson tipo III (LPIII)
Log-Normal con tres parámetros (LNIII)	Log-Normal (LN)
Pearson tipo III (Pearson III)	Gamma
Pearson tipo V (Pearson V)	

A continuación se presentan de forma resumida las principales funciones empleadas en el análisis de frecuencia hidrológica.

Función de distribución Log-Normal (LN)

La distribución Log-Normal está expresada por la siguiente función de densidad de probabilidad (Chow *et al.*, 1994):

$$f(x) = \frac{1}{xb\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(y-a)^2}{2b^2}} \quad y = \ln x, \quad x > 0 \quad (3)$$

Donde, sus parámetros estimados por el método de momentos (MOM) son (Chow *et al.*, 1994; Stedinger *et al.*, 1993; Kite, 1985):

$$a = \mu_y = \bar{y} \text{ (promedio)} \quad b = \sigma_y = S_y \text{ (desviación estándar)} \quad (4)$$

Los estadísticos estimados por el método de momentos de probabilidad ponderados son (Haktanir, 1991):

$$a = \mu_y = M_0 \quad y \quad b = \sigma_y = 2\sqrt{\pi}(M_1 - M_0/2) \quad (5)$$

Donde M_i son los momentos de orden i y el factor de frecuencia para esta función, se obtiene sobre los logaritmos de la muestra aplicando (Kite, 1985):

$$K = \frac{e^{\frac{S_y z - \frac{S_y^2}{2}}{e_y^2 - 1}} - 1}{(e_y^2 - 1)^{1/2}} \quad (6)$$

Donde S_y es la desviación estándar de los logaritmos de la muestra, y z es la desviación normal estandarizada.

Función de distribución Gamma

En hidrología, una gran cantidad de fenómenos naturales son considerados como variables aleatorias que sólo asumen valores positivos (como caudal y precipitación) y donde a menudo las distribuciones de probabilidad relativas a estos datos son asimétricas a la derecha. Es decir la mayor parte del área bajo la función de densidad se encuentra cerca del origen y la función de densidad disminuye gradualmente cuando el valor de la variable aleatoria aumenta. La ecuación de la función de densidad de probabilidad Gamma está definida por dos parámetros: λ y k de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{\lambda}{\Gamma(k)} (\lambda x)^{k-1} e^{-\lambda x} \quad \text{para } x \geq 0 \quad (7)$$

Sus parámetros son:

$$\begin{aligned} \mu &= \frac{k}{\lambda} & \sigma^2 &= \frac{k}{\lambda^2} & M(\theta) &= \left(1 - \frac{\theta}{k}\right)^{-k} \\ \lambda &= \frac{\bar{x}}{S^2} & k &= \frac{\bar{x}^2}{S^2} & \Gamma(k) &= \text{Función Gamma} \quad (8) \\ \Gamma(k) &= (k-1)! & \Gamma(0) &= 1 & \Gamma(1/2) &= \sqrt{\pi} \\ \Gamma(k) &= \int_0^\infty t^{k-1} e^{-t} dt \end{aligned}$$

Función de distribución Log-Normal con 3 parámetros (LNIII)

Las variables físicas de interés en hidrología, tal como se mencionó anteriormente (precipitación, caudal, evaporación y otras) son generalmente positivas, por lo cual es usual que se presenten distribuciones de frecuencia asimétricas. Por ello, diferentes investigadores han propuesto aplicar una transformación logarítmica a la variable de interés y luego utilizar el modelo de distribución Normal para la variable transformada.

La distribución Log-Normal de III parámetros (LNIII) está dada por (Kite, 1988):

$$f(x) = \frac{1}{(x-c)b\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln(x-c)-a)^2}{2b^2}} \quad c \leq x \leq \infty \quad (9)$$

Donde a, b, c son los parámetros de la función.

Los estadísticos estimados por el método de momentos son (Kite, 1988):

$$\begin{aligned} C_{v(x-c)} &= \frac{1 - \omega^{2/3}}{\omega^{1/3}}, & \text{con } \omega &= \frac{-C_s + (C_s^2 + 4)^{1/2}}{2} \\ a = \mu_y &= \ln\left(\frac{\sigma}{C_{v(x-a)}}\right) - \frac{1}{2} \ln(C_{v(x-a)} + 1) & \sigma_y &= [\ln(C_{v(x-a)}^2 + 1)]^{1/2} \end{aligned} \quad (10)$$

$$c = \bar{x} - \frac{S}{C_v(x-a)}$$

Donde $C_v(x-a)$ es el coeficiente de variación de los $(x-a)$; $C_v(x-c)$ es el coeficiente de variación de los $(x-c)$; C_s es el coeficiente de asimetría de los x ; y S es la desviación estándar de la muestra.

Función Gumbel Tipo I (GUM)

La función de densidad de probabilidad de la función está dada por:

$$f(x) = \frac{1}{\alpha} \exp\left[-\frac{x-u}{\alpha} - \exp\left(-\frac{x-u}{\alpha}\right)\right] \quad \text{con } -\infty < x < +\infty \quad (11)$$

La estimación de los parámetros por el método de los momentos es:

$$\alpha = \frac{\sqrt{6}s}{\pi} \quad u = \bar{x} - 0.5772\alpha \quad (12)$$

El coeficiente de 0.5772 es la solución aproximada de la ecuación (3), es decir, $\int_{-\infty}^{\infty} x f(x) dx$. El parámetro μ es la moda de la distribución (punto de máxima densidad de probabilidad).

Función de distribución Generalizada de Valores Extremos (GVE)

La función de distribución de probabilidad, o función inversa de GVE, está dada por (Campos, 1996):

$$\hat{x}_p = F^{-1}(p) = a + \frac{b}{c} \left(1 - (-\ln p)^c\right) \quad (13)$$

Los parámetros de GVE, utilizando el método de los momentos, son estimados de la siguiente manera (Campos, 1996):

$$c = \omega_0 + \omega_1 C_{sc} + \omega_2 C_{sc}^2 + \omega_3 C_{sc}^3 + \omega_4 C_{sc}^4 + \omega_5 C_{sc}^5 \quad (14)$$

Si $0.0008 < C_s < 8$, entonces:

$$\begin{aligned} \omega_0 &= 0.2792377, & \omega_1 &= -0.339836, & \omega_2 &= 0.1008508, \\ \omega_3 &= -0.0165458, & \omega_4 &= 0.0014037, & \omega_5 &= -0.0000479 \end{aligned} \quad (15)$$

Si $-3.8 < C_s < 0.0872$, entonces:

$$\begin{aligned} \omega_0 &= 0.0277439, & \omega_1 &= -0.322359, & \omega_2 &= 0.065677, \\ \omega_3 &= 0.029405, & \omega_4 &= 0.003176, & \omega_5 &= 0 \end{aligned} \quad (16)$$

Donde C_s es el coeficiente de asimetría, y C_{sc} es el coeficiente de asimetría corregido:

$$C_s = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3}{nS^3} \quad C_{sc} = C_s \left[\frac{(n(n-1))^{1/2}}{n-2} \right] \quad (17)$$

así pues, los parámetros se obtienen de:

$$c = A + (-1)^j B \quad b = \varphi |c| \quad (18)$$

donde:

$$\begin{aligned} \varphi &= \left(\frac{S^2}{\Gamma(1+2c) - \Gamma^2(1+c)} \right)^{1/2} & \psi &= \bar{x} - \varphi(-1)^j \Gamma(1+c) \\ & \quad j=2 \quad \text{si } c < 0, \text{ ó} & \quad j=3 \quad \text{si } c > 0 \end{aligned} \quad (19)$$

De acuerdo con Campos (1996), el método de los momentos ponderados permite estimar los parámetros de GVE con el siguiente procedimiento:

$$a = M_0 + \left(1 - \frac{1}{\Gamma(1+c)}\right) \left(\frac{M_0 - 2M_1}{1 - 1/2^c}\right) \quad b = \frac{K(M_0 - 2M_1)}{\Gamma(1+K)(1 - 1/2^K)} \quad (20)$$

El parámetro c puede obtenerse de la función:

$$f(c) = 2^c(v+2) + (2/3)^c - (v+3) = 0 \quad (21)$$

donde:

$$v = \frac{3u_2 - u_0}{u_0 - 2u_1} \quad u_j = \frac{1}{n \prod_{k=0}^j (n-k)} \sum_{i=1}^n \left[x_i \prod_{k=1}^j (n-i-k) \right] \quad (22)$$

Así, bajo el empleo del método numérico de Newton-Raphson se resuelve $f(c)$ considerando que $c \neq 0$, por lo que:

$$c_{j+1} = c_j - \frac{f(c_j)}{f'(c_j)} \quad (23)$$

siendo $f'(c)$ la primera derivada de $f(c)$:

$$f'(c) = (v+2)\ln(2)2^c + \ln(2/3)(2/3)^c \quad (24)$$

Función de distribución Log-Pearson tipo III (LP III)

Las distintas agencias locales, provinciales o federales de los Estados Unidos utilizaban para la estimación de caudales máximos procedimientos diferentes que podían conducir a resultados discordantes. Esta es la razón por la que, tras una comparación de

ajuste sobre datos reales, el Consejo de los Recursos Hídricos de los Estados Unidos (WRC, 1977) recomendó, para la estimación de los valores extremos de avenida, la utilización sistemática de la distribución Log-Pearson tipo III definida de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{\lambda^\beta (y - \varepsilon)^{\beta - 1} e^{-\lambda(y - \varepsilon)}}{x\Gamma(\beta)} \quad \text{donde } y = \log x \text{ con el rango } \log x \geq \varepsilon \quad (25)$$

La estimación de los parámetros por el método de los momentos es (Chow *et al.*, 1994):

$$\lambda = \frac{s_y}{\sqrt{\beta}} \quad \beta = \left[\frac{2}{C_s(y)} \right]^2 \quad (26)$$

$$\varepsilon = \bar{y} - s_y \sqrt{\beta} \quad (\text{Suponiendo que } C_s(y) \text{ es positivo})$$

Este método de estimación de los parámetros es el llamado “método indirecto de los momentos”, que según algunos autores (Greis, 1983), no es el adecuado para muestras pequeñas. Es por esta razón que otros métodos de estimación han sido propuestos por Rao (1980), Bobée y Ashkar (1988). Si el lector desea profundizar sobre este último tema se recomienda consultar la bibliografía antes citada.

Funciones de distribución de orden superior (valores extremos)

Recientemente, con la facilidad operacional de las computadoras, es posible utilizar modelos que consideran en su construcción un número mayor de parámetros, lo que se traduce en una mayor información, flexibilidad y precisión cuando la muestra es suficientemente grande (Llamas *et al.*, 1987, Díaz-Delgado *et al.*, 1999). Las leyes así empleadas han sido la función Wakeby (Trujillo-Flores, 1999; Campos, 1997; Haktanir *et al.*, 1995) la función Gamma con los polinomios de Laguerre (Llamas, 1975, Díaz-Delgado *et al.*, 1999, Cârsteanu *et al.*, 2004) y la función Beta con los polinomios ortogonales de Jacobi (Díaz-Delgado, 1991, Bâ *et al.*, 1996, Díaz-Delgado *et al.*, 1999). En los casos de los modelos Gamma y Beta, para lograr la combinación de una función con una serie de polinomios ortogonales, es suficiente multiplicar la

función de densidad por la serie de polinomios ortogonales apropiada y de dominio matemático similar, lo que permite aumentar el número de momentos en la nueva función de densidad. Así pues, el aumento del número de momentos tiene como objetivo extraer el máximo de información contenida en la muestra. Con respecto a lo anterior, Llamas (1993) afirma que: “actualmente se dispone de muestras extensas de fenómenos hidrológicos de buena calidad las cuales contienen una gran cantidad de información que las técnicas actuales y la facilidad operacional permite su obtención, su interpretación y su uso en la concepción, la gestión o en la ejecución de proyectos”. Acotando que, “en otras palabras, la técnica actual permite utilizar funciones con tantos parámetros que el tamaño de la muestra pueda soportar”.

Función Wakeby

Según Landwehr *et al.*, (1979), la variable aleatoria X sigue la función de distribución Wakeby si:

$$x = m + a[1 - (1 - F)^b] - c[1 - (1 - F)^{-d}] \quad (27)$$

La estimación de los parámetros de la función Wakeby por el método de momentos ponderados (MOMP) según estos mismos autores se presenta en la Tabla 15.2

Tabla 15.2 Parámetros de la función Wakeby, MOMP (Landwehr et al., 1979)

Parámetros	Expresiones
b	$\frac{(N_3C_1 - N_1C_3) + [(N_1C_3 - N_3C_1)^2 - 4(N_1C_2 - N_2C_1)(N_2C_3 - N_3C_2)]^{1/2}}{2(N_2C_3 - N_3C_2)}$
d	$\frac{N_1 + bN_2}{N_2 + bN_3}$
$\forall m$	$[\{3\} - \{2\} - \{1\} + \{0\}] / 4$
a	$\frac{(b+1)(b+2)}{b(b+d)} \left[\frac{\{1\}}{2+b} - \frac{\{0\}}{1+b} - m \right]$
c	$\frac{(1-d)(2-d)}{d(b+d)} \left[\frac{\{1\}}{2-d} + \frac{\{0\}}{1-d} + m \right]$
Asume m=0 $N_{(4-j)}$	$-(3)^j M_{(2)} + (2)^{1+j} M_{(1)} - M_{(0)}$

$C_{(4-j)}$	$-(4)^j M_{(3)} + 2(3)^j M_{(2)} - (2)^j M_{(1)}$
$\forall m$	
$N_{(4-j)}$	$(4)^j M_{(3)} - (3)^{1+j} M_{(2)} + 3(2)^j M_{(1)} - M_{(0)}$
$C_{(4-j)}$	$(5)^j M_{(4)} - 3(4)^j M_{(3)} + (3)^{1+j} M_{(2)} - (2)^j M_{(1)}$
$\{k\}$	$(k+1)(k+1+b)(k+1-d)M_k \quad k = 0,1,2,3,4$

$$\text{Con } M_{(k)}^* = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n-k} x_i \binom{n-i}{k} \binom{n-1}{k} \quad (29)$$

Función de distribución Beta – Jacobi (BJ)

La función Beta asociada a una serie de polinomios ortogonales de tipo Jacobi es (Llamas, 1993, Díaz-Delgado *et al.*, 1999):

$$f(y) = \frac{y^{p-1}(1-y)^{q-1}}{\beta(p,q)} \sum AnGn(y), \text{ para } 0 \leq y \leq 1 \quad (30)$$

Donde: Gn: representa la familia de polinomios ortogonales de tipo Jacobi de orden n; An= es el coeficiente numérico que depende de n y g(y).

$$An = \frac{(p)_n (p+q-1)_n (2n+p+q-1)}{n!(q)n(p+q-1)} \sum_{k=0}^n C_k^n (-1)^k \frac{(p+q-1+n)}{(p)_k} \mu_k$$

$$\text{para: } (q)_k = q(q+1)(q+2)...(q+k-1) \quad (31)$$

$$Gn = \sum_{k=0}^n C_k^n (-1)^k \frac{(p+q-1+n)}{(p)_k} y^k$$

$$\text{para: } C_k^n = \frac{(-n)_k}{k!(-1)_k}$$

$$(n)_k = n(n+1)(n+2)...(n+k-1)$$

Función de distribución Gamma – Laguerre (GL)

La función Gamma asociada a una serie de polinomios ortogonales de tipo Laguerre es (Llamas, 1993, Díaz-Delgado *et al.*, 1999, Cârsteanu *et al.*, 2004):

$$f(x) = g(x)T(x, \mu'_k) \quad (32)$$

$$\text{donde : } g(x) = \frac{e^{-\frac{x}{2g}} x^{\frac{h}{2}-1}}{(2g)^{\frac{h}{2}} \Gamma\left(\frac{h}{2}\right)} \quad \text{para } x > 0 \quad (33)$$

Los parámetros g y h representan respectivamente la escala y el número efectivo de grados de libertad. Por el método de momentos se obtiene:

$$g = \frac{\mu'_1}{h} = \frac{\bar{x}}{h} \quad h = \frac{2(\mu'_1)^2}{\mu_2} = \frac{2\bar{x}^2}{\sigma^2} \quad (34)$$

$$T(x, \mu'_k) = \sum_{i=0}^{\infty} \frac{i! \Gamma\left(\frac{h}{2}\right)}{\Gamma\left(i + \frac{h}{2}\right)} \cdot \frac{d_i}{(2g)^i} L_i^{\left(\frac{h}{2}-1\right)}\left(\frac{x}{2g}\right) \quad (35)$$

donde:

$L_i^{(c)}(y)$: es el polinomio de Laguerre de orden i.

$$L_i^{(c)}(y) = \sum_{j=0}^i \binom{i+c}{i-j} \frac{(-y)^j}{j!} \quad (36)$$

$$d_i = \sum_{j=0}^i \binom{i-1+\frac{h}{2}}{i-j} (-1)^j (2g)^{i-j} \frac{\mu'_j}{j!} \quad (37)$$

En la práctica, i puede variar entre 3 y 8 dependiendo, claro está, de la dimensión de la muestra (Díaz-Delgado *et al.*, 1999). Sin embargo, Cârsteanu *et al.*, (2004), indican que en la mayoría de los casos el valor adecuado de i es 3 o 4.

Software y caso de estudio.

En el campo del análisis de eventos hidrológicos extremos, se han difundido herramientas computacionales que van desde pequeños programas hasta software más elaborados. En la mayoría de los casos, sólo se incluyen algunas funciones de distribución clásicas. Además, la mayoría no considera el análisis de la calidad de la muestra y la bondad de ajuste.

Trujillo-Flores (1999), llevó a cabo una revisión bibliográfica de herramientas computacionales disponibles en este campo, de los cuales es posible mencionar los más relevantes:

El U. S. Geological Survey (1997), desarrolló un software denominado PEAKFQ para análisis de frecuencia en sitio y/o a nivel regional, basado en los lineamientos descritos en el Boletín 17B publicado por la U.S. Interagency Advisory Committee on Water Data (USWRC, 1982). La versión más reciente apareció en julio de 1997. Este programa, escrito en lenguajes Fortran y C trabaja en PC's bajo el sistema operativo DOS, y en equipos con sistema operativo basado en UNIX. PEAKFQ utiliza el método de los momentos para ajustar la distribución Pearson tipo III a los logaritmos de flujos máximos, y arroja resultados en formato gráfico y tabular.

HYDROTEC versión 1.2, es un software para PC's con ambiente Windows, desarrollado por Science Technology Associates (STA, IQ-97) que incluye diversos módulos útiles en el análisis y manipulación de datos hidrológicos históricos y de calidad del agua. Con respecto al análisis de frecuencias, el paquete informático detecta valores singulares y maneja las distribuciones Pearson 3, LogPearson tipo 3, Normal, logNormal y Gumbel; las gráficas se obtienen en papel aritmético o logarítmico en el eje de los valores observados. Los intervalos de confianza se estiman por el método empírico. Se utilizan las fórmulas de posicionamiento gráfico California, Hazen, Weibull, Chegodayev, Blom y Tukey.

Como parte del sistema SMADA, la University of Central Florida (1997), se desarrolló el programa DISTRIB versión 2.0 para análisis de frecuencias, fue programado en lenguaje Visual Basic para PC's con sistema operativo Windows. Utiliza las funciones de distribución Normal, LogNormal, LogNormal de II y III parámetros, Pearson, LogPearson y Gumbel; calcula sus parámetros con los métodos de Momentos

y Máxima Verosimilitud. Las gráficas de los ajustes se obtienen en papel aritmético con la fórmula de Weibull. Estima intervalos de confianza con el método empírico.

Entre los trabajos más completos para el análisis de frecuencias desarrollado en los últimos años, se encuentran los del grupo de trabajo encabezado por Bobée (1999):

- a) HFA -Hidrologyc Frequency Analysis (Bobée *et al.*, 1991). Es un software para PC's con sistema operativo DOS. Aplica las pruebas de calidad de datos de Wald-Wolfowitz, Mann-Withney y Grubbs and Beck. Las distribuciones de probabilidad incluidas son: Gamma, Log-Gamma, Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III, y Gamma Generalizada. Los parámetros de las distribuciones son estimados por los Métodos de Máxima Verosimilitud, Momentos, Momentos Ponderados, y Generalizado de Momentos entre otros. Los resultados gráficos se presentan en papel probabilidad Normal y Gamma. Las fórmulas empíricas utilizadas son las de Cunnane, Hazen, Weibull y Chegodayev.
- b) Ajuste 1.1 (Bobée *et al.*, 1993). Software para PC's con sistema operativo DOS. La calidad de los datos se verifica con: Wald-Wolfowitz, Mann-Withney y Grubbs y Beek. Los ajustes se realizan utilizando las distribuciones de probabilidad: Normal, Gamma, Log-Gamma, Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III, Gamma Generalizada, GVE, Gumbel y Weibull. Los métodos de estimación de parámetros incluidos son: Máxima Verosimilitud, Momentos, Momentos Pesados y Generalizado de Momentos entre otros. El paquete informático incluye gráficas en papel probabilidad: Normal, Gamma y Gumbel, utiliza las fórmulas empíricas de Cunnane, Hazen, Weibull y Chegodayev. Los intervalos de confianza de los cuantiles se obtienen con el método empírico.
- c) Ajuste 2 (Bruneau *et al.*, 1996). Este programa para PC's trabaja bajo ambiente operativo Windows y fue programado en Visual C++ y Fortran. Pruebas de calidad de datos: Wald-Wolfowitz, Kendall y Stuart, Mann-Withney, Grubbs y Beck. Funciones de distribución de probabilidad: Exponencial, Gumbel, Halphen, Normal, Log-Normal de II y III parámetros, GVE, Weibull, Gamma, Gamma Generalizada, Pearson tipo III, y Log-Pearson tipo III. Métodos de estimación de parámetros: Máxima Verosimilitud, Momentos, Momentos Ponderados, y Generalizado de Momentos entre otros. Pruebas de eficiencia de ajuste: Criterio de Akaike, PPCC, χ^2 , Kolgomorov-Smirnov y Prueba del Coeficiente de Asimetría. Gráficas en papel probabilidad: Normal, Gamma y Gumbel, con las fórmulas empíricas de Cunnane, Hazen, Weibull y Chegodayev. La estimación de intervalos de confianza se realiza con el método empírico.

- d) HYFRAN(2002): Este software es una mejora significativa de Ajuste 2 y los dos han sido desarrollados en la Cátedra de Hidrología Estadística del INRS-ETE de la Universidad de Québec, Canadá (www.ete.inrs.ca). Además de todas las posibilidades ofrecidas en Ajuste, este software considera también las funciones de distribución Halphen. HYFRAN es un software de uso comercial.

Adicionalmente, en los últimos años diferentes software han sido desarrollados por el Cuerpo Académico de Hidrología en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) de la Universidad Autónoma del Estado de México. Los software HIDESTAD (Bâ, 1998), ANFREHID (Tujillo-Flores, 1999), AFA (Cano-García, 2005) incluyen las funciones de distribución clásicas y de orden superior. Además consideran algoritmos para la estimación de los intervalos de confianza. Los 2 últimos software consideran las pruebas de calidad de la muestra, gráficas en papel probabilístico y pruebas de bondad de ajuste, sin embargo requieren de una actualización para que puedan funcionar en las nuevas plataformas de Windows. Como evolución natural y actualización de herramientas hidrológicas, se implementaron estas funciones de distribución en una plataforma MatLab en la nueva versión del software HIDESTAD-versión 3 (Magaña-Hernández *et al.*, 2011). En la Tabla 15.3 se presenta el contenido actual de análisis de calidad estadística de muestras hidrológicas, así como el conjunto de funciones disponibles para el análisis de frecuencia de valores hidrológicos extremos de la herramienta HIDESTAD-versión 3. Igualmente, en la Fig. 15.1, se muestra una de las ventanas del programa con resultados de salida de un análisis de frecuencia.

Tabla 15.3 Contenido actual de pruebas de análisis de calidad estadística de muestras y funciones de distribución consideradas en el software HIDESTAD-versión 3

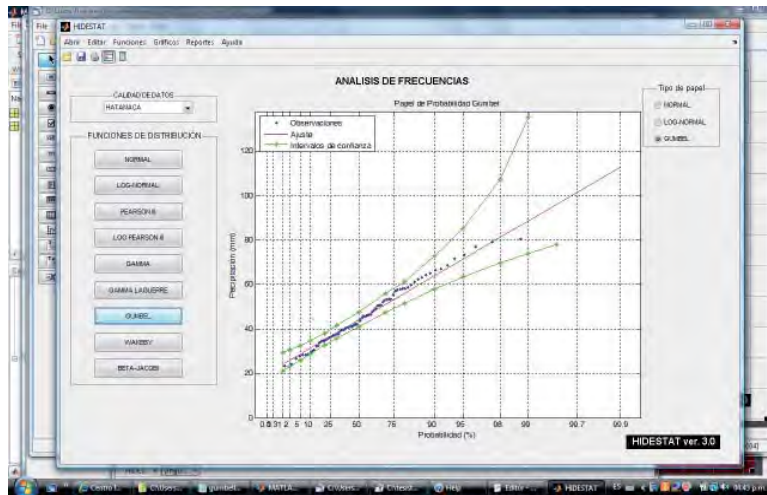
<i>Pruebas de calidad estadística de muestras hidrológicas</i>
<i>Prueba de aleatoriedad</i>
• Hatanaca
<i>Pruebas de independencia</i>
• Wald-Wolfowitz
• Correlación ordenada
• Inversión
<i>Pruebas de homogeneidad</i>
• Iteración
• Mann-Withney

MODELACIÓN DISTRIBUIDA DEL FENÓMENO LLUVIA-ESCURRIMIENTO

<i>Funciones clásicas</i>
• Normal
• Log-Normal
• Pearson III
• Log-Pearson III
• Gamma
• Gumbel
<i>Funciones de orden superior</i>
• Wakeby
• Beta-Jacobi
• Gamma Laguerre
<i>Gráficos</i>
• Papel Normal
• Papel Log-Normal
• Papel Gumbel
<i>Desarrollado: en plataforma Matlab</i>

Fuente: elaboración propia.

Fig. 15.1 Ventana del programa HIDESTAT-versión 3



Fuente: elaboración propia.

El análisis de frecuencia presentado en la Fig. 15.1, a manera de ejemplo, corresponde a la serie de datos de precipitaciones máximas de diarias registradas en la

estación climatológica de Tacubaya, México, D.F. durante el periodo de 1901 a 1999 (Breña-Puyol y Breña-Naranjo, 2005). Los parámetros estadísticos y la muestra se presentan respectivamente en las Tabla 15.4 y 14.5.

Tabla 15.4 Parámetros estadísticos de la muestra de precipitaciones máximas diarias en la estación de Tacubaya, México, D.F.

Número de datos	Media (mm)	Desviación estándar	Coefficiente de asimetría
99	46.9	13.1416	0.560

Fuente: elaboración propia.

Tabla 15.5 Precipitación máxima diaria en la estación de Tacubaya, México, D.F. (1901-1999)

Año	Precipitación (mm)	Año	Precipitación (mm)	Año	Precipitación (mm)
1901	32.3	1934	50.4	1967	79.3
1902	42.2	1935	29.5	1968	77
1903	34.7	1936	37.2	1969	43.9
1904	55.5	1937	37.1	1970	45.7
1905	57.7	1938	50.8	1971	65
1906	35.6	1939	37.7	1972	53.4
1907	52	1940	30	1973	58.3
1908	52.9	1941	58.2	1974	46.5
1909	24.3	1942	59.9	1975	57.1
1910	23.3	1943	33.9	1976	64.2
1911	49.3	1944	32.4	1977	73.4
1912	36.5	1945	37.7	1978	50.8
1913	28.3	1946	35.2	1979	41.8
1914	37.4	1947	61.2	1980	63.2
1915	71.7	1948	41	1981	34.6
1916	62.2	1949	26.7	1982	41.5
1917	39.7	1950	80.6	1983	54.9
1918	38.7	1951	46.3	1984	77

MODELACIÓN DISTRIBUIDA DEL FENÓMENO LLUVIA-ESCURRIMIENTO

1919	44.8	1952	41.1	1985	60.8
1920	28.4	1953	34.3	1986	33.6
1921	36.4	1954	41.1	1987	46
1922	43.9	1955	66.4	1988	33.5
1923	28.5	1956	30.4	1989	41.6
1924	58.6	1957	27.9	1990	40.3
1925	53.2	1958	39.5	1991	60.1
1926	46.2	1959	36.2	1992	62.5
1927	57.8	1960	47.8	1993	46.5
1928	68.8	1961	40.9	1994	46
1929	42.2	1962	53.5	1995	52.9
1930	40.5	1963	45.7	1996	40.1
1931	39.7	1964	67	1997	50.4
1932	41.5	1965	45.6	1998	59.9
1933	48.6	1966	40.1	1999	47.1

Fuente: Breña-Puyol y Breña-Naranjo, 2005

Asimismo, se ha verificado que la muestra utilizada cumple con las características estadísticas requeridas; es decir, que sea una serie homogénea, consistente, de valores independientes, y que no presente ningún valor singular no justificado. La hipótesis de independencia entre los datos, de acuerdo con la prueba de Wald-Wolfowitz, es aceptada considerando un umbral del 5%. La prueba de homogeneidad de Mann-Whitney confirma que los datos son homogéneos. Finalmente, de acuerdo con la prueba de Grubbs y Beck, ningún valor singular ha sido detectado. Para estimar los parámetros de las seis funciones de distribución (LNII, GUM, LPIII, BJ4momentos, GL4momentos y WAKEBY) utilizadas en este caso de estudio se empleó el método de los momentos con ayuda del programa HIDESTAD-versión 3, mismo que permite la estimación de los cuantiles para cada una de las funciones. Los resultados de los cálculos para diferentes periodos de retorno se presentan en la Tabla 15.6 y las Fig. 15.2 y 14.3.

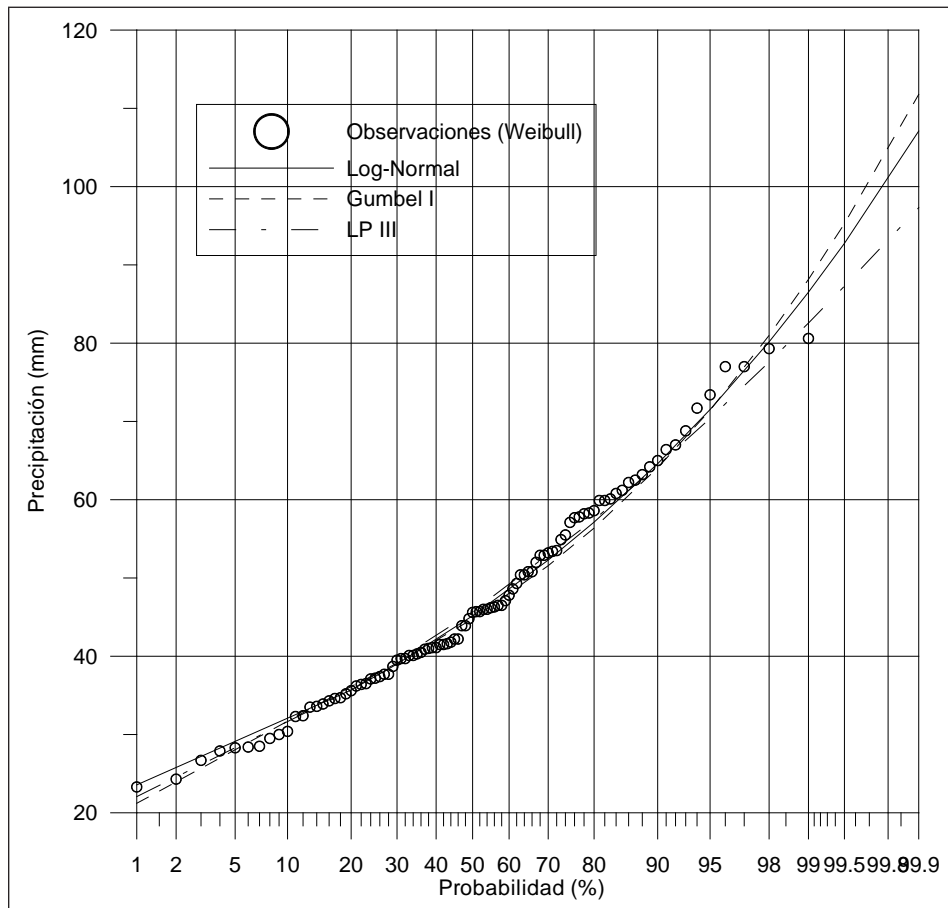
Tabla 15.6 Resultados de los ajustes de las funciones de distribución a la muestra de precipitaciones máximas diarias en la estación de Tacubaya, México, D.F.

Tr (años)	LNII	GUM	LPIII	BJ4	GL4	Wakeby
2	45.2	44.8	45.7	45.1	45.2	45.6
5	57.1	56.4	57.5	57.8	57.6	57.5
10	64.6	64.1	64.3	65.3	65.1	64.1
20	71.5	71.4	70.4	71.5	71.5	70.5
50	80.2	81.0	77.6	78.0	78.6	79.1

100	86.5	88.2	82.6	81.9	82.9	86.0
200	92.8	95.3	87.3	84.9	86.5	93.2
1000	107.1	111.8	97.3	89.3	92.1	111.5

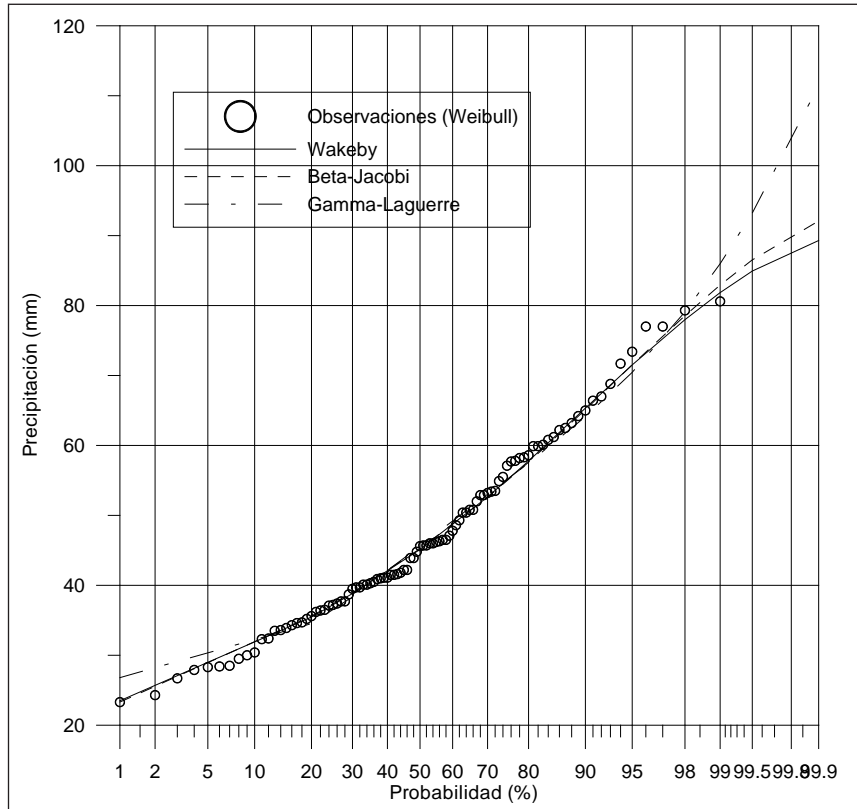
Fuente: elaboración propia.

Fig. 15.2 Ajuste de funciones de distribución clásicas a la muestra de precipitaciones máximas diarias en la estación de Tacubaya, México, D.F.



Fuente: elaboración propia.

Fig. 15.3 Ajuste de funciones de distribución de orden superior a la muestra de precipitaciones máximas diarias en la estación de Tacubaya, México, D.F.



Fuente: elaboración propia.

Comentarios finales

Tal como se observa en los resultados numéricos y gráficos, la mayoría de las funciones de distribución de probabilidad se acercan a la función empírica de probabilidad únicamente en los valores centrales, mientras que las funciones de orden superior (Gamma-Laguerre, Beta-Jacobi y Wakeby) se aproximan a la mayoría de los valores en prácticamente todo el dominio de existencia. Mayor información sobre la pertinencia, sensibilidad y aplicabilidad de las funciones de orden superior puede ser consultada en la bibliografía citada. La profundidad de dichos análisis rebasa los alcances del

presente trabajo. Sin embargo, con base en la literatura correspondiente se considera que este tipo de funciones de distribución de probabilidad podrían representar y estimar con mayor realidad el comportamiento del fenómeno hidrológico en cuestión, en este caso del fenómeno de precipitaciones máximas diarias.

Se subraya que este trabajo incluye los desarrollos teóricos y tecnológicos más recientes en el marco del análisis de frecuencia de valores hidrológicos extremos y que el producto obtenido se centró en la compilación y en el diseño de una herramienta científica operacional. Finalmente, se menciona que este desarrollo tecnológico está ahora disponible y se espera que contribuya a una mejor toma de decisiones en el marco de los diseños de obras hidráulicas.

Referencias

Artículos

- Adlouni, E.S. and Bobée, B. (2007). "Sampling Techniques for Halphen Distributions". en *Journal of Hydrologic Engineering* ©ASCE/November/December.
- Bâ, K.M., Díaz-Delgado, C., Llamas, J. (1996). "La Fonction Bêta-Jacobi comme Nouvelle Méthode d'Analyse des Crues". en *Collection Environnement de l'Université de Montréal /Association Canadienne des Ressources Hydriques*. Vol. II n° 6, pp. 558-567.
- Bobée, B. and Ashkar, F. (1988). "The generalized method of moments applied to the Log-Pearson type 3 distribution". en *J. Hydraul.Engineering ASCE*, 114(8):899-909.
- Bobée, B. and Ashkar F. (1991). "The Gamma Family and Derived Distributions". en *Water Resources Publications*.
- Bobée, B., Bruneau, P., Brosseau, G., Fortin, V., Legendre, P., Mathier, L., Perreault, L., Perron, H. (1993). "Ajuste, Guide de l'utilisateur". en *INRS-Eau et Hydro-Quebec*.
- Bobée, B. (1999). "Estimation des événements extrêmes de crue par l'analyse fréquentielle: une revue critique". en *La Houille Blanche*, n°7/8:100-105.
- Bruneau, P.; Perron, H. (1996). "Détermination des Événements Hydrologiques Extrêmes. Développement durable et rationnel des ressources hydriques". en *CWRA, ACRH*. Vol. I, 44-52.
- Cârsteanu, A., K.M., Ba, Díaz-Delgado, C. (2004). "Gamma-Laguerre formalism: Rigorous approach and application to hydrologic time series". en *Journal of Hydrologic Engineering*, ASCE, 275-279 pp., USA.

- Díaz-Delgado, C., BA, K.M., Trujillo, E. (1999). “Las funciones Beta-Jacobi y Gamma-Laguerre como métodos de análisis de valores hidrológicos extremos; Caso de precipitaciones máximas anuales”. en *Ingeniería Hidráulica en México*, Vol. XIV, n° 2, 39-48.
- Greis, N.P. (1983). “Flood frequency analysis: A review of 1979-1982”. en *Reviews of Geophysics and Space Physics*, 21(3):699-706.
- Grubs, F., Beck, G. (1972). “Technometrics”. 14(4):847-854.
- Hanktair, T. (1991). “Statistical modelling of annual maximum flows in Turkish rivers”. en *Hydrological Sciences- Journal-des Sciences Hydrlogiques*, 36(4): 367-389.
- Haktanir, T.; Bozduman, A. (1995). “A study on sensitivity of the probability-weighted moments method on the choice of the plotting position formula”. en *Journal of Hydrology*. 168:265-281.
- Houghton, J.C. (1978). “Birth of Parent: The Wakeby Distribution for Modeling Flood Flows”. en *Water Resources Research*, 14(6): 1105-1109.
- Kite, G.W. (1985). *Frequency and Risk Analyses in Hydrology*. en *Water Resources Publications*.
- Landwehr, J.M., Matalas, N.C., Wallis, J.R. (1979). “Probability weighted moments compared with some traditional techniques in estimating Gumbel parameters and quantiles”. en *Water Resources Research* 15(5):1055-1064.
- Llamas, J. (1975). “Mathematical approach for Water Resources Development in Yamaska River Basin”. en *Proc. Second World Congress, IWRA (New Delhi)*, vol.III.
- Llamas, J., Charbonneau, R. et Rassam, J.-C. (1987). “Analyse statistique d'événements extrêmes”. en *IAHS Proceedings, Italy*.
- Man, H.B.; Whitney, D.R. (1947). *Ann Math.* 18 :50-60.
- Perreault, By L. Bobée, B., Rasmussen, P. F. (1999a). “Halphen Distribution System. I. Mathematical and Statistical Properties”. en *Journal of Hydrologic Engineering/ July 1999*: 189-199.
- Perreault, By L. Bobée, B., Rasmussen, P. F. (1999b). “Halphen Distribution System. II. Parameter and Quantile Estimation”. en *Journal of Hydrologic Engineering/ July 1999*: 200-206.
- Rao, D.V. (1980). “Log_Pearson type 3 distribution: Method of mixed moments”. en *J. Hydraul. Div. ASCE*, 106(6):999-1019.
- Shane, R.M.; Graver, D.P. (1969). “Determination of Optimal Flood Protection Levels with Small Exceedance Probabilities”. en *Wat. Res.* 5, December.
- Wald, A.; Wolfowitz, J. (1943). *Ann Math. en Statist.* 14:378-388.

Libros

- Aparicio, M. F.J. (1987). Apuntes de Hidrología de Superficie. Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W. (1994). Hidrología Aplicada. McGraw-Hill.
- Breña-Puyol, A.F., Breña-Naranjo, J.A. (2005). Frecuencia de Valores Extremos en Hidrología, Universidad de Colima, 237 p.
- Campos, A. D.F. (1997). Análisis de Frecuencia de Crecientes con Métodos no Paramétricos. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Campos, A. (1996). Análisis estadístico-Probabilístico de la precipitación diaria máxima anual del estado de San Luis Potosí. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Gumbel, E.J. (1958). Statistics of extremes. Columbia University Press, N.Y. 375p.
- Kite, G. W. (1988). Frequency and risk analyses in hydrology, Fourth Printing, Revised Edition. Water Resources Publications, Littleton, Colorado, U.S.A.
- Llamas, J. (1993). Hidrología General: Principios y Aplicaciones. Servicio Editorial Universidad del País Vasco.
- Stedinger, J.R., Vogel, R.M., Foufola-Georgiou, E. (1993). Frequency Analysis of Extreme Events, in Handbook of Hydrology. Maidment, D.R.-Editor in Chief, Chapter 18. McGraw-Hill.
- USWRC. (1982). Guidelines for determining flood flow frequency. Bulletin 17B. US Water Resources Council, Washington, D.C.
- WRC. (1967). A uniform technique for determining flood flow frequencies, Bulletin 15. US Water Resources Council, Hydrology Committee, Washington.
- WRC. (1977). Guidelines for determining flood flow frequency, US Water Resources Council, Hydrology Committee, Washington.

Tesis

- Cano-García A. (2005). Solución informática para el análisis de frecuencia de eventos máximos hidrológico. Tesis Licenciatura en ingeniería de computación. Facultad de ingeniería, UAEM, Toluca, Estado de México.
- Díaz-Delgado, C. (1991). Application de la fonction Bêta et des polynômes de Jacobi en hydrologie. Thèse de doctorat, Université Laval.

Trujillo-Torres, E. (1999). Análisis Estadístico-Probabilístico para la determinación de Eventos Extremos Hidrológicos (Concepción y diseño de un Software de Aplicación). Tesis de Maestría. CIRA-UAEM.

Software

Bâ, K.M. (1998). HIDESTAD 2. Programa para computadora. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México. khalidou@uaem.mx khalidouba@yahoo.com

Magaña-Hernández, F., Bâ K.M., Salinas-Tapia, H., (2011). Software HIDESTAD versión 3. CIRA-UAEM. www.cira.uaemex.mx o <http://cira.uaemex.mx>

U.S. Geological Survey. (1997). PEAKFQ, Programa para computadora.

University of Central Florida. (1997). Distrib 2.0. Programa para computadora.

La antropología en la planificación regional como elemento para la gestión integrada de los recursos hídricos

A. T. Romero Contreras^{1}, C. Díaz Delgado¹, T. Martínez Saldaña², M. Á. Gómez Albores, M. Hernández Téllez¹, M. Esteller Alberich¹, C. A. Mastachi Loza¹, A. Hinojosa Peña¹, R. Becerril Piña¹.*

¹Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

²Centro de Estudios del Desarrollo Rural, Colegio de Posgraduados, Campus Motecillo.

Resumen

Aquí se considera que los escritos de Ángel Palerm sobre Planificación, son una excelente herramienta de introducción a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH). De allí que el objetivo de este trabajo sea la revisión e identificación de las principales propuestas palermianas sobre los conceptos y herramientas de cómo llevar a cabo la planificación y el desarrollo, con el fin de presentarlos como una introducción y reflexión a la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH). Para lograrlo, se analiza el material y los documentos reunidos y publicados de Ángel Palerm sobre el tema, que datan desde 1950 hasta 1980, ordenando los casos, los conceptos, las herramientas y las formas metodológicas que Palerm utilizó para la planificación.

Palabras clave: planificación, gestión, agua, desarrollo, antropología

Introducción

Durante décadas, la participación en los modelos de planificación regional como opción de la antropología para aplicar la gestión, fue motivo de trabajo para varias generaciones de científicos sociales en el mundo (Cernea, 2001). Para el caso nacional, fue probablemente Ángel Palerm Vich, antropólogo mexicano de origen español, el máximo representante y exponente sobre el tema de planificación (Fábregas, 1997; Suárez, 1999).

Palerm abordó la planificación regional con gran entusiasmo como académico y como técnico dedicado al desarrollo de las sociedades (Fábregas, 1997) sobre todo cuando formó parte de la Secretaría de la Organización de Estados Americanos, la OEA (1952-1965), experiencia que lo acercó al análisis del desarrollo y la planificación, tanto en el mundo como en América Latina (Martínez, 2001). Es por ello que interesa aquí conocer y examinar esta enorme experiencia nacional e internacional, identificar sus principios, sus herramientas y sus alcances teórico-metodológicos, como parte de la enseñanza para la gestión integrada de los recursos hídricos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) de la Universidad Autónoma del Estado de México.

Esta experiencia comenzó en las décadas que conformaron el “milagro mexicano” del desarrollo económico, entre 1940 y 1970; dichos años fueron de aprendizaje para Palerm, y también los funcionarios del Banco Mundial, que después de 1947, aplicaron los programas derivados de la experiencia europea, sobre todo desprendidas del Plan Marshall (Cfr. Shain, 2001), en especial a partir de 1950 en el Sudeste Asiático y en América Latina.

También la experiencia y el aprendizaje técnico en programas de desarrollo y en proyectos de planificación regional fueron útiles para los especialistas en Israel, Italia, Francia, India y México. En este contexto de diversas políticas con una ideología de desarrollo y una tecnología econométrica, fue que se diseñaron los instrumentos dominantes de evaluación y diagnóstico para apoyar inversiones y gastos basados en créditos internacionales (Martínez, 2001).

Sin embargo, en las experiencias sobre planificación en Palerm, hay resultados de más largo plazo y que son útiles hoy a un nivel de generalización que trascienden el simple dato empírico y llegan a la categoría de concepto analítico. Esos aportes se encuentran en los documentos que dictó y escribió entre 1950 y 1980, reunidos y compilados por Carmen Viqueira en el texto denominado *Planificación Regional y Reforma Agraria* (1993).

En esos documentos, Palerm se dedica a ubicar y colaborar con visión antropológica, los elementos y criterios de planificación de los distintos planes de desarrollo

que, en un primer momento, se denominaron “planificación regional”, así como las formas de trabajo e instrumentos de medición; de tal forma que ese aprendizaje desprendido de su experiencia en la planificación, son útiles hoy para la enseñanza en la (GIRH).

Es decir, aquí se considera que dichos trabajos analizados, son una excelente herramienta de introducción a la GIRH, aún a más de treinta años después de su aplicación en el mundo y en México. Sin embargo, son tan vigentes estas experiencias y generación de conocimientos, que el contenido de los procesos del desarrollo y la planificación que él diseñó e instrumentó, todavía hoy se utilizan y forman parte de los criterios en los programas de desarrollo y gestión por el Banco Mundial (Cfr. Cernea, 1995; Gardner, 2003).

Por las razones referidas, el objetivo de este trabajo es el de la revisión e identificación de las principales propuestas palermianas sobre los conceptos y herramientas de cómo llevar a cabo la planificación y el desarrollo, con el fin de presentarlos como una introducción y reflexión a la gestión integrada de los recursos hídricos. Para lograrlo, se analizó el material y los documentos reunidos y publicados de Ángel Palerm sobre el tema (Palerm, 1993), ordenando los casos, los conceptos, las herramientas y las formas metodológicas para la planificación, destacando su utilidad en la enseñanza de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos para el Programa de Ciencias del Agua del CIRA (Cfr. Díaz-Delgado *et al.* 2009 y 2011).

El comienzo: los conceptos de la planificación regional

La gran experiencia que obtuvo Palerm a lo largo de su participación en los programas de desarrollo en México y América Latina, es reflejada en sus escritos, en sus conferencias y sobre todo, en su forma de enseñanza. Así el primer principio para la planeación, según Palerm, es tener claros los conceptos teóricos y después los técnicos.

Desde el principio identifica que para la planificación debe comenzarse por definir de qué se trata la planeación. Esta es esencialmente un esfuerzo y una tentativa de racionalizar lo que existe. Es decir, ordenar y disponer la conducta de las comunidades humanas, para los fines que quieren conseguirse o que se anticipan al futuro. Es decir, advierte que “la planificación tiene que llevarse a cabo utilizando técnicas cuyo contenido están determinadas por su adecuación al objeto al que se aplican... (pero) no puede haber planificación social con técnicas puramente económicas. Las técnicas deben adecuarse en cada caso al tema o sujeto de la acción planificadora” (Palerm, 1993: 14-15). Con esto, la acción planificadora se distingue por el creciente poder predictivo que le conceden las técnicas y su interpretación teórica, así como

la creciente capacidad de modificar el ambiente social, así como las instituciones y los procesos sociales.

Es muy importante distinguir estas dos caras de la planificación contemporánea, 1) La de los aspectos puramente predictivos o anticipatorios. 2) La de los aspectos de control y modificación deliberada. Es decir, el sentido más profundo de la planificación reside en la posibilidad de crear nuevas tendencias y de modificar la dirección de las existentes (Palerm, 1993:15-18).

Fig. 16.1. Como conclusión a lo anterior, se puede señalar que la planificación es un conjunto de técnicas especializadas al servicio de ciertos propósitos y finalidades, expresadas en las políticas públicas.



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Palerm 1993.

El fenómeno de la interdependencia o el sistema como un todo: la planificación integral

El siguiente punto de análisis para Palerm, es el de planificación integral (o integrada) acompañada con los conceptos de interdependencia y sistema. Es decir, para lograr una planificación integral, primero hay que vencer los obstáculos que surgen de dos órdenes de categorías: las primeras son las conceptuales y las segundas son las técnicas.

En la primera categoría, señala Palerm, se trata de la afirmación de la interdependencia de los factores, donde “no significa que los componentes de un todo se conciban necesariamente como teniendo la misma importancia. Lo que se postula es la existencia de interrelaciones, no la naturaleza igualitaria de los componentes. En otras palabras, existen componentes que poseen mayor importancia que otros, especialmente en términos de su capacidad de producir modificaciones en el resto del sistema o estructura total” (Palerm, 1993).

El problema que presenta esta situación a la planificación no es sólo de orden teórico, sino estratégico. Es decir, se plantea identificar dónde actuar primero y con mayor vigor, con la visión de que las acciones ejercidas en el punto estratégico puedan ser de efectos más eficaces y extensos, que si se empieza en un punto que tenga pocos o menos efectos sobre el sistema en general. Este asunto de dónde empezar en la planeación, es tan importante según Palerm, que apunta a la necesidad de *estudiar individualmente cada sociedad*, con el propósito de descubrir cuáles son sus componentes de mayor importancia estratégica.

En este sentido, es frecuente que los antropólogos encuentren que estos factores de orden estratégico que deben ser modificados con preferencia a otros, pertenecen a jerarquías distintas a la económica, lo cual de entrada motiva discusión y dificultades con los otros especialistas que tratan de ejercer el cambio. Pero los antropólogos encuentran con mayor frecuencia que es una “combinación de factores” las de orden estratégico, sin cuya modificación simultánea no es posible pensar en una transformación de la estructura o sistema.

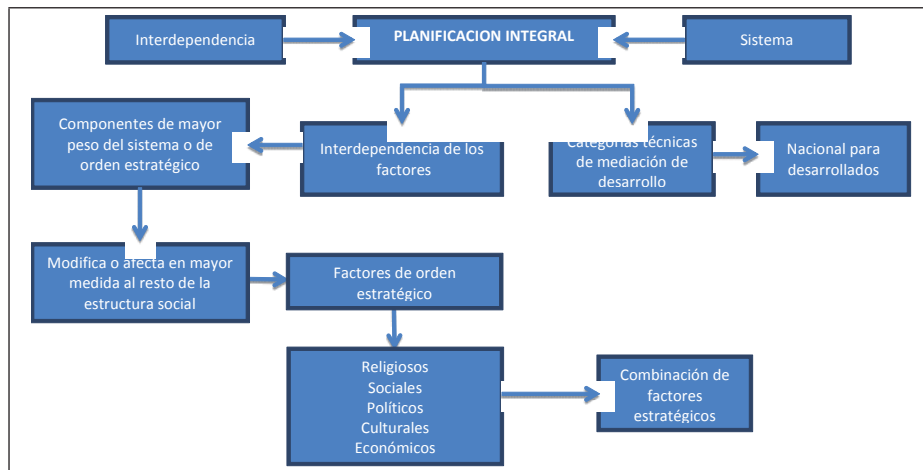
A esto hay que agregar otra observación desde la antropología y desde la diacronía; según Palerm “estos factores estratégicos en una estructura dada, varían con el tiempo en ocasiones de forma acelerada. Por eso, en un momento dado del proceso de cambio, la acción de carácter educativa o económica puede ser requerida, mientras que en otro momento la estructura total puede ser más fácilmente impactada o transformada mediante acciones en el campo de la política” (Cfr. Palerm.1993).

Se identifica que los obstáculos a la planificación integrada no sólo son los de carácter conceptual, sino también lo son las dificultades de orden técnico de los instrumentos de medición del desarrollo, especialmente cuando la planeación se plantea a nivel nacional y en términos de una sociedad tan compleja como México, tanto por la antigüedad de su sociedad estratificada, como por su pluriculturalidad.

En este sentido, Palerm comenta que los instrumentos técnicos de medición del desarrollo, “o no existen, o no se han desarrollado lo suficiente las técnicas necesarias para tomar en su conjunto el problema de la planificación integral en escala nacional”; además que es “difícil que se creen esas técnicas, si antes no se consigue cambiar el marco conceptual que definen las actividades de planificación” (Palerm, 1993: 20). Sin embargo, Palerm advierte desde la antropología, que una

de las principales dificultades que debe afrontar la planificación como sistema integral, es vencer la tentación de imponer o subyugar a una sociedad o cultura, hasta el punto de desaparecerla. Pero también da una alternativa de solución, al sugerir que esto puede evitarse *incorporando desde el principio a los sujetos mismos del desarrollo*: La maquinaria planificadora no debe ser impuesta sobre la población, sino que debe surgir desde sus capas más profundas; el contenido de la planificación no debe ser decidido por un grupo de técnicos, cualquiera que sea su estatura profesional e intelectual, sino que debe ser elaborado con quienes van a realizarla y con quienes va a beneficiar; las finalidades de la planificación no deben ser fijadas desde afuera y desde arriba de los diversos grupos sociales, políticos y económicos de un país, sino que deben ser establecidas, compartidas y apoyadas por ellos (Palerm, 1993).

Fig. 16.2 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

Planificación y democracia

Como se observa, la experiencia de Palerm como planificador, pone en alerta sobre un componente indispensable para llevar a cabo la planificación integrada, esta es *la existencia de la democracia para aplicación del plan de desarrollo*. Las enseñanzas de fracaso y éxito que dejaron en Palerm a través de su participación en los planes de

desarrollo, fue que los mecanismos democráticos de la planificación son necesarios e indispensables, tanto desde el punto de vista del papel del Estado y su subordinación a la sociedad, como desde el punto de vista de la eficiencia y la eficacia mismas de la planificación.

Estas experiencias le llevan a Palerm a advertir que es difícil, probablemente imposible, que un plan pueda ser realizado con éxito “*si no es expresión de los deseos y la voluntad de la sociedad*”. Es decir, si no ha sido concebido, elaborado y discutido por los diversos grupos sociales, económicos y políticos involucrados en el desarrollo. Pero lo más interesante de esta expresión, es encontrar aquí uno de los principales componentes para el desarrollo identificadas por la antropología: la voluntariedad de realizar el cambio por parte de los implicados en el plan (Cfr. Martínez, 2001).

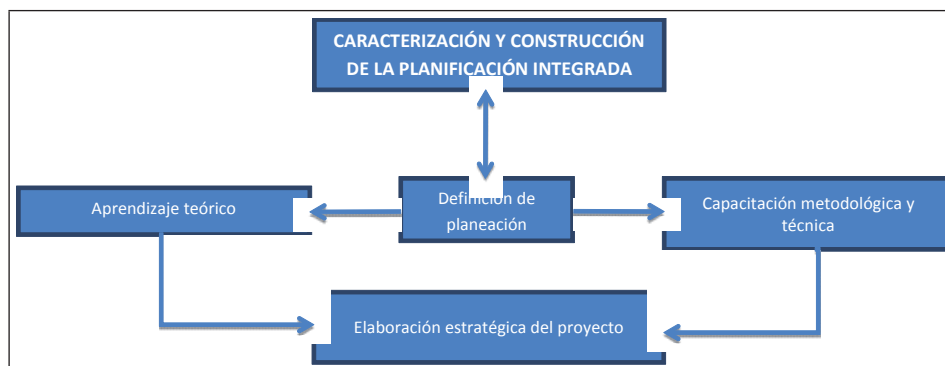
Las experiencias significativas

De lo anterior, Palerm desprende la necesidad de capacitar para la planificación integrada, a partir de estudiar e identificar las “experiencias significativas” que llevan a reflexiones mayores, desde las cuales el planificador debe aprender no solo los resultados de las experiencias, sino la forma de aplicar las técnicas, procedimientos y mecanismos que hacen posible y factible la planificación, dominio que para Palerm, sólo se logra a través del ejercicio antropológico del estudio y recuento de las experiencias anteriores y contemporáneas sobre planificación del desarrollo a partir de la lectura, estudio y crítica del conjunto de experiencias que se han desarrollado en otros países y México.

Este ejercicio es considerado por Palerm como un requisito para la capacitación y debe formar parte de cualquier proyecto de desarrollo; advierte que para muchas otras disciplinas se verá como pérdida de tiempo, pero que es indispensable para la preparación intelectual (capacitación del planificador) y de elaboración estratégica del proyecto; si bien advierte que analizar estas “experiencias significativas” toma un tiempo considerable, se justifica por sus resultados de largo alcance en todo el proyecto, en menos errores y en evitar prejuicios.

Es importante recalcar que el estudio de las “experiencias significativas”, no radica en un estudio erudito de saber o identificar cuáles son “los antecedentes” o la periodización de la planificación, sino que a través de su lectura, dominar los conceptos teóricos y operativos como parte de la capacitación en los métodos y técnicas utilizadas en ellos.

Fig. 16.3 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

En resumen, identificar y estudiar el conjunto de las “experiencias significativas” en planeación, son requisito y el mejor punto de partida para la planificación. Pero ¿cuáles son en concreto esas “experiencias significativas”? Palerm sugiere el estudio y análisis de las siguientes experiencias:

Tabla 16.1 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.

EXPERIENCIAS SIGNIFICATIVAS EN PLANIFICACION MUNDIAL
- El Tennessee Valley (Una región pobre en un país rico)
- Planificación nacional y regional en Francia (El plan de emergencia nacional)
- Yugoslavia (la Reforma Agraria).
- Italia (Políticas de desarrollo y planes regionales)
- Israel (colonización y polos de desarrollo)

Fuente: elaboración propia.

El aprendizaje fundamental de las anteriores experiencias significativas se pueden sintetizar de la siguiente manera: el caso significativo de Estados Unidos muestra como un plan regional como el del *Tennessee Valley*, independientemente de un Plan Nacional, pueden ser utilizado para atacar en forma específica los problemas de una zona determinada por su condición de subdesarrollo relativo y su resistencia a ser influida por las políticas de desarrollo a nivel nacional.

El caso significativo de Francia enseña cómo se puede coordinar el Plan Nacional de desarrollo con una serie de planes regionales para obtener una disminución gradual de las grandes diferencias socioeconómicas, y a la vez dar mayor eficacia operativa a los planes y creciente participación en ellos a los grupos de base de la nación.

El siguiente caso de planificación regional en Yugoslavia, enseña como formó parte de un proceso de descentralización y liberación de la política económica del Estado, estimulando para ello la iniciativa de las empresas industriales y de los campesinos, en un ensayo de combinación de socialismo con una economía de mercado restringida. Para este caso específico, también se cuenta con el estudio de Adizes (1977) sobre planificación en este país socialista ya extinto.

El caso de Italia, por el contrario, se aprende que los planes regionales han constituido los cuadros favoritos para la acción del Estado, y sobre ellos ha ido organizándose la armazón técnica y administrativa que permitió la creación del Plan Nacional de Desarrollo.

El caso de Israel muestra como los macroplanes encuentran su punto de unión y de coordinación con los microplanes en el nivel regional, estableciendo el caso más ejemplar de acción planificadora en un marco democrático abierto a la experimentación social.

Finalmente el caso de la India, suministra la experiencia más significativa de regionalización de la planificación, donde prácticamente es forzada por las circunstancias creadas al tratar de conseguir la participación popular a través de los programas de desarrollo de la comunidad. Probablemente se trata, a ojos de Palerm, del caso con mayores enseñanzas y similitudes para el ejercicio de la planificación en México, por lo que merece en este sentido, un mayor análisis y lectura obligada para los estudiosos y responsables de la planificación en este país.

La “experiencia significativa” en planificación y acción comunal en la India para el desarrollo

Del análisis de las anteriores experiencias, Palerm identifica el caso de la India ocupando un lugar especial en la enseñanza de experiencias para la planificación, por ser un país que pertenece a un mundo cultural distinto al de las civilizaciones occidentales (E.U. Italia, Francia, Yugoslavia, Israel). El caso destaca por ser una civilización milenaria, formada por múltiples grupos culturales y sitio de origen prístino del Estado, puesto que sólo ocupan otros pocos lugares en el mundo: China, Mesopotamia, Egipto, Perú y México, por lo que por estas condiciones especiales, es un caso mucho más parecido al nuestro, donde existen gran cantidad de grupos culturales vivos de origen antiguo, y por lo tanto, con una gran

influencia de los derechos y prácticas consuetudinarias (costumbres) en la vida cotidiana de la población. Reconocer lo anterior es muy importante, Palerm destaca que:

La incapacidad de reconocer este hecho fundamental ha constituido una de las mayores fuentes de errores y fracasos. Con excesiva frecuencia se han elaborado planes y aplicado políticas de desarrollo en países no-occidentales suponiendo que existe en ellos las mismas condiciones y motivaciones que encontramos en las naciones de culturas con tradición occidental. Allí radica la importancia de su estudio y aprendizaje. Sin embargo, aún cuando a veces se ha reconocido la existencia e importancia de los factores llamados “extraeconómicos”, este reconocimiento se ha expresado o interpretado en la fórmula de las técnicas como *obstáculos para el desarrollo* (Palerm, 1993).

En otras palabras, las conductas en la organización social determinadas por patrones no occidentales (costumbres), se han considerado en la práctica como “aberrantes”, y los esfuerzos del Estado y de los planificadores, se han encaminado la mayor parte de las veces hacia tentativas de modificarlas de acuerdo con normas supuestamente racionales, en bien de “todo el país” (Cfr. Hewitt, 1988). Es por ello que el aprendizaje de la experiencia en la India de la aplicación de los llamados “programas de acción comunal”, son de suma importancia para México.

La experiencia Indú señala que con la colaboración de los científicos sociales, sobre todo antropólogos, los microplanes se orientaron hacia un doble propósito. Primero, el de hacer compatible la concepción y la realización del “Plan Nacional de Desarrollo” Indú a partir de la estructura sociocultural de la población, particularmente fuera de los centros urbanos. Y segundo, los factores culturales se convirtieron en uno de los puntos más importantes en tener en cuenta para llevar a cabo la planificación y la acción de la gestión integrada.

Relevancia de los factores culturales

En este sentido, Palerm identifica que hay dos cuestiones básicas que responder para identificar el éxito de los microplanes de desarrollo comunal en la India: 1) ¿Hasta qué punto los patrones culturales resultan realmente importantes para la política del desarrollo y la planificación? 2) ¿En qué medida los programas de acción comunal nativos, pueden contribuir a resolver los problemas del Plan Nacional con la estructura sociocultural?

En forma sintética, Palerm contesta las anteriores preguntas al identificar que es en las estructuras socioculturales tradicionales, donde los planificadores encuentran las

principales incompatibilidades con las formas y estructuras propuestas en sus planes, ya que exigen una nueva (y forzada) integración social. Es decir, el esfuerzo de la planificación encuentra en la organización social tradicional, uno de los más serios impedimentos para su ejecución, sobre todo si se ignora o se subestima.

Por ello, una de las enseñanzas significativas es que el planteamiento adecuado del cambio sociocultural en México, resulta tan importante como la planificación del cambio tecnológico; el uno no puede proceder sin el otro. La especial atención académica y técnica a los aspectos culturales para el caso mexicano, es fundamental en la planificación de los programas donde existan grupos humanos de origen antiguo.

Pero se advierte que no se trata de estudiar a las culturas para asimilarlas o desaparecerlas, tal y como sucedió con la antropología colonialista, eso sería empobrecer la diversidad cultural y un atropello a los desarrollos alternos creados desde las propias comunidades. Por ello, para lograr un adecuado cambio sociocultural benéfico para todos, el primer paso es identificar los factores culturales que resisten el cambio y el desarrollo. Sin embargo, el cometido de la acción antropológica en la comunidad, no es simplemente descubrir y describir los factores de resistencia y oposición para modificarla. Para Palerm, la cuestión central no consistía en un ataque directo e inmediato a estos factores de resistencia, sino más bien de un esfuerzo de reflexión, para utilizar y encauzar de forma positiva, esas estructuras y características del complejo sociocultural como fuerzas para la ejecución del desarrollo. Semejante posición no implica, que este complejo sociocultural se acepte como algo enteramente satisfactorio, o inalterable. Por el contrario, el objetivo final de la “acción comunal”, es producir cambios para inducir el desarrollo.

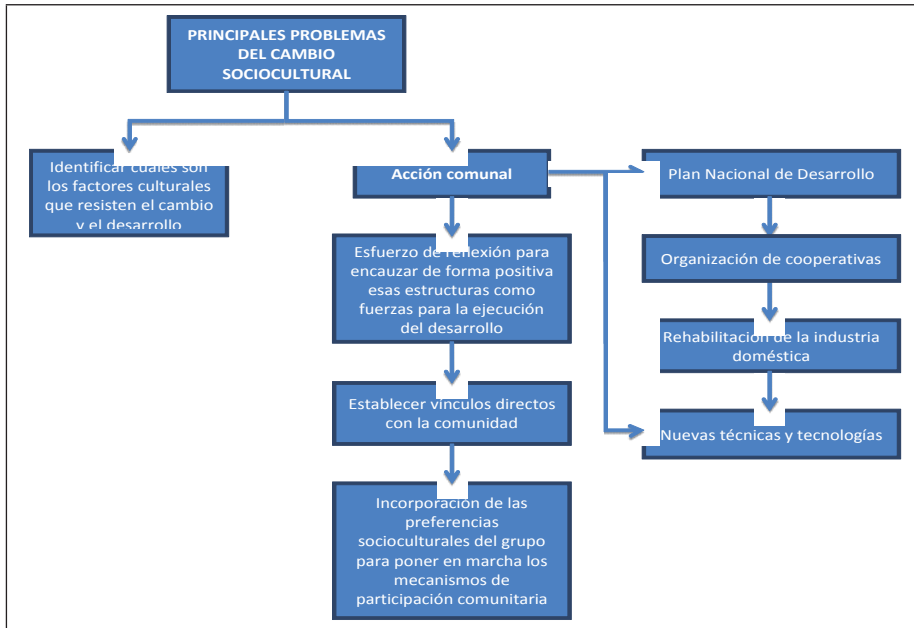
La identificación y examen de estos factores culturales no puede reducirse solamente a criterios sobre su posible utilización para promover el desarrollo... También hay que examinarlos desde el punto de vista del contenido y de los objetivos inmediatos del Plan de Acción Comunal. El hecho es que dentro del Plan Nacional o regional de desarrollo, los objetivos más vitales, asequibles y convenientes, no siempre son los favorecidos por la comunidad. Es decir, el sistema de valores o sociocultural comunitario a menudo indica otras preferencias, las cuales el plan comunitario debe incorporar, aunque para sus fines no parezca relevante, ya que así pondrá en movimiento los mecanismos de la comunidad para que participen (Palerm, 1993: 91-92).

Estas necesidades culturalmente percibidas como tales por el grupo, resultan en la práctica tan importantes como las necesidades identificadas en el Plan Nacional o regional de desarrollo. Es preferible incorporarlas que luchar contra ellas. La experiencia antropológica enseña que los costos de esta acción son muy pequeños en

relación a los beneficios obtenidos, no sólo económicos, sino que ponen en movimiento toda una serie de mecanismos que favorecen al desarrollo y aplicación del plan de desarrollo (Cfr. Hewitt, 1988).

Es decir, la acción comunal tiene caracteres que van más allá de los determinados en establecer coherencia y ajuste entre el plan de desarrollo y los factores socioculturales a nivel local y regional; el principal de ellos es establecer el vínculo directo con la comunidad y no de enfrentamiento. *Es decir, aquí el trabajo de campo es la parte insustituible de la relación comunitaria, y no sólo de la construcción del conocimiento.*

Fig. 16.4 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

En este sentido, el trabajo de acción comunal se orienta a resultados más intangibles o difíciles de cuantificar, pero igualmente valiosos. En esta categoría están la organización de cooperativas de producción, consumo y mercadeo; la rehabilitación de la industria doméstica, la introducción y difusión de nuevas técnicas y tecnologías, también contribuye a una mayor susceptibilidad al cambio y a la innovación. Con ello, la comunidad que se percibe “estática”, aislada y autosuficiente, se dinamiza y

participa de la conciencia nacional para alcanzar más altos niveles de desarrollo, y entra en las relaciones de interdependencia con el resto del país de una forma más justa, que si se deja esta acción a las fuerzas del capitalismo globalizador (Cfr. Palerm, 1993). En lo anterior se identifica otro aporte fundamental de Palerm en la práctica del desarrollo: *su visión de tomar a la gente en cuenta, ver que piensa, que quiere y en que puede participar.*

Elementos en común de las experiencias significativas

En seguida se identifican lo que para Palerm tienen en común las anteriores “experiencias significativas” para la enseñanza y aprendizaje, de donde se obtienen formulaciones más generales:

Tabla 16.2 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm, 1993.

1.- El marco geográfico constituye un dato primordial e indispensable para la planificación. En otras palabras, al hablar del marco geográfico de la planificación se está hablando de la compleja trama de interrelaciones entre el hombre y el ambiente, relación concebida con la profundidad temporal (histórica) necesaria para la proyección posible hacia el futuro.
2.- Es evidente que la planificación regional se concibe como un remedio a la centralización excesiva. En términos concretos, la regionalización de la planificación equivale a su descentralización.
3.- La planificación regional con marco antropológico se acepta como un método para conseguir la participación de los grupos de base del país para el desarrollo.
4.- La planificación regional opera como un mecanismo para la demostración del sistema de planeamiento, donde la democracia ocupa un lugar de primer orden, donde ello significa una participación popular.
5.- La regionalización significa, mayor y mejor eficacia operativa y administrativa en la ejecución de los planes de desarrollo.
6.- Finalmente se identifica que la planificación regional se concibe como el marco más idóneo para conseguir una planificación integrada, la cual para considerarse como integrada, parte de aquella forma de planificar con el medio geográfico y de las formas en que la población lo habita; que toma en cuenta tanto la organización de la ocupación humana como sus estructuras sociales y culturales, políticas y económicas, y que se desarrolla dando atención cuidadosa a las interrelaciones de todos estos factores.

Fuente: elaboración propia.

Del análisis de la tabla anterior, se detectan las diversas posibilidades que en la práctica ofrece el concepto de región como opción para la planificación:

Tabla 16.3 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm, 1993.

<i>El uso de concepto de región en las experiencias significativas</i>
En Estados Unidos, por ejemplo, la región quedó constituida por la cuenca hidrográfica del río Tenessi, criterio que han seguido muchos países.
En Francia, en cambio, las unidades regionales se definen de acuerdo a las agrupaciones de las viejas divisiones político-administrativas; pero también en casos especiales, por cuenca.
En Yugoslavia, las regiones coinciden con las distintas repúblicas que constituyen la unión federal y con algunos de sus territorios más importantes.
En Italia, el criterio utilizado de región es mucho más ecléctico, ajustándose a la naturaleza del problema planteado en cada caso (reforma agraria, industrialización, etc.).
En Israel; el concepto de región es sumamente flexible y basado en la problemática de la ocupación territorial.
En la India la región tiende a seguir las líneas de las grandes divisiones etnoculturales del país.

Fuente: elaboración propia.

De las anteriores experiencias significativas se identifican las tendencias de la planificación regional dentro de una gran variedad de contextos geográficos, políticos, sociales y económicos. *En esta variedad de experiencias se encuentra la otra importante lección: la de que cada país puede y debe desarrollar su propio enfoque y estilo de planificación.*

El estudiar y discutir las experiencias en planificación de otros países, no es para proponer la imitación de cualquiera de ellos. Si bien es importante reconocer que hay que aprender mucho de sus experiencias, *la enseñanza es crear, aplicar y experimentar soluciones propias.*

Para Palerm no son entonces las imitaciones de modelos atractivos y deseables lo que se necesita para México, sino creaciones propias que vayan surgiendo del examen de la realidad, de repetidas experiencias regionales y locales debidamente evaluadas y criticadas en teoría y en campo, y finalmente, de la comparación y confrontación con las experiencias de los otros países.

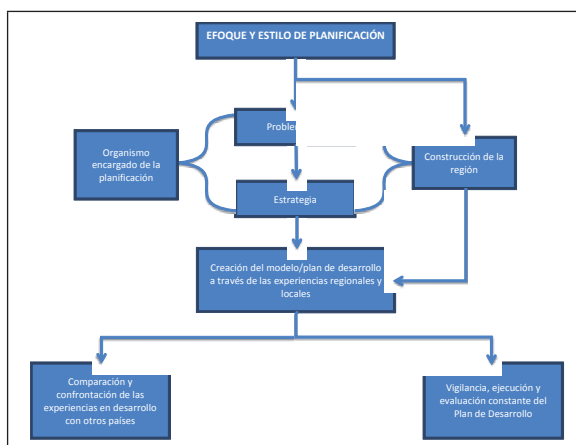
La conclusión que desprende Palerm de esta discusión, es que no hay que dejarse aprisionar por definiciones *a priori* de lo que debe ser una región (Cfr. Viqueira, 2001). El esfuerzo principal debe encaminarse primero a definir una problemática y a elaborar una estrategia. Del claro planteamiento de los problemas existentes y de las medidas globales que pueden tomarse para resolverlos, tiene que surgir eventualmente la delimitación más o menos precisa de la región que debe abarcar el plan.

De lo anterior, se desprende una reflexión y urgente necesidad académica para México, donde los cuadros técnicos de los organismos de planificación, no sólo deben alcanzar un grado mayor de conocimiento personal y directo de la región, sino que

deben estar en situación de vigilar constante y directamente la ejecución del plan. Tan importante es esta necesidad, que Palerm consideró que la región no debe ser nunca tan pequeña que no pueda justificar la existencia de un organismo especial encargado de su planeamiento, pero jamás tan grande que impida a los técnicos mantenerse en contacto intenso y frecuente con toda la zona y con su población.

En conclusión, las experiencias de Palerm señalan que la región no debe concebirse *a priori* como una zona natural o etnocultural, una división administrativa o política, un complejo metropolitano, o como cualquier otra forma, aunque en la práctica puede tomar cualquiera de ellas. La región debe ser efectivamente, una unidad de planeamiento, y como tal, sus límites y su naturaleza son flexibles, cambiantes en el tiempo y esencialmente relacionados con una problemática y una estrategia.

Fig. 16.5 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

La problemática regional

En párrafos anteriores se identifican una serie de reflexiones de orden metodológico de cómo abordar la planificación de la región. Se hace evidente que la recopilación de datos recurriendo a series estadísticas, indicadores, muestreos, encuestas y estudios especiales, no puede reducirse al marco de los medios de producción, mercados, recursos naturales, producto bruto, ingreso, etc. Es decir, la investigación de la planificación debe dirigirse con la misma intensidad que se hace con el clima, suelos, vegetación, etc., hacia las estructuras sociales, políticas y culturales, y a su funcionamiento, in-

formación que comúnmente no se encuentra en los censos u otros informes de tipo oficial, sino hay que generarla a partir del trabajo de campo.

Sin embargo, resulta imperioso identificar, analizar y mostrar las interrelaciones y las influencias entre uno y los demás sectores señalados. El hecho es que aún estando acordados en que esta fragmentación es el resultado del método analítico y de la especialización científica, la tarea de reunir las distintas piezas en un conjunto coherente y en un nivel superior de comprensión y análisis rara vez se aborda con las fuerzas y la intensidad suficientes. La verdad es que el establecimiento de la problemática y la elaboración del diagnóstico no pueden avanzar mucho sin realizar este esfuerzo.

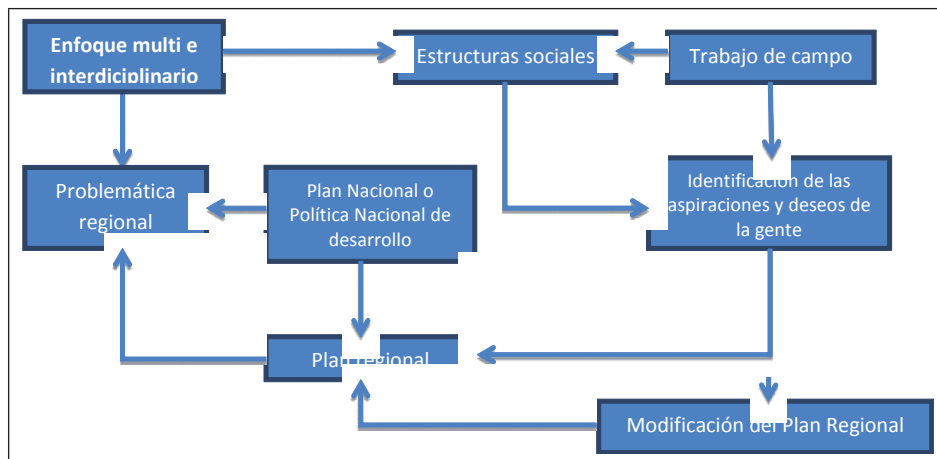
Se hace evidente por la falta de información oficial sobre aspectos tan importantes sobre estructuras sociales, que las técnicas de investigación de la problemática regional deben completarse con un sistema de “consulta” con la población (trabajo de campo). Aquí se trata de aprovechar en forma crítica, pero también mentalmente abierta, el enorme caudal de conocimiento, experiencia y reflexión acumulado por los habitantes de la región. La importancia de este sistema de obtención de datos, es mayor cuanto más grande es la escasez de fuentes de información (censos, estadísticas, etc). *La consulta a la población permite descubrir cuáles son sus aspiraciones y deseos.*

Los antropólogos aprendieron por amargas experiencias, que las aspiraciones de la población no siempre coinciden o expresan necesidades de primer orden que los economistas o ingenieros consideran como tales. Es decir, se debe de ver en la consulta a la población, un proceso vital y necesario en la planificación, en el transcurso de la cual todos los participantes aprenden, modifican y refinan sus puntos de vista y enfoque, y se preparan para llevar adelante con éxito una obra común.

En tercer lugar, ubica Palerm el establecimiento de la problemática colocando a la región en su contexto nacional. Debe recordarse constantemente que *uno de los propósitos centrales del desarrollo, consiste en articular todo el espacio nacional, donde el proceso de desarrollo se concibe como la realización de este proceso de articulación.* La situación ideal para el planificador regional es aquella en la que puede contar con un plan nacional; y en ausencia de él, con claros lineamientos de una política nacional de desarrollo.

En conclusión, Palerm afirma que el planteamiento correcto de la problemática regional y de la estrategia, requiere primero un enfoque multi e interdisciplinario de la región; segundo, una constante comunicación e intercambio de los especialistas entre sí, y de ellos con la población y con las instituciones locales y regionales; tercero, ópticas regionales ajustadas a los cuadros macroscópicos y comunicación constante para ello entre el nivel regional y nacional.

Fig. 16.6 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

Diagnóstico y concepción estratégica del plan regional

El siguiente punto identificado es la elaboración del diagnóstico, el cual constituye el principio o partida para la elaboración de la estrategia del desarrollo regional. La formulación del diagnóstico es una tarea extremadamente delicada; por una parte, debe sintetizar los datos esenciales de la problemática, y a la vez indicar, con la mayor claridad posible, las relaciones internas y los sistemas de influencias mutuas de los diversos sectores.

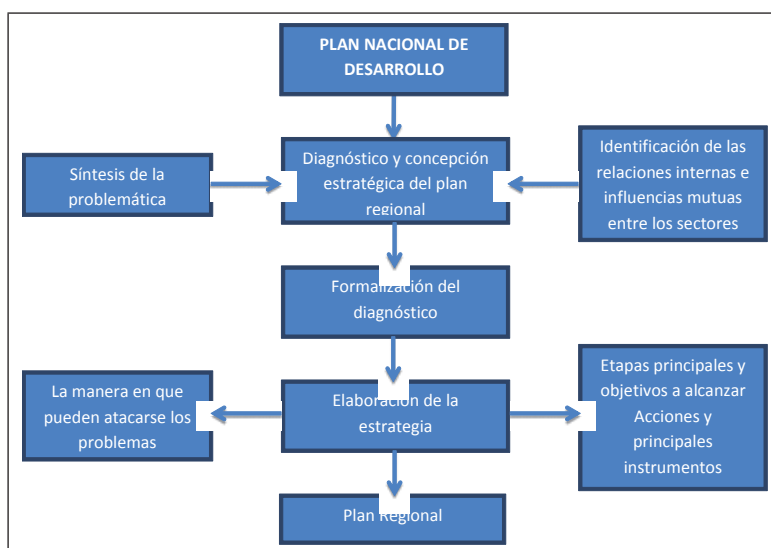
Es muy importante no olvidar que debe inscribirse el diagnóstico regional en el cuadro macroscópico de la nación, de la cual es dependiente. En otras palabras, el paso del establecimiento de la problemática a la formulación del diagnóstico y de allí a la elaboración de la estrategia, constituye un proceso continuo, un proceso gradual hacia un objetivo que es el plan regional.

De manera general pero sistemática, Palerm señala que los propósitos centrales de la formulación estratégica son expresar la manera en que pueden atacarse los problemas, indicando en sus grandes líneas la forma que el plan debería adoptar; suministrar la idea de sus etapas principales y de los objetivos a alcanzar en cada una de ellas, seleccionando las direcciones de acción que parecen más prometedoras, sugerir los medios de acción y sus principales instrumentos. Así la estrategia se convierte en la concepción global que corona el establecimiento de la problemática y la formulación del diagnóstico, y que está

destinada a regir la preparación concreta del plan de desarrollo. Desde este punto de vista, la estrategia se expresa en una serie de propuestas de decisión dirigidas a los organismos públicos. Una vez adoptadas las decisiones, éstas a su vez, crean el primer cuadro general de referencia y de información para la preparación de la acción del sector privado.

Es con la concepción estratégica que culmina un largo periodo de estudios, consultas y análisis; convierte todo este material en fundamento para las decisiones del sector público; rige la preparación concreta del plan, e inicia con ello realmente su periodo de ejecución (Cfr. Palerm, 1993:113).

Fig. 16.7 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm. 1993.



Fuente: elaboración propia.

De la estrategia al plan regional

El siguiente paso identificado es la articulación del plan regional, el cual consiste de una serie de proyectos seleccionados de acuerdo con orden de prioridad y urgencia, siguiendo las guías fijadas por la concepción estratégica del desarrollo de la región, empezando por la de mayor impacto.

Dichos proyectos pueden haber sido elegidos entre los otros muchos ya existentes o bien preparados especialmente por los organismos de planificación y por otras insti-

tuciones públicas y privadas. El hecho importante, es que existen criterios específicos para la selección y preparación de los proyectos que integran el plan, y que estos criterios surgen de la concepción estratégica del desarrollo de la región.

En síntesis, el proceso que hemos tratado de identificar y describir en Palerm, va desde el establecimiento de la problemática a la formulación del diagnóstico y a la elaboración de la estrategia, y de ahí a la confección del plan como conjunto sin rígidos determinismos internos, donde se aprecia cada fase del proceso como un momento de profundización y extensión del conocimiento de la región, y como una coyuntura en la que se presentan una serie de opciones y alternativas entre las cuales hay que elegir y seleccionar.

De ninguna manera debe pensarse que la entrada en una nueva etapa elimina la necesidad de reconsiderar las anteriores, precisamente a la luz de los nuevos conocimientos y de las opciones que se han propuesto. Así, el producto final concreto, es decir, los proyectos englobados en el plan, contribuyen a darnos una visión nueva y reestructurada de la totalidad del proceso, cosa que con frecuencia nos obliga, a la vez, a modificar el contenido mismo del plan. Lo que el plan regional debe plantearse esencialmente, es el desarrollo de la región misma, y con él y por su medio, el crecimiento global de la nación.

El siguiente paso en Palerm, es que de acuerdo con este principio, es posible formular criterios generales para la adopción o rechazo prioritario de los proyectos. Uno de ellos es el determinado por la imperiosa y urgente necesidad de hacer el uso más completo y eficaz posible de los recursos naturales de la región, primordialmente del suelo. Para el caso mexicano, agrega Palerm las siguientes sugerencias:

Tabla 16.4 Elaboración propia a partir de los datos de Palerm, 1993.

<p>Primero, la agricultura debe recibir atención urgente y preferente, en términos particularmente de la intensificación de los cultivos por medio de mayores y mejores insumos de trabajo u otras medidas como tecnología y organización.</p>
<p>Un segundo criterio está dado por idéntica urgencia: la de emplear adecuadamente la capacidad productiva de la región. Dicho de otra manera, la subocupación agrícola debe ser eliminada y preparada la transferencia gradual de la fuerza de trabajo agrícola hacia otras actividades. Una manera importante de utilizar la capacidad de trabajo subempleada, se encuentra en los trabajos de tipo comunal y cooperativo, aunque naturalmente la solución final está en la intensificación de la agricultura y en la expansión de la industria y los servicios.</p>
<p>Un tercer criterio lo establece la necesidad de facilitar a la región, una mayor igualdad de oportunidades individuales con respecto al resto del país. Es decir, facilidades adecuadas de educación general, superior y técnica, servicios de bienestar social, vivienda, etc.</p>

Un cuarto criterio identificado lo consideramos dado por las potencialidades inéditas o susceptibles de expansión de la región que pueden tener mayor incidencia en el cuadro macroscópico de la nación. Es decir, sobre todo, nuevas materias primas y formas de utilizarlas; nuevos bienes de consumo; nuevos tipos y fuentes de energía. Se aspira a que la región ejerza un papel innovador, adquiriendo con ello las ventajas consiguientes.

Finalmente, un quinto criterio está relacionado con las posibilidades de especialización funcional de la región dentro del país; es decir, dedicarse a aquello que la vocación de la región le permite hacer mejor que otras, sea por razones de sus recursos naturales y humanos, tradiciones culturales, tecnológicas u otras razones.

Fuente: elaboración propia.

En conclusión, para Palerm los criterios generales que guían la confección del plan de desarrollo a partir de la estrategia, deben basarse constantemente en la mejor utilización de los recursos naturales y humanos, en la aproximación a la igualdad de oportunidades, en el papel innovador que la región puede desempeñar y en sus posibilidades de especialización funcional. Es la selección de los proyectos que lleva al planificador regional a la última fase del trabajo previo a la ejecución misma del plan. O sea, a la coordinación e interrelación de los proyectos en términos de espacio y tiempo.

Dicho de otra manera, los proyectos deben ordenarse en una secuencia de realización y deben ubicarse en el marco físico de la región. A primera vista esto se nos aparece por un lado como un típico problema de ingeniería, y por otro, como una cuestión de análisis económico utilizando las técnicas usuales. Sin embargo, indica Palerm, que existen cuando menos cuatro enfoques principales, no excluyentes entre sí, para la coordinación interna del plan:

1. Los proyectos pueden distribuirse dentro de la región de acuerdo con las ventajas comparativas de su localización individual. Parece que este es un enfoque conveniente para regiones que han alcanzado un nivel relativamente elevado de desarrollo, y que en consecuencia requieren nuevos esfuerzos adicionales y complementarios para mantener y acelerar su ritmo de crecimiento. En otras palabras, se trata aquí de regiones que han roto ya su “equilibrio estático” que impedían su movimiento, y todo lo que necesitan es incrementar su dinamismo.
2. Los proyectos pueden organizarse y localizarse de acuerdo con proyecto principal que les sirva de eje. El enfoque responde, esencialmente, a las necesidades de una región cuya inercia hay que romper por medio de un esfuerzo muy enérgico y que, por otra parte, dispone de algún recurso de gran importancia

sin explotar o insuficientemente utilizado. En unos casos puede tratarse de un recurso hidráulico (riego, energía), como en el Tenesí, el Ródano y el Guadiana; en otros pueden ser depósitos minerales (hierro, carbón, gas natural, petróleo) u otros recursos. La concentración en un esfuerzo principal de “ruptura del equilibrio” resulta sumamente conveniente.

3. Los proyectos pueden organizarse en términos de varias subregiones, es decir, siguiendo la técnica de establecer diferentes áreas de concentración dentro de una misma región. Parece aconsejable hacerlo, cuando la región carece de un recurso abundante y poco explotado, y a la vez no ha conseguido todavía romper su inercia. En estos casos, y particularmente cuando existan problemas de migración, subocupación y desempleo, los proyectos deben seleccionarse y coordinarse en términos del establecimiento de complejos agro-industriales basados en la intensificación de la agricultura y en el aprovechamiento industrial de sus productos.
4. Los proyectos pueden organizarse y localizarse en términos de uno o varios polos de desarrollo y promoción. Se aplica así, en forma sistemática, la observación empírica de que el crecimiento nunca se efectúa de manera uniforme sobre toda una región. Sino que aparecen en ella, uno o varios puntos dinámicos desde los cuales se propaga el crecimiento. En otras palabras, el espacio económico resulta ser un espacio polarizado, cuyos puntos de crecimiento, están en tensión con el resto de la zona. Este enfoque trata de obtener la mayor utilidad posible de tres factores principales: a) el de las actividades económicas llamadas motrices, caracterizadas no sólo por su crecimiento individual, sino también por su capacidad de arrastrar en su expansión y de promover la aparición y desarrollo de otras actividades; b) el de las economías de aglomeración por medio de concentraciones juiciosas; y c) el de la intensa utilización de un recurso importante que se apreste a realizar una serie de actividades derivadas y complementarias.

Sobre el organismo regional de planificación

Palerm deja para el final algunas condiciones sobre el Organismo Regional de Planificación, dando por supuesto que la necesidad de un organismo semejante está implícita en la misma idea de planificación regional. En este sentido, advierte que el Organismo de Planificación debe ser capaz no sólo de formular un plan, sino de reunir y coordinar para ello varios sectores de una obra común: 1.- el sector técnico encargado de la dirección de los estudios y de la preparación del plan; es decir, el

cuerpo propio del organismo de planeamiento. 2.- el sector público en sus tres niveles: el nacional, mediante sus agencias e instituciones en la región; el regional, o sea, los organismos propios del área; el local y subregional, por medio de los municipios y otras instituciones de base. 3.- el sector privado, representado asimismo en los tres niveles mencionados, por medio de las cámaras industriales y comerciales, bancos, sindicatos, asociaciones profesionales, ligas agrarias y universidades.

Por lo que respecta al primer sector, dice que sobre él descansa la responsabilidad principal de la tarea de planificar, las experiencias que ha observado le inducen a pensar que puede mantenerse dentro de límites modestos. El cuerpo técnico, aunque pequeño, opina que debe contar con un núcleo que asegure la unidad y la continuidad del trabajo a lo largo de todo el proceso, incluyendo el de supervisión y vigilancia de la ejecución del plan.

Sugiere que una gran parte de las investigaciones básicas puede ser realizada por las instituciones públicas y privadas de la región, dentro de términos de referencia precisos. Este procedimiento lo aconseja no sólo para evitar la hipertrofia del Organismo de Planificación, sino también para lograr la cooperación más amplia posible desde el comienzo mismo de las tareas. Por otra parte, recuerda que es posible con frecuencia obtener especialistas en “préstamo” de otros organismos e instituciones, lo que es conveniente en términos de las experiencias que pueden aportar como producto de su trabajo en otras regiones.

Advierte, sin embargo, que la composición profesional del Cuerpo Técnico no es un problema fácil de resolver, porque existe por un lado, la tendencia a recargarlo con especialistas en alguno de los campos; por otro lado, a reducirlo a un corto grupo de técnicos en una especialidad dominante (principalmente economía, ingeniería y agronomía). Así ocurre poniendo un ejemplo, que el plan de desarrollo de una cuenca hidrológica, ha pasado sucesivamente de la dirección de los ingenieros a la de los agrónomos y finalmente a la de los administradores. En la primera fase no existía preocupación sistemática y sistémica por los problemas de uso del suelo; en la segunda, por los aspectos económicos de los nuevos cultivos; en la tercera, por los problemas sociales del asentamiento de los colonos.

Para Palerm, semejantes cambios de foco son inevitables en la actividad planificadora y, en cierta forma, constituyen índices o demostraciones del progreso real del plan. Pero es claro que la composición del Cuerpo Técnico debe ser tal que pueda contrarrestar estas oscilaciones y mantener una visión equilibrada. En otras palabras, la integralidad de la planificación debe asegurarse mediante un enfoque multi e interdisciplinario, lo que requiere un espectro muy amplio de especializaciones profesionales.

La colaboración con los distintos niveles del sector público y del privado puede organizarse sobre la base de Comités y Consejos Asesores y Deliberantes de carácter vertical y horizontal. Es decir, por medio de comisiones de ramas económicas, sociales, o de otro tipo (agricultura, artesanado, obras públicas, industria, educación, energía), y de comisiones de subregiones y localidades. Debe cuidarse especialmente la participación de aquellos grupos del sector privado que, por razones de debilidad económica a veces, y otras por falta de organización, no suelen estar presentes, como suele ser el caso de pequeños propietarios agrícolas, sindicatos, asociaciones profesionales. El interés de desarrollar esta cooperación al máximo es de doble importancia. Por una parte, el Cuerpo Técnico debe estar ansioso de poder utilizar la experiencia del sector público y del privado; por otra parte, esta colaboración es en sí una condición indispensable para la buena realización del plan. El plan no surge simplemente de la cabeza de un grupo de técnicos, sino que es el producto del trabajo en común de todos los grupos interesados en el progreso de la región.

En última instancia, la planificación integrada no consiste solamente en tomar en cuenta la totalidad de los problemas y ver la cuestión del desarrollo como una cuestión global, sino también en hacer del proceso de planificación una tarea de todos los grupos sociales y un instrumento para conseguir su propia integración por sus caminos propios a la nación.

Consideraciones finales

El objetivo de este trabajo ha sido el de la revisión e identificación de las principales propuestas palermianas sobre los conceptos y herramientas de como llevar a cabo la planificación y el desarrollo, con el fin de presentarlos como una introducción y reflexión a la gestión integrada a la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), y que para lograrlo, se analizó el material y los documentos reunidos y publicados de Ángel Palerm sobre el tema, que van desde 1950 hasta 1980 publicadas por Carmen Viqueira (Palerm, 1993), ordenando los casos, los conceptos, las herramientas y las formas metodológicas que desarrolló para la planificación, para finalmente, obtener las conclusiones y observaciones generales sobre el tema desprendidos de sus escritos.

Sin lugar a dudas, es en esta compilación de documentos y escritos y dictados por Ángel Palerm titulados *Planificación Regional y Reforma Agraria (1993)*, donde se haya una de las experiencias más valiosas para México sobre lo que hoy denominamos Gestión Integrada de los Recursos. Sin embargo, tal importancia de documentos no es equivalente a los estudios derivados de ellos; hasta hoy han pasado casi desapercibidos para los estudiosos, a pesar de haber sido publicados hace casi 20 años.

De su análisis hemos identificado técnicas y pasos metodológicos, conceptos analíticos y reflexiones valiosas sobre la planificación regional en México. Es allí donde radica su importancia como una excelente introducción y guía para la construcción de un proceso de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos para el posgrado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano en Recursos Hídricos de la UAEM. En este sentido, Palerm se descubre como un experto en el desarrollo y se rescata una de las experiencias más valiosas en materia de Planificación Integrada hecha por un estudioso mexicano.

Se identifican los aspectos de importancia para la planificación regional, partiendo de la definición de conceptos, destacando los siguientes: 1.- planeación; 2.- interdependencia y sistema; 3.- democracia y voluntariedad de la sociedad.

El primer concepto parte de identificar y definir qué se entiende y qué se quiere lograr con la planeación. Palerm indica con toda precisión, que los problemas de medición del desarrollo y subdesarrollo se basan en el hecho de que muchos técnicos han querido encajonar el modelo de desarrollo como un instrumento econométrico que sirve para evaluar a las sociedades con el fin de diagnosticar acciones de inversión.

De esta forma, Palerm se enfasca en la diferenciación entre planificar el desarrollo y el sujeto del desarrollo. Encuentra que los programas se contentan con generar proyectos de inversión que pongan énfasis en su programación (donde se agota el programa mismo), y se pierde de vista que ésta no es más que un simple instrumento que busca cambiar la sociedad, mejorar tal o cual sector, o generar recursos para un fin determinado. De allí que no se hable de un desarrollo que no sea creador, en sí mismo, de programas atados a modelos externos o a directrices establecidas fuera de la voluntad de los afectados, los cuales llevan el germen de su fracaso. Es decir, el desarrollo implica no sólo técnicas, sino también propósitos y medios de ejecución.

El segundo concepto es el de interdependencia, el cual sirve para definir y unir el de sistema. Lo anterior para mostrar que los programas de desarrollo son interdependientes de muchos factores, es decir son multicausales. No existen causas únicas en el contexto social; si se afecta una variable las demás se ven afectadas, y si se quiere cambiar un aspecto habrá que tomar en cuenta el conjunto.

En este sentido, Palerm sostiene que en el desarrollo existe una multiplicidad de relaciones, no todas del mismo valor en el espacio y en el tiempo y que el gran problema del desarrollo es que ha estado en manos exclusivamente de técnicos que lo miden, fundamentalmente, desde el ángulo económico, lo que genera un monismo económico, tanto en la teoría que justifica los cambios, como en las acciones que se llevan a la práctica; debido a esto, se han pasado por alto evidentes problemas sociales, políticos y humanos, que se contraponen a un simple desarrollo económico (Cfr. Romero y Martínez, 1996). Aquí se descubre un Palerm como experimentador

social, es decir, no dejaba que las reglas de la economía y de la sociología tradicional empañara el interés de encontrar nuevas fórmulas de trabajo.

El siguiente es un requisito fundamental, que es el la existencia de la democracia, donde advierte que sin ella, es casi imposible llegar a buen fin cualquier proyecto de desarrollo. En este sentido, como buen conocedor del sistema político mexicano, advertía sobre los posibles fracasos continuos y del gran desperdicio de recursos, tanto humanos como económicos, si este punto no se llegara a resolver, por lo menos en lo básico.

Al anterior requisito lo une con el que se denominaría “voluntad social”, que es la libre determinación del pueblo a cambiar. Es decir, Palerm pone como punto inicial del desarrollo la “voluntad” de que suceda, o el interés personal de cambiar de situación. Así se inicia el desarrollo con una “visión hacia adentro”, o intimista y subjetiva del deseo de cambio, pero no se da sin esta apreciación por que no se cuenta con la voluntad de los sujetos. Insiste fuertemente, en que ninguna sociedad, institución o Estado, tiene derecho a entrometerse en la visión cultural y en la búsqueda del futuro de otra, porque cada sociedad tiene derecho a su propia cultura y a su desarrollo cultural, derecho logrado sólo en la capacidad de autodecisión.

El apoyo técnico y logístico es únicamente un instrumento liberador que facilitará esta decisión en los diversos mundos en que se dan las culturas. Pero señala, que si bien se requiere de un elemento subjetivo intimista para el desarrollo, es decir, que los sujetos mismos lo deseen, éste no basta, ya que ellos mismos muchas veces no pueden romper las sinergias del sistema mayor en que se encuentran, por lo que es necesario contar con una acción estatal, con un instrumento de cambio o con una política de desarrollo efectiva.

Por lo anterior, la antropología colabora en establecer en los planes de desarrollo, el respeto a la identidad cultural procurando que sean los mismos protagonistas los que tomen las decisiones para lograr los cambios requeridos para la sobrevivencia necesaria de la propia cultura donde los modelos de desarrollo no son más que facilitadores de ese proceso, y que sirven de catalizadores y promotores de cambio para que el grupo cultural específico tenga capacidad de autogestión y desarrollo autónomo. Tenemos aquí otro aporte fundamental de Palerm, que fue su visión de tomar a la gente en cuenta, ver que piensa, que quiere, y en que puede participar.

Lamentablemente después del Plan Marshall, pocas veces se logró que se aceptara el papel dinámico y autogestivo de los interesados en los criterios de evaluación utilizados por los directivos de las instancias de cambio. Los antropólogos insistieron en que se regresara a la capacidad de toma de decisiones para el cambio a los mismos interesados, pero la burocratización del personal y los intereses creados tanto en oficinas centrales como en gobiernos, generaron diversas prácticas de corrupción.

Las experiencias exitosas y de fracaso en la reactivación económica generaron una ciencia basada en los modelos de desarrollo que marcó una época. Desde entonces, se ha procurado que cualquier experiencia de desarrollo tenga los contenidos esenciales que se aplicaron en el Plan Marshall. Así se convierte la experiencia de triunfos y fracasos, en una herramienta poderosa que forma parte de la misma planificación.

Palerm como antropólogo, destaca la relevancia de la generación de información de primera mano a través de la constante consulta a la población afectada, es decir, la importancia intransferible del trabajo de campo, tanto para la obtención de datos, como para la comunicación y seguimiento de los planes. De tal manera que el estudio e intervención de la antropología en los Planes de desarrollo, se ha vuelto requisito indispensable para la capacitación de los Planificadores y en la Gestión Integrada.

En este modelo de análisis, Palerm ubica el instrumento básico de trabajo y lo señala como “región”, que es el punto de partida para cualquier acción planificadora del desarrollo sin ella no se puede entender ninguna acción concreta que, según se espera, tenga un resultado positivo. Del diagnóstico pasa a la estrategia y de ella desprende el Plan regional, recalcando fuertemente que éste siempre debe estar articulado de alguna manera, con la nación, que es la que debe orientar la armonía, dirección o especialidad que debe tomar la región. Es decir, como se observa el mayor aporte que hace Palerm a la planificación, es su enfoque integrador. Por todo lo anterior, los autores de este trabajo reconocemos como una necesidad urgente, la preparación de cuadros académicos que sirvan para facilitar este enorme y complejo trabajo de planificación y gestión en nuestro país.

Referencias

- Adizes, Ichak (1977). *Autogestión: la práctica yugoslava*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Cernea, Michael (1995). *Primero la gente. Variables sociológicas del desarrollo rural*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Díaz Delgado, C.; Esteller, M.V. ; Velasco Chilpa, A.; Martínez Vilchis, J.; Vilchis Francés, A.Y.; Manzano Solís, L.R.; Colín Mercado, M.; Miranda Juárez, S.; Uribe Caballero, M.L.W.; Hinojosa Peña, A.; (2009). *Guía de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de los recursos hídricos de la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago*. UAEM, México.
- Díaz-Delgado, Carlos; Esteller Alberich, Ma. Vicenta; Velasco Chilpa, Alejandro (2011) “Formación de capital humano y gestión integrada de recursos hídricos”. En: *Ideas en ciencia*. No. 35. Facultad de Ingeniería, UAEM. Pp. 12-19.

- Fábregas Puig, Andrés (1997). *Ángel Palerm Vich*. El Colegio de Jalisco. México.
- Gardner, Katy; Lewis, David (2003). *Antropología, desarrollo y el desafío postmoderno*. El Colegio Mexiquense.
- Hewitt de Alcántara, Cynthia (1988). *Imágenes del campo. La interpretación antropológica del México rural*. El Colegio de México, México.
- Martínez Saldaña, Tomás (2001). “Modelos de desarrollo rural. Una visión utópica de Ángel Palerm Vich”. En: *Historia de la ciencia en México: La antropología*. A. Tonatiuh Romero Contreras (Compilador). Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Palerm, Ángel (1993). *Planificación regional y reforma agraria*. Viqueira Landa -m n Compilador). Universidad Iberoamericana. Editorial Gernika, México.
- Romero Contreras, A. Tonatiuh; Martínez Saldaña, Tomás. (1996). “La enseñanza y la investigación antropológica en el Colegio de Postgraduados”. En: *La historia de la antropología en México*. Plaza y Valdés. México. Pp. 185-200.
- Shain, Martin A. (2001). *The Marshall Plan: fifty years after*. Palgrave, U.S.A.
- Viqueira Landa, Carmen. (2001). *El enfoque regional en antropología*. Universidad Iberoamericana. México.

Corrosividad del agua y su estimación

V. Martínez Miranda¹; E. Trujillo Flores²; I. Linares Hernández¹

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

Algunos problemas generados por las aguas corrosivas son: el incremento de costos de mantenimiento a la infraestructura hidráulica de extracción y distribución de agua potable, la pérdida del líquido a través de fugas, el aumento en la concentración de hierro que da una coloración y sabor desagradable al agua ocasionando inconformidad y rechazo en la población.

Si se conocen las características fisicoquímicas del agua, se pueden proponer medidas de tratamiento antes de distribuirla y se pueden plantear actividades de prevención y corrección, tomando medidas necesarias para la rehabilitación de pozos, limpieza de redes e inclusive el posible diseño de una nueva red o el rediseño de una existente. Es de particular importancia utilizar el modelo apropiado para caracterizar el agua tanto cualitativa como cuantitativamente, el no hacerlo así, podría generar errores en la interpretación de resultados o en el diseño del tratamiento. Algunos de los modelos utilizados incluyen a los índices de Saturación de Langelier, de Estabilidad de Ryznar y de Fuerzas de Conducción de Mc Cauley que son de tipo cualitativo, por otro lado, Mojmir Mach (MM) apoya de forma cuantitativa.

MM considera la aportación de los iones ajenos (cationes y aniones presentes en el agua diferentes al calcio, bicarbonato, carbonato y protón) con la fuerza iónica, las relaciones fundamentales de disociación del agua y del ácido carbónico y la ecuación de electroneutralidad. La representación gráfica del equilibrio de saturación del mé-

todo de MM está basada en el diagrama de equilibrio de Tillmans. MM considera la temperatura del agua constante a 20°C. También propone calcular el *pH* de saturación en función de los sólidos disueltos totales, la concentración de calcio, y la alcalinidad, obteniéndose el Índice de Langelier y los valores de agresividad, en función de la fuerza iónica, bicarbonatos y calcio. En este trabajo se modificó el modelo de Mojmir Mach para incorporar los efectos de la temperatura del agua en la corrosión que provocan y se aplicó para determinar la tendencia corrosiva del agua potable que se distribuye en la ciudad de Toluca, Estado de México.

Con base en las ecuaciones presentadas en Masschelein en 1992, MM fue modificado (MMm) incorporándose los efectos de temperatura y el cálculo de dióxido de carbono total. La temperatura del agua afecta sus propiedades agresivas por lo que, debe contemplarse el valor al calcular la constante de equilibrio, considerando la disociación del ácido carbónico, las constantes pK_1 , pK_2 , la de solubilidad del carbonato del calcio pK_s , así como el producto iónico del agua pK_w . MMm se utilizó para calcular la corrosividad del agua del sistema de distribución de la ciudad de Toluca, Estado de México. Se encontró que el Índice de Langelier a partir de MMm al incluir la presencia de iones ajenos y el efecto de la temperatura, arroja valores menos corrosivos que el Índice de Langelier comúnmente utilizado.

MMm estima la tendencia corrosiva del agua con más elementos. Se observa además, que en función de la temperatura, hay distintos niveles de aportación de agresividad del agua; específicamente, MMm identifica la aportación de aniones como cloruro, nitrato y sulfato, entre otros.

Los resultados obtenidos y en particular MMm, pueden utilizarse para establecer medidas de tratamiento del agua potable de tal forma que disminuyan la corrosión, sus efectos y costos asociados.

Agua corrosiva

A medida que los asentamientos humanos van extendiéndose, el consumo del agua se ha incrementado rápidamente, requiriéndose cada vez mayores cantidades del vital líquido para las actividades domésticas, industriales y agrícolas; por lo que, para satisfacer dichas necesidades, la extracción y distribución del agua ha requerido de tecnologías hidráulicas más complejas. Por otro lado, las actividades antropogénicas, la tala e incendio de bosques, y la disminución de áreas naturales debidas a la urbanización, impactan significativamente a los regímenes hídricos y a la calidad del agua. En cualquier caso, se van incorporando diferentes compuestos de origen natural provenientes de rocas, suelo y aire, así como los derivados de actividades

humanas, y a pesar de que el ciclo del agua tiene una gran capacidad de purificación, el agua es devuelta al sistema hídrico natural en estado diferente a aquel en el que originalmente fue extraída.

El agua para uso y consumo humano que transita en la infraestructura hidráulica de extracción y distribución, suele generar problemas importantes de incrustación o corrosión interna y/o externa. La corrosión interna provoca el deterioro de la calidad del agua debido a productos y contaminantes que se generan, disminuye el desempeño hidráulico y aumenta los costos de distribución y de mantenimiento de la red; en casos extremos, parte de la infraestructura queda inhabilitada temporalmente y por ende, se suspende el suministro. Por lo tanto, la química del agua debe ser analizada para determinar su tendencia corrosiva o incrustante y controlar en la medida de lo posible sus efectos.

Problemas y efectos

El agua corrosiva se considera “agresiva” que puede disolver los materiales con los que está en contacto. Algunos indicios de que se está ante agua potable corrosiva es la presencia de manchas verde-azul en lavabos y fregaderos; sabor metálico del agua, particularmente al inicio por las mañanas; pequeñas fugas en el sistema de plomería; agua rojiza o negra y/o con mal olor; pérdida de presión; y vida útil corta de la instalación hidráulica (NDWC, 1997).

En términos generales, los problemas derivados de la corrosión o incrustación por agua se dejan sentir en tres vertientes (Jiménez, 2005):

- a) *Económica*. Debido a pérdidas directas e indirectas por costos de mano de obra, de reemplazo o reparación de materiales.
- b) *Conservación de recursos*. Por el agotamiento de las reservas naturales.
- c) *Seguridad humana*. La salud de los usuarios de agua podría eventualmente, verse amenazada si la magnitud del problema de la corrosión daña la integridad higiénica de los sistemas de agua. En las tuberías domésticas, la corrosión del plomo, acero galvanizado y tuberías de cobre conlleva a problemas de coloración y ocasionalmente de sabor (Gray, 1996), presentando eventualmente, cierto grado de toxicidad.

Estudios realizados por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 1998) en 23 ciudades de la República Mexicana para determinar las causas que originan pérdidas en redes de distribución, revelaron que 26% de las fugas ocurren por defectos en las tomas domiciliarias, 8% por rupturas o anomalías en la tubería y 2%

en los medidores, es decir, se tiene una eficiencia física en promedio del 64%, y no llega a su destino poco más de la tercera parte del total suministrado para abastecer casas o industrias, lo que significa la pérdida de 36 de cada 100 litros.

El efecto más importante presente en las fugas en tomas domiciliarias es la presión, el segundo es el tipo de material, y el tercero el tipo de suelo (Vázquez, 1996).

Un agua cuya naturaleza sea corrosiva u oxidante, lleva a cabo una acción de desgaste a metales, calizas, cemento y algunos productos derivados como materiales de la construcción; como es el caso de las tuberías en redes de distribución, columnas y cedazos en pozos de extracción e instalaciones hidráulicas. La presencia de herrumbre en la superficie expuesta de la tubería es indicador de la acción corrosiva o agresiva del agua (Fig. 17.1). La corrosión disminuye el área del tubo y aumenta su rugosidad reduciéndose gradualmente su capacidad hidráulica hasta en un 50% en 5 años (Linsley y Franzini, 1984), siendo que su vida útil se puede extender en un rango de 18 a 50 años.

Fig. 17.1 Efectos de agua corrosiva



Fuente: elaboración propia.

Por otro lado, la incrustación o tendencia que ocasiona la composición química del agua a formar sólidos no solubles, provoca disminución en la eficiencia del abasto de agua generado por la reducción en el diámetro efectivo de conducción de las tuberías

de presión, y en ocasiones, cuando el problema de incrustación es extremo, se forma una barrera que tapona por completo la tubería (Fig. 17.2). Su consistencia puede ser frágil o dura, como una masa cristalina, gelatinosa, suave o pastosa, según sea la causa de la incrustación. Dentro de un pozo, puede darse el caso de que la incrustación reduzca la sección interior del ademe e incremente la exterior de la bomba, lo que imposibilita su extracción (CNA, 1994).

Fig. 17.2 Efectos de agua incrustante



Fuente: elaboración propia.

La mayor parte de la pérdida del rendimiento dentro de un pozo bien construido y de las líneas de distribución, se debe a los efectos que provoca la estructura química del agua, es decir, a la corrosión e incrustación.

Existen muchos factores que pueden contribuir a los problemas de corrosión o incrustación, tales como: el tipo de materiales, la edad de las tuberías y componentes del sistema, el tiempo de retención hidráulico y la calidad del agua (pH, alcalinidad, temperatura, cloruros, sulfatos, nitratos, calcio, cloro residual, dureza y sólidos disueltos, oxígeno y CO_2 disuelto, entre otros).

El CO₂ en el agua

El agua en estado natural, contiene especies neutras (CO₂, O₂), aniones (HCO₃⁻, CO₃²⁻, F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻), cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺), elementos traza (Fe, Mn), y sólidos (suspendidos, disueltos y sedimentables), estos componentes, en distintas concentraciones pueden estar presentes en cualquier tipo de agua, y eventualmente pueden variar con respecto al tiempo, debido principalmente a la interacción del agua con medios naturales y derivado de su uso en actividades antropogénicas.

El agua cuya composición química provoca corrosión u **oxidación**, contienen un exceso de dióxido de carbono, baja alcalinidad y dureza. El agua que promueve la formación de **sólidos insolubles** como carbonato de calcio, sulfato de calcio y/o sulfato de magnesio, es deficiente en dióxido de carbono, pero presenta alcalinidad y dureza elevadas.

La corrosión o incrustación por agua, se debe en buena medida a la concentración de CO₂ libre (Delion, 2005; Rodier, 1998) el cual influye en el comportamiento del carbonato de calcio contenido en el agua. Se dice que el CO₂ de equilibrio es la cantidad de dióxido de carbono que debe estar presente en el agua para mantener en solución al bicarbonato que se encuentra en dicha agua. Si existe CO₂ en exceso, éste ataca al CaCO₃ para aumentar la concentración del bicarbonato y mantener el equilibrio; por otro lado, si hay deficiencia de CO₂, el CaCO₃ se precipita para disminuir la concentración de bicarbonato, aumentando así el CO₂ y restableciendo el equilibrio (Rodier, 1998).

Si el CO₂ libre es mayor que el CO₂ de equilibrio, existe exceso de CO₂, por lo que se considera que el agua es agresiva o con características corrosivas hacia los materiales que con los que se encuentra en contacto. Si el CO₂ libre es igual al de equilibrio, el agua se encuentra en equilibrio. Sin embargo, cuando el CO₂ libre es menor que el de equilibrio, existe deficiencia en el CO₂ de equilibrio, y se dice que el agua es incrustante.

Cuando el CO₂ se disuelve en el agua, reacciona con ella para formar ácido carbónico, el cual se disocia en iones hidrógeno y el ión bicarbonato, siguiendo la reacción $CO_2 + H_2O \rightarrow H_2CO_3 \rightarrow H^+ + HCO_3^-$ (NCC, 1988).

La alcalinidad de gran parte del agua subterránea es causada por las sales de bicarbonato (HCO₃⁻) disueltas y tienen un pH de aproximadamente 8.2 a 8.4. En el rango de pH entre 4.4 y 8.2 existe un balance entre el CO₂ en exceso y los iones bicarbonato, arriba de un pH de 8.4, el CO₂ deja de existir en cantidades detectables, y el ión carbonato empieza a aparecer.

La reacción en equilibrio $H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- + H^+$, permite obtener la constante de disociación del CO₂: $\kappa_1 = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}$. El agua en equilibrio se encuentra parcialmente ionizada (H₂O ↔ OH⁻ + H⁺), por lo que su constante de equilibrio K'W = [OH⁻][H⁺] es su producto iónico (Allende, 1976).

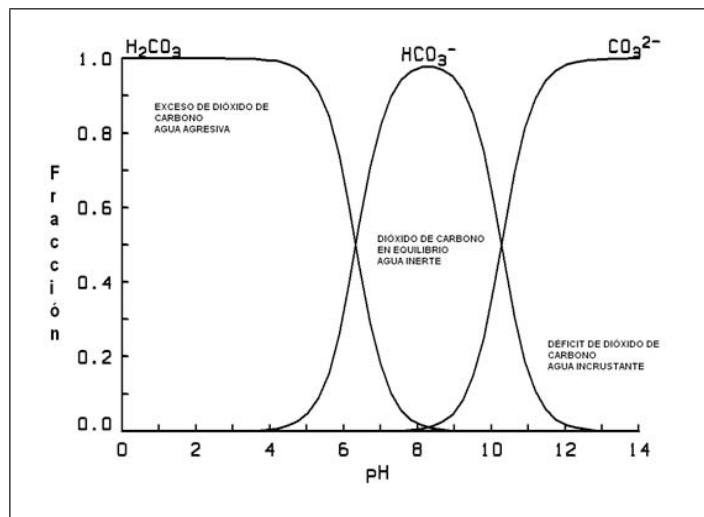
Derivado de la reacción $\text{CaCO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}_2^+ + \text{CO}_3^{2-}$, el producto de solubilidad del CaCO_3 está dada por $K'_{ps} = [\text{Ca}_2^+][\text{CO}_3^{2-}]$. Sin embargo, por similitud con la definición de $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$ las constantes pueden ser expresadas como (Allende, 1976):

$$\begin{aligned} \text{pK}'_1 &= -\log K'_1 \\ \text{pK}'_2 &= -\log K'_2 \\ \text{pK}'_w &= -\log K'_w \\ \text{pK}'_{ps} &= -\log K'_{ps} \end{aligned}$$

La distribución de las especies químicas relacionadas con el CO_2 se muestran en la Fig. 17.3, el CO_2 que interacciona con el agua es H_2CO_3 , el HCO_3^- corresponde al CO_2 semicombinado y el CO_3^{2-} al CO_2 combinado (Rodier, 1998).

Dado que las concentraciones de los componentes químicos del agua, definen su naturaleza o tendencia oxidante y su capacidad de formar sólidos insolubles, suelen ser de suma importancia para los profesionales dedicados a la captación, almacenamiento y distribución de agua potable. Cuando se presentan en concentraciones moderadas, dichos componentes no son tóxicos para la gran mayoría de la población y no afectan su salud; sin embargo, si pueden dañar de manera importante la infraestructura hidráulica, corroyendo o incrustando tuberías, piezas especiales, tanques de almacenamiento, columnas de pozos y ademes por ejemplo.

Fig. 17.3 Diagrama de distribución de las especies químicas del CO_2 .



Fuente: elaboración propia.

Equilibrio químico del agua

Para tomar medidas que prevengan y/o corrijan la tendencia corrosiva o incrustante del agua se requiere realizar un estudio químico del agua y definir el material adecuado de la tubería de bombeo, del ademe y de las líneas de distribución; así mismo, es preciso realizar un seguimiento cuidadoso observando los efectos del fenómeno incrustación o corrosión en el pozo y en las líneas, y aplicar un método de desincrustación o anticorrosión a tiempo, sin dejar que éste llegue a alcanzar niveles que imposibiliten la rehabilitación del pozo.

Hasta ahora, las soluciones que se han estudiado y propuesto para mejorar la eficiencia de los sistemas de agua potable son, desde un enfoque totalmente de mantenimiento y detección de fugas, para posteriormente repararlas, ya sea sustituyendo la tubería, o colocando piezas especiales (Domínguez, 2005), pero el costo de reparación a la larga siempre es elevado. Sin embargo, como se ha mencionado, en la gran mayoría de los casos, es posible prevenir y/o corregir esos problemas estabilizando la química del agua, a costos inferiores con respecto a los derivados por mantenimiento y reemplazo.

Por ende, el organismo responsable de un sistema de agua debe decidir si acepta un alto costo de mantenimiento, y una vida útil corta del equipo, o bien, si es el caso, invertir en procesos de control de la corrosión e incrustación, que reducen el mantenimiento y aplazan el reemplazo.

Medidas preventivas y correctivas

Con relación a los *materiales*, el empleo de ademes, cedazos y tuberías, por ejemplo de PVC, puede eliminar el problema de incrustación o corrosión, sin embargo, estos persisten en la bomba, filtro y acuífero. El uso de estos materiales puede traer algunos inconvenientes como los derivados por sus propiedades mecánicas, su instalación, o estructura, además de que el problema puede propagarse a las líneas de distribución y/o almacenamiento, por lo que no siempre es la mejor solución. También existen aceros inoxidables o con contenidos de cobre o níquel que pueden resistir más tiempo a los efectos corrosivos, no obstante, su costo es elevado.

En lo que respecta a los *tratamientos del agua*, la tendencia corrosiva o incrustante puede ser controlada mediante la adición de químicos o inhibidores. Estos inhibidores pueden ser orgánicos o inorgánicos según las circunstancias, aunque debe tenerse en cuenta que muchos de ellos son posibles contaminantes del agua.

Los inhibidores de corrosión inorgánicos son de dos tipos: de precipitación y de oxidación. Los precipitantes depositan una película adherente más o menos continua sobre el metal, protegiéndolo por aislamiento del entorno corrosivo (CaCO_3 , Zn^{2+} , polifosfatos y polisilicatos). Los oxidantes trabajan satisfactoriamente cuando son capaces de pasivar la estructura (Cr_2O_3 , TcO_4^- , Fe^{3+}). Los inhibidores orgánicos se adsorben en la superficie y disminuyen los sitios disponibles para las reacciones de corrosión. En términos generales, lo más utilizado son inhibidores como los fosfatos, el ajuste del pH y control de la alcalinidad (NRC, 2006). Ningún inhibidor satisface todos los casos para el equilibrio químico del agua y además, pueden generar distintos niveles de toxicidad al agua, siempre deben tomarse en cuenta algunos factores al elegir el inhibidor: el costo, la concentración necesaria, los requisitos para su uso, almacenamiento y aplicación, así como la eficiencia con la que produce los resultados deseados (Babbitt y Boumann, 1983)

Para aquellas agua con exceso de sales dureza y alcalinidad alta, que pueden generar incrustación se pueden utilizar métodos como: el proceso cal-sosa, el intercambio de cationes, y compuestos químicos que evitan que el carbonato de calcio se deposite en las paredes de los materiales. La mayoría de los métodos para la desalinización del agua representan costos muy elevados, por lo que, en ocasiones es más fácil tratar agua baja en sales que con exceso de éstas.

La adición de hidróxido de calcio (cal hidratada) o de carbonato de calcio equilibra de forma sencilla el agua y a un costo económicamente aceptable en comparación con los altos costos de rehabilitación de un pozo, es decir, estabiliza el agua.

Dado que, es importante que los materiales mantengan una película de carbonato de calcio (CaCO_3) (CNA, 1994b), se debe estabilizar la química del agua (Droste, 1997; Fair *et al.*, 1997) la cual consiste en ajustar el pH, la concentración de CO_2 libre, o la concentración de carbonatos (CaCO_3) del agua a su equilibrio de saturación de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Como un agua estabilizada no disuelve ni precipita CaCO_3 , no remueve las incrustaciones de CaCO_3 que pueden proteger a las tuberías contra la corrosión, ni precipitan depósitos de CaCO_3 que pueden obstruirlas.

El equilibrio químico del agua con base en el diagrama de Tillmans

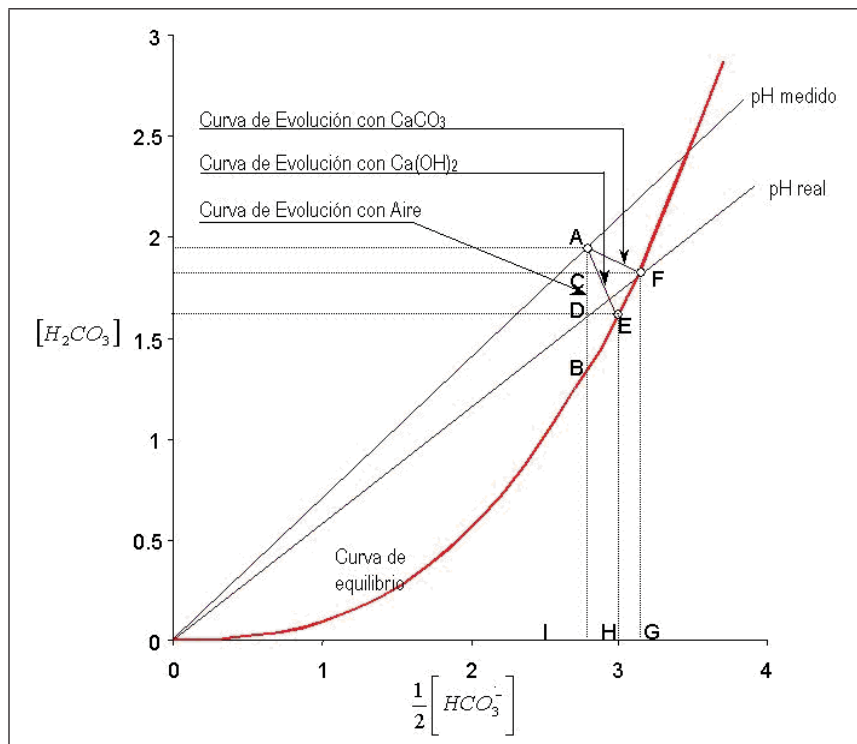
Se puede optar por aireación o el uso de hidróxido de calcio o carbonato de calcio para atenuar el carácter corrosivo de agua, tomando como base los resultados obtenidos en el método de Mojmir Mach, específicamente a través del diagrama de Tillmans.

Los valores de las concentraciones alcanzadas en el equilibrio de $[H_2CO_3]$ y $[HCO_3^-]$ están dados por el punto de intersección entre las curvas de equilibrio y de evolución (Fig. 17.4).

Si el punto A, representa un agua con $[H_2CO_3]$ arriba de la curva de equilibrio, indica que la cantidad de $[H_2CO_3]$ del agua es mayor que el correspondiente a la cantidad de $\frac{1}{2}[HCO_3^-]$, para que estuviera en equilibrio, por lo tanto, tiene un exceso de $[H_2CO_3]$ que la hace potencialmente agresiva. Para establecer condiciones de equilibrio a través de aireación, carbonato de calcio o hidróxido de calcio, se debe analizar el diagrama de Tillmans.

Si el agua se encuentra en contacto con el *aire*, $[HCO_3^-]$ permanece constante y $[H_2CO_3]$ disminuye desde su valor inicial AI hasta el valor BI, que representa la cantidad necesaria para estar en equilibrio.

Fig. 17.4 Diagrama de equilibrio de Tillmans



Fuente: adaptada de Allende, 1976.

$$\begin{aligned}
 AI &= \text{CO}_2 \text{ (total)} \text{ estado inicial} \\
 BI &= \text{CO}_2 \text{ (equilibrio)} \text{ después de ser aireada} \\
 AB &= \text{CO}_2 \text{ (exceso)} \text{ es el CO}_2 \text{ agresivo}
 \end{aligned}$$

En contacto con CaCO_3 , $[\text{HCO}_3^-]$ aumenta de OI original, hasta OG en equilibrio. $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ disminuye desde AI original hasta FG en el equilibrio.

$$\begin{aligned}
 AI &= \text{CO}_2 \text{ (total)} \\
 FG &= \text{CO}_2 \text{ (equilibrio)} \text{ después del contacto} \\
 AC &= \text{CO}_2 \text{ (agresivo)} \\
 AB &= \text{CO}_2 \text{ (exceso)}
 \end{aligned}$$

En contacto con el $\text{Ca}(\text{OH})_2$, $[\text{HCO}_3^-]$ aumenta de OI original hasta OH en el equilibrio. $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ disminuye desde AI original hasta HE en el equilibrio.

$$\begin{aligned}
 AI &= \text{CO}_2 \text{ (total)} \\
 HE &= \text{CO}_2 \text{ (equilibrio)} \\
 AD &= \text{CO}_2 \text{ (agresivo)} \\
 AB &= \text{CO}_2 \text{ (exceso)}
 \end{aligned}$$

Métodos indirectos para estimar la tendencia corrosiva

Para corregir los problemas del agua con tendencia agresiva o incrustante, se debe tomar en cuenta la calidad del agua y utilizar los mejores modelos disponibles que permitan conocer la tendencia o mejor aún cuantificarla. De entre los modelos indirectos disponibles, se pueden plantear dos clasificaciones: cualitativos y cuantitativos. Los modelos cualitativos, solo indican la tendencia del agua, mientras que los cuantitativos permiten cuantificar el nivel de corrosión o incrustación del agua; por lo tanto, resulta evidente que los segundos proveen los elementos necesarios para establecer un buen sistema de tratamiento.

Uso de índices de corrosión

Desde que Langelier, en 1936 propuso una solución analítica para determinar la tendencia corrosiva o incrustante del agua se han planteado diversos métodos para evaluarla y establecer la mejor manera de corregirla. En cuanto a los métodos cualita-

tivos, ASTM (1982) calcula índice de saturación de Langelier a través de nomogramas, gráficas y tablas. Por otro lado, Montgomery (1995) muestra el uso de diagramas de Langelier, y diagramas de Caldwell-Lawrence. En el caso de agua natural, Hernández (1993) sugiere utilizar los índices de Langelier, de estabilidad de Ryznar, y de Larson y Duswell (agresividad iónica). La Comisión Nacional del Agua (1994, 1994b) propone el uso de los índices de saturación de Langelier, de Agresividad, de estabilidad de Ryznar, de corrosión de Riddick y de fuerza de conducción de Mc Cauley; de entre ellos, el de Langelier y de agresividad son considerados como los mejores. Droste (1997) propone únicamente el uso del índice de saturación de Langelier para determinar cualitativamente si un agua es agresiva o incrustante.

Con respecto a los métodos cuantitativos, Allende (1976) planteó el uso conjunto de los diagramas de equilibrio de Tillmans, el índice de saturación de Langelier, y la relación de índices de Langelier y corrección por fuerza iónica de Mojmir Mach para determinar cualitativa y cuantitativa la agresividad e incrustabilidad del agua. Desde entonces, diversos autores han utilizado la propuesta de Allende. Para agua natural, González (1997) y Barceló (2000), han usado diagramas de equilibrio de Tillmans, índices de saturación de Langelier y diagramas en función de la fuerza iónica–Mojmir Mach. Rodier (1998) presenta el modelo de Legrand-Poirier para agua de abastecimiento; Gómez (2000) aplicó el método de Mojmir March para determinar las concentraciones de las especies en equilibrio, de dióxido de carbono libre, el dióxido de carbono combinado, y el diagrama de equilibrio de Tillmans.

Alfaro y colaboradores (2004), Domínguez (2005) y Jiménez (2005), utilizaron el método de Mojmir-Mach para estudiar el carácter corrosivo del agua para uso y consumo humano por considerarlo en ventaja con respecto a los métodos cualitativos.

Mojmir Mach (MM) (Allende, 1976), y Legrand-Poirier (Rodier, 1998), son dos de los métodos más completos, ambos consideran a todos los cationes y aniones presentes en el agua diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones, en concentraciones mayores a un miligramo por litro, las relaciones fundamentales de disociación del agua, del ácido carbónico y la ecuación de electroneutralidad, así como las constantes termodinámicas, permitiendo establecer una mejor condición del tratamiento del agua, sin embargo, su uso es limitado debido a su complejidad y a la gran cantidad de cálculos requeridos. Ambos métodos utilizan los valores tabulados para las constantes de equilibrio con respecto a la temperatura, obteniendo valores aproximados, por lo que el objetivo de este trabajo fue modificar el modelo de MM incluyendo el cálculo de todas las constantes de

equilibrio involucradas en función de la temperatura del agua, así como el cálculo del dióxido de carbono total.

Método cuantitativo de Mojmir Mach modificado (MMm)

Mojmir Mach (Trujillo y Martínez, 2003; Allende, 1976) toma como base el diagrama de Tillmans (Fig. 17.1) y el índice de Langelier, para relacionar aspectos como la aportación de los iones denominados “ajenos” (todos los cationes y aniones, presentes en el agua diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones) con la fuerza iónica. Considerando la aportación de los iones ajenos, el pH de saturación (pH_s) es:

$$pH_s = 0.6301 + pK_2 - pK_{ps} - \log[\mu - A] - \log[\mu - D] + 2.5\varepsilon$$

Donde, $A = 3 [Cat^{2+}] + [Cat^+] + [An^{2-}]$, $D = 4 [An^{2-}] - 1/2 [Cat^+] + 3/2 [An^-]$, Cat^{2+} son los cationes divalentes, Cat^+ los cationes monovalentes, An^{2-} los aniones divalentes, ε el término corrector en función de la fuerza iónica, La diferencia $pK_2 - pK_s$, se encuentra tabulada en la Tabla 17.1 para distintas temperaturas.

Tabla 17.1 Valores de $pK_2 - pK_s$

T°C	0	10	20	30	40	50	60	70	80
$pK_2 - pK_s$	2.62	2.33	2.09	1.80	1.71	1.58	1.41	1.27	1.15

Fuente: Allende, 1976.

La parte analítica del método de Mojmir Mach toma en cuenta algunos aspectos como la aportación de los iones denominados “ajenos” a la fuerza iónica $\mu = \frac{1}{2} \sum cz^2$, donde: c es la concentración molar del ion i -ésimo y z su correspondiente carga. La ecuación de electroneutralidad, indica que la suma de cationes es igual a la suma de aniones expresados en equivalentes, al expresarla en concentraciones molares y al considerar como iones ajenos a todos los cationes $[Cat]$ y aniones $[An]$ presentes en el agua y diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones, adopta la forma:



El método también considera las relaciones fundamentales de disociación del agua y del ácido carbónico, las cuales se expresan como constantes de equilibrio ($K'_1 = K_1 - \varepsilon$; $K'_2 = K_2 - 2\varepsilon$; $K'_w = K_w - \varepsilon$; $K'_{ps} = K_{ps} - 4\varepsilon$); Donde ε es un término corrector que está en función de la fuerza iónica, siendo definido por $\varepsilon = \frac{\sqrt{\mu}}{1+0.9\sqrt{\mu}}$. Con todo lo anterior, se puede calcular:

$$[Ca^{2+}] = \frac{1}{3}(\mu - A)$$

$$[CO_3^{2-}] = 0$$

$$[HCO_3^-] = \frac{2}{3}(\mu - A)$$

$$[H^+] = \frac{2K'_2(\mu - A)(\mu - D)}{9K'_{ps}}$$

$$k = \frac{4K'_2}{27K'_1K'_{ps}}$$

Gráficamente, si el agua en estudio, representada por un punto, está en la parte inferior de la curva de equilibrio del diagrama de Tillmans (Fig. 17.4), se clasifica a ésta como un agua con tendencia incrustante, y cuando está en la parte superior de la curva se clasifica como un agua con carácter corrosivo.

Numéricamente, la agresividad puede determinarse con resultados muy similares, utilizando cualquiera de las tres ecuaciones siguientes:

$$Agr = [HCO_3^-]_{eq.} - [HCO_3^-]_{real} \quad \text{con respecto a los bicarbonatos}$$

$$Agr = [Ca^{2+}]_{eq.} - [Ca^{2+}]_{real} \quad \text{con respecto al calcio}$$

$$Agr = \frac{1}{3}(\mu_{eq} - \mu_{real}) \quad \text{con respecto a la fuerza iónica}$$

Cuando $Agr = 0$ el agua se encuentra en equilibrio, si $Agr > 0$ el agua es considerada como agresiva y en el caso de que $Agr < 0$ el agua es considerada como incrustante.

El método original de Mach MM, supone el análisis a una temperatura constante, sin embargo, al variar la temperatura del agua se afectan sus propiedades agresivas e incrustantes, por lo cual, este efecto debe considerarse al calcular las constantes de

equilibrio de la disociación del agua, del ácido carbónico, y de solubilidad del carbonato de calcio, para ello podrían incluirse las ecuaciones en grados Kelvin incluidas en Masschelein (1992):

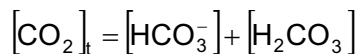
$$pK_1 = 353.3094 + 0.060919664T - \frac{21,834.37}{T} - 126.8339\log T + \frac{1,684.915}{T^2}$$

$$pK_2 = 107.8871 + 0.03252849T - \frac{5151.79}{T} - 38.92561\log T + \frac{563,713.9}{T^2}$$

$$pK_w = \frac{4471}{T} + 0.01706T - 6.087$$

$$pK_s = 171.9065 + 0.077993T - \frac{2839.319}{T} - 71.595\log T$$

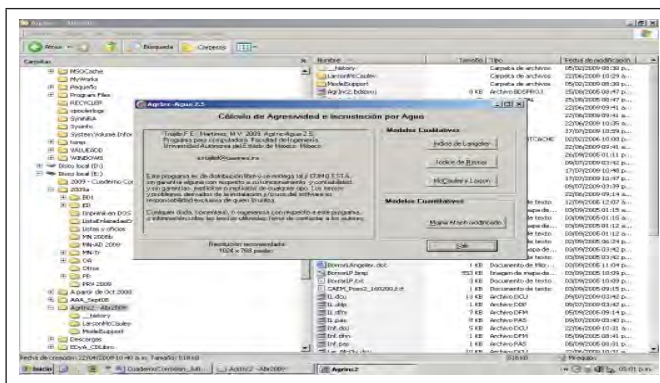
Por otro lado, utilizando el gráfico de Tillmans (Fig. 17.4) es posible conocer la cantidad de dióxido de carbono total, como se observa en la descripción del gráfico; sin embargo, es apropiado considerar lo propuesto en el modelo de Legrand-Poirier¹³, el cual coincide en el planteamiento desarrollado por Mach para el cálculo de los bicarbonatos y ácido carbónico, con lo que permite calcular la cantidad de dióxido carbónico total, simplemente sumando los bicarbonatos y el ácido carbónico como se observa en la siguiente ecuación.



Sistema informático AgrInc-Agua 2.5

La versión del sistema informático AgrInc-Agua 2.5 incluye el modelo de Mojmir Mach modificado (MMm), ésta fue realizada a partir de la versión 2.0, la cual incluye otros métodos cualitativos y cuantitativos (Fig. 17.5). La construcción de esta herramienta se hizo con base en el lenguaje de programación Borland® Delphi 2005®, bajo entorno Windows®. La interfaz se diseñó considerando aspectos que facilitan su uso.

Fig. 17.5 AgrInc-Agua 2.5 - Pantalla principal



Ejemplo de Aplicación

En la Fig. 17.6, se presenta los resultados obtenidos al aplicar el modelo de MMm con el software AgrInc-Agua 2.5 a una muestra de datos de agua y que fueron almacenados en un archivo de texto. Para esta agua en particular, se valoró su carácter agresivo o incrustante, con la finalidad de que pudiera ser tratado a través de la adición de álcalis en caso de ser agresiva, o de seguir un proceso de ablandamiento en caso de ser incrustante, ya que el método permite conocer las condiciones de equilibrio. La adición al agua de ese tipo de álcali la equilibra de manera inocua, estabilizando el pH ácido causante de la corrosión, mientras el proceso de disminución de sólidos que le dan el carácter incrustante al agua, también se logra cuando se alcanza las condiciones de equilibrio. Desde el punto de vista económico, apoyarse con este método de solución es muy bajo comparado con los costos generados por la rehabilitación de las redes de distribución, lo que con el tiempo permite que haya una disminución de costos de mantenimiento de las estructuras hidráulicas, y sobretodo se evita la pérdida de agua por fugas en sistemas deteriorados tanto por aguas agresivas como incrustantes.

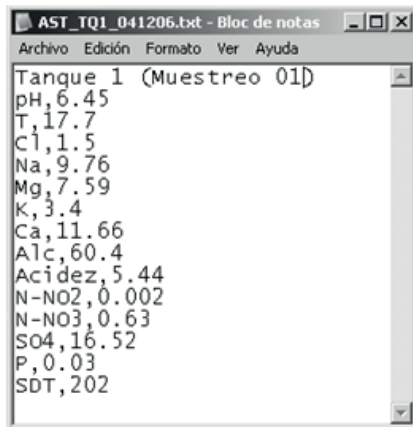
De acuerdo con MMm, la muestra de agua resultó se agresiva, y con base en los valores de agresividad se determinó que la agregación de 3.562 mg/L de hidróxido de calcio ó 9.623 mg/L de carbonato de calcio permite eliminar el carácter corrosivo de esta agua.

Una gran ventaja que ofrece el modelo MMm es disponer de resultados más exactos en el cálculo del carácter agresivo o incrustante del agua por valorar el efecto de la temperatura en las constantes de equilibrio, lo que permite disminuir los errores de cálculo al utilizar valores tabulados. Además, permite conocer la concentración que se tiene del dióxido de carbono total donde se incluye el dióxido de carbono libre (que es el agresivo), el dióxido de carbono combinado (capaz de formar sólidos insolubles, carbonatos), y el dióxido de

carbono semicombinado (que es el que está en equilibrio, bicarbonatos). Con base en lo anterior, se podría conocer el comportamiento de la fisicoquímica del agua a través del tiempo, permitiendo encontrar entre otras, la relación que existe entre el incremento de la alcalinidad del agua, y el incremento de dióxido de carbono en el aire y suelo.

Fig. 17.6 Archivo de datos analizado y resultados numéricos de Mm

Archivo de datos a analizar en AgrInc-Agua 2.5



AgrInc-Agua Ver 2.5 (Agresividad e Incrustabilidad del Agua)

Método de MOJMIR MACH modificado

Tanque 1 (Muestreo 01)

*****Elementos Participantes*****

Especie [mol/L]	[mg/L]	
H2CO3	0.000109	5.44 (Acidez como CaCO3)
NO2	0.000000	0.002
NO3	0.000045	0.63
HCO3	0.001188	60.4 (Alcalinidad como CaCO3)
SO4	0.000172	16.52
PO4	0.000001	0.03

Ión [mol/L]	[mg/L]
Na	0.000425
Mg	0.000312
K	0.000087
Ca	0.000291
Cl	0.000042

Fuente: Trujillo y Martínez, 2009.

***** Resultados a 17.7 °C *****

a. Fuerza iónica

inicial = 0.0024439

equilibrio = 0.0026332

b. Valores de Langelier

(IL negativo indica agua agresiva)

pHi (medi) = 6.45

pHi (calc) = 7.41

pHs (real) = 8.41

IL = -0.999

c. Valores de Mojmir Mach

(Agr positivo indica agua agresiva)

Agr1 = 0.0000631 (con respecto a fza. iónica)

Agr2 = 0.0000468 (con respecto a Ca)

Agr3 = 0.0000964 (con respecto a HCO3)

d. Ubicación del agua en el Diagrama de Tillmans

(Arriba de la curva de equilibrio indica agua agresiva)

$x = 0.5[\text{HCO}_3^-] = 0.0005938$

$y = [\text{H}_2\text{CO}_3] = 0.0001088$

e. Ubicación del agua en equilibrio en el Diagrama de Tillmans

(por contacto con CaCO3)

$x = 0.5[\text{HCO}_3^-] = 0.0006901$

$y = [\text{H}_2\text{CO}_3] = 0.0000127$

$[\text{Ca}^{2+}] = 0.0003377$

f. Bióxido de Carbono Total

$[\text{CO}_2]_t = 0.0012963$

g. Tratamiento para mantener el equilibrio

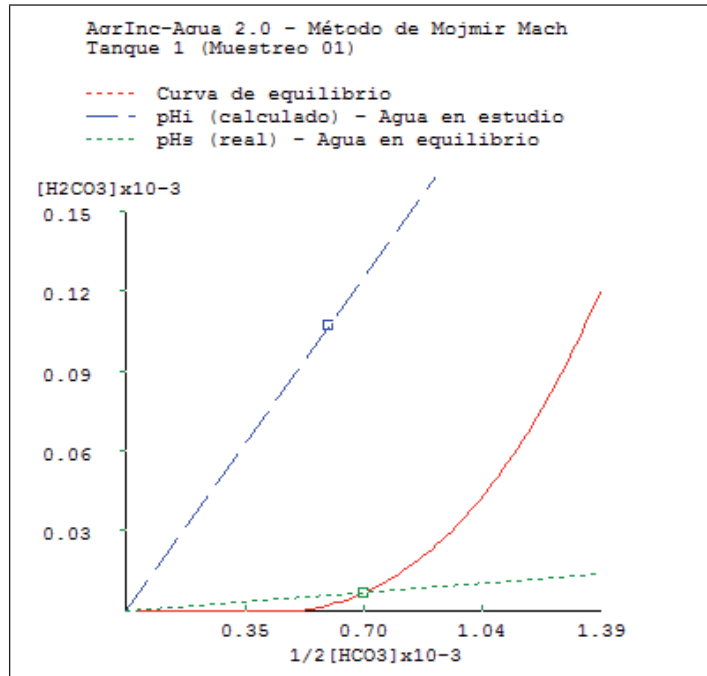
$\text{Ca}(\text{OH})_2 = 3.562 \text{ mg/L}$

$\text{CaCO}_3 = 9.623 \text{ mg/L}$

A través del gráfico de Tillmans generado (Fig. 17.7), se comprueba visualmente el carácter agresivo del agua, debido a que el contenido de dióxido de carbono al ser

mayor al de equilibrio, ubica el punto correspondiente a la muestra de agua, en la parte superior de la curva de estabilidad.

Fig. 17.7 Resultados gráficos de MMm



Fuente: Trujillo y Martínez, 2009.

Ventajas del modelo de MMm

MMm es un modelo cuantitativo mediante el cual se puede calcular la tendencia corrosiva de un agua. Se observa además, que en función de la temperatura, hay distintos niveles de aportación de agresividad del agua, específicamente, MMm puede identificar la aportación de aniones como cloruro, nitrato y sulfato, entre otros. Los resultados obtenidos y en particular MMm, pueden utilizarse para establecer medidas de tratamiento del agua potable de tal forma que disminuyan la corrosión, sus efectos y costos asociados. MMm también permite conocer el comportamiento fisicoquímico del dióxido de carbono en el agua, con el que se puede explicar entre

otras cosas, el incremento de la alcalinidad del agua por efecto de incremento de dióxido de carbono en el aire y suelo, lo que conlleva a un incremento de minerales por efecto de este gas.

Referencias

- Alfaro, Ruth; Verónica Martínez; Nuría Segovian, N.; Rodolfo Farias; Eduardo Trujillo (2004). “Determinación de la agresividad del agua subterránea en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán”, en Revista Científica de la universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 37: 123-131.
- Allende Abreu, Ignacio V. (1976). “Apuntes sobre Química del Agua”. I.S.P.J.A.E. Habana, Cuba.
- Babbitt Harold; E. Robert Boumann (1983). “Alcantarillado y tratamiento de aguas negras”. CECSA.
- Barceló Quintal, Isela (2000). “Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, y Zn. En los sedimento de la presa José Antonio Alzate en el Estado de México”. Tesis Doctoral en Ingeniería de Ciencias del Agua. Universidad Autónoma del Estado de México.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). (1994). “Rehabilitación de pozos”, en Libro III, 2.1.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). (1994b). “Protección catódica y recubrimientos anticorrosivos”, en Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Libro V 3.5.1.
- Delion, N.; Mauguin, G.; Corsin, P. (2005). “Importance and impact of post treatment on design and operation of SWRO plants”, en Desalination 165. 323-334.
- Domínguez Guzmán, Eugenio (2005). “Uso de modelos cualitativos y cuantitativos para determinar la tendencia a la agresividad e incrustabilidad del agua en una región del Estado de México”. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Fac. Ing., UAEMéx.
- Droste, Ronald L. (1997). “Theory and practice of water and wastewater treatment”.
- Gordon M. Fair.; Geyer, J. C. Okun, D. A. (1997). “Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales”. Vol. II. Ed. Limusa. México.
- Ana Carmen Gómez Plata (2000). “Evaluación fisicoquímica, bacteriológica y radioquímica en diez pozos de agua de la ciudad de Toluca”. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México.
- González, Cortés, María del Carmen. (1997). “Caracterización de las aguas de la cuenca del Río Lerma a través de metodologías de especiación metálica y la cons-

- trucción de gráficos Tillmans, de Langelier y Mojmir Mach”. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Básicas e Ingeniería.
- Gray, N. (1996). “Calidad del agua potable, problemas y soluciones”. Ed. Atribia. S.A.
- Hernández, Muñoz Aurelio (1993). “Abastecimiento y distribución de agua”. Servicio de Publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). (1998). Una tecnología eficiente de redes de distribución de agua. Periodismo de Ciencia y Tecnología. <http://invdes.com.mx/antiores/Diciembre1988/htm/imta.html>
- Jiménez, Omar. (2005). “Evaluación histórica del carácter corrosivo e incrustante del agua de dos pozos localizados en el Estado de México”. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería. UAEMÉX.
- Linsley, Ray; Franzini, J. (1984). “Ingeniería de los recursos hidráulicos”. CECSA. México.
- Masschelein, W. J., (1992). “Unit processes in drinking water treatment”. Ed. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Montgomery, Jaimes. M. Consulting Engineer, Inc. (1985). “Water treatment principles and design”, ed., John Wiley & Sons Inc., New York, USA.
- Nacional Research Council. (NRC) (2006). “Drinking water distribution systems: assesing and reducing risks”. Comitte on Public Water Supply Distribution. National Academies Press.
- Nalco Chemical Company. (NCC) (1988). “The Nalco Water Handbook”. McGraw Hill.
- National Drinking Water Clearinghouse (NDWC). (1997). “Corrosion control”. <http://www-water-research.net/Waterlibrary/privatewell/corrosion.pdf>
- Rodier, J., (1998). “Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar”. Ediciones Omega S.A.
- Trujillo, Eduardo y Verónica Martínez, (2009). AgrInc-Agua 2.5. “Sistema informático para determinar la tendencia corrosiva o incrustante del agua”. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. México.
- Trujillo, Eduardo; Verónica Martínez . (2003). “Sistema Informático para la determinación de la agresividad e incrustabilidad del agua”. Reporte Final. Proyecto 1558/2002. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Vázquez, L. A. (1996). “Influencia de la presión, la clase de material de tubería y el tipo de suelo en la presencia de fugas en tomas domiciliarias”. XIV Congreso Nacional de Hidráulica. Acapulco, Guerrero México

Problemática del manganeso en agua de abastecimiento

E. Díaz Gómez¹, V. Martínez Miranda², G. Vázquez Mejía², M. R. G. Fonseca²

¹Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

²Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

La contaminación por metales pesados en medios acuosos es un tema de gran importancia social y ambiental, debido a la toxicidad que caracteriza a muchos de ellos y al deterioro de la calidad de agua que los contiene, como el Mn, que es un constituyente cada vez más común en el agua que recibe la población en México, gran parte del sistema hidráulico de extracción y/o distribución se ven afectados por procesos de oxidación, al momento de la cloración o con el oxígeno o dióxido de carbono del aire, así como de la concentración de bases débiles que favorecen medios ácidos cuando se tiene una baja alcalinidad, lo que provoca la presencia de sólidos suspendidos de color rojo oscuro que estimula el rechazo de los consumidores, por lo que es necesario aplicar procesos de potabilización para su remoción. El incremento de Mn en el agua está relacionado con el acero utilizado en los sistemas de extracción y distribución que contiene pirolusita (MnO_2). El exceso en la ingesta de Mn llega a ocasionar un impacto a la salud de problemas neurológicos, afectando principalmente a la población infantil cuando se excede el límite recomendado para Mn. Existen diversos trabajos en que se reportan concentraciones entre 1.7 a 2.4 mg/L de Mn en el agua. En México el límite permisible para el manganeso en la NOM-127-SSA1-20004 es 0.15 mg/L. Sin embargo, estudios realizados en el Valle de Etna en Oaxaca, Texcoco y Sonora indican que sobrepasan

el límite establecido. En Toluca se ha encontrado que sobre pasa hasta varias veces límite permisible. La población de Atlacomulco, se ve afectada de manera continua por la presencia de sólidos de color rojizo y negro, presentando una consistencia similar a la tierra, reportando concentraciones entre 0.13 y 0.36 mg/L de Mn en el tanque de abastecimiento “Marisol Arias”, lo que motivo a evaluar el contenido de Mn en las colonias más afectadas hallando concentraciones que van desde 0.017 a 0.14 mg/L. La forma química principal que se identifica por difracción de rayos X de este elemento es de pirolusita, vernadita y todorokita, así como la óxidos ferrosos conocido como magnetita, que demuestran claramente que son productos del proceso de corrosión de la infraestructura hidráulica tanto del proceso de extracción como de distribución y no del aporte del acuífero debido a que se detectó bicarbonato de manganeso que no presenta coloración. Es importante señalar que aunque el Mn no se encuentra disuelto sino como sólidos suspendidos, es necesario eliminar la presencia de estos compuestos, a través de la limpieza del tanque de almacenamiento y el reemplazo de la infraestructura hidráulica, y evitar que la población continúe consumiendo esta agua con un alto contenido de Mn.

Introducción

La Organización Mundial de la Salud en (1985; 1990; 1992) así como la Organización Panamericana de la Salud en 1987, plantea guías donde se establecen los límites permisibles de calidad de agua para uso y consumo humano, como el tratamiento al que se debe someter para su potabilización (Flores y Vázquez, 2006:2).

A nivel mundial gran parte de las fuentes de abastecimiento de agua se ven afectadas por la presencia de hierro y manganeso, debido a que estos elementos se encuentran comúnmente en roca y suelo siendo arrastradas y disueltas por el agua en especial si son acidas, ocasionando la formación de bicarbonatos de manganeso en el agua subterránea donde no presentan coloración alguna, hasta cuando el líquido se extrae del pozo y donde absorbe oxígeno generando una oxidación la cual es la causante de darle un color rojizo al agua dándole un mal aspecto y ocasionando un rechazo por parte de los consumidores.

Otro factor de importancia de este problema de contaminación por manganeso es debido a la corrosión de las estructuras hidráulicas, ya que en estas se utilizan materiales como el acero, cemento-asbesto y concreto que al estar en contacto con los diferentes componentes del agua o el exceso de oxidantes y de desinfectantes al agua, deterioran y favorecen el deterioro de estos materiales.

CONAGUA (2011) reporta que en México se han incrementado en los procesos de potabilización la remoción de hierro y manganeso reportando que estados como Sonora, Chihuahua, Oaxaca Veracruz e incluyendo el Estado de México existen concentraciones altas de manganeso donde sobrepasan el límite permisible de 0.15 mg/L de la NOM-127-SSA1-1994 (modificación 2000).

El manganeso además ser un nutriente esencial y abundante, es de gran importancia en la industria ya que óxidos como la pirolusita son utilizados para darle la dureza al acero, el cual se produce bajo la norma NMX-B-177-1990 y su composición química con la NMX-B-001-1988.

Una desventaja de estos óxidos es que en concentraciones muy altas hay una afectación a la salud, resaltando el cuadro clínico de problemas neurológicos como el parkinsonismo principalmente en niños.

Desde el punto de vista toxicológico el Mn muestra un comportamiento no tóxico para un organismo adulto con la excepción de que si se inhala en cantidades moderadas por largos periodos de tiempo llega a causar daño en el sistema nervioso como el síndrome conocido como manganismo o parkinsonismo, cuyos síntomas son debilidad, dolor muscular, temblores, falta de coordinación de los movimientos faciales y de las manos así como dificultad para mantener el equilibrio, problemas para caminar y calambres nocturnos en las piernas (Guilarte, 2010; Bouchard *et al.*, 2007; Roccaro *et al.*, 2007; Manahan, 2001). Sin duda este padecimiento neurológico se ve reflejado más en niños, esto también se da por la ingesta de agua en poblaciones con exceso de manganeso y no sólo por la inhalación (Sahni *et al.*, 2007).

Dosis relativamente altas llegan a causar daños en la replicación y reparación del ADN en bacterias y mutaciones en microorganismos e infertilidad en los mamíferos (Gerber *et al.*, 2002).

Corrosión

Debido a que el agua es un agente oxidante, se define a la corrosión como el fenómeno que se relaciona principalmente con los metales implicando el proceso químico en el cual existe la transformación de un estado de oxidación variable a un estado estable en forma de óxido, esto se presenta cuando el metal se disuelve en agua, provocando la destrucción o el deterioro de las estructuras metálicas por reacción con su medio ambiente. Comúnmente la corrosión de los metales y la de sus aleaciones es un proceso electroquímico; existiendo un ataque químico y un flujo de electrones (Kun-hu Wu *et al.* 2009; Philip y Glenn. 2009).

Tipos de corrosión

Corrosión electroquímica

El proceso de corrosión electroquímico se produce cuando el metal o los metales conocidos como ánodo y cátodo tienen una diferencia de potencial entre ellos, y se encuentran en contacto con un electrolito; en caso de una tubería el ánodo y el cátodo puede ser el mismo metal o pueden ser diferentes metales. Para que ocurra la corrosión se requieren de componentes como: Una celda electroquímica, un electrodo positivo (ánodo), un electrodo negativo (cátodo) y un electrolito, en este caso los iones del agua potable generan el medio electrolito; si el contenido de iones cloruros es alto se favorece aun más el carácter corrosivo del agua (Gray, 1996; Domínguez, 2005).

La corrosión electrolítica en los sistemas de abasteciendo se lleva a cabo porque están sumergidos o conducen el agua, estableciéndose una diferencia de potencial entre la masa del metal y del agua. Esta disparidad de potencia se denomina potencial del electrodo y proviene de la naturaleza de la interface metal-solución, es decir, la fase límite entre los conductores eléctricos y electrolíticos quedando una desigualdad de carga, la cual se mide con respecto a un electrodo de referencia estándar, generalmente es el electrodo de hidrógeno.

Corrosión por dióxido de carbono

Muchos de los problemas de corrosión de agua son ocasionados por la concentración desproporcionada de dióxido de carbono libre con respecto al CO_2 de equilibrio, que es la cantidad de dióxido de carbono que debe estar presente para estabilizar los iones bicarbonato, no obstante concentraciones mayores, provocan un desequilibrio químico favoreciendo la interacción con los materiales con que entra en contacto, induciendo su deterioro (Jiménez, 2005).

Corrosión iónica

La corrosión iónica es la resultante de la descompensación iónica generada por exceso los iones minerales como cloruros, sulfatos y nitratos ante una deficiencia amortiguadora de los iones bicarbonato.

Cloruros (Cl⁻). El ión cloruro forma sales con elevada solubilidad y se asocia fácilmente con el ión sodio (Na⁺), esto se observa en agua salina. El agua dulce contiene de 10 a 250 mg/L de Cl⁻. En alto contenido puede ser muy corrosiva debido al tamaño del ión que puede penetrar la capa protectora en la interface óxido-metal y reaccionar con el hierro estructural.

Sulfatos (SO₄²⁻). El ión sulfato, corresponde a sales moderadamente solubles a altamente solubles, el agua dulce contiene de 2 a 250 mg/L. En concentraciones elevadas ocasiona que baje la resistencia del hormigón de las tuberías.

Nitratos (NO₃⁻). El ión nitrato forma sales extremadamente solubles y estables, por lo que tiene la tendencia a atacar a los materiales con los que entra en contacto (Allende, 1976).

Tipos de materiales que sufren corrosión y utilizados para tuberías de sistema de distribución de agua de uso y consumo humano

Los materiales más utilizados en la fabricación de tuberías para la conducción y extracción de agua para uso y consumo humano son los metales como “el acero que es una aleación maleable de hierro y carbono que contiene generalmente ciertas cantidades de manganeso” (Kun-huWu *et al.* 2009; CONAGUA, 2007a: 4).

Una característica básica en la fabricación del acero es la composición química puesto que sus propiedades mecánicas como, porcentaje de elongación resistencia mecánica y resistencia a la corrosión.

La resistencia a la corrosión es uno de los efectos más importantes de la composición química, principalmente para la selección de materiales en la fabricación de tubería, por el deterioro ocasionado en líneas de tuberías, válvulas, bombas y equipo asociado (CONAGUA, 2007b: 1).

Definiendo a la corrosión como el deterioro del metal por reacción con su medio ambiente, en un sistema de abastecimiento ésta se inicia con la reacción del material de la tubería y la calidad del agua transportada. Por lo tanto, los materiales pueden o no ser resistentes a la corrosión ya que el agua potable también puede no ser agresiva para una parte del sistema y extremadamente corrosiva para otra (Philip y Glenn. 2009).

En los sistemas más antiguos, todavía se aprecia el uso de tuberías de hierro colado y plomo en las líneas de distribución. En la introducción de nuevos materiales para la tubería han existido varios cambios, desde el reemplazo de la tubería de hierro colado por tubería de hierro dúctil en la Tabla 18.1 se observan los materiales más utilizados en almacenamiento de agua y líneas de conducción domésticas.

Tabla 18.1 Materiales más utilizados en almacenamiento, conducción y líneas domésticas.

<i>Material</i>	<i>Almacenamiento</i>	<i>Líneas Domésticas</i>
Hierro forjado	X	X
Hierro dúctil	X	X
Acero	X	X
Acero galvanizado	X	X
Acero inoxidable		X
Cobre		X
Plomo		X
Asbesto-cemento		
Concreto	X	
Plástico	X	X

Fuente: CONAGUA, 2007b.

Acero

El acero es un material elástico susceptible a deformarse antes que fracturarse, está constituido principalmente por material ferroso, mismos que pueden ser de bajo, medio y alto carbono, así como elementos aleados con propiedades mecánicas superiores y un menor costo. En la Tabla 18.2 se muestran algunos elementos que se utilizan como aleaciones para el acero (CONAGUA, 2007b; Mc Cormac, 1991).

Tabla 18.2 Elementos y las propiedades que le proporcionan al acero

<i>Elemento</i>	<i>Propiedades que proporcionan al acero</i>
Carbono (C)	Aumenta la resistencia a la tracción, abrasión y dureza. Nota: generalmente no se considera aleante.
Manganeso (Mn)	Sirve como desoxidante, al combinarse con el azufre aumenta a la facilidad de maquinado, la resistencia a la tracción y abrasión, dureza y facilidad de cementado. Disminuye la tendencia de inestabilidad durante la solidificación.
Fósforo (P)	Incrementa dureza y da ventajas de maquinado, sin embargo, produce fragilidad.
Azufre (S)	Amplía la facilidad de maquinado y fragilidad. Causa dificultades al soldar y en la tenacidad

Silicio (Si)	Es desoxidante y desgasificante, aumenta la resistencia a la tracción, dureza y permeabilidad magnética
Cromo (Cr)	Eleva la resistencia a la tracción, dureza, tenacidad y resistencia a la abrasión y desgaste. Produce resistencia a la corrosión y oxidación.
Níquel (Ni)	Mayor resistencia la tracción y dureza sin sacrificar tenacidad.
Molibdeno (Mo)	Añade resistencia a la tracción, dureza y tenacidad.
Tungsteno (W)	Aumenta dureza y tenacidad. Produce resistencia a temperaturas elevadas.

Fuente: CONAGUA; 2007b

Obtención del acero

Una de las formas para la obtención del acero es utilizar electrones apartir de agentes reductores, utilizando una corriente eléctrica (McCormac, 1991).

Otra ruta de fabricación es *“la aceración que es el resultado de la separación de las impurezas que contiene la fusión de hierro”* (CONAGUA, 2007a: 20) como los elementos mostrados en la Tabla 18.2. Realizándose por medio de la oxidación de éstas, ya que tienen mayor afinidad por el oxígeno que el mismo hierro.

El hierro también se oxida, pero mucho después de las impurezas, y al eliminarse, se efectúa un proceso de desoxidación para excluir el oxígeno del hierro residual. El proceso de aceración en un horno de arco eléctrico es más cómodo, de modo que la oxidación y reducción, son procesos indispensables para separar las impurezas.

Tipos de tubería

Tubería con costura. Tubería que se distingue por sus procesos de fabricación con material de aporte y que son más recomendables por sus características físicas y económicas, como por su facilidad de producción; aplicándose métodos de depósito de soldadura continuos o intermitentes (CONAGUA, 2007a: 41).

Tubos soldados por resistencia eléctrica. Tubos producidos en tramos individuales o continuos a partir de la tira en rollos y cortados subsecuentemente a individuales, teniendo una junta tope longitudinal, en donde la unión es producida por el calor obtenido de la resistencia del tubo al flujo de corriente eléctrica en un circuito del cual forma parte el tubo, y por la aplicación de presión (MX-B-177-1990).

Tubería sin costura. Para la producción de un tubo sin costura se hacen pasar tochos (grandes bloques de acero) cilíndricos de acero entre los rodillos de forma cónica, operando en la misma dirección, entre estos rodillos se fija un punto o mandril que ayuda a controlar el tamaño de agujero cuando el tocho está forzado sobre él, esto se realiza a temperatura

de forja (CONAGUA, 2007:40 a). Es importante hacer notar, que la utilización de tubería de este tipo no es recomendable para acueductos por su alto costo de fabricación.

Ademe

Es un tubo de acero soldado por resistencia eléctrica, de diámetro y espesor definidos, cuya función es evitar el derrumbe o el colapso de las paredes del pozo y que permita el flujo del agua. Fabricado de acuerdo a la NMX-B-050-SCFI-2000 y NMX-B-177, Fig. 18.1.

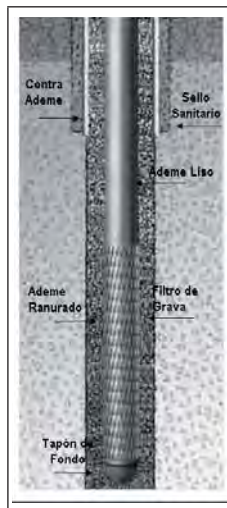
Con una composición química que establece la MX-B.177 como se muestra en la Tabla 18.3.

Tabla 18.3 Porcentaje máximo de los elementos que contiene el acero

<i>Elemento</i>	<i>%</i>
Carbono	0.25
Manganeso	0.95
Fósforo	0.05
Azufre	0.06

Fuente: CONAGUA, 2007: 40a

Fig. 18.1 Ademe Ranurado



Fuente: CONAGUA, 2007: 40a

Sistema de abastecimiento

El agua es un elemento de “propiedad común” que la mayoría de las veces se toma como un producto que se vende, pero realmente lo que se brinda es la captación del agua, su conducción, purificación, y su entrega a domicilio que es el trabajo de un sistema de abastecimiento (CONAGUA, 2007c).

Fuente de abastecimiento

En un sistema de abastecimiento se debe contar con fuentes, en las cuales se consideran dos aspectos importantes la capacidad del suministro y la calidad del agua (Orellana, 2005).

Las fuentes de a abastecimiento que se consideran son:

Meteórica. Agua de lluvia y la que proviene de la nieve derretida

Superficial. Ríos, arroyos, canales, lagos, lagunas, embalses

Subterránea. Profunda que se encuentra almacenada en acuíferos

Obras de captación

El siguiente paso después de analizar la fuente de abastecimiento, son las obras de captación las cuales se determinan según el recursos a explotar, existiendo distintos tipos, por ejemplo, en el caso de agua superficial las obras pueden ser tomas sumergidas o semi-sumergidas, para la subterránea la perforación de pozos hasta llegar a los acuíferos, y para el caso de la meteórica una serie de obras destinadas a captar y conducir el agua de las lluvias hacia los puntos de recogida y almacenamiento como se observa en la Fig. 18.2 (Orellana, 2005).

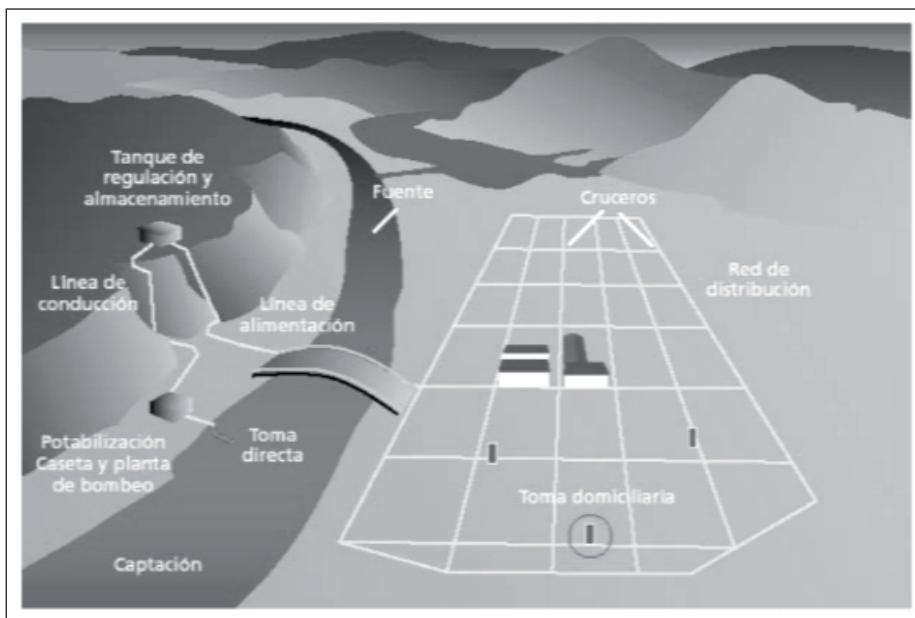
Línea de conducción o red de abastecimiento

Dentro de un sistema de abastecimiento de agua potable se llama línea de conducción, al conjunto integrado por estaciones de bombeo, dispositivos de control y tuberías generalmente enterradas, conformada por una red primaria, que puede ser cerrada, formando circuitos, o bien abierta o ramificada, cuyo objetivo principal es conducir el agua a todas las zonas de la localidad, y cuyos diámetros se diseñan para satisfacer la máxima demanda en la hora de mayor consumo.

Una división en las redes de abastecimiento es el funcionamiento por la acción de la fuerza de gravedad, gracias a la alimentación de un tanque, superficial o elevado, que se encuentra en una altura topográfica suficiente para el funcionamiento de la red.

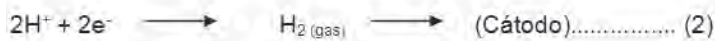
Le red secundaria se construye en todas y cada una de las calles a fin de llevar el agua hasta los usuarios, quienes se conectarán a esta red a través de la denominada toma domiciliaria (CONAGUA, 2007c).

Fig. 18.2 Muestra la composición estructural de un sistema de abastecimiento

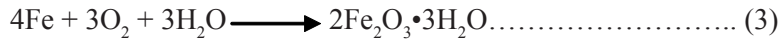


Fuente: CONAGUA, 2007c

Un problema en los sistemas de abastecimiento es la reacción del hierro con el oxígeno donde existe una producción de magnetita a causa del movimiento del agua (despolarización), puede continuar con el proceso de corrosión. El deterioro de los materiales de hierro se debe al carácter oxidante del agua que permite la liberación de electrones a través de las siguientes reacciones:



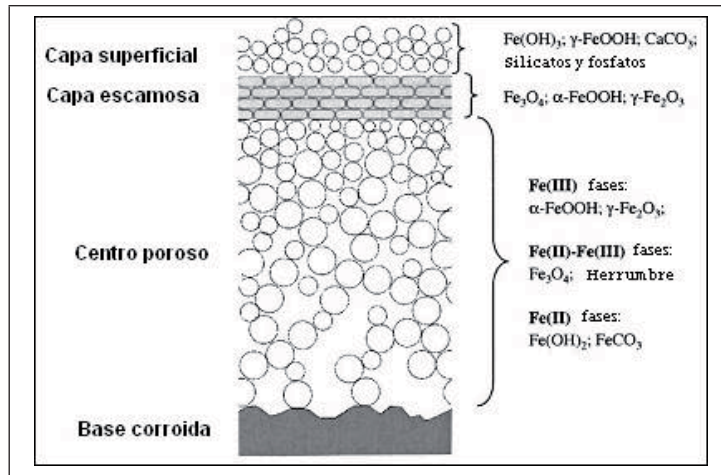
En forma sintética la reacción química de la corrosión con el oxígeno disuelto en el agua se expresa en la siguiente (García, 2009; Merritt, 1986).



En los sistemas de distribución cuya base es el hierro, se presentan componentes asociados a los productos de corrosión como goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$), lepidocrocita ($\gamma\text{-FeOOH}$), magnetita (Fe_3O_4), maghemita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), óxido ferroso (FeO), siderita (FeCO_3), hidróxido ferroso ($\text{Fe}(\text{OH})_2$), ferrihidrita ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), carbonato de calcio (CaCO_3) (Zhang *et al.* 2008; Sarin *et al.* 2004) y aniones como Cl^- , SO_4^{2-} o CO_3^{2-} ; el tipo de mineral que se forma está determinado por la tasa de oxidación, pH, concentración de Fe^{2+} , así como de otras especies en solución (García, 2009; Sarin *et al.* 2004).

La Fig. 18.3 muestra los materiales de corrosión adheridos a la superficie de la tubería de acero (escamas de hierro), de un tanque de distribución, que tienen las siguientes características que hay que destacar:

Fig. 18.3 La composición de las capas de los productos de corrosión de una superficie de hierro



Fuente: Sarin *et al.* 2004.

- a) una base corroída: Aquí se forman escamas llamadas Herrumbre, su velocidad de formación es de 0.5 mm/año (García, 2009; Herro y Port, 1993).
- b) un centro poroso en tres fases el cual contiene una parte sólida y otra líquida:
 - a. (1). Fe (III) $\alpha\text{-FeOOH}$; $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$.
 - b. (2). Fe (II)-Fe (III) Fe_3O_4 verde rojizo.
 - c. (3). Fe (II) $\text{Fe}(\text{OH})_2$; FeCO_3 .

- c) una capa escamosa: La composición de ésta densa capa predomina Fe_3O_4 ; α -FeOOH; γ - Fe_2O_3 , que cubre la capa del centro poroso y protege la estructura de la escama. (García, 2009; Sarin *et al.* 2004).
- d) una capa superficial, que está arriba de la capa más densa, es la interfase entre la escama y el agua y su estructura es más suelta con poca adhesión a la capa anterior, se encuentran las fases del óxido de hierro como $Fe(OH)_3$; γ -FeOOH, se le pueden retener de iones silicato, fosfato y carbonato (García, 2009; Sarin *et al.* 2004; Herro y Port, 1993).

Problemática del manganeso en México

Un problema de mucha importancia, es el que se ha venido presentando en los últimos años en México a consecuencia de la contaminación del agua para uso y consumo humano por metales pesados, el cual se ha comprobado gracias a los diversos estudios realizados sobre la calidad del agua, que muestran un aumento en las concentraciones de Mn (Tabla 18.4).

Tabla 18.4 Casos de concentraciones altas de Mn en diferentes estados de la República Mexicana

<i>Población</i>	<i>Concentración Mn (mg/L)</i>	<i>Referencia</i>
Toluca, Méx.	0.22	Martínez Miranda <i>et al.</i> , 2005; Esteller y Andreu, 2005
Valle de Etla Oax.	1.7	De la Rosa y Belmonte, 2009; Soto, 2009
Lerdo, Dgo.	0.25-0.39	Leal y Gelover, 2002
Hermosillo, Son.	0.14-5.80	Rúelas y González, 2006
Guaymas y Navojoa, Son.	0.2-1.5	Ramírez <i>et al.</i> , 2006; Piña y Ramírez, 2001; Piña y Rivera, 2000; Piña, 1997
Veracruz, Ver.	0.39-0.54	
Cd. Camargo, Chih.	0.53	
Culiacán, Sin.	0.4-1.5	
Texcoco, Méx.	0.16-4.61	
Toluca Edo., Méx.	0.01 -0.21	García, 2010

Fuente: Gracia, 2010

Resaltando que los estados con mayor problema son los del Norte como Coahuila, Chihuahua, Durango, Sonora y Sinaloa , así como estados del sur como Oaxaca sin dejar

atrás el centro del país como el Estado de México donde se han reportados concentraciones altas de Mn que sobrepasan los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994.

En México se incrementará de manera significativa los problemas de agua con alto contenido de manganeso por el uso de materiales que contiene pirolusita.

Problemática del manganeso en Atlacomulco de Fabela Estado de México

En el marco de esta problemática se presenta el caso de estudio expuesto por el Organismo Operador de Agua y Saneamiento del municipio de Atlacomulco, debido a las quejas e inconformidades de los usuarios, por la presencia de sólidos suspendidos en el agua, con una coloración rojiza.

Se realizó un estudio de metales pesados como el hierro (Fe), manganeso (Mn), plomo (Pb), zinc (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni), del pozo No.5, de un tanque de abastecimiento denominado Marisol Árias, tanto en la entrada y salida y por último una toma de servicio de la colonia Isidro Fabela

La mayoría de los metales cumplen con la NOM-127-SSA1-2000, no siendo el caso del Mn, que se detectó en la entrada del tanque Marisol Árias en un 150 % por arriba de la NOM-127-SSA1-2000 como se muestra en la Tabla 18.5.

En el pozo se encontró Mn (III) en forma de óxido efecto del deterioro avanzado de la columna de extracción, en la entrada del tanque existe una mayor concentración de sólidos por los óxidos que se han acumulados, en la salida del tanque se observó una disminución en la concentración del Mn esto depende del nivel del tirante que se tenga de agua ya que cuando este aumenta el manganeso disminuye. En la toma de servicio la cantidad de manganeso decrece, ya que se elimina con el filtro.

Tabla 18.5 Resultado de los análisis de metales mostrando valores de acuerdo a la norma NOM-127-SSA1-2000

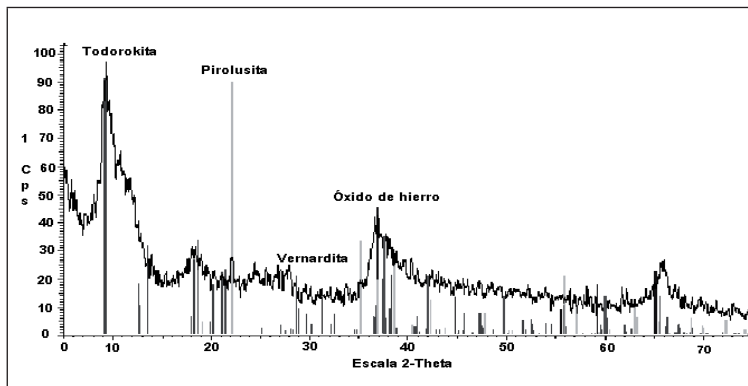
<i>Parámetros</i>	<i>Límite Permisible en la NOM-127-SSA1-1994</i>	<i>Pozo</i>	<i>Entrada tanque</i>	<i>Salida tanque</i>	<i>Toma de servicio</i>
Hierro	0.30 mg/L	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Manganeso	0.15 mg/L	0.16	0.36	0.13	<0.1
Plomo	0.025 mg/L	<0.025	<0.025	<0.025	<0.025
Zinc	5.00 mg/L	< 5.00	<5.00	<5.00	< 5.00
Cobre	2.00mg/L	< 2.00	< 2.00	< 2.00	< 2.00
Níquel		N.D	N. D.	N. D	N .D

N.D: no detectado

Comprobando con el espectro de difracción de rayos X de la Fig. 18.4 que los sólidos suspendidos en el agua eran óxidos insolubles como la vernadita, todorokita, óxidos ferrosos conocido como magnetita y la pirolusita que es fuente primordial para el acero, evitando que el acero sea quebradizo, en cantidades mayores hace que los aceros estén muy duros y apropiados para maquinas trituradoras, también es atacado lentamente por el agua (Sharpe, 1993).

La presencia de la pirolusita en los óxidos productos de la corrosión se debe a su liberación al momento que el hierro es oxidado, mostrando una elevada estabilidad química que no le permite interaccionar con el agua, sólo se dispersa como sólido suspendido que le da una mala apariencia al agua, y en ocasiones por su color rojizo que es confundido como residuos del suelo, provocando el rechazo de los usuarios, por el efecto negativo que mancha los materiales con que entra en contacto, por ser un sólido que húmedo llega tener una consistencia aceitosa que con el tiempo se va obscureciendo. Es un compuesto que se disuelve sólo en concentraciones ácidas, por lo que no es recomendable su consumo, debido que en el sistema digestivo podría solubilizarse, y causar daños a la salud.

Fig. 18.4 Espectro de Difracción de rayos X



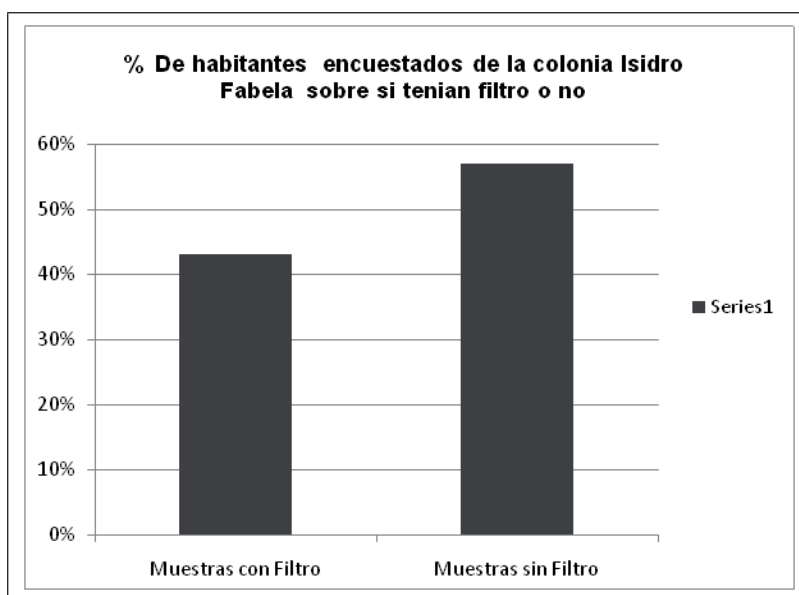
Fuente: elaboración propia.

Debido a que el metal que se encontró en mayor concentración fue el Mn se realizó un muestreo tomas de servicio. Antes del muestreo se realizó una encuesta a la población donde se determinó que las muestras recolectadas fueran principalmente de las tomas de entrada a las casas de cocinas y tanques.

En las 42 encuestas que se llevaron a cabo, el 96 % de la población coincide en que el agua que les llega es de muy mala calidad y el 4% restante se encuentra satisfecho con el servicio.

Otro punto de importancia fue que el 43 % cuentan con filtro y el 57 % restante no, (Fig. 18.5).

Fig. 18.5 Porcentajes de habitantes que tienen filtro comparando con los que no cuentan.

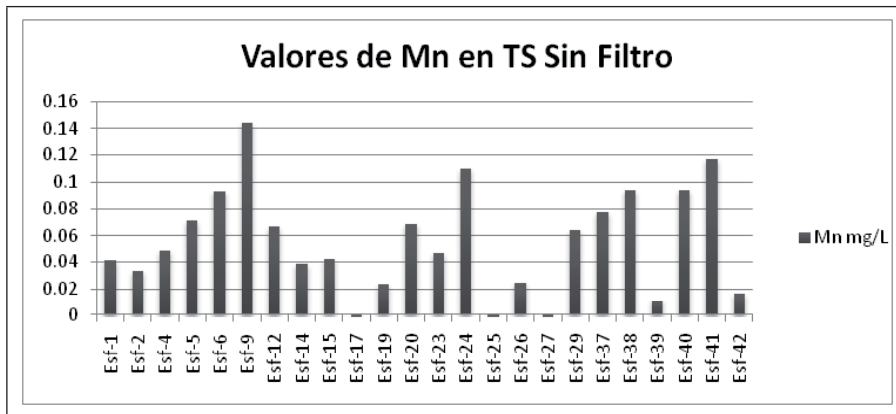


Fuente: elaboración propia.

Por lo tanto las muestras tomadas para determinar Mn por absorción atómica fueron 24 en tomas de servicio sin filtro y 18 con filtro, se tomaron parámetros como turbiedad y color, in situ como pH, temperatura ambiente y del agua, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, oxígeno disuelto porcentaje de saturación.

Los valores obtenidos de Mn en tomas de servicio sin filtro se encontraron dentro del límite de la NOM-127-SSA1-2000, estos valores se muestran en la Fig. 18.6.

Fig. 18.6 Valores del Mn en tomas de servicio que no cuentan con filtro.

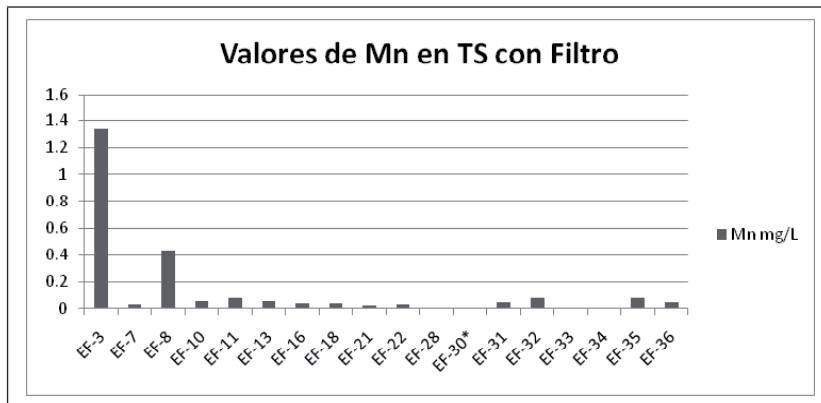


Fuente: elaboración propia.

En las muestras analizadas en tomas de servicio con filtro el Mn se encontró dentro del límite permisible, sólo la muestra EF-3 obtuvo la concentración más alta de 1.3 mg/L, esta muestra fue tomada directamente del filtro del agua

En la Fig. 18.7 los valores muestran que a pesar de la existencia del filtro de agua que los habitantes poseen, preexistiendo una pequeña cantidad de Mn en el agua que se utiliza principalmente para lavar los trastes, verduras, cocer o cocinar los alimentos.

Fig. 18.7 Valores del Mn en tomas de servicio que cuentan con filtro



TS Toma de Servicio

Referencias

- Bouchard, M., Laforest, F., Vandelac, M., Bellinger, D., Mergler, D. (2007). "Hair manganese and hyperactive behaviors: pilot study of school-age children through tap water" en *Environmental Health Perspectives*. 115 (1):122-127.
- Mc Cormac. (1991). Diseño de estructuras de acero. Alfa omega. México, D F. 1-3
- Comisión Nacional del Agua. (2011). Estadísticas del agua en México, Edición 2011, México, D. F. 73.
- Comisión Nacional del Agua. (2007a). Manual de Agua Potable y Alcantarillado. Diseño selección e instalación de tuberías de acero para líneas de conducción de agua potable. México D. F.
- Comisión Nacional del Agua. (2007b) Manual de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento. Protección catódica y recubrimientos anticorrosivos, México D. F.
- Comisión Nacional del Agua. (2007c). Sectorización en Redes de Agua Potable, México D.F.
- Domínguez, G. E. (2005). Uso de modelos cualitativos para determinar la tendencia a la agresividad e incrustabilidad del agua en una región del Estado de México, Tesis, CIRA, UAEM. 124 pp.
- Flores, O. P.; Vázquez, O. J. (2006). "Remoción de hierro y manganeso en la planta potabilizadora del Ramal Peñón- Texcoco Estado de México".
- García, S. J. J. (2009). Evaluación de los productos de corrosión del hierro para la remoción de iones fluoruro. Facultad de Ingeniería. Tesis. CIRA, UAEM. 13-14 pp.
- Gray, N. F. (1996). Calidad del agua potable y soluciones, Editorial. Atribia S.A., México D F.
- Gerber, G. B.; Léonard, A.; Hantson. (2002). "Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds", en *Critical Reviews in Oncology/ Hematology*, Vol 42, Issue 1, 25-34 pp.
- Guilarte, T. R. (2010). "Manganese and Parkinson 's Disease: A Critical Review and New Findings" en *Review Environmental Health Perspectives*, Vol 118 (8): 1071- 80.
- Herro, H. M.; Port, R. D. (1993). The Nalco guide to cooling water system, failure analysis. Mc Graw-Hill, New York .
- Jiménez, L. O. (2005). Evaluación histórica del carácter corrosivo e incrustante del agua de dos pozos localizados en el Estado de México. Facultad de Ingeniería, Tesis, CIRA, UAEM, 117 pp.
- Kun-hu Wu, Li-qun Zhu, Wei-ping Li, Hui-cong Liu. (2009). "Effect of Ca₂⁺ and Mg₂⁺ on corrosion and scaling of galvanized teel pipe in simulated geothermal water", en *Corrosion Science* 52 (2010) 2244–2249. Beijing

- Manahan, S.E. (2001). *Fundamentals of environmental chemistry*. Second Edition. Lewis publishers. U.S.A.
- Merrit, F. S. (1986). *Manual del Ingeniero Civil*. Volumen II. Ed. Mc Graw-Hill Edición, México, 21-120 pp.
- Norma Mexicana. NMX-B-177-1990. Tubos de acero con o sin costura, negros y galvanizados por inmersión en caliente.
- Norma Mexicana NMX-B-050-SCFI-2000. Industria siderúrgica- Tubos ranurados de acero al carbón para para ademe de pozos de agua para extracción y/o infiltración-absorción de agua- especificaciones.
- Norma Mexicana NMX-B-001-1988. Método de análisis químico para determinar la composición de aceros y fundiciones.
- Orellana, Jorge A. (2005). *Ingeniería Sanitaria*. UTN.
- Piña, S. M; Rivera, H. M. L. (1995). *Remoción de Hierro y Manganeso en fuentes de agua subterráneas para abastecimiento público*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). México.
- Philip A. Marronea y Glenn T. Hong. (2009). "Corrosion control methods in supercritical water oxidation and gasification processes", en *The Journal of Supercritical Fluids* 51 (2009) 83–103. EU
- Rodier J. (1998). *Análisis de las aguas, aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar*. Editorial Omega, España.
- Roccaro, P.; Barone, C.; Mancin, G.; Vagliasindi, F. G. A. (2007). "Removal of manganese from water supplies intended for human consumption: a case study", en *Desalination*. 210: 214.
- Sharpe, A. G. 1993. "Química Inorgánica". Reverte. México D. F. 660-667 pp.
- Sahni, V.; Léger, Y.; Panaro, L.; Allen, M.; Giffin, S.; Fury, D.; Hamm, N. (2007). "Case report: a Metabolic disorder presenting as pediatric manganism", en *Research Environmental Medicine*, Vol 15, (12): 1776-79.
- Sarin, P. V. L.; Snoeyink, D. A.; Lytle y W. M. Kriven. (2004). "Iron corrosión Scales. Model for Scales Growth, Iron Release, and Colored Water Formation", en *J. Environmental Engineering*, 130 (4): 354-373.

Sorción de iones fluoruro fundamentos, materiales y aplicaciones

J.J. García Sánchez^{1,3}, A. Teutli Sequeira^{2,1}, V. Martínez Miranda², M. J. Solache Ríos¹

¹Depto. de Química. Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares,

²Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

³Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

La adsorción representa una tecnología alternativa sustentable y de bajo costo para efluentes que presenten concentraciones altas de iones que causen daño a la salud humana. En México es necesaria la aplicación de nuevos materiales adsorbentes, que sean de fácil obtención y de gran capacidad de retención.

Resumen

Una excesiva bioasimilación de iones fluoruro en el ser humano pueden generar una variedad de padecimientos que incluyen, entre otros, fluorosis dental y ósea, algunos trastornos gastrointestinales y disfunción renal. Por ello existen valores máximos de concentraciones establecidas por organismos especializados, como la “United States Environmental Protection Agency” (US EPA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS). En México se ha establecido una concentración máxima de 0.7 mg/L para el agua embotellada y de 1.5 mg/L para el agua distribuida por la red hidráulica (NOM-041-SSA1-1993; NOM-127-SSA1-2000). En este sentido, el presente trabajo ofrece un panorama general de los materiales adsorbentes que se han estudiado en la remoción de los iones fluoruro de soluciones acuosas, en virtud de encontrar en ello aristas que nos ayuden a determinar los adsorbentes más eficientes para reducir la

concentración de los iones fluoruro del agua de distribución y consumo humano. En la primera parte de este capítulo se exponen los aspectos generales sobre la sorción: definición, procesos y condiciones experimentales que se deben considerar, como son: área superficial, tamaño de partícula del adsorbente, tiempo de contacto, solubilidad del soluto, afinidad del soluto por el adsorbente, tamaño de las moléculas con respecto al tamaño de los poros, grado de ionización de las moléculas del adsorbato y pH. Por otra parte se hace mención de los modelos matemáticos que evalúan cuantitativamente y cualitativamente la sorción de los iones fluoruro. En la segunda parte se mencionan los métodos de remoción de los iones fluoruro del agua: precipitación química, remoción física (ósmosis inversa y electrólisis), intercambio iónico y sorción. Se presenta un panorama general sobre los adsorbentes y condiciones experimentales estudiados en la remoción de los iones fluoruro del agua de abastecimiento y de soluciones acuosas. La viabilidad de la sorción depende en gran parte de las propiedades fisicoquímicas de los materiales adsorbentes. El estudio de los materiales que se han considerado contribuye al desarrollo de nuevas investigaciones que permitirán mejorar la calidad ambiental, especialmente en el agua. Estos materiales se clasifican en este trabajo de acuerdo a su origen: naturales, modificados, sintéticos, residuos industriales y biosorbentes.

Antecedentes

Flúor

Uno de los elementos más reactivos es el flúor, el cual está asociado con numerosos tipos de depósitos minerales en la corteza terrestre. Algunos de los minerales más comunes relacionados con el flúor son la fluorita, criolita, y fluorapatita. La química de ion fluoruro (F^-) es muy similar a la del ion hidroxilo (OH^-), por lo tanto el intercambio entre estos dos iones es muy común en la naturaleza (Dharmagunawardhane y Dissanayake, 1993).

El ion fluoruro es un componente natural del agua donde su concentración, varía considerablemente dependiendo del origen del agua y su principal fuente es el estrato geológico del suelo. Durante años, el agua subterránea generalmente se había considerado apta para beber sin tratamiento y se atendía como foco principal la calidad bacteriológica; pocas consideraciones solían ser dadas a los riesgos de contaminación química como la del flúor, que es un elemento que en cantidad mínima es un componente esencial para la mineralización normal del hueso y la formación del esmalte dental (Jain y Jayaram, 2009) y por el contrario, la ingesta en cantidades mayores

puede ser acumulativa y causar una parálisis incurable de fluorosis esquelética (Sujana *et al.*, 2009), degeneración muscular, niveles bajos de hemoglobina, deformación en glóbulos rojos, dolor de cabeza, erupciones en la piel, manifestaciones neurológicas, y problemas gastrointestinales (Jain y Jayaram, 2009). La fluorosis dental y esquelética es irreversible y no existe tratamiento alguno, el único remedio es mantener la ingesta de flúor dentro de los límites permisibles (Sujana *et al.*, 2009).

En el mundo se han reportado millones de personas que presentan este problema endémico, principalmente en países en vías de desarrollo. Esta situación es consecuencia de que la población se ha visto en la necesidad de abastecerse de agua de pozos cada vez más profundos donde se presentan niveles entre 3.0, 4.0 o más de 6.0 mg/L de iones fluoruro. Considerando los efectos en la salud del ión fluoruro, la Organización Mundial de Salud ha establecido como nivel máximo permitido la cantidad de 1.5 mg/L de fluoruro en el agua de abastecimiento.

En México, la calidad del agua para consumo humano es un factor importante en la salud de la población, especialmente entre la infantil. El acceso al agua potable y al saneamiento adecuado son elementos cruciales para la reducción de la mortalidad y morbilidad entre la población, en la disminución de posibles afecciones resultantes del consumo de agua con componentes químicos, tales como arsénico, nitratos o flúor (CONAGUA, 2011). La Comisión Nacional del Agua reporta que en 2009 se potabilizaron 90.04 m³/s en las 631 plantas en operación del país, pero ninguna tiene el propósito de la eliminación del fluoruro, sólo se trata la dureza, trazas de orgánicos, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, remoción de hierro y manganeso (CONAGUA 2011).

Adsorción

El término sorción incluye la adsorción y absorción conjuntamente, siendo una expresión general para un proceso en el cual un componente se mueve desde una fase para acumularse en otra, principalmente en los casos en que la segunda fase es sólida. La adsorción es un proceso en el cual la especie de una fase líquida o gaseosa, es extraída de esta fase y concentrada en la superficie de una fase sólida. El material que adsorbe es llamado adsorbente y la sustancia adsorbida es nombrada como adsorbato o soluto. La adsorción ocurre en forma natural en sistemas físicos, biológicos y químicos. Es usada ampliamente en la industria, especialmente para purificar agua o gases. Hay dos tipos de adsorción: adsorción física y adsorción química o quimisorción (Grahn, 2006).

En la adsorción química, el adsorbato interactúa químicamente con el adsorbente, formando enlaces químicos (covalentes) con los sitios activos del adsorbente. Además cuando el adsorbato cubre la superficie total del adsorbente (formación de monocapa) la adsorción termina (Grahn, 2006).

En la adsorción física, las moléculas y átomos son enlazados en la superficie del sólido por fuerzas débiles, como por ejemplo las de Van der Waals o enlaces por puentes de hidrógeno. Normalmente el calor de adsorción es más bajo que en la adsorción química. La adsorción física es totalmente reversible. Además, las interacciones intermoleculares pueden conducir a la formación de una segunda capa con la especie adsorbida siempre y cuando se haya completado la monocapa como lo indica el modelo de BET (Grahn, 2006).

El nivel de actividad de la adsorción se basa en la concentración de la sustancia en el agua, la temperatura y la polaridad de la sustancia. Una sustancia polar (sustancia que es soluble en agua) no puede ser adsorbida por una sustancia no polar, contrariamente, una sustancia no polar no es posible ser adsorbida por una polar.

La fuerza de adsorción es la tensión superficial entre el fluido y el adsorbente sólido, como resultado de la adsorción del adsorbato sobre la superficie del sólido.

Factores que afectan la adsorción

Los factores más importantes que afectan la adsorción son:

- a) Área específica del adsorbente. Tamaños más grandes implican mayor capacidad de la adsorción.
- b) Tamaño de partícula del adsorbente. A un tamaño de partícula pequeña se reduce la difusión interna y transferencia de masa, limitando la penetración del adsorbato dentro del adsorbente (el equilibrio es más fácil de alcanzar y se obtiene una mayor capacidad de adsorción).
- c) Tiempo de contacto o tiempo de residencia. A un tiempo mayor de contacto será más fácil completar la adsorción.
- d) Solubilidad del soluto (adsorbato) en el líquido. Sustancias ligeramente solubles en el agua son más fáciles de remover del agua, que sustancias con alto grado de solubilidad. Sustancias no polares son más fáciles de remover que sustancias polares, ya que estas últimas presentan mayor afinidad por el agua.
- e) Afinidad del soluto por el adsorbente.
- f) Tamaño de la molécula con respecto al tamaño de los poros. Moléculas grandes no podrán entrar en los poros pequeños del adsorbente. Esto podrá reducir la adsorción, independientemente de otras causas.

- g) Grado de ionización de las moléculas del adsorbato. Moléculas altamente ionizadas son mayormente adsorbidas.
- h) pH. El grado de ionización de una especie química es afectado por el pH y por lo tanto también afecta a la adsorción.
- i) Fuerza iónica. El carácter hidrófobo de los compuestos orgánicos se incrementa a mayor fuerza iónica.

La cinética de adsorción se refiere a la determinación del tiempo necesario para que el sistema llegue al equilibrio y la difusión del soluto en el adsorbente depende principalmente de variables como la temperatura, la concentración y el tipo de interacción existente entre el adsorbente y el soluto.

La adsorción de una sustancia de una fase a otra en un sistema específico, después de un tiempo de contacto, alcanza un equilibrio termodinámico, donde el adsorbato (solute) se distribuye entre el líquido y el sólido. La manera de describir esta distribución es por medio de las isothermas de adsorción.

Las isothermas de adsorción expresan la relación entre la concentración del soluto en el sólido (q_e) (mg/g) y en el líquido (C_e) (mg/L), a una temperatura constante. Las isothermas determinan la capacidad de adsorción por un balance de masas determinando el grado de separación del soluto de la fase líquida, la cantidad de adsorbente requerido y la sensibilidad del proceso con respecto a la concentración del soluto.

$$q = f(C)$$

Donde:

q = capacidad de adsorción en el equilibrio.

f = la masa de la especie adsorbida/masa del adsorbente (mg/g).

C = concentración del soluto en el líquido al equilibrio (mg/L).

Opciones para el control de los iones fluoruro en el agua

Fuentes alternativas

Si la concentración de fluoruro en el abastecimiento de agua de una comunidad es considerablemente alta, mayor al nivel permitido, es esencial considerar medidas que den solución al problema. Las opciones son:

- a) Proveer de una fuente nueva y alterna del agua con niveles de fluoruro inferiores a los establecidos en las normas, ya que las lixiviaciones de fluoruro en el agua subterránea es un fenómeno focalizado.
- b) Mezclar el agua con alta concentración de fluoruro con agua que presente baja concentración para que permita estar dentro de los niveles permitidos.
- c) Captación de agua de lluvia

Remoción del fluoruro en el agua

Cuando las opciones prácticas de una comunidad no son factibles, se consideran dos alternativas: 1) Tratar el agua en la fuente principal. 2) Tratar el agua en el punto de empleo, es decir a nivel doméstico. La decisión se hará de acuerdo al costo del proceso de tratamiento. La nanofiltración (Hu y Dickson, 2006), electrodiálisis (Adhikary *et al.*, 1989), Donnan diálisis (Durmaz *et al.*, 2005; Ruiz *et al.*, 2003) y electrocoagulación (Emamjomeh y Sivakumar, 2009), son alternativas que han sido estudiadas, pero su aplicación es muy limitada. Los métodos de remoción del fluoruro en el agua se dividen en categorías según el mecanismo principal: a) Precipitación química, b) Remoción física, ósmosis inversa y electrolisis (Joshi *et al.*, 1992). c) Intercambio iónico (Ruixia *et al.*, 2002). d) Adsorción (Chaturvedi *et al.*, 1988). Sin embargo, estos métodos se han aplicado en procesos industriales debido principalmente a los altos costos de operación (Amor *et al.*, 2001).

Precipitación química

Estos métodos implican la adición de productos químicos solubles al agua. El fluoruro es eliminado, ya sea por precipitación, co-precipitación o adsorción sobre el precipitado formado. Los productos químicos utilizados son: cal y/o sales de magnesio o aluminio. El tratamiento con cal y magnesio hace que el agua no sea recomendada para el consumo debido a que el pH es alto después del tratamiento. El uso de alumbre y una pequeña cantidad de cal ha sido ampliamente estudiada para remover fluoruro en el agua, el método es conocido como la técnica Nalgonda (RGNDWM, 1993). La precipitación al contacto es una técnica donde el fluoruro se elimina del agua mediante la adición de compuestos de calcio y fosfato. La presencia de un medio saturado de carbón de hueso actúa como cata-

lizador para la precipitación de fluoruros ya sea como fluoruro de calcio (CaF_2) y/o fluorapatita.

Remoción física

La remoción física involucra a la osmosis inversa y a la electrodiálisis

- a) Ósmosis inversa. Si se aumenta la presión del lado de mayor concentración, puede lograrse que el agua pase desde el lado de alta concentración a baja. Se puede considerar que se está haciendo lo contrario de la ósmosis, por eso se llama osmosis inversa. Téngase en cuenta que en la ósmosis inversa a través de una membrana semipermeable sólo pasa agua, de la zona de alta concentración a la de baja. Si la zona de mayor concentración contiene sales, al aplicar la presión, el agua pasa al otro lado de la membrana, sólo el agua no las sales. La membrana de ósmosis está diseñada de manera que impide el paso de sales inorgánicas, bacterias, compuestos orgánicos, obteniéndose un agua de buena calidad (Textos científicos, 2007).
- b) Electrolisis: Es una tecnología que protege al medio ambiente debido a que un proceso electroquímico diseñado adecuadamente no produce efluentes indeseables y no usa materiales peligrosos o tóxicos. Las tecnologías electroquímicas se han empleado exitosamente para solucionar problemas de contaminación mediante la recuperación de metales pesados y también en el tratamiento de aguas residuales (Pletcher y Weinberg, 1992).

Intercambio iónico

El intercambio iónico es una operación de separación basada en la transferencia de materia fluido-sólido. Implica la transferencia de uno o más iones de la fase fluida al sólido por intercambio o desplazamiento de iones de la misma carga, que se encuentran unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales superficiales. La eficacia del proceso depende del equilibrio sólido-fluido y de la velocidad de transferencia de la materia. En el proceso de intercambio iónico, los iones no deseados presentes en el agua son remplazados por iones de un sólido que aporta los iones intercambiables el cual debe ser regenerado periódicamente para restaurar su forma iónica original. Los sólidos suelen ser de tipo polimérico, siendo los más habituales los basados en resinas sintéticas (Tebbut, 2007).

Adsorción

En la adsorción el influente pasa por una cama de material adsorbente y el adsorbente es saturado después de un periodo de operación y requiere regeneración. Una amplia gama de materiales se han estudiado para remover fluoruro como la bauxita, magnetita, caolinita, varios tipos de arcilla y barros rojos son algunos de esos materiales naturales. El mecanismo de remoción del fluoruro por estos materiales es el intercambio del hidróxido u otro grupo aniónico con el fluoruro. La capacidad de respuesta del adsorbente puede aumentar con ciertos pretratamientos como el lavado ácido o calcinaciones, etc. Los materiales mencionados generalmente no presentan una alta capacidad de remoción. Materiales modificados como la alúmina activada, el carbón activado, los huesos carbonizados y los materiales sintéticos como las resinas de intercambio iónico han sido estudiados para remover fluoruro del agua de consumo. Entre estos materiales el hueso carbonizado, la alúmina activada y las arcillas calcinadas presentan las mejores capacidades de adsorción.

De estos métodos, la adsorción es el método de purificación y separación más usado por su alta selectividad, fácil manejo, bajo costo de operación y su elevada eficiencia, así como la posible regeneración del adsorbente (King *et al*, 2007).

Adsorción de iones fluoruro en agua

La adsorción es una técnica importante en la remoción de los iones fluoruro del agua de abastecimiento y de soluciones acuosas. La viabilidad de la adsorción depende en gran parte del material adsorbente, por lo que el estudio y aplicación de nuevos materiales que sean económicos, ecológicos, y de fácil aplicación contribuirá a la calidad del agua. El propósito de este capítulo es analizar los materiales adsorbentes empleados en la remoción de iones fluoruro de un medio acuoso. Se realizó una investigación documental extensiva y se obtuvo una lista de varios materiales adsorbentes recopilados en base a su capacidad de adsorción en varias condiciones experimentales como: pH, masa del adsorbente, concentración inicial de los iones fluoruro y temperatura. Al analizar la literatura disponible, los autores dan como resultado una capacidad de adsorción procedente de una prueba cinética o isoterma aplicando uno o varios modelos matemáticos, lo que hace difícil hacer una comparación de un material a otro. En este capítulo la capacidad de adsorción (q_c) procede en la mayoría de los casos de isotermas de adsorción. Los materiales adsorbentes se clasificaron de acuerdo a su origen en: naturales, modificados, sintéticos, biosorbentes y residuos industriales. La nomenclatura utilizada es la siguiente:

Langmuir (L)	Primer orden (1°)
Freundlich (F)	Segundo orden (2°)
Temkin (Te)	Difusión intrapartícula (DIP)
Bradley (B)	Dato de cinética (c)
Sips (S)	Dato de isoterma (i)
Redlich–Peterson (RP)	
Dubinin Radushkevich (DR)	
Dubinin–Kaganer–Radushkevich (DKR)	

Tabla 19.1 Adsorbentes naturales utilizados en la remoción de iones fluoruro

Adsorbente natural	Cantidad adsorbida (mg/g)	Condiciones Experimentales	Isoterma	Modelo cinético	Referencia
Nanotubos de carbono de multi-pared	3.5	pH: 5; Masa del sorbato: 0.05g; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 20°C	(F)		Ansari et al., 2011
Gránulos de cemento aluminoso (Al ₂ O ₃ y CaO)	10.22	pH: 6.9; Masa del sorbato: 2g/L; Conc. F: 8.65 mg/L; Temperatura: 27°C	(F)		Ayoob y Gupta, 2007
Barro rojo natural	0.06	pH: 5.5; Masa del sorbato: 0.2 g/50 mL; Conc. F: 1.12 mmol/L; Temperatura: 20°C	(F)		Cengeloglu et al., 2002
Hidroxiapatita	4.54	pH: 6.0; Masa del sorbato: 3x10 ⁻⁵ mg/L; Conc. F: 2mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	1° y 2°	Fan et al., 2003
Fluorita	1.79	pH: 6.0; Masa del sorbato: 3x10 ⁻⁵ mg/L; Conc. F: 2mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	2°	Fan et al., 2003
Calcita	0.39	pH: 6.0; Masa del sorbato: 3x10 ⁻⁵ mg/L; Conc. F: 2mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	2°	Fan et al., 2003
Cuarzo	0.19	pH: 6.0; Masa del sorbato: 3x10 ⁻⁵ mg/L; Conc. F: 2mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	2°	Fan et al., 2003
Yeso de París	0.22 (i)	Masa del sorbato: 1 g/50 mL; Conc. F: 6 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)	1°	Gopal y Elango, 2007
Cal viva	16.67 (i)	pH: 12; Masa del sorbato: 0.1 a 1.0 g/100 mL; Conc. F: 10 a 50 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)		Islam y Patel, 2007
Hidroxiapatita	1.53 (c)	pH: 7.3; Masa del sorbato: 0.01 g/25 mL; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30° C	(F)	2°	Jiménez y Solache, 2010
Cemento hidratado	2.68 (i)	pH: 6.7; Masa del sorbato: 10g/L; Conc. F: 5.9 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)	DIP	Kagne et al., 2008

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

Blanqueador en polvo (CaOCl ₂)	0.13 (i)	pH: 6.7; Masa del sorbato: 50g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30° C			Kagne et al., 2009
Polipirrol	6.37 (c)	pH: < 7; Masa del sorbato: 50mg/50 mL; Conc. F: 10mg/L; Temperatura: 30° C	(F) y (DR)		Karthikeyan et al., 2009a
Polianilinas	1.13 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 50mg/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)		Karthikeyan et al., 2009b
Polvo de ladrillo	41.56 (i)	pH: 8; Masa del sorbato: 1.0 g/100 mL; Conc. F: 5mg/L;	(F)	1° y DIP	Kumar et al., 2006
Carbón obtenidos de los residuos de combustóleo de generadores	4.99 (i)	pH: 7.58; Masa del sorbato: 1g/L; Conc. F: 15 mg/L; Temperatura: 35°C	(L) y R	2°	Kumar et al., 2007
Hidróxido férrico granular	7.0 (i)	pH: 6 a 7; Masa del sorbato: 10g/L; Conc. F: 1 a 100 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2° y DIP	Kumar et al., 2009
Nanopartículas de alúmina (Al ₂ O ₃)	15.43 (i)	pH: 6.15; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Kumar et al., 2011
Hidróxido de aluminio in-situ Al ₂ O ₃ ·xH ₂ O	0.11 (c)	pH: 7.0; Masa del sorbato:81 mg/L como Al; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C		2°	Liu et al., 2011
Tierra de blanqueo	7.75 (i)	pH: 3.5; Masa del sorbato:0.4 g /30 mL; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2°	Mahramanlioglu et al., 2002
Resina quelante Indion FR10 (IND)	1.31 (i)	pH: 8.44; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 2 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)	2°	Meenakshi y Viswanathan, 2007
Resina de intercambio iónico Ceralita IRA 400 (CER)	1.5 (i)	pH: 8.44; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 2 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)	2°	Meenakshi y Viswanathan, 2007
Quitosano	1.39 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 4 mg/L; Temperatura: 20°C	(L)		Menkouchi et al., 2007
Brushita (CaHPO ₄ 2H ₂ O)	6.4 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 0.2 g ; Conc. F: 25 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Mourabet et al., 2011
Hidróxido de lantano	242.20 (i)	pH: 2.6; Masa del sorbato:0.05g; Conc. F:10–150 mg/L; Temperatura:25°C	(L)	2°	Na y Park, 2010
Laterita	0.13 (i)	pH: 7.5; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	1°	Sarkar et al., 2006
Laterita con alto contenido de hierro	15.02 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 2g/L; Conc. F: 40 mg/L; Temperatura: 30° C	(L) y (F)	1°	Sujana et al., 2009
Bauxita	5.16 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 2g/L; Conc. F: 4 a 26 mg/L; Temperatura: 32° C	(L)	1° y DIP	Sujana y Anand, 2011

Hidróxido férrico granular	0.999 (c)	pH: 7; Masa del sorbato: 25°C del sorbato: 10g/L; Conc. F: 10 mg/L;	(F)	2°	Tang et al., 2009b
Manganeso hidratado cubierto con óxido de aluminio	7.09 (i)	pH: 5.2; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 50 mg/L; Temperatura: 30° C	(L)	2° y DIP	Tang et al., 2009a
Bauxita	5.37 (c)	pH: 6 a 8; Masa del sorbato: 2 a 10 g; Temperatura: 20°C		2°	Thole et al., 2011
Yeso	5.16 (c)	pH: 6 a 8; Masa del sorbato: 2 a 10 g; Temperatura: 20°C		2°	Thole et al., 2011
Magnesita calcinada a 200°C	4.76 (c)	pH: 6 a 8; Masa del sorbato: 2 a 10 g; Temperatura: 20°C		2°	Thole et al., 2011
Montmorillonita	0.263 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 8 g/L; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)		Tor, 2006
Arcilla roja granular	0.85 (i)	pH: 4.7; Masa del sorbato: 5 g/L; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Tor et al., 2009
Schwertmanita a pH bajo	55.3 (i)	pH: 3.8; Masa del sorbato: 1g/L; Conc. F: 10mg/L; Temperatura: 23.5°C	(F)	2°	Eskandarpour et al., 2008
Alcóxido natural de aluminio	2.0 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Kamble et al., 2010

Materiales naturales

Como puede observarse en la Tabla 19.1, el comportamiento de los materiales naturales en la adsorción de los iones fluoruro es muy diverso; el hidróxido de lantano, la schwertmanita y el polvo de ladrillo presentan capacidades de adsorción altas de 242.2, 55.3 y 41.56 mg/g, respectivamente; sin embargo para el primero utilizaron concentraciones de iones fluoruro hasta de 150 mg/L mientras que para los otros dos casos de 10 y 5 mg/L. Con capacidades de adsorción entre 10 y 17 mg/g están los materiales: cemento de alúmina, cal viva, nano partículas de aluminio y laterita con alto contenido de hierro. Adsorciones moderadas de 5 a 8 mg/g han sido reportadas para el polipirrol, el hidróxido férrico granular, la tierra de blanqueo, la brucita, la bauxita y el yeso. Los nanotubos de carbón, hidróxiapatita, fluorita, cemento hidratado, polianilinas, carbón de residuos de combustolio, resina quelante Idion FR10, resina de intercambio iónico ceralita, quitosano, magnesita calcinada y alcóxido natural de aluminio presentan una adsorción baja de 1-5 mg/g. Adsorciones menores a 1 mg/g se han reportado para el barro rojo natural, calcita, cuarzo, yeso de parís, blanqueador en polvo, hidróxido de aluminio, laterita, montmorillonita y arcilla roja granular. La cal viva parece ser eficiente en la remoción de iones fluoruro sin embargo, se requiere de un pH demasiado alto para que se pueda utilizar en la remoción de estos iones del

agua de abastecimiento. Como se puede observar en Tabla 19.1, la presencia de hierro y aluminio en los materiales adsorbentes los hace ser más eficientes en la remoción de iones fluoruro y los materiales menos eficientes son los de origen geológico como los de tipo arcilloso, la calcita y el cuarzo. En la mayoría de las pruebas de adsorción los valores de pH fueron entre 6 y 8 como se puede apreciar en la Tabla 19.1. La máxima y menor capacidad de adsorción (242.2 y 0.06 mg/g) se presentó a un pH de 2.6 y 5.5 respectivamente, el comportamiento de adsorción con respecto al pH depende de las características fisicoquímicas de cada material.

Tabla 19.2 Adsorbentes modificados utilizados en la remoción de iones fluoruro del agua

<i>Adsorbente modificado</i>	<i>Cantidad adsorbida (mg/g)</i>	<i>Condiciones Experimentales</i>	<i>Isoterma</i>	<i>Modelo cinético</i>	<i>Referencia</i>
Carbón de cascara de anacardo impregnado con circonio	1.83 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1.5 mg; Conc. F: 3mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Alagumuthu y Rajan, 2010
Quitosano impregnado con lantano	4.7 (i)	pH: 5; Masa del sorbato: 0.4 g/L; Conc. F: 5.34 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	1°	Bansiwal et al., 2009
Oxido de cobre incorporado a mesoporos de alúmina	7.22 (i)	pH: 4 a 7; Masa del sorbato: 0.4 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Bansiwal et al., 2010
Sol-gel derivado de alúmina activada (AA)	24 (i)	pH: 5.5; Masa del sorbato: 1 g; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Camacho et al., 2010
Sol-gel derivado de alúmina activada modificado (CaO-AA)	96.23 (i)	pH: 5.5; Masa del sorbato: 1 g; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Camacho et al., 2010
Sol-gel derivado de alúmina activada modificado (MnO ₂ -AA)	10 (i)	pH: 5.5; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 1 a 50 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Camacho et al., 2010
Barro rojo natural activado (HCl)	0.33 mmol/g (i)	pH: 5.5; Masa del sorbato: 0.2 g/50 mL; Conc. F: 1.12 mmol/L; Temperatura: 20°C	(L)		Cengeloglu et al., 2002
Material paramagnético de circonio (ZrO ₂ /SiO ₂ /Fe ₃ O ₄)	14.7 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 30 mg/L; Temperatura: 20°C	(L)		Chang et al., 2011
Adsorbente cerámico (mezcla de arcilla y zeolita)	2.16 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 2g/100 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Chen et al., 2010a
Cerámica granular	12.12 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 20 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 20°C	(F)	2° , DIP	Chen et al., 2010b
Cerámica granular modificada con aluminio y óxido de hierro	1.79 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 20 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Chen et al., 2011a
Cerámica granular modificada con (FeSO ₄ ·7H ₂ O)	2.16 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 20 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2° , DIP	Chen et al., 2011b
Cerámica granular modificada con (Fe ₂ O ₃)	1.70 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 20 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2° , DIP	Chen et al., 2011a
Carbón de paja de arroz activado por pirólisis y modificado con KMnO ₄	15.5 (i)	pH: 2 a 11; Masa del sorbato: 5 a 100 mg; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(L-F)	2°	Daifullah et al., 2007
Bauxita enriquecida con titanio	3.8 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 27°C	(L) y (F)	1°	Das et al., 2005

SORCIÓN DE IONES FLUORURO FUNDAMENTOS, MATERIALES Y APLICACIONES

Pseudo bohemia con óxidos de Mn–Ce	79.5 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 0.01 g; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Deng et al., 2011
Residuos de carbón con alúmina activada y nitrato de plata	71.43 (i)	pH: 2.0; Masa del sorbato: 100 mg/50 mL; Conc. F: 50 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2°	Dhar et al., 2010
Circonio-óxido de hierro granulado	9.8 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Dou et al., 2011
Ceniza de cáscara de arroz con hidróxido de aluminio	15.08 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g; Conc. F: 10 a 60 mg/L; Temperatura: 27°C	(F)	2°	Ganvir y Das, 2011
Nano-hidroxiapatita	4.58 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 0.1 g/25 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2°	Gao et al., 2009
Apatita biogénica (harina de hueso)	4.99 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 0.1 g/25 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2°	Gao et al., 2009
Apatita biogénica modificada (harina de hueso tratada con H ₂ O ₂)	6.85 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 0.1 g/25 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2°	Gao et al., 2009
Apatita geogénica(roca fosfórica)	0.01 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 0.1 g/25 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2°	Gao et al., 2009
Alúmina activada	1.5 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 4 a 40 g/L; Conc. F: 2.5 a 14 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	1°	Ghorai y Pant, 2004
Quitosano modificado con neodimio	22.38 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 2 g/L; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Yao et al., 2009
Residuos de óxido de hierro calcinados (300°C)	20.4 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 6.0 mM; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Huang et al., 2011
Activación térmica de escoria de un horno de oxígeno básico (1000°C)	4.58 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Islam y Patel, 2011
Quitosano impregnado con lantano	1.27 (i)	pH: 6.7; Masa del sorbato: 2 g; Conc. F: 5.26 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Jagtap et al., 2011a
Quitosano impregnado con titanio	7.21 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 5.2 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	1°	Jagtap et al., 2009
Quitosano impregnado con alúmina	8.26 (i)	pH: 6.8; Masa del sorbato: 2 g/500 mL; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Jagtap et al., 2011b
Quitosano incorporando La(III)	1.27 (i)	pH: 6.7; Masa del sorbato: 2 g/L; Conc. F: 5.26 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	1°	Kamble et al., 2007
Bentonita modificada con lantano	4.24 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 8 g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	1°	Kamble et al., 2009
Carbón activado con óxidos de aluminio y hierro	13.64 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 4 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 28°C	(L)	2°	Tchomgui et al., 2010b
Carbón activado con compuestos de calcio (CaCl ₂)	19.05 (i)	pH: 6.9; Masa del sorbato: 4 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Tchomgui et al., 2010a
Pululano con magnesia calcinada (MgO)	17.54 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Kang et al., 2011

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

Lodo residual de una mina industrial.	4.2 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 10 g/L; Conc. F: 97.2 mg/L; Temperatura: 20°C	(L)	2°	Kemer et al., 2009
Lodo residual activado con HCl	2.8 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 10 g/L; Conc. F: 97.2 mg/L; Temperatura: 20°C	(L)	2°	Kemer et al., 2009
Lodo residual con activación ácida y precipitación con amoníaco	27.2 (i)	pH: 5.0; Masa del sorbato: 10 g/L; Conc. F: 97.2 mg/L; Temperatura: 20°C	(L)	2°	Kemer et al., 2009
Carbón activado granular recubier- to con óxido de manganeso	0.97 ©	pH: 5.2; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Ma et al., 2009
Hidróxidos de doble capa con Zn- Al	4.14 (i)	pH: 6.2; Masa del sorbato: 0.2 g; Conc. F: 5.6 a 51.4 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (Te)	2°	Mandal y Ma- yadevi, 2008a
Celulosa con hidróxidos de doble capa (Zn-Al)	8.75 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.2 g; Conc. F: 10 a 100 mg/L; Temperatura: 25°C			Mandal y Ma- yadevi, 2008b
Montmorillonita con alto % de Ca modificada con NaCl	1.01 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 0.4 g; Conc. F: 2.7 mg/L; Temperatura: 28°C	(F)		Ramdani et al., 2010
Montmorillonita sin Ca modificada con NaCl	1.32 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 0.3; Conc. F: 2.7 mg/L; Temperatura: 28°C	(F)		Ramdani et al., 2010
Alúmina con capa de óxido de manganeso	2.85 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 5 g/L; Conc. F: 2 a 30mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Shihabudheen et al., 2006
Alúmina activada (450°C) granu- lar e impregnada con hidróxido de magnesio	10.12 (i)	pH: 6.5 a 7.0; Masa del sorbato: 4 g/L; Conc. F: 5 a 150 mg/L; Temperatura: 30°C	(S)	2°	Shihabudheen et al., 2008
Barro modificado con dióxido de manganeso (MnO ₂)	8.7 (i)	pH: 7.15; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 2 a 6 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Sivasankar et al., 2011
Cascara de tamarindo activada con CaCl ₂	0.55 (i)	pH: 6.5; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 2-5 mg/L; Temperatura: 30°C	(Te)	DIP	Sivasankar et al., 2010
Cascara de tamarindo impregnado con MnO ₂	0.22 (i)	pH: 6.5; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 2-5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	DIP	Sivasankar et al., 2010
Resina Amberlite XAD-4TM mo- dificada con tiourea	3.21 mmol/g (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 2 g; Conc. F: 16 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)		Solangi et al., 2010
Zeolita natural modificada con Fe(III) (FeCl ₃)	2.31 (i)	pH: 6.7; Masa del sorbato: 10 g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Sun et al., 2011
Nano-hydroxiapatita (n-HAp)	3.11 (i)	pH: 3.0; Masa del sorbato: 0.25 g/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2° y DIP	Sundaram et al., 2008a
Nano-hydroxiapatita/quitosano (n- HApC)	2.04 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.25 g/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2° y DIP	Sundaram et al., 2008b
Nano-hydroxiapatita/quitina (n- HApCh)	0.72 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2° y DIP	Sundaram et al., 2009c
Quitosano modificado con mag- nesia	11.24 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2° y DIP	Sundaram et al., 2009b
Alúmina activada impregnada con alumbre	40.68 (i)	pH: 6.5; Masa del sorbato: 8 g/L; Conc. F: 35 mg/L; Temperatura: 25°C	(B)		Swarupa et al., 2006
Alúmina activada cubierta con dióxido de manganeso	0.16 (i)	pH: 7.8; Masa del sorbato: 8 g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Swarupa y Rai- chur, 2008

Magnesio incorporado a la arcilla bentonita	2.26 (i)	pH: 3 a 10; Masa del sorbato: 0.2 a 6 g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Thakre et al., 2010a
Fibras de celulosa modificadas por poli (N, N-dimetil aminoetil metacrilato)	8.59 (i)	pH: 3 a 8; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 4 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)		Tian et al., 2011
Lodo activado con ácido acético	0.44 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g/100mL; Conc. F: 0.5 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Vinitnantharat et al., 2010
Resina Indion FR 10 modificada con La ³⁺	1.93 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathan y Meenakshi, 2008a
Resina Indion FR 10 modificada con Fe ³⁺	1.70 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathan y Meenakshi, 2008a
Resina Indion FR 10 modificada con Ce ³⁺	1.79 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathan y Meenakshi, 2008a
Resina Indion FR 10 modificada con Zr ⁴⁺	2.83 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathan y Meenakshi, 2008a
Quitosano con alúmina	10.42 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathana y Meenakshi, 2010
Quitosano carboxilado seguido de una quelación con iones Fe ³⁺	15.39 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2° y DIP	Viswanathan y Meenakshi, 2008b
Quitosano carboxilado reticulado	11.11 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.25 g/50 m L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2° y DIP	Viswanathan et al., 2009b
Quitosano carboxilado incorporando La(III)	11.91 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Viswanathan y Meenakshi, 2008c
Quitosano con Zr(IV)	13.69 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50mL; Conc. F: 10 mg/ L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)		Viswanathan y Meenakshi, 2009c
Quitosano recubierto con sílice	44.4 (i)	pH: 4.0; Masa del sorbato: 0.5 g/100mL; Conc. F: 10 a 20 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2°	Vijaya y Krishnaiah, 2009
Atapulgita modificado con Mg y Al	41.5 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.20 g/50 mL; Conc. F: 20 a 200 mg/L; Temperatura: 32°C	(L) y R		Zhang et al., 2009

Materiales modificados

Los adsorbentes naturales modificados son los más estudiados para la remoción de iones fluoruro del agua (Tabla 19.2). Entre los adsorbentes modificados más efectivos para remover iones fluoruro están los que contienen aluminio en su estructura como: la alúmina activada impregnada con hidróxido de magnesio y la arcilla modificada con Al₂O₃. La modificación con lantano de algunos materiales adsorbentes como el quitosano, la bentonita y algunas resinas ha mejorado las eficiencias de remoción

para iones fluoruro. Otro de los elementos químicos que ha mejorado las eficiencias de remoción de los iones fluoruro de algunos materiales como quitosano carboxilado, zeolitas y resinas, es el hierro y sus oxihidróxidos; por otro lado también el circonio y un material cerámico han sido modificados con óxidos de hierro. La calcinación de los óxidos de hierro presentó una alta eficiencia de 20.4 mg/g, esto muestra la elevada afinidad del hierro por los iones fluoruro. En la Tabla 19.2 se puede notar que los hidróxidos de doble capa (Al-Fe; Zn-Al) aumentan la capacidad de retención del material al ser modificados. Entre los materiales modificados que presentan menos eficiencia para la remoción de iones fluoruro están los materiales que contienen arcillas como: barro rojo, cerámicas modificadas y montmorillonita modificada. De acuerdo con estos resultados es posible afirmar que la eficiencia de un material depende de su modificación y de las condiciones experimentales en que se lleve a cabo la adsorción. También es importante señalar que los biosorbentes modificados tienen una baja capacidad para adsorber iones fluoruro; pero los carbones activados derivados de estos bioadsorbentes modificados con hidróxidos de aluminio son excelentes para la remoción de fluoruros como es el caso del carbón de cascara de arroz. Es importante señalar, que un buen adsorbente para iones fluoruro es aquel que tiene buena eficiencia de remoción en las condiciones del agua potable como es el pH, la concentración de iones fluoruros así como la presencia de otros iones. El pH en la mayoría de las pruebas de adsorción expuestas en la Tabla 19.2 se ubica entre 6 y 8, lo que favorece su aplicación en el agua de consumo.

Tabla 19.3 Adsorbentes sintéticos utilizados en la remoción de iones fluoruro

<i>Adsorbente sintetizado</i>	<i>Cantidad adsorbida (mg/g)</i>	<i>Condiciones Experimentales</i>	<i>Isotherma</i>	<i>Modelo cinético</i>	<i>Referencia</i>
Polycinnamamide torio(IV) fosfato	4.75 (i)	pH: 2.0; Masa del sorbato: 0.1 a 1.0 g/100 mL; Conc. F: 1 a 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Islam et al., 2011
Nanoestructura de hidroxiapatita	5.53 (i)	pH: 6; Masa del sorbato: 1g/L; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L) y (F)	2° y DIP	Jai et al., 2011
Titanato de aluminio	3.01 (i)	pH: 3 a 9; Masa del sorbato: 100 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)		Karthikeyan y Elango, 2009
Aluminato de bismuto	7.09 (i)	pH: 3 a 9; Masa del sorbato: 100 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)		Karthikeyan y Elango, 2009

SORCIÓN DE IONES FLUORURO FUNDAMENTOS, MATERIALES Y APLICACIONES

Polianilina	1.13 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 50 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)		Karthikeyan et al., 2009a
Polipirrol	1.98 (i)	pH: 3 a 10; Masa del sorbato: 50 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Karthikeyan et al., 2009b
Polianilina/quitosano	1.26 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 25 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Karthikeyan et al., 2011
Polipirrol/quitosano	1.55 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 25 mg/50 mL; Conc. F: 2 a 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Karthikeyan et al., 2011
Nanotubos de carbono	1.54 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 1 g/200 mL; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)		Li et al., 2003
Grafeno	35.59 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.05 g/250 mL; Conc. F: 15 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Li et al., 2011
Siderita sintética	0.28 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 20 g/L; Conc. F: 20 mg/L; Temperatura: 25°C	(F)	2°	Liu et al., 2010a
Adsorbente híbrido de Al-Ce	91.4 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 0.01 g/100 mL; Conc. F: 2 a 15 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Liu et al., 2010b
Hidróxidos de doble capa (Mg-Al-CO ₃), calcinados	15.16 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 2 g/1.8 L; Conc. F: 50 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2°	Lv et al., 2006
Partículas magnéticas de quitosano	13.68 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/100 mL; Conc. F: 5 a 140 mg/L; Temperatura: 20°C	(DKR)	2°	Ma et al., 2007
Hidrotalcita calcinada con compuestos de Mg-Al-Fe	14.92 (i)	pH: 6.0; Masa del sorbato: 4 g; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Ma et al., 2011
Arcilla aniónica con Zn / Al / Cl	0 . 1 8 m o l / g (i)	pH: 6.5; Masa del sorbato: 4 g/L; Conc. F: 2.4 mmol/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Mandal y Mayadevi, 2009
Nanoóxidos de hierro (goethita, hematita y ferrihidrita)	53.19 (i)	pH: 5.75; Masa del sorbato: 1 g/L; Conc. F: 30 mg/L; Temperatura: 35°C	(L)		Mohapatra et al., 2011
Combustión del nitrato de magnesio atrapado en fibras de celulosa	20.66 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 5 a 100 mg; Conc. F: 5 a 200 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2°	Shihabudheen et al., 2010
Intercambiadores de iones tipo poliacrilamida Ce(IV) fosfato (Ce-Ex)	0.58 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Sundaram y Meenakshi, 2009a

Intercambiadores de iones tipo poliacrilamida Al(III) fosfato (Al-Ex)	0.47 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Sundaram y Meenakshi, 2009a
Intercambiadores de iones tipo poliacrilamida Zr(IV) fosfato (Zr-Ex)	0.53 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50 mL; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)		Sundaram y Meenakshi, 2009a
Quitosano con óxidos de Ti-Al	2.22 (i)	pH: 3 a 9; Masa del sorbato: 6 g/L; Conc. F: 5 mg/L; Temperatura: 30°C	(L)	2°	Thakre et al., 2010b
Quitosano protonado	7.32 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.25 g/50 ml; Conc. F: 10 mg/L; Temperatura: 30°C	(L) y (F)	2° y DIP	Viswanathan et al., 2009a
Óxidos de Fe(II), Al(III) y Ce(IV)	195 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 150 mg/L; Conc. F: 2 a 110 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	1°	Wu et al., 2007
Nanohidróxido granular de Fe-Al-Ce con alcohol de polivinilo.	4.46	pH: 6.5; Masa del sorbato: 2 g/L; Conc. F: 19 mg/L; Temperatura: 25°C			Wu et al., 2011
Plasma no térmico modificado con compuestos de CeO ₂ /Al ₂ O ₃	4.65 (i)	pH: 7.0; Masa del sorbato: 0.1 g/50 mL; Conc. F: 20–200 mg/L; Temperatura: 30°C	(F)	2°	Zhang et al., 2011
Celulosa de algodón cargados con Fe(III)	18.6 (i)	pH: 4 a 9; Masa del sorbato: 0.07 g; Conc. F: 10 a 200 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)		Zhao et al., 2008
Nanopartículas magnéticas de Fe ₃ O ₄ @Al(OH) ₃	88.48 (i)	pH: 6.5; Masa del sorbato: 1 mg/mL; Conc. F: 1 a 160 mg/L; Temperatura: 25°C	(L)	2°	Zhao et al., 2010

Materiales sintéticos

Entre los adsorbentes sintéticos utilizados en la remoción de iones fluoruro (Tabla 19.3), los óxidos de Fe(III), Al(III), Ce(IV) presentan la mayor capacidad de adsorción (195 mg/g), lo cual muestra la afinidad del aluminio y el hierro por los iones fluoruro. Es importante señalar que los adsorbentes sintéticos que contienen aluminio o una mezcla de hierro-aluminio son los que presentan la mayor capacidad de remoción. En este caso también los materiales a base de arcillas mostraron una adsorción muy baja de iones fluoruro. Las mayores capacidades de adsorción se presentan a un pH entre 6 y 7 (Tabla 19.3), los cuales están dentro del intervalo de pH para agua de consumo, por lo que estos materiales adsorbentes son viables para su aplicación.

Materiales de residuos industriales y biosorbentes

Los residuos de la fabricación de aluminio han mostrado ser muy eficientes en la remoción de iones fluoruro, este comportamiento no es sorprendente, ya que en general, los materiales que contienen aluminio presentan buenas características de remoción (Nigussie *et al.*, 2007).

Finalmente, es importante señalar que los biosorbentes no son buenos candidatos para ser utilizados en la remoción de iones fluoruro del agua, ya que presentan muy bajas capacidades de adsorción para estos iones. Aunque al modificarlos se pueden mejorar sus propiedades de sorción de iones fluoruro (Nasr *et al.*, 2011, Mohan *et al.*, 2007, Ramanaiah *et al.*, 2007, Miretzky *et al.*, 2008).

Conclusiones

La presencia de hierro y aluminio de forma natural en los materiales adsorbentes los hace más eficientes en la remoción de iones fluoruro, en comparación con los materiales que no contienen estos elementos. Para el caso de los materiales naturales el pH inicial en que favoreció la adsorción de iones fluoruro fue a un pH ácido.

Los materiales modificados con elementos como el Fe, Al, La y sus hidróxidos presentan buenas eficiencias de remoción, esto puede ser debido a la alta afinidad de los iones fluoruro por estos elementos. En los materiales arcillosos fue notoria su baja capacidad de adsorción tanto para los modificados y sin modificar.

Los biosorbentes (Tabla 19.3) presentan eficiencias bajas, pero se podrían mejorar sus propiedades de sorción al someterlos a alguna modificación, los carbones activados derivados de estos materiales presentan buenas características de sorción para iones fluoruro.

Los óxidos de Fe(III), Al(III), Ce(IV) así como los hidróxidos de doble capa y adsorbentes sintéticos que contengan en su estructura Al y/o Fe son los que presentan mayor capacidades de adsorción.

El pH inicial en la mayoría de las pruebas de adsorción de materiales modificados y sintéticos con altas capacidades de remoción se ubica entre 6 y 8; por lo que estos materiales se pueden aplicar en el agua de consumo.

Como puede observarse hay muchos estudios sobre la remoción de iones fluoruro, utilizando diferentes clases de adsorbentes y diferentes condiciones experimentales. Por lo que es importante señalar que hace falta hacer estudios sistemáticos para la remoción de iones fluoruro en las condiciones del agua de subterránea, para que de esta

manera se puedan implementar métodos efectivos para su tratamiento y así cumplir con el límite establecido para uso y consumo humano.

Referencias

- Adhikary, S.K., U.K. Tipnis, W.P. Harkare y K.P. Govindan. (1989). "Defluoridation during desalination of brackish water by electro dialysis". *Desalination*. 71, 301–312.
- Alagumuthu, G. y M. Rajan. (2010). "Equilibrium and kinetics of adsorption of fluoride onto zirconium impregnated cashew nut shell carbon". *Chemical Engineering Journal* 158, 451–457.
- Amor, Z., B. Bariou, N. Mameri, M. Taky, S. Nicolas y A. Elmidaoui. (2001). "Fluoride removal from brackish water by electro dialysis" *Desalination*. 133, 215-223.
- Ansari, M., M. Kazemipour, M. Dehghani y M. Kazemipour. (2011). "The defluoridation of drinking water using multi-walled carbon nanotubes". *Journal of Fluorine Chemistry*. *Journal of Fluorine Chemistry* 132, 516–520.
- Ayoob, S. y A.K. Gupta. (2007). "Sorpitive response profile of an adsorbent in the defluoridation of drinking water". *Chemical Engineering Journal*. 133, 273–281.
- Bansiwal, A., D. Thakre, N. Labhshetwar, S. Meshram y S. Rayalu. (2009). "Fluoride removal using lanthanum incorporated chitosan beads". *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 74, 216–224.
- Bansiwal, A., P. Pillewan, R. B. Biniwale y S. S. Rayalu. (2010). "Copper oxide incorporated mesoporous alumina for defluoridation of drinking water". *Microporous and Mesoporous Materials*. 129, 54–61.
- Camacho, L. M., A. Torres, D. Saha y S. Deng. (2010). "Adsorption equilibrium and kinetics of fluoride on sol–gel-derived activated alumina adsorbents". *Journal of Colloid and Interface Science*. 349, 307–313.
- Çengelöglu, Y., E. Kır y M. Ersöz. (2002) "Removal of fluoride from aqueous solution by using red Mud". *Separation and Purification Technology*. 28, 81–86.
- Chang Chiung-Fen, Ching-Yuan Chang y Tzu-Ling Hsu. (2011). "Removal of fluoride from aqueous solution with the superparamagnetic zirconia material", *Desalination*. 279, 375–382.
- Chaturvedi, A. K., B. N. Pathak y V. N. Singh. (1988). "Fluoride removal from water by adsorption on china clay". *Appl. Clay Sci.*, 3, 337-346.
- Chen, N., Z. Zhang, C. Feng, D. Zhu, Y. Yang y N. Sugiura. (2011a). "Preparation and characterization of porous granular ceramic containing dispersed aluminum and

- iron oxides as adsorbents for fluoride removal from aqueous solution". *Journal of Hazardous Materials*. 186, 863–868.
- Chen, N., Z. Zhang, C. Feng, M. Li, D. Zhu y N. Sugiura. (2011b). Studies on fluoride adsorption of iron-impregnated granular ceramics from aqueous solution. *Materials Chemistry and Physics*. 125, 293–298.
- Chen, N., Z. Zhang, C. Feng, M. Li, D. Zhu, R. Chen y N. Sugiura. (2010a). An excellent fluoride sorption behavior of ceramic adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*. 183, 460–465.
- Chen, N., Z. Zhang, C. Feng, N. Sugiura, M. Li y R. Chen. (2010b). "Fluoride removal from water by granular ceramic adsorption". *Journal of Colloid and Interface Science* 348, 579–584.
- Comisión Nacional del Agua. (2011). Estadísticas del agua en México, Ed. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 73, 102.
- Daifullah, A.A.M., S.M. Yakout y S.A. Elreefy. (2007). "Adsorption of fluoride in aqueous solutions using KMnO₄-modified activated carbon derived from steam pyrolysis of rice Straw". *Journal of Hazardous Materials*. 147, 633–64.
- Das, N., P. Pattanaik y R. Das. (2005). "Defluoridation of drinking water using activated titanium rich bauxite". *Journal of Colloid and Interface Science*. 292, 1–10.
- Deng, S., H. Liu, W. Zhou, J. Huang y G. Yu. (2011). "Mn–Ce oxide as a high-capacity adsorbent for fluoride removal from water". *Journal of Hazardous Materials*. 186, 1360–1366.
- Dhar Dwivedi, A., S. P. Dubey, K. Gopal y V.K. Tandon. (2010). "A comparative investigation for strengthening the adsorptive phenomenon by activated natural minerals and plant waste-carbon for defluoridation in water milieu". *Desalination*. 263, 189–199.
- Dharmagunawardhane, HA, Dissanayake, CB. 1993. Fluoride problems in Sri Lanka. *Environmental Management and Health Bradford*. 4(2): 9-8.
- Dou, X., Y. Zhang, H. Wang, T. Wang y Y. Wang. (2011). "Performance of granular zirconium e iron oxide in the removal of fluoride from drinking water". *Water Research*. 45. 3571–3578.
- Durmaz, F., H. Kara, Y. Cengeloglu y M. Ersoz. (2005). "Fluoride removal by donnan dialysis with anion exchange membranes". *Desalination*. 177, 51-57.
- Emamjomeh, M. M. y V. Sivakumar. (2009). "Fluoride removal by a continuous flow electrocoagulation reactor". *Journal of Environmental Management*. 90, 1204–1212.
- Eskandarpour, A., M. S. Onyango y A. Ochieng, S. Asai. (2008). "Removal of fluoride ions from aqueous solution at low pH using schwertmannite". *Journal of Hazardous Materials*. 152, 571–579.

- Fan, X., D.J. Parker y M.D. Smith. (2003). "Adsorption kinetics of fluoride on low cost materials". *Water Research*. 37, 4929–4937.
- Ganvir, V. y K. Das. (2011). "Removal of fluoride from drinking water using aluminum hydroxide coated rice husk ash". *Journal of Hazardous Materials*. 185, 1287–1294.
- Gao, S., J. Cui y Z. Wei. (2009). "Study on the fluoride adsorption of various apatite materials in aqueous solution". *Journal of Fluorine Chemistry*. 130, 1035–1041.
- Ghorai, S. y K.K. Pant. (2004). "Investigations on the column performance of fluoride adsorption by activated alumina in a fixed-bed". *Chemical Engineering Journal*. 98, 165–173.
- Gopal, V. y K.P. Elango. (2007). "Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of adsorption of fluoride onto plaster of Paris". *Journal of Hazardous Materials*. 141, 98–105.
- Grahn M. (2006). "Development of a novel experimental technique for studying zeolites-combining zeolite coated ATR elements and FTIR spectroscopy". PhD. Thesis, Lulea University of Technology, 62.
- Hu, K. y J. M. Dickson. (2006). "Nanofiltration membrane performance of fluoride removal from water". *Journal of Membrane Science*. 279, 529-538.
- Huang, Y. H., YJ. Shih y CC. Chang. (2011). "Adsorption of fluoride by waste iron oxide: The effects of solution pH, major coexisting anions, and adsorbent calcination temperature". *Journal of Hazardous Materials*. 186, 1355–1359.
- Islam, M. y Patel, R.K. (2007). "Evaluation of removal efficiency of fluoride from aqueous solution using quick lime". *Journal of Hazardous Materials*. 143, 303–310.
- Islam, M. y R. Patel. (2011). "Thermal activation of basic oxygen furnace slag and evaluation of its fluoride removal efficiency". *Chemical Engineering Journal*. 169, 68–77.
- Islam, M., P. C. Mishra y R. Patel. (2011). "Fluoride adsorption from aqueous solution by a hybrid thorium phosphate Composite". *Chemical Engineering Journal*. 166, 978–985.
- Jagtap, S., D. Thakre, S. Wanjari, S. Kamble, N. Labhsetwar y S. Rayalu. (2009). "New modified chitosan-based adsorbent for defluoridation of water". *Journal of Colloid and Interface Science*. 332, 280–290.
- Jagtap, S., M. K. Yenkie, S. Das y S. Rayalu. (2011a). "Synthesis and characterization of lanthanum impregnated chitosan flakes for fluoride removal in water". *Desalination*. 273, 267–275.

- Jagtap, S., M.K.N. Yenkie, N. Labhsetwar y S. Rayalu. (2011b). "Defluoridation of drinking water using chitosan based mesoporous alumina". *Microporous and Mesoporous Materials*. 142, 454–463.
- Jai Poinern, G. E., M. K. Ghosh, YJ. Ng, T. B. Issa, S. Anand, P. Singh. (2011). "Defluoridation behavior of nanostructured hydroxyapatite synthesized through an ultrasonic and microwave combined technique". *Journal of Hazardous Materials*. 185, 29–37.
- Jain, S., y R. V. Jayaram (2009). "Removal of fluoride from contaminated drinking water using unmodified and aluminum hydroxide impregnated blue lime stone waste". *Separation Science and Technology*. 44, 1436-1431.
- Jiménez-Reyes, M. y M. Solache-Ríos. (2010). "Sorption behavior of fluoride ions from aqueous solutions by hydroxyapatite". *Journal of Hazardous Materials*. 180, 297–302.
- Joshi, S.V., S.H. Mehta, A.P. Rao y A.V. Rao, (1992). "Estimation of sodium fluoride using HPLC in reverse osmosis experiments". *Water Treat.* 10, 307–312.
- Kagne, S. y S. Jagtap, D. Thakare, S. Devotta y S. S. Rayalu. (2009). "Bleaching powder: A versatile adsorbent for the removal of fluoride from aqueous solution". *Desalination*. 243, 22–31.
- Kagne, S., S. Jagtap, P. Dhawade, S.P. Kamble, S. Devotta y S.S. Rayalu. (2008). "Hydrated cement: A promising adsorbent for the removal of fluoride from aqueous solution". *Journal of Hazardous Materials*. 154, 88–95.
- Kamble, S. P., G. Deshpande, P. P. Barve, S. Rayalu, N. K. Labhsetwar, A Malyshev y B D. Kulkarni. (2010). "Adsorption of fluoride from aqueous solution by alumina of alkoxide nature: Batch and continuous operation". *Desalination*. 264, 15–23.
- Kamble, S. P., P. Dixit, S. S. Rayalu y N. K. Labhsetwar. (2009). "Defluoridation of drinking water using chemically modified bentonite clay". *Desalination*. 249, 687–693.
- Kamble, S. P., S. Jagtap, N. K. Labhsetwar, D. Thakare, S. Godfrey, S. Devotta y S. S. Rayalu. (2007). "Defluoridation of drinking water using chitin, chitosan and lanthanum-modified chitosan". *Chemical Engineering Journal*. 129, 173–180.
- Kang, J., B. Li, J. Song, D. Li, J. Yang, W. Zhan y D. Liu. (2011). "Defluoridation of water using calcined magnesia/pullulan composite". *Chemical Engineering Journal*. 166, 765–771.
- Karthikeyan, M. y K. P. Elango. (2009). "Removal of fluoride from water using aluminum containing compounds". *Journal of Environmental Sciences*. 21, 1513–1518.

- Karthikeyan, M., K. K. Satheeshkumar y K.P. Elango. (2009b). "Defluoridation of water via doping of polyanilines". *Journal of Hazardous Materials*. 163, 1026–1032.
- Karthikeyan, M., K.K. S. Kumar y K.P. Elango. (2011). "Batch sorption studies on the removal of fluoride ions from water using eco-friendly conducting polymer/bio-polymer composites". *Desalination*. 267, 49–56.
- Karthikeyan, M., K.K. Satheeshkumar y K.P. Elango. (2009a). "Removal of fluoride ions from aqueous solution by conducting polypyrrole". *Journal of Hazardous Materials*. 167, 300–305.
- Kemer, B., D. Ozdes, A. Gundogdu, V. N. Bulut, C. Duran y M. Soylak. (2009). "Removal of fluoride ions from aqueous solution by waste mud". *Journal of Hazardous Materials*. 168, 888–894.
- King, P., N. Rakesh, S. Beenalahari, Y.P. Kumar y V.S.R.K. Prasad. (2007). "Removal of lead from aqueous solution using *Syzygium cumini* L.: equilibrium and kinetic studies". *Journal of Hazardous Materials*. 142, 340–347.
- Kumar Gupta, V., I. Ali y V. K. Saini. (2007). "Defluoridation of wastewaters using waste carbon slurry". *Water research*. 41, 3307 – 3316.
- Kumar Yadav A., C.P. Kaushik, A. Kumar Haritash, A. Kansal y N. Rani. (2006). "Defluoridation of groundwater using brick powder as an adsorbent". *Journal of Hazardous Materials*. B128, 289–293.
- Kumar, E., A. Bhatnagar, M. Ji, W. Jung, SH. Lee, SJ. Kim, G. Lee, H. Song, JY. Choi, JS. Yang y BH. Jeon. (2009). "Defluoridation from aqueous solutions by granular ferric hydroxide (GFH)". *Water research*. 43, 490–498.
- Kumar, E., A. Bhatnagar, U. Kumar y M. Sillanpää. (2011). "Defluoridation from aqueous solutions by nano-alumina: Characterization and sorption studies". *Journal of Hazardous Materials*. 186, 1042–1049.
- Li, Y., P. Zhang, Q. Du, X. Peng, T. Liu, Z. Wang, Y. Xia, W. Zhang, K. Wang, H. Zhu y D. Wu. (2011). "Adsorption of fluoride from aqueous solution by graphene". *Journal of Colloid and Interface Science*. 363, 348–354.
- Li, YH., S. Wang, X. Zhang, J. Wei, C. Xua, Z. Luan y D. Wu. (2003). "Adsorption of fluoride from water by aligned carbon nanotubes". *Materials Research Bulletin*. 38, 469-476.
- Liu, H., S. Deng, Z. Li, G. Yu y J. Huang. (2010b). "Preparation of Al–Ce hybrid adsorbent and its application for defluoridation of drinking water". *Journal of Hazardous Materials*. 179, 424–430.
- Liu, Q., H. Guo y Y. Shan. (2010a). "Adsorption of fluoride on synthetic siderite from aqueous solution". *Journal of Fluorine Chemistry*. 131, 635–641.

- Liu, R., W. Gong, H. Lan, Y. Gao, H. Liu y J. Qu. (2011). "Defluoridation by freshly prepared aluminum hydroxides". *Chemical Engineering Journal*, pp 175, 144-149.
- Lv, L., J. He, M. Wei, D.G. Evans y X. Duan. (2006). "Factors influencing the removal of fluoride from aqueous solution by calcined Mg–Al–CO₃ layered double hydroxides". *Journal of Hazardous Materials*. B133, 119–128.
- Ma, W., F.Q. Ya, M. Han y R. Wang. (2007). "Characteristics of equilibrium, kinetics studies for adsorption of fluoride on magnetic-chitosan particle". *Journal of Hazardous Materials*. 143, 296–302.
- Ma, W., N. Zhao, G. Yang, L. Tian y R. Wang. (2011). "Removal of fluoride ions from aqueous solution by the calcination product of Mg–Al–Fe hydroxalcalite-like compound". *Desalination*. 268, 20–26.
- Ma, Y., S.G. Wang, M. Fan, W.X. Gong y B.Y. Gao. (2009). "Characteristics and defluoridation performance of granular activated carbons coated with manganese oxides". *Journal of Hazardous Materials*. 168, 1140–1146.
- Mahramanlioglu, M., I. Kizilcikli y I.O. Bicer. (2002). "Adsorption of fluoride from aqueous solution by acid treated spent bleaching earth". *Journal of Fluorine Chemistry*. 115, 41–47.
- Mandal, S. y S. Mayadevi. (2008a). "Adsorption of fluoride ions by Zn–Al layered double hydroxides". *Applied Clay Science*. 40, 54–62.
- Mandal, S. y S. Mayadevi. (2008b). "Cellulose supported layered double hydroxides for the adsorption of fluoride from aqueous solution". *Chemosphere*. 72, 995–998.
- Mandal, S. y S. Mayadevi. (2009). "Defluoridation of water using as-synthesized Zn/Al/Cl anionic clay adsorbent: Equilibrium and regeneration studies". *Journal of Hazardous Materials*. 167, 873–878.
- Meenakshi, S. y N. Viswanathan. (2007). "Identification of selective ion-exchange resin for fluoride sorption". *Journal of Colloid and Interface Science*. 308, 438–450.
- Menkouchi Sahli, M.A., S. Annouar, M.Tahaikt, M. Mountadar, A. Soufiane y A. Elmidaoui. (2007). "Fluoride removal for underground brackish water by adsorption on the natural chitosan and by electrodialysis". *Desalination*. 212, 37–45.
- Miretzky, P., C. Muñoz y A. Carrillo-Chávez. (2008). "Fluoride removal from aqueous solution by Ca-pretreated macrophyte biomass". *Environ. Chem*. 5, 68–72.
- Mohan, S. V., S.V. Ramanaiah, B. Rajkumar y P.N. Sarma. (2007). "Removal of fluoride from aqueous phase by biosorption onto algal biosorbent *Spirogyra* sp.-IO₂: Sorption mechanism elucidation". *Journal of Hazardous Materials*. 141, 465–474.

- Mohapatra, M., K. Rout, P. Singh, S. Anand, S. Layek, H.C. Verma y B.K. Mishra. (2011). "Fluoride adsorption studies on mixed-phase nano iron oxides prepared by surfactant mediation-precipitation technique". *Journal of Hazardous Materials*. 186, 1751–1757.
- Mourabet, M., H. E. Boujaady, A. E. Rhilassi, H. Ramdane, M. Bennani-Ziatni, R. E. Hamri y A. Taitai. (2011). "Defluoridation of water using Brushite: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies". *Desalination*. 278, 1–9.
- Na Choon-Ki, Park Hyun-Ju (2010). "Defluoridation from aqueous solution by lanthanum hydroxide". *Journal of Hazardous Materials* 183, 512–520.
- Nasr A. Ben, K. Walha, C. Charcosset, R. Ben Amar. (2011). "Removal of fluoride ions using cuttlefish bones". *Journal of Fluorine Chemistry* 132, 57–62.
- Nigussie Worku, Feleke Zewgeb, B.S. Chandravanshi. (2007). "Removal of excess fluoride from water using wasteresidue from alum manufacturing process". *Journal of Hazardous Materials* 147, 954–963.
- Pletcher, D. and Weinberg, N.H. 1992. *The green potential of electrochemistry. Part 1. The fundamentals*. Chemical Engineering N. Y. 99(8): 98-103.
- Ramanaiah S.V., S. Venkata Mohan, P.N. Sarma. (2007). "Adsorptive removal of fluoride from aqueous phase using waste fungus (*Pleurotus ostreatus* 1804) biosorbent: Kinetics evaluation". *Ecological Engineering* 3 1, 47–56.
- Ramdani A., S. Taleb, A. Benghalem, N. Ghaffour. (2010). "Removal of excess fluoride ions from Saharan brackish water by adsorption on natural materials". *Desalination* 250, 408–413.
- RGNDWM. (1993). "Prevention and Control of fluorosis in India". *Water Quality and Defluoridation Techniques, Volume II*, Published by Rajiv Gandhi National Drinking Water Mission, Ministry of Rural Development, New Delhi.
- Ruixia, L., G. Jinlong y T. Hongxiao. (2002). "Adsorption of fluoride, phosphate, and arsenate ions on a new type of ion exchange fiber". *J. Colloid Interface Sci.* 248, 268–274.
- Ruiz, T., F. Persin, M. Hichour y J. Sandeaux. (2003). "Modelisation of fluoride removal in Donna dialysis". *J. Member. Sci.*, 212, 113-121.
- Sarkar Mitali, Aparna Banerjee, Partha Pratim Pramanick, Asit R. Sarkar. (2006). "Use of laterite for the removal of fluoride from contaminated drinking water". *Journal of Colloid and Interface Science* 302, 432–441.
- Shihabudheen M. Maliyakkal, Anshup, K.R. Antony, T. Pradeep. (2010). "High yield combustion synthesis of nanomagnesia and its application for fluoride removal". *Science of the Total Environment* 408, 2273–2282.

- Shihabudheen M. Maliyekkal, Atul Kumar Sharma, Ligy Philip. (2006). "Manganese-oxide-coated alumina: A promising sorbent for defluoridation of water". *Water Research* 40, 3497–3506.
- Shihabudheen M. Maliyekkal, Sanjay Shukla, Ligy Philip, Indumathi M. Nambi. (2008). "Enhanced fluoride removal from drinking water by magnesia-amended activated alumina granules". *Chemical Engineering Journal* 140, 183–192.
- Sivasankar V., T. Ramachandramoorthy, A. Chandramohan. (2010). "Fluoride removal from water using activated and MnO₂-coated Tamarind Fruit (*Tamarindus indica*) shell: Batch and column studies". *Journal of Hazardous Materials* 177, 719–729.
- Sivasankar Venkataraman, Thiyagarajan Ramachandramoorthy, André Darchen. (2011). "Manganese dioxide improves the efficiency of earthenware in fluoride removal from drinking water". *Desalination* 272, 179–186.
- Solangi Bakhsh Imam, Shahabuddin Memon, M.I. Bhangar. (2010). "An excellent fluoride sorption behavior of modified amberlite resin". *Journal of Hazardous Materials* 176, 186–192.
- Sujana M.G., H.K. Pradhan, S. Anand. (2009). "Studies on sorption of some geomaterials for fluoride removal from aqueous solutions". *Journal of Hazardous Materials* 161, 120–125.
- Sujana M.G., S. Anand (2011). "Fluoride removal studies from contaminated ground water by using bauxite" *Desalination* 267, 222–227.
- Sun Youbao, Qinghua Fang, Junping Dong, Xiaowei Cheng, Jiaqiang Xu. (2011). "Removal of fluoride from drinking water by natural stilbite zeolite modified with Fe(III)". *Desalination* 277. 121–127.
- Sundaram C. Sairam, Natrayasamy Viswanathan, S. Meenakshi. (2008a). "Uptake of fluoride by nano-hydroxyapatite/chitosan, a bioinorganic composite". *Bioresource Technology* 99, 8226–8230.
- Sundaram C. Sairam, Natrayasamy Viswanathan, S. Meenakshi. (2008b). "Defluoridation chemistry of synthetic hydroxyapatite at nano scale: Equilibrium and kinetic studies". *Journal of Hazardous Materials*. 155, 206–215.
- Sundaram C. Sairam, Natrayasamy Viswanathan, S. Meenakshi. (2009b). "Defluoridation of water using magnesia/chitosan composite". *Journal of Hazardous Materials*. 163, 618–624.
- Sundaram C. Sairam, Natrayasamy Viswanathan, S. Meenakshi. (2009c). "Fluoride sorption by nano-hydroxyapatite/chitin composite" *Journal of Hazardous Materials* 172, 147–151.
- Sundaram C. Sairam, S. Meenakshi. (2009a). "Fluoride sorption using organic-inorganic hybrid type ion exchangers" *Journal of Colloid and Interface Science* 333, 58–62.

- Swarupa Tripathy Sushree, Ashok M. Raichur. (2008). "Abatement of fluoride from water using manganese dioxide-coated activated alumina". *Journal of Hazardous Materials*. 153, 1043–1051.
- Swarupa Tripathy Sushree, Jean-Luc Bersillon, Krishna Gopal. (2006). "Removal of fluoride from drinking water by adsorption onto alum-impregnated activated alumina". *Separation and Purification Technology*. 50, 310–317.
- Tang Yulin, Xiaohong Guan, Jianmin Wang, Naiyun Gao, Martin R. McPhail, Charles C. Chusuei. (2009b). "Fluoride adsorption onto granular ferric hydroxide: Effects of ionic strength, pH, surface loading, and major co-existing anions". *Journal of Hazardous Materials*. 171, 774–779.
- Tang Yulin, Xiaohong Guan, Tingzhi Su, Naiyun Gao, Jianmin Wang. (2009a). "Fluoride adsorption onto activated alumina: Modeling the effects of pH and some competing ions". *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 337, 33–38.
- Tchomgui-Kamga, E., E. Ngameni y A. Darchen. (2010a). "Evaluation of removal efficiency of fluoride from aqueous solution using new charcoals that contain calcium compounds". *Journal of Colloid and Interface Science*. 346, 494–499.
- Tchomgui-Kamga, E., V. Alonzo, C. P. Nansu-Njiki, N. Audebrand, E. Ngameni y A. Darchen. (2010b). "Preparation and characterization of charcoals that contain dispersed aluminum oxide as adsorbents for removal of fluoride from drinking water". *Carbon*. 48, 333–343.
- Tebbutt T. H. Y. 2007. *Fundamentos de control de la calidad del agua*. Limusa, Noriega Editores. México pp. 189-191.
- Textos científicos 2007. Disponible en <http://www.textoscientificos.com/quimica/osmosis/inversa> consultado 9 de febrero de 2012.
- Thakre Dilip, Sadhana Rayalu, Raju Kawade, Siddharth Meshram, J. Subrt, Nitin Labhsetwar. (2010b). "Magnesium incorporated bentonite clay for defluoridation of drinking water". *Journal of Hazardous Materials* 180, 122–130.
- Thakre Dilip, Sneha Jagtap, Nikita Sakhare, Nitin Labhsetwar, Siddharth Meshram, Sadhana Rayalu. (2010a). "Chitosan based mesoporous Ti–Al binary metal oxide supported beads for defluoridation of water". *Chemical Engineering Journal* 158, 315–324.
- Thole Bernard (2011). "Defluoridation kinetics of 200 °C calcined bauxite, gypsum, and magnesite and breakthrough characteristics of their composite filter". *Journal of Fluorine Chemistry* 132, 529–535.
- Tian Ye, Min Wu, Ruigang Liu, Deqian Wang, Xiaobo Lin, Weili Liu, Lin Ma, Yanding Li, Yong Huang. (2011). "Modified native cellulose fibers—A novel efficient

- adsorbent for both fluoride and arsenic”. *Journal of Hazardous Materials*. 185, 93–100.
- Tor Ali, Nadide Danaoglu, Gulsin Arslan, Yunus Cengeloglu. (2009). “Removal of fluoride from water by using granular red mud: Batch and column studies”. *Journal of Hazardous Materials*. 164, 271–278.
- Tor Ali. (2006). “Removal of fluoride from an aqueous solution by using montmorillonite”. *Desalination*. 201, 267–276.
- Vijaya Y. and A. Krishnaiah. (2009). “Sorpitive Response Profile of Chitosan Coated Silica in the Defluoridation of Aqueous Solution”. *E-Journal of Chemistry*, 6(3), 713-724.
- Vinitnantharat Soydoa, Sriwilai Kositchaiyong, Siriluk Chiarakorn. (2010). “Removal of fluoride in aqueous solution by adsorption on acid activated water treatment sludge”. *Applied Surface Science*. 256, 5458–5462.
- Viswanathan Natrayasamy, C. Sairam Sundaram, S. Meenakshi. (2009a). “Removal of fluoride from aqueous solution using protonated chitosan beads”. *Journal of Hazardous Materials*. 161, 423–430.
- Viswanathan Natrayasamy, C. Sairam Sundaram, S. Meenakshi. (2009b). “Sorption behaviour of fluoride on carboxylated cross-linked chitosan beads”. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 68, 48–54.
- Viswanathan Natrayasamy, S. Meenakshi (2008c). “Enhanced fluoride sorption using La(III) incorporated carboxylated chitosan beads”. *Journal of Colloid and Interface Science*. 322, 375–383.
- Viswanathan Natrayasamy, S. Meenakshi. (2008a). “Effect of metal ion loaded in a resin towards fluoride retention”. *Journal of Fluorine Chemistry* 129, 645–653.
- Viswanathan Natrayasamy, S. Meenakshi. (2008b). “Selective sorption of fluoride using Fe(III) loaded carboxylated chitosan beads”. *Journal of Fluorine Chemistry* 129, 503–509.
- Viswanathan Natrayasamy, S. Meenakshi. (2009c). “Synthesis of Zr(IV) entrapped chitosan polymeric matrix for selective fluoride sorption”. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 72, 88–93.
- Viswanathan Natrayasamy, S. Meenakshi. (2010). “Enriched fluoride sorption using alumina/chitosan composite”. *Journal of Hazardous Materials* 178, 226–232.
- Wu Hai-Xia, Ting-Jie Wang, Lin Chen, Yong Jin, Yu Zhang, Xiao-Min Dou. (2011). “Granulation of Fe–Al–Ce hydroxide nano-adsorbent by immobilization in porous polyvinyl alcohol for fluoride removal in drinking water”. *Powder Technology* 209, 92–97.

- Wu Xiaomei, Yu Zhang, Xiaomin Dou, Min Yang. (2007). "Fluoride removal performance of a novel Fe–Al–Ce trimetal oxide adsorbent". *Chemosphere* 69, 1758–1764.
- Yao Ruihua, Fanping Meng, Longjun Zhang, Dongdong Ma, Mingli Wang. (2009). "Defluoridation of water using neodymium-modified chitosan". *Journal of Hazardous Materials* 165, 454–460.
- Zhang Jing, Shaodong Xie, Yuh-Shan Ho. (2009). "Removal of fluoride ions from aqueous solution using modified attapulgite as adsorbent". *Journal of Hazardous Materials* 165, 218–222.
- Zhang Tao, Qirong Li, Yao Liu, Yali Duan, Wanyue Zhang. (2011). "Equilibrium and kinetics studies of fluoride ions adsorption on $\text{CeO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ composites pretreated with non-thermal plasma". *Chemical Engineering Journal* 168, 665–671.
- Zhao Xiaoli, Jieming Wang, Fengchang Wu, Thanh Wang, Yaqi Cai, Yali Shia, Guibin Jiang. (2010). "Removal of fluoride from aqueous media by $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{Al}(\text{OH})_3$ magnetic nanoparticles" *Journal of Hazardous Materials* 173, 102–109.
- Zhao Yaping, Xiuyan Li, Lu Liu, Fuhua Chen. (2008). "Fluoride removal by Fe(III)-loaded ligand exchange cotton cellulose adsorbent from drinking water". *Carbohydrate Polymers* 72, 144–150.

Procesos de sorción en carbón activado

J. Torres-Pérez¹, V. Martínez-Miranda¹, M. Solache-Ríos², C. Fall¹

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA),

² Departamento de Química, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares

Resumen

El carbón activado tiene muchas aplicaciones en el tratamiento del agua. Se puede utilizar para eliminar sabor, olor, productos químicos, compuestos orgánicos sintéticos (SOC), materia orgánica natural disuelta (DOM). El carbón activado en polvo (PAC) tiene típicamente un diámetro inferior a 0.15 mm, y puede ser aplicado en varios lugares en un sistema de tratamiento. El carbón activado granular (GAC), con diámetros que van de 0,5 a 2,5 mm, se emplea como adsorbente de lecho fijo (filtros de medio granular). A pesar de la diferencia en tamaño de partículas, las propiedades de adsorción de los PAC y GAC son fundamentalmente las mismas debido a que las características del carbón activado (distribución de tamaño de poro, área superficial interna y superficie química) que controlan los aspectos de equilibrio de adsorción son independientes del tamaño de partícula. Sin embargo, el tamaño de partícula impacta de manera importante sobre la cinética de adsorción.

El mayor desafío para la aplicación efectiva de adsorción sobre carbón activado en el tratamiento de agua es la apreciación exacta de los impactos de la “heterogeneidad del sistema” en el proceso de adsorción. La heterogeneidad del sistema, que es una característica específica, se manifiesta de varias maneras. La composición química orgánica e inorgánica de las aguas naturales puede variar sustancialmente de una fuente a otra. Las propiedades de los carbones activados también pueden variar considerablemente, dependiendo del método de preparación y las características de la

materia prima. La localización de la aplicación del carbón en una planta de tratamiento y los cambios en la química del agua (por ejemplo, la adición de diversas sustancias químicas, especialmente oxidantes y ajustes de pH), así como los objetivos de un tratamiento diferente pueden afectar al rendimiento en la sorción por el carbón activado. Cada uno de estos factores deben ser evaluados adecuadamente para determinar el uso de carbón activado en una aplicación práctica.

El objetivo principal del tratamiento por adsorción con carbón activado en una planta de tratamiento de agua, determina el proceso de diseño y funcionamiento; múltiples objetivos en la mayoría de los casos no pueden ser al mismo tiempo optimizados. Generalmente, es deseable, por ejemplo, minimizar la adsorción de DOM si el objetivo principal del tratamiento es la eliminación de un SOC regulado o sabor y olor compuesto. Esto se relaciona con el hecho de que la eliminación SOC de bajo peso molecular disminuye en general con la presencia de DOM en agua natural. Por otro lado, la eliminación DOM puede llegar a ser el objetivo principal del tratamiento cuando sea necesario controlar la formación de algunos subproductos de desinfección regulados. Es de suma importancia en ambos casos, comprender y evaluar las interacciones de adsorción en el contexto de los sistemas de tratamiento de agua.

Es por todo lo anterior que el objetivo principal de este capítulo es dar una breve revisión de los factores importantes que influyen en la aplicación de adsorción con carbón activado en el tratamiento de agua. Se mencionan los principales modelos cinéticos e isothermas relacionados con el proceso sorción que se llevan a cabo en estos materiales adsorbentes. Finalmente, se presenta un panorama general sobre eliminación de diversos microcontaminantes en medio acuoso, remediación y descripción de los principales procesos de adsorción.

Estructura porosa del carbón activado y adsorción

La adsorción se produce como consecuencia de las fuerzas moleculares no saturadas y no balanceadas que están presentes en todas las superficies sólidas. Así, cuando una superficie sólida se pone en contacto con un líquido o gas, se produce una interacción entre los campos de las fuerzas de la superficie y la del líquido o el gas. La superficie sólida tiende a satisfacer estas fuerzas residuales, atrayendo y reteniendo en su superficie las moléculas, átomos o iones del gas o líquido en cuestión. Esto se traduce en una mayor concentración del gas o de líquido en las inmediaciones de la superficie sólida que en el mismo gas o en la fase de vapor. El proceso por el cual se produce este exceso en la superficie se denomina adsorción. La adsorción consiste en dos tipos de fuerzas: las fuerzas físicas que pueden ser momentos del tipo dipolo,

fuerzas de polarización, dispersión de fuerzas o interacciones de corto alcance y las fuerzas repulsivas químicas que son las fuerzas de valencia que derivan en la redistribución de los electrones entre la superficie sólida y los átomos adsorbidos (Bansal y Goyal, 2005).

Dependiendo de la naturaleza de las fuerzas implicadas, la adsorción es de dos tipos: la adsorción física y química. En el caso de la adsorción física, el adsorbato se une a la superficie por fuerzas relativamente débiles de van der Waals, que son similares a las fuerzas moleculares de cohesión y están involucradas en la condensación de vapores en líquidos. Quimisorción, por otro lado, implica el intercambio de electrones entre las moléculas de adsorbato y la superficie del adsorbente que resulta en una reacción química. El vínculo formado entre el adsorbato y el adsorbente es esencialmente un enlace químico y por lo tanto es mucho más fuerte que en la fisisorción (Bansal y Goyal, 2005).

La superficie del carbón activado tiene una estructura porosa que por lo general determina su capacidad de adsorción, tiene una estructura química que influye en la interacción con las moléculas polares y no polares, tiene sitios activos en los bordes, dislocaciones y discontinuidades que determinan las reacciones químicas con otros átomos. Por lo tanto, el comportamiento de adsorción de un carbón activado no sólo se puede interpretar con base al área de la superficie y la distribución de tamaño de poros. Carbones activados que a veces tienen una superficie similar pero son preparados por diversos métodos o tratamientos con activación diferente podrían presentar variación en sus propiedades de adsorción.

Carbones activados con una disposición aleatoria de micro-cristales y con un fuerte entrecruzamiento entre ellos, tienen una estructura porosa bien desarrollada. Poseen una densidad relativamente baja (menos de 2 g/cm^3) y un pequeño grado de grafitización. Esta estructura porosa formada durante el proceso de carbonización, se ha desarrollado aún más durante el proceso de activación cuando los espacios entre los cristales elementales se mantienen libres de alquitrán y otros materiales carbonosos. El proceso de activación aumenta el volumen y el diámetro de los poros. La estructura de los poros y su distribución de tamaño de poro son en gran parte determinadas por la naturaleza de la materia prima y la historia de su carbonización. En la última fase de la reacción, la ampliación de los poros existentes y la formación de poros abiertos por el desgaste de las paredes entre los poros adyacentes también se llevan a cabo. Esto causa un aumento en la porosidad transicional y macroporosidad, lo que resulta en una disminución en el volumen microporoso (Bansal y Goyal, 2005).

Los microporos tienen dimensiones moleculares, el radio efectivo es inferior a 2 nm. La adsorción en estos poros se produce a través de volumen de llenado, y no hay condensación capilar que se lleve a cabo. La energía de adsorción en los poros es

mucho más grande en comparación con la de los mesoporos mayores y superficies no porosas, dada la superposición de las fuerzas de adsorción de las paredes opuestas de los microporos. En general, los microporos tienen un volumen de poro de 0,15 a 0,70 cm^3g^{-1} . Su superficie específica constituye alrededor del 95% de la superficie total del carbón activado. Dubinin (1979) sugirió, además, que para algunos carbones activados, la estructura microporosa se puede subdividir en dos estructuras microporosas superpuestas envolviendo microporos específicos con radios efectivos de poro más pequeños que 0,6 a 0,7 nm y los supermicroporos muestran radios de 0,7 a 1,6 nm. La estructura de microporos de los carbones activados se caracteriza principalmente por la adsorción de gases y vapores.

Los mesoporos, también llamados poros de transición, tienen una dimensión efectiva en el rango de 2 a 50 nm, y su volumen varía entre 0,1 y 0,2 cm^3g^{-1} . La superficie de estos poros no excede del 5% de la total. Sin embargo, mediante el uso de métodos especiales, es posible preparar carbón activado con una mayor mesoporosidad. En este caso, el volumen de mesoporos podría alcanzar de 0,2 a 0,65 cm^3g^{-1} y una área de superficie de 200 cm^2g^{-1} (Bansal y Goyal, 2005).

Las propiedades adsorbentes del carbón activado son esencialmente atribuidas a su gran área de superficie interparticular, efecto universal de adsorción, alta capacidad de adsorción, un alto grado de reactividad de su superficie y un tamaño de poro favorable que hace que la superficie interna sea accesible y mejore la velocidad de adsorción. La mayor parte de la adsorción sobre carbón activado se lleva a cabo en los microporos y sólo una pequeña cantidad en los mesoporos. Los macroporos (más de 50 nm) sólo actúan como conducto para el paso del adsorbato en los mesoporos y microporos. La distribución de tamaño de poro en un carbón dado, depende del tipo de materia prima, el método y las condiciones bajo las cuales se ha preparado el mismo.

Modelos Cinéticos de Sorción

Varios pasos se pueden utilizar para expresar un mecanismo de sorción de solutos en un adsorbente. Con el fin de conocer el mecanismo de adsorción, las constantes de adsorción y difusión intrapartícula de contaminantes se determinan utilizando las ecuaciones de Lagergren o pseudo-primer orden (1898), de pseudo-segundo orden (Ho y McKay, 1998a; 1998b) así como los modelos de difusión.

Modelo de Pseudo-primer orden

La cinética de adsorción puede ser descrita por un pseudo-primer orden (Lagergren, 1898). La ecuación diferencial es la siguiente (McKay *et al*, 1999):

$$\frac{d q_t}{d t} = k_1 (q_1 - q_t) \quad (1)$$

La integración de la ecuación (1) para las condiciones establecidas de $t = 0$, $T = 0$ y $q_t = q_t$, da:

$$\ln \left[\frac{q_e - q_t}{q_e} \right] = -k_1 t_1 \quad (2)$$

Ésta es la ley de velocidad integrada para una reacción de pseudo-primer orden, donde: q_e es la cantidad de adsorbato adsorbido al equilibrio, mg g^{-1} ; q_t es la cantidad de adsorbato adsorbido en un tiempo t , mg g^{-1} ; k_1 es la constante de velocidad de equilibrio para la sorción de pseudo-primer orden, min^{-1} .

Con el fin de obtener las constantes de velocidad, la gráfica en línea recta de $\ln(q_e - q_t)$ respecto a t de contaminantes o adsorbatos diferentes y materiales carbonosos pueden ser analizados. La constante de velocidad, k_1 , coeficientes de correlación (r^2), y los valores de los adsorbatos en diferentes condiciones se calculan a partir de esta gráfica.

Modelo de Pseudo-segundo orden

La cinética de sorción puede ser descrita por un modelo de pseudo-segundo orden. La ecuación diferencial es la siguiente:

$$\frac{d q_t}{d t} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad (3)$$

La integración de la ecuación (3) para las condiciones $t = 0$, $T = 0$ y $q_t = q_t$, da:

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k_2 t \quad (4)$$

La cual es la ley de velocidad integrada para una reacción de pseudo-segundo orden, donde: q_e es la cantidad de adsorbato adsorbido al equilibrio, mg g^{-1} ; k_2 es la

constante de equilibrio para la sorción, $g\ mg^{-1}\ min^{-1}$. A partir de la ecuación 4 se la forma lineal:

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{k q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (5)$$

$$h = k q_e^2 \quad (6)$$

Donde: h es la velocidad de sorción inicial, $mg\ g^{-1}min^{-1}$.

La gráfica en línea recta de t/q_t contra qt se puede aplicar para obtener los parámetros de velocidad. La k , q_2 y coeficiente de correlación (r^2), y los valores de adsorbatos en diferentes condiciones se calculan a partir de ésta (Ho y McKay, 1998a).

Modelos de Difusión

En solución acuosa, las interacciones entre compuestos orgánicos y superficies hidrofóbicas están dominadas por las fuerzas de dispersión relativamente débiles (Franz *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2002), y la adsorción se puede considerar reversible. Por el contrario, otras interacciones como las de metales o metaloides pueden estar dominadas por la formación de complejos fuertes y en menor medida por el debilitamiento de las reacciones de intercambio iónico (Goldberg y Johnston, 2001). Sin embargo, los procesos de transporte de masa pueden ser similares para óxidos metálicos porosos y el carbón activado. Por lo tanto, ha sido propuesto que la adsorción sobre los óxidos de metal porosos granulares consiste en una progresión secuencial a través de cuatro pasos: difusión a través de la fase líquida, difusión de la película, difusión intrapartícula, y la adsorción sobre la superficie sólida. En general, la difusión en el líquido y la adsorción son rápidas, lo que no limita la velocidad. El flujo de contaminantes a través de la película que rodea la partícula adsorbente es directamente proporcional al gradiente de concentración lineal en la película y el coeficiente de transferencia la masa de la película (k_f). La magnitud de k_f , se ve afectada por el sistema hidráulico del lecho y el tamaño de partícula adsorbente. La difusión intrapartícula se puede realizar dentro de los poros (es decir, difusión en los poros) o a lo largo de la superficie del adsorbente dentro de los poros (difusión de superficie) (Badruzzaman *et al.*, 2004).

Difusión Intrapartícula

En cuanto a difusión intrapartícula, los estudios que evalúan la adsorción de compuestos orgánicos por el carbón activado muestran que la difusión superficial normalmente domina sobre la difusión en los poros. La adsorción de cationes metálicos de óxido de hierro amorfo también se ha descrito con un modelo de difusión de superficie (Axe y Trivedi, 2002).

Tratamientos teóricos de difusión intrapartícula dan origen a relaciones matemáticas bastante complejas que difieren en forma como funciones de la geometría de la partícula adsorbente. Una relación funcional común a la mayoría de los tratamientos de difusión intrapartícula es que la adsorción varía casi proporcionalmente con la potencia de la mitad de tiempo ($t^{0.5}$), en lugar de t , la variación casi lineal de la cantidad adsorbida con $t^{0.5}$ está prevista para una gran parte inicial de reacciones controladas por las tasas de difusión intrapartícula. Una linearización de los datos se puede observar en la fase inicial de la reacción, de acuerdo con el comportamiento esperado de la difusión intrapartícula sería un paso limitante para la velocidad de sorción (Ho y Mc Kay, 1998a). La ecuación de difusión intrapartícula es la siguiente (Morris y Weber, 1962):

$$q_t = k_i t^{0.5} \quad (7)$$

Donde: k_i es la constante de velocidad de la difusión intrapartícula, $\text{mg g}^{-1}\text{min}^{-0.5}$. Los valores de k_i para los diferentes materiales se pueden calcular a partir de la pendiente de la línea recta en la gráfica respectiva.

Modelos y Capacidad de Sorción

Adsorción sobre superficie sólida

La diferencia más común entre los dos tipos de adsorción (física o química) está en la magnitud del calor de adsorción. En la adsorción física, el calor de adsorción es del mismo orden que el de condensación y no suelen superar los 10 a 20 kJ por mol. Por otro lado, en la quimisorción el calor de adsorción es normalmente de 40 a 400 kJ por mol. Puede ocurrir, sin embargo, que en algunos casos el calor de quimisorción no difiera sustancialmente del calor de adsorción física. La fisisorción no requiere ninguna energía de activación a fin de que la tasa de adsorción sea alta, incluso a bajas tempe-

raturas. La quimisorción, por el contrario, necesita energía de activación, la tasa de adsorción es baja y depende de la temperatura. Sin embargo, cuando la superficie del adsorbente es muy reactiva, como en el caso de las superficies de carbón ultralimpio, la tasa de adsorción química puede ser mayor, incluso a bajas temperaturas. Del mismo modo, fisisorción en adsorbentes microporosos puede ser demorada por la lenta difusión del adsorbato en los poros finos y requiere energía de activación. La adsorción física es inespecífica, se produce entre cualquier sistema adsorbato-adsorbente, mientras que la adsorción química es específica (Bansal y Goyal, 2005).

Ecuaciones de Isotermas de sorción

La isoterma de adsorción es el método más ampliamente empleado para representar los estados de equilibrio de un sistema de adsorción. Se puede obtener información útil sobre el adsorbato, el adsorbente y el proceso de adsorción. Ayuda en la determinación de la superficie del adsorbente, el volumen de los poros y su distribución de tamaño, el calor de adsorción, y la capacidad de adsorción relativa de un gas o un vapor en un adsorbente dado. Varias ecuaciones de isotermas adsorción se han derivado. Las isotermas de adsorción más importantes son las de Langmuir, Freundlich, Temkin, Brunauer-Emmett-Teller (BET), y las ecuaciones de Dubinin. Las tres primeras ecuaciones de isotermas son importantes para la absorción química, aunque las isotermas de Langmuir y Freundlich para fisisorción. La ecuación de BET y Dubinin para el análisis de la adsorción física de gases y vapores en carbones porosos (Bansal y Goyal, 2005).

Ecuación de Isoterma de Langmuir

La ecuación de isoterma de Langmuir es la primera isoterma de adsorción teórica desarrollada. Muchas de las ecuaciones propuestas más adelante y que se ajustan a los resultados experimentales en un amplio rango están basados en esta ecuación o han sido desarrolladas utilizando el concepto de Langmuir. Por lo tanto, la ecuación de Langmuir todavía conserva una posición importante en fisisorción. La ecuación también se ha derivado utilizando métodos termodinámicos y estadísticos. Langmuir (1918) derivó esta ecuación basada en ciertas suposiciones. Lo más importante de estas propuestas es lo siguiente:

- a) Las entidades adsorbidas (átomos, moléculas o iones) se unen a la superficie en sitios localizados.
- b) Cada sitio tiene capacidad para una y sólo una entidad adsorbida.

- c) El estado de energía de cada entidad adsorbida es la misma en todos los sitios en la superficie independiente de la presencia o ausencia de otras entidades adsorbidas en los sitios vecinos. Por lo tanto, el modelo de Langmuir (también llamado modelo localizado) asume que la superficie es perfectamente lisa y homogénea y que las interacciones laterales entre las entidades adsorbidas son insignificantes (Bansal y Goyal, 2005).

La ecuación de Langmuir es representada por:

$$q_e = \frac{q_m b_L C_e}{1 + b_L C_e} \quad (8)$$

Donde: q_e =cantidad de adsorbato por unidad de masa de adsorbente ($\mu\text{g g}^{-1}$), C_e =concentración de soluto al equilibrio en la solución ($\mu\text{g L}^{-1}$), b_L =constante de Langmuir ($\text{L } \mu\text{g}^{-1}$).

En el modelo de Langmuir, una monocapa representa la máxima cobertura, la adsorción es reversible, no hay movimiento local de las especies adsorbidas, y la energía de adsorción es independiente de la cobertura de la superficie (Ahuja, 2009).

Ecuación de Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich es una forma límite de la isoterma de Langmuir, y se aplica únicamente en los rangos medio de presiones de vapor donde el factor de la heterogeneidad es representado por el recíproco de n , que tiende a variar entre cero y la unidad, mientras la superficie es más heterogénea, el valor de $1/n$ es más cercano a cero (Ahuja, 2009). Esto puede ser expresado por una forma general de la ecuación de adsorción:

$$q_e = K_f C_e^n \quad (9)$$

Donde C_e es la concentración de equilibrio y q_e es la cantidad adsorbida por unidad de masa del adsorbente. La constante n es la constante de la ecuación de Freundlich que representa el parámetro que caracteriza la heterogeneidad energética cuasi-gaussiana de la superficie de adsorción (Bansal y Goyal, 2005). Esto se conoce

como la ecuación de Freundlich, que se sigue sólo a presiones medias. La ecuación es de gran importancia para la adsorción química, aunque algunos procesos de adsorción física también se han explicado con esta ecuación.

Freundlich es un modelo empírico y no predice la máxima adsorción. K_F sólo indica que la energía de adsorción es independiente de la cobertura de la superficie (Freundlich, 1906). El coeficiente n puede representar también la constante de equilibrio de adsorción cuyo recíproco ($1/n$) es el indicador de intensidad de adsorción. La sorción es no lineal, si n es significativamente menor o mayor que uno. Si n es menor que uno, de adsorción disminuye con el aumento de la concentración acuosa, y si n es mayor que uno, de adsorción incrementa con la creciente concentración acuosa (Ter Laak *et al.*, 2006).

Sorción en continuo/columnas de sorción

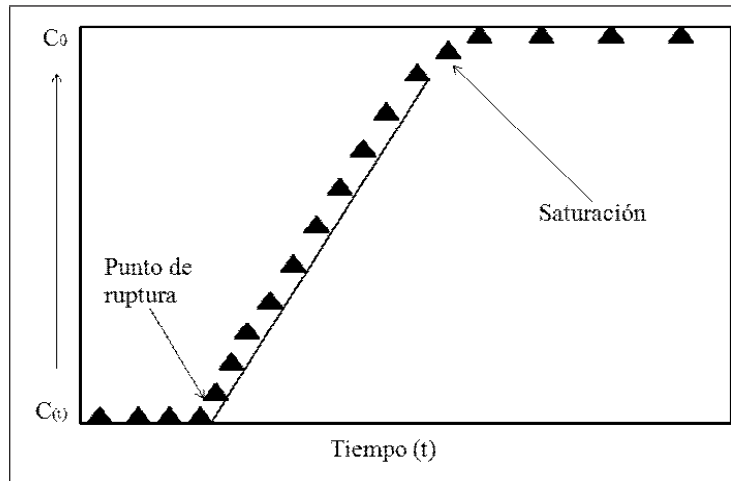
Generalmente, los experimentos en lote se utilizan para determinar las propiedades de un adsorbente, antes de hacer pruebas más complicadas. Estos procedimientos se discutieron anteriormente, los experimentos en lote no pueden dar los parámetros necesarios para el diseño de columnas de flujo continuo por las siguientes razones:

Los procesos de adsorción en columna nunca llegan al equilibrio. En procesos comerciales, los adsorbentes raramente son totalmente saturados.

Los experimentos en lote no pueden predecir los cambios químicos o biológicos que le pueden ocurrir al adsorbente (Gupta *et al.*, 2000). Por lo que es importante estudiar la aplicabilidad de los materiales adsorbentes en operaciones en columna o en sistemas de lecho fijo, para así poder obtener algunos parámetros operacionales básicos que sean útiles para un posterior escalonamiento.

Al pasar un fluido con una concentración constante de un componente a eliminar (adsorbato) por un adsorbente de lecho fijo, dicho adsorbato se fija inicialmente en la zona de entrada del lecho fijo (adsorbente). El fluido que sale de la columna o del lecho fijo no contiene, por lo tanto, adsorbato durante ese periodo. Al transcurrir el tiempo, disminuye la capacidad de adsorción en la zona de entrada del lecho fijo y el adsorbato se va fijando al adsorbente en zonas cada vez más alejadas de la entrada del lecho fijo. Esto equivale a la migración de la zona de transferencia de masa (ZTM) con el tiempo. Una vez que la ZTM ha migrado completamente a través del lecho fijo (ruptura). El adsorbente ya no puede fijar más adsorbato a lo largo del lecho fijo y la concentración del adsorbato en la salida del lecho de adsorbente equivale entonces a la concentración del adsorbato en la entrada. Las curvas de ruptura se emplean para describir el comportamiento de adsorción en lechos fijos y sus formas son características de dichos comportamientos (Fig. 20.1).

Fig. 20.1 Curva ideal de ruptura de un adsorbente de lecho fijo. C_0 concentración de entrada de adsorbato en el fluido, $C(t)$ concentración de adsorbato en el fluido en la salida del adsorbente.



Fuente: elaboración propia.

Para el diseño de lechos fijos se pueden tomar dos aproximaciones:

1. La solución de modelos teóricos basados en ecuaciones de conservación de masa, de transporte y termodinámicas, generalmente a través del uso de métodos numéricos para la solución de ecuaciones diferenciales y obtener la curva de ruptura.
2. La segunda aproximación es casi completamente empírica: Se utilizan columnas de laboratorio de diferentes longitudes y se operan a una misma velocidad, es decir, a la misma carga hidráulica que se predice puede utilizarse en una columna a escala industrial, y se determinan las curvas de ruptura para cada columna. El tipo de adsorbente, el tamaño de grano, la concentración inicial y otros parámetros importantes deben ser iguales tanto en las corridas a escala piloto como en las columnas a escala industrial (Cortés-Martínez, 2007). Los métodos empíricos se usan ampliamente para el cálculo y diseño de lechos fijos. No solamente debido a su simplicidad y confiabilidad, sino también a que representan una buena alternativa a métodos más rigurosos. Se debe tener cuidado cuando estos métodos empíricos se apliquen a un problema de diseño en particular (Crittenden y Thomas, 1998). Algunos métodos empíricos son:

Tiempo de servicio de profundidad de lecho (BDST por sus siglas en inglés) es uno de los más usados para el diseño en sistemas de tratamiento de agua a partir de datos obtenidos a escala piloto o experimental (Cortés-Martínez, 2007).

El método del tiempo de servicio de profundidad de lecho (BDST); se basa en la suposición en que la velocidad de adsorción es proporcional tanto a la capacidad residual del adsorbente, como a la concentración remanente del adsorbato (Crittenden y Thomas, 1998) y se representa por la siguiente ecuación:

$$t = \frac{N_0 z}{C_1 u} - \frac{1}{k C_1} \ln\left(\frac{C_1}{C_2} - 1\right) \quad (10)$$

Donde C_1 y C_2 son las concentraciones de entrada y salida de la columna respectivamente, k es la constante de velocidad de adsorción ($\text{Lmg}^{-1}\text{min}^{-1}$), N_0 es la capacidad de adsorción (mg L^{-1}), z es la profundidad del lecho (cm), u es la velocidad de flujo ($\text{mLcm}^{-2}\text{min}^{-1}$) y t es el tiempo de servicio (minutos). Los parámetros del modelo se pueden calcular graficando $\ln\left(\frac{C_1}{C_2} - 1\right)$ versus t (Rao *et al.*, 2011).

Modelo de Bohart-Adams

Bohart y Adams (1920) propusieron una ecuación simple para la interacción entre el cloro y el carbón; sin embargo ha sido muy utilizada para describir la parte inicial de las curvas de ruptura de diferentes sistemas de adsorción. La expresión matemática de este modelo es el siguiente:

$$\frac{C_t}{C_i} = \exp\left(k_{BA} C t - k_{BA} N_0 \frac{Z}{W}\right) \quad (11)$$

Donde C_i es la concentración del soluto a la entrada de la columna, C_t es la concentración del soluto a la salida de la columna a un tiempo t , k_{BA} es la constante cinética, W es la velocidad de flujo lineal, Z es la altura de la columna y N_0 es la concentración de saturación de la columna. Los parámetros k_{BA} y N_0 del modelo de Bohart-Adams se pueden estimar ajustando la ecuación 6 a los datos de la curva de ruptura experimental por el método de regresión no lineal (Sing *et al.*, 2012).

Modelo de Thomas

Este modelo es utilizado ampliamente para describir el comportamiento teórico de los procesos de sorción en lecho fijo. El modelo de Thomas es fácil de usar en el diseño de columnas de lecho fijo y permite una rápida interpretación de los resultados de sorción. El modelo asume principalmente lo siguiente: a) despreciable dispersión axial y radial en la columna de lecho fijo, b) las propiedades físicas de la solución y el soluto son constantes, c) la temperatura y la presión se mantienen constantes. El modelo se define por la siguiente ecuación (Zhang *et al.*, 2011):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp((q_{th}m - C_0V)k_{th}/Q)} \quad (12)$$

Donde k_{th} (L/min.mg) es la constante de velocidad de Thomas, q_{th} (mg/g) es la capacidad teórica de saturación en el modelo de Thomas, Q (L/min) es la velocidad de flujo del efluente, V (L) es el volumen del efluente, m (g) es la masa del adsorbente, C_0 (mg L⁻¹) es la concentración del soluto a la entrada de la columna y C_t (mg L⁻¹) es la concentración del soluto en la salida de la columna a un tiempo t .

A partir de esta ecuación se puede obtener la siguiente forma (Rao *et al.*, 2011):

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0} - 1\right) = \frac{k_{th}q_{th}m}{Q} - \frac{k_{th}C_0V}{Q} \quad (13)$$

Si se grafica $\ln\left(\frac{C_t}{C_0} - 1\right)$ versus V o t para un caudal determinado, de la pendiente y la ordenada en el origen se obtienen los valores de la constante de velocidad de Thomas (k_{th}) y la capacidad teórica de saturación (q_{th}) en el modelo de Thomas.

Modelo de Yoon-Nelson

El modelo de Yoon y Nelson fue originalmente utilizado en la sorción de gases o vapor en carbón activado. Este modelo es relativamente simple y asume que la probabilidad de que disminuya la velocidad de sorción de cada molécula de adsorbato es proporcional a la probabilidad de sorción del adsorbato.

La ecuación de este modelo se expresa de la siguiente manera (Zhang *et al.*, 2011):

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = k_{YN}t - k_{YN}\tau \quad (14)$$

Donde k_{YN} (min^{-1}) es la constante de velocidad de Yoo-Nelson, τ (min) es el tiempo requerido para alcanzar el 50% de adsorción del punto de ruptura constante, C_0 (mg L^{-1}) es la concentración del soluto a la entrada de la columna y C_t (mg L^{-1}) es la concentración de salida del soluto a un tiempo t .

La expresión anterior del modelo de Yoo-Nelson es matemáticamente igual al modelo de Thomas, ya que la ecuación de Thomas se puede transformar en la siguiente expresión:

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = k_{th}C_0t - \frac{k_{th}q_{th}m}{v} \quad (15)$$

Aplicaciones y usos del carbón activado

Adsorción de metales pesados y arsénico

Los metales pesados son considerados como uno de los contaminantes más peligrosos del agua. Según la Organización Mundial de la Salud entre los metales más tóxicos se encuentran el cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio y níquel.

Las actividades industriales (minería, pintura, fabricación de automóviles, placas de metal, y curtidurías) y las actividades agrícolas (fertilizantes y fumigación con fungicidas cuando son usados intensivamente) son las principales fuentes de desechos que contienen metales pesados. La utilización de carbón activado concierne a diversas industrias tales como el sector de procesamiento de alimentos, productos farmacéuticos, químicos, petróleo, minería, automotriz, nuclear, y la fabricación de vacío, debido a sus propiedades de adsorción. Hasta la fecha, muchos estudios reportan que la eliminación de metales pesados con carbón activado es económicamente favorable y técnicamente fácil (Khezami y Capart, 2005), por lo tanto, el carbón activado se utiliza para tratar agua contaminada con metales pesados. Información adicional con respecto a la adsorción de metales pesados como el cadmio, cromo, mercurio, hierro y cobre se puede encontrar en una revisión realizada por Huang (1978).

Lignito, carbón de turba (Allen *et al.*, 1997; Mohan y Chander, 2006) carbón de huesos (Sneddon *et al.*, 2005) y el bio-carbón (Mohan *et al.*, 2007) usados

en el tratamiento de aguas residuales también han recibido mayor atención. Han mostrado ser buenos sustitutos del carbón activado, ya que son abundantes, baratos y disponibles localmente. El bio-carbón, subproducto de la pirólisis rápida de madera/corteza, ha sido investigado como adsorbentes para la eliminación de As^{3+} , Cd^{2+} y Pb^{2+} en el agua. La corteza de roble, corteza de pino, roble, carbones de pino se obtuvieron a partir de pirólisis rápida a 400 y 450°C en un reactor y fueron caracterizados.

Hoy en día el uso del carbón activado basado en sub-productos de la agricultura es una alternativa para el tratamiento de agua contaminada por diferentes tipos de contaminantes. Otros compuestos como metaloides y otros aniones también pueden ser removidos por adsorbentes de bajo costo como sub-productos agrícolas y se ha demostrado una gran eficacia en la eliminación de este tipo de contaminantes del agua (Aworn *et al.*, 2008; Torres-Perez, 2010). La adsorción envuelve el uso de medios granulares adsorbentes para la eliminación selectiva en el agua con o sin ajuste de pH y con o sin regeneración de los adsorbentes. Por ejemplo, residuos agrícolas/sub-productos como la cáscara arroz se ha utilizado para eliminar el arsénico del agua.

Los medios de adsorción que han sido más utilizados son alúmina activada, resina de intercambio iónico, hierro elemental o compuestos de hierro, polímeros orgánicos, carbón, barro rojo, escoria de hornos (BFS), arcillas, arena de sílice y zeolitas (Torres-Perez *et al.*, 2007, 2008). A veces, una combinación de los medios mencionados anteriormente se utiliza para maximizar la adsorción de los metales y/o metaloides, por ejemplo: El carbón activado también se puede utilizar en combinación con antioxidantes como compuestos de manganeso para pre-oxidar cualquier arsenito presente a arseniatos que son adsorbidos de manera más eficiente del agua contaminada. Pre-filtración del agua contaminada también puede ser necesaria con el fin de eliminar las partículas que pueden desactivar los medios de adsorción y/o físicamente conectar el lecho de adsorción. La efectividad de la adsorción de arsénico es un tratamiento más eficaz que los procesos de precipitación, que puede verse afectados por las características de los efluentes y otros contaminantes diferentes a este metaloide. Sistemas de capacidad pequeña que utilizan estas tecnologías tienden a tener menores costos de operación y mantenimiento y requieren menos experiencia del operador. Adsorción e intercambio iónico por lo tanto, tienden a ser utilizados con más frecuencia cuando el arsénico es el único contaminante a tratar, para sistemas relativamente pequeños, o como un proceso auxiliar para el tratamiento de efluentes de sistemas más grandes (Malik, 2009).

Adsorción de contaminantes orgánicos

La descarga de desechos industriales (generados en las actividades de la industria química) y la lixiviación de la agricultura y los bosques (cuando existe la aplicación de fertilizantes químicos y plaguicidas) son las principales fuentes de contaminación orgánica en varias corrientes de agua (Dias *et al.*, 2007).

El proceso de adsorción de los solutos orgánicos del agua es una importante aplicación de los carbones activados. Esto cubre un amplio espectro de sistemas tales como agua potable y tratamientos de aguas residuales, las aplicaciones en alimentos, bebidas, farmacéuticas y químicas (Newcombe *et al.*, 1993). La adsorción con carbón activado ha sido citada por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. como una de las mejores tecnologías disponibles de control ambiental. A pesar del gran mercado para el carbón activado, los mecanismos específicos por los cuales la adsorción de muchos compuestos, especialmente los compuestos orgánicos, se lleva a cabo en este adsorbente son todavía ambiguos. Esto se debe a que es un proceso de adsorción más complicado en la fase líquida que en el gas o la adsorción en fase de vapor. La literatura muestra una importante cantidad de estudios sobre la adsorción de compuestos orgánicos realizados con carbón activado, en comparación con compuestos inorgánicos (Moreno-Castilla, 2004).

En las tecnologías que existen para tratamiento de agua y aire, los procesos que involucran fenómenos de transferencia de masa y la interacción de una molécula presente en la fase líquida o gaseosa con una superficie sólida se utilizan ampliamente. Estos procesos se utilizan tanto en el agua y la purificación del aire. Ahora, las aplicaciones de la adsorción en el tratamiento de agua y aguas residuales, sobre todo con carbón activado en polvo y gránulos van en aumento con el fin de eliminar una gran variedad de productos químicos orgánicos e inorgánicos que representan un peligro para la salud.

Referencias

- Ahuja, Satinder (2009). "Handbook of water purity and quality". Academic Press, Elsevier, Great Britain.
- Allen, S.J, Whitten, L., Murray, M., Duggan, O. (1997). "The adsorption of pollutants by peat, lignite and activated chars", en *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 68, 442– 452.
- Aworn, A., Thiravetyan, P., Nakbanpote, W. (2008). "Preparation and characteristics of agricultural waste active carbon by physical activation having micro- and mesopores", en *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 82, 279-285.

- Axe, L., Trivedi, P. (2002). "Intraparticle surface diffusion of metal contaminants and their attenuation in microporous amorphous Al, Fe, and Mn oxides", en *J. Colloid Interf. Sci.* 247 (2), 259–265.
- Badruzzaman, M., Westerhoff, P., Knappe, D. (2004). "Intraparticle diffusion and adsorption of arsenate onto granular ferric hydroxide (GFH)", en *Wat. Res.* 38, 4002–4012.
- Roop Chand Bansal and Goyal, Meenakshi (2005). "Activated carbon adsorption". CRC Press Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA. 487 pp.
- Bohart, G.S., Adams, E.Q., (1920). "Some aspects of the behavior of charcoal with respect to chlorine", en *J. Am. Chem. Soc.* 42, 523-544.
- Cortés-Martínez, R. (2007). Efecto de la modificación de una zeolita natural Mexicana en la sorción de cadmio y 4-clorofenol. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Crittenden, B., Thomas, W. J. (1998). "Adsorption Technology and design". 1ª ed., Butterworth-Heinemann, Great Britain.
- Dias, J.M., Alvim-Ferraz, M.C., Almeida, M., Rivera-Utrilla, J, Sanchez-Polo, M. (2007). "Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment.", en *A review Journal of Environmental Management* 85, 833–846.
- Dubin, M.M. (1979). *Izv. Akad. Nauk SSSR, Ser. Khim.*, p.1961.
- Franz, M., Arafat, H.A., Pinto, N.G. (2000). "Effect of chemical surface heterogeneity on the adsorption mechanism of dissolved aromatics on activated carbon". en *Carbon*, 38, 1807–1819.
- Goldberg, S., Johnston, C. (2001). "Mechanisms of arsenic adsorption on amorphous oxides evaluated using macroscopic measurements, vibrational spectroscopy and surface complexation modeling", en *J. Colloid Interf. Sci.* 234, 204-216.
- Gupta, V. K., Srivastava, S. K., Tyagi, R. (2000). "Design parameters for the treatment of phenolic wastes by carbon columns (obtained from fertilizer waste material)", en *Wat. Res.* 34, 1543-1550
- Ho, Y.S., McKay, G. (1998a). "Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood". en *Trans. IChemE*, 76, 183-191.
- Ho, Y.S., McKay, G. (1998b). "A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents", en *Process Safety and Environmental Protection*, 76, 332-340.
- Huang, C.P. (1978). Chemical interactions between inorganics and activated carbon. en *Cheremisinoff, P.N., Ellerbusch, F. (Eds.), Carbon Adsorption Handbook*. Ann Arbor Science.

- Khezami, L., Capart, R. (2005). "Removal of chromium(VI) from aqueous solution by activated carbons: kinetic and equilibrium studies", en *J. Hazard. Mater.* 123, 223-231.
- Lagergren, S. (1898). "Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe, Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens", en *Handlingar*, 24, 4, 1-39.
- Langmuir, I. (1918). "The adsorption of gases on plane surface of glass, mica and platinum", en *J. Am. Chem. Soc.*, 40, 1331-1403.
- Li, L., Quinlivan, P.A., Knappe, D.R.U. (2002). "Effects of activated carbon surface chemistry and pore structure on the adsorption of organic contaminants from aqueous solution", en *Carbon* 40, 2085–2100.
- Malik, A.H., Khan, Z.M., Mahmood, Q., Nasreen, S., Bhatti, A. (2009). "Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries", en *Journal of Hazardous Materials*, 168, 1, 1-12.
- McKay, G., Ho, Y.S., Ng, J.C.Y. (1999). "Biosorption of copper from waste waters: a review", en *Sep. Purif. Methods*, 28, 87-125.
- Mohan, D., Chander, S. (2006). "Removal and recovery of metal ions from acid mine drainage using lignite-a low cost sorbent", en *J. Hazard. Mater.* 137, 1545–1553.
- Mohan, D., Pittman Jr., C.U., Bricka, M., Smith, F., Yancey, B., Mohammad, J., Steele, P.H., Alexandre-Franco, M.F., Serrano, V.G., Gong, H. (2007). "Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production", en *J. Colloid Interf. Sci.*, 310, 57-73.
- Moreno-Castilla, C. (2004). "Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials", en *Carbon* 42, 83–94.
- Morris, J.C., Weber, W.J. (1962). Removal of biologically-resistant pollutants from waste waters by adsorption, *Advances in water pollutions research. Proc. 1st Conf. Was. Pollut. Res.*, Pergamon Press, NY, 2, 231-266.
- Newcombe, G., Hayes, R., Drikas, M. (1993). Granular activated carbon: importance of surface properties in the adsorption of naturally occurring organics, *Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering aspects*, 78, 65-71.
- Rao, K.S., Anand, S., Venkateswarlu P. (2011) "Modeling the kinetics of Cd(II) adsorption on *Syzygium cumini* L leaf powder in a fixed bed mini column", en *J. Ind. Eng. Chem.* 17, 174-181.
- Sing, A., Kumar, D., Gaur, J.P. (2012). "Continuous metal removal from solution and industrial effluents using *Spirogyra* biomass-packed column reactor", en *Water Res.* 46, 779-778.
- Sneddon, R., Garelick, H., Valsami-Jones, E. (2005). "An investigation into arsenic(V) removal from aqueous solutions by hydroxylapatite and bonechar, Mineral", en *Mag.* 69, 769–780.

- Ter Laak, T.L., Gebbink, W.A., Tolls, J. (2006). "The effect of pH and ionic strength on the sorption of sulfachloropyridazine, tylosin and oxytetracycline to soil", en *Environ. Tox. Chem.*, 25, 904-911.
- Torres-Perez, J., Solache-Rios, M., Olguin, M.T. (2007). "Sorption of azo dyes onto a mexican surfactant-modified clinoptilolite", en *J. Separation Sci. Technol.* 42, 299-318.
- Torres-Perez, J., Solache-Rios, Colin-Cruz, A. (2008). "Sorption and desorption of dye remazol yellow onto a mexican surfactant-modified clinoptilolite-rich tuff and a carbonaceous material from pyrolysis of sewage sludge", en *Water, Air and Soil pollution*, 187, 303-313.
- Torres-Perez, J. (2010). Fabrication of activated carbons from agricultural wastes for micropollutants elimination. Tesis de Doctorado. Universite de Nantes, Francia.
- Zhang, W., Dong, L., Yan, H., Li, H., Jiang, Z., Kan, X., Yang, H., Li, A., Cheng, R. (2011). "Removal of methylene blue from aqueous solutions by straw based adsorbent in a fixed-bed column", en *Chem. Eng. J.* 173, 429-436.

Producción de carbón activado

J. Torres Pérez¹, V. Martínez Miranda¹, M. Solache Ríos², C. Fall¹

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

²Departamento de Química Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares.

Resumen

En el tratamiento de aguas, el carbón activado se encuentra entre los adsorbentes más utilizados debido a su excelente rendimiento de adsorción de diversos contaminantes orgánicos e inorgánicos. Las altas capacidades de adsorción del carbón activado son por lo general relacionadas con su área de superficie específica, volumen de poro o química de superficie. Estos han sido fabricados a partir de una variedad de materiales y sus características dependen de la naturaleza del precursor y la técnica de carbonización / activación utilizada para su producción. Residuos agrícolas de bajo costo han sido los materiales potencialmente utilizados para producir carbón activado. Ellos han sido ampliamente utilizados como adsorbentes en las aplicaciones ambientales para eliminar una amplia gama de contaminantes peligrosos en medios acuosos. Hoy en día la contaminación del agua con microcontaminantes es uno de los problemas ambientales más exigentes. Millones de personas en todo el mundo están expuestas a las aguas contaminadas con metales pesados o metaloides y que utilizan como su única fuente de agua potable. Por otra parte, otro tipo de contaminación por microcontaminantes se confirma por la detección frecuente de compuestos orgánicos, tales como los antibióticos, plaguicidas y volátiles (COV's) en aguas superficiales, subterráneas y residuales. Los procesos de tratamiento son siempre objeto de la investigación, sin embargo, sólo pocos estudios han determinado la posibilidad de utilizar carbones activados preparados a partir de desechos agrícolas para la remo-

ción de microcontaminantes. Y no se han reportado resultados para la eliminación de moléculas orgánicas y/o contaminantes emergentes a partir de soluciones acuosas por este tipo de materiales adsorbentes de bajo costo.

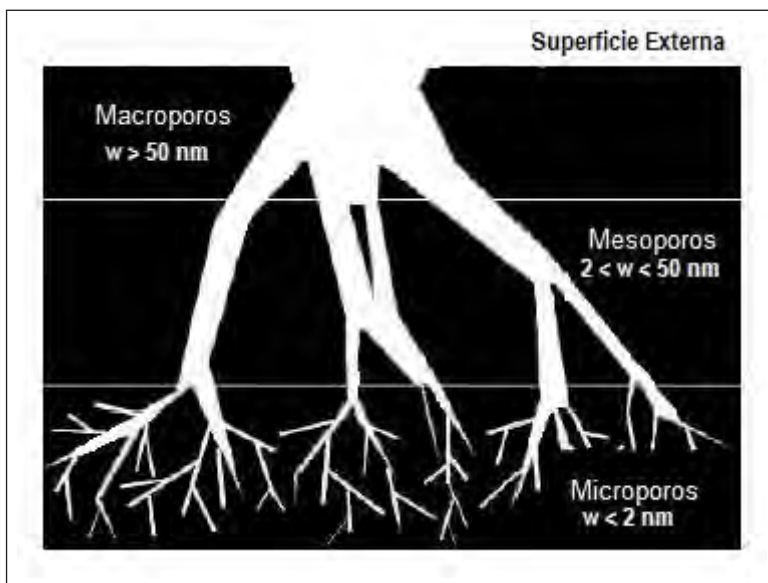
El presente capítulo presenta temas importantes relacionados al carbón activado, dentro de los cuales se describe la estructura cristalina, porosa y química del carbón activado, así como preparación, activación y el uso de los mismos a partir de distintos precursores para la eliminación de diferentes microcontaminantes orgánicos e inorgánicos.

Generalidades del carbon activado y su produccion

El carbón activado en su sentido más amplio es un término que incluye una amplia gama de materiales carbonosos amorfos que presentan un alto grado de porosidad y un área de superficie extendida. Se obtienen por carbonización y activación de una variedad de sustancias carbonosas. Los carbones activados se obtienen primeramente en forma granular y en polvo, pero ahora también se están preparando en formas esféricas, fibrosas, y en telas para algunas aplicaciones especiales. La forma granular tiene una gran superficie interna y poros pequeños así como el carbón activado en polvo se asocia con un diámetro de poro más grande y un área más pequeña de superficie interna. Tela de carbón y carbones activados fibrosos (fibras de carbono activado) tienen una gran superficie y contienen un porcentaje relativamente más elevado de poros grandes (Bansal y Goyal, 2005:3).

El carbono es el componente principal de carbones activos y está presente en un promedio de 85 a 95%. Además, los carbones activos contienen otros elementos como hidrógeno, nitrógeno, azufre y oxígeno. Estos heteroátomos se derivan de la fuente de materia prima o se asocian con el carbono durante la activación y otros procedimientos de preparación. La composición elemental de un carbón activo típico se encuentra en alrededor del 88% de C, 0,5% H, 0,5% N, 1% S, y de 6 a 7% de O, y el resto representa los componentes inorgánicos (cenizas). El contenido de oxígeno en el carbón activo, puede variar entre 1 y 20%, dependiendo de la fuente de material en bruto y la historia de la preparación, que incluye la activación y tratamientos posteriores. El carbón activado más utilizado tiene una superficie específica del orden de 800 a 1500 m²/g y un volumen de poros del orden de 0,20 a 0,60 cm³/g. La superficie de carbones activados es predominantemente contenida en microporos (diámetro efectivo menor de 2 nm) y mesoporos (entre 2 y 50 nm) (Fig. 21.1).

Fig. 21.1 Representación esquemática de la red porosa de un carbón adsorbente.



Fuente Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006:

Los carbones activados son principalmente y casi exclusivamente preparados por tratamiento térmico de materia prima con alto contenido de carbono a temperaturas inferiores a 1000 °C. La preparación implica dos pasos principales: la carbonización de la materia prima a temperaturas inferiores a 800 °C en una atmósfera inerte, también llamada carbonización, y la activación del producto carbonizado entre 800 y 1000 °C. Por lo tanto, todos los materiales carbonosos se pueden convertir en carbones activados, aunque las propiedades del producto final serán diferentes dependiendo de la naturaleza de la materia prima utilizada, del agente de activación y las condiciones del proceso de activación.

Durante la carbonización, la mayoría de los elementos que no contienen carbono, tales como oxígeno, hidrógeno, nitrógeno y azufre se eliminan como productos gaseosos volátiles de la descomposición pirolítica de la materia prima en bruto. Los átomos de carbono elemental residual se agrupan así mismos en montones de capas aromáticas reticuladas de manera aleatoria. El arreglo mutuo de estas capas aromáticas es irregular y, por tanto, deja intersticios libres entre las capas, que pueden llenarse con los productos de descomposición o por lo menos son parcialmente bloqueados por el

carbono desorganizado. Estos intersticios dan lugar a poros que hacen de los carbones activados excelentes adsorbentes. El carbón producido después de la carbonización no tiene una alta capacidad de adsorción debido a su estructura de poros de menor desarrollo. Esta estructura de poros es mejorada durante el proceso de activación cuando los espacios entre las capas aromáticas son limpiados de varios compuestos carbonosos y de carbono desorganizado. El proceso de activación convierte el carbón carbonizado en una forma que contiene un mayor número posible de poros distribuidos al azar de varios tamaños y formas, dando lugar a un producto con un área de superficie extendida y extremadamente alta (Bansal y Goyal, 2005:3).

Desde que un carbón activado es estructuralmente una materia carbonosa no grafitica, casi todos los materiales sólidos carbonosos pueden ser convertidos en carbón activado. Hay, por tanto varias materias primas posibles, tales como madera, biomasa lignocelulósica, turba, lignita y carbón mineral que pueden ser utilizados para hacer carbón activado, sin embargo, hay algunas limitaciones. Como el carbón activado es desordenado e isotrópico, el material bruto no debe pasar hacia un estado de fluido o pseudo-fluido debido al hecho de que la estructura sólida tiende a transformarse en una estructura ordenada. En consecuencia, los carbones de coque no son una materia prima adecuada, a menos que primero se traten con procesos previos (oxidación a baja temperatura). Del mismo modo, los residuos termoplásticos no son una materia prima adecuada, ya que se derriten al aumentar la temperatura, perdiendo su forma inicial y tamaño de las partículas (Bandosz, 2006:12).

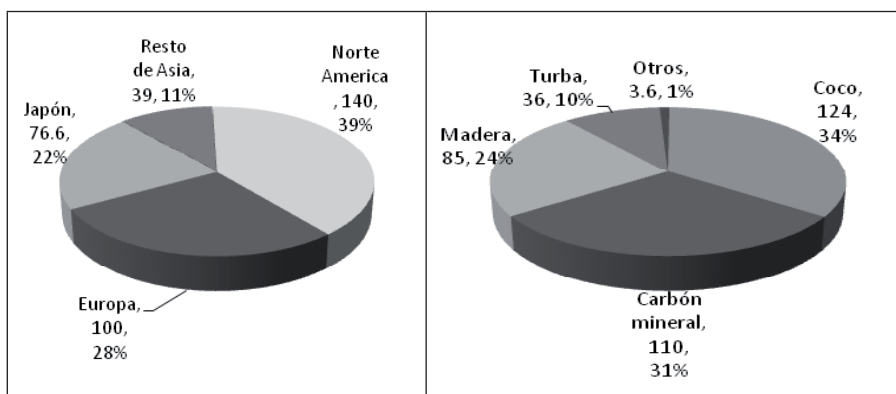
En la práctica, la madera, cáscaras de coco, huesos de frutas, carbones de lignita, coque de petróleo, etc., son materiales de bajo costo con alto contenido de carbono y bajo contenido inorgánico, por lo tanto, son adecuados para su uso como precursores de carbón activado. Las propiedades resultantes del producto dependen del precursor, y por lo tanto, los carbones obtenidos pueden ser adaptados para las aplicaciones seleccionadas. Además, las propiedades resultantes del carbón activado también se ven influenciadas en gran medida por el tratamiento de activación. La selección de la materia prima adecuada se basa en los siguientes criterios:

- Posibilidad de producir un carbón activado bueno en términos de capacidad de adsorción, de alta densidad y dureza.
- Bajo contenido en materia inorgánica. La capacidad de adsorción se mide por unidad de masa, y puesto que los materiales inorgánicos no son porosos, su presencia reduce la capacidad de adsorción.
- La disponibilidad y el costo. Al igual que con cualquier otro producto, el precio de las materias primas afecta el costo final, por lo que una alta disponibilidad es importante para asegurar la estabilidad de los precios. También hay que tener

en cuenta que hay una pérdida de masa considerable en todos los tratamientos de activación, si existe un rendimiento de producto más bajo, es mayor el costo. Los rendimientos de los productos pueden variar considerablemente, y puede ser tan bajos como 5-10% para carbones a base de madera. Por otra parte, la disponibilidad de materia prima depende obviamente de la parte del mundo en el que se encuentra la planta (Bandosz, 2006:12).

La Fig. 21.2 muestra la producción mundial estimada de carbón activado por región y por precursor en el año de 1993. La producción total superó las 350 mil toneladas / año: cáscaras de coco (34%), carbón (31%) y madera (24%) siendo estos los precursores más importantes. Sin embargo, las materias primas utilizadas por región del mundo presentan un panorama muy diferente. En Europa, la materia prima más utilizada fue la turba (36 mil toneladas / año, es decir, el 36% de la producción europea total), mientras que la producción de carbón activado a partir de cáscara de coco ocupó el cuarto lugar con sólo el 12% de la cuota total. Por otro lado, el carbón basado en coco predomina en Asia, con más del 60%, América del Norte ocupa una posición entre Asia y Europa, con casi la misma producción de carbones activados, a base de coco y madera.

Fig. 21.2 Producción mundial de carbón activado por región y precursores, (kton / año).



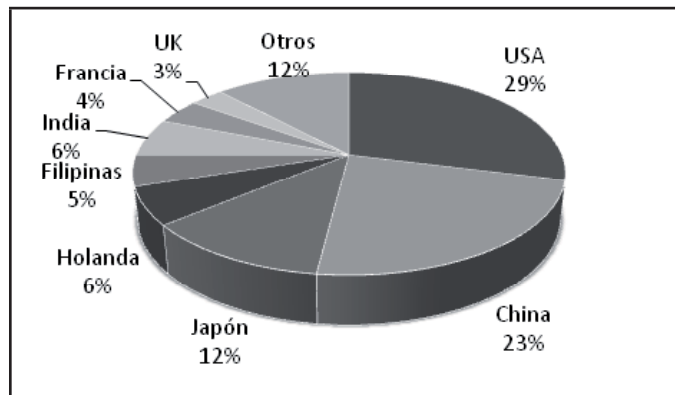
Fuente: Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006

En 2002 la producción total de carbón activado se estimó en 750 mil toneladas / año, lo que representa un aumento de dos veces el nivel de producción en menos de

10 años. Este cambio se produce en un momento en que la capacidad de producción se está desplazando de los países occidentales industrializados a China y Asia Sur-Oriental, donde los costos de las materias primas, energía y mano de obra son más bajos. Por regiones del mundo (Fig. 21.3), Asia es líder en la producción mundial con el 54% de la cuota total, seguido por América con un 32% y Europa con sólo el 14% (Bandosz, 2006:13).

En la actualidad, existen muchos estudios sobre el desarrollo de adsorbentes de bajo costo, es decir, mediante el uso de materiales de desecho para tal fin. Crini (2006:1062) ha reportado investigaciones sobre adsorbentes de bajo costo para la eliminación de colorantes; Chuah *et al.* (2005:305) han utilizado cáscara de arroz como un material potencial de costo bajo para adsorción de metales pesados y la eliminación colorantes, Babel y Kurniawan (2003:220) y Wang *et al.* (2003:291) también han informado acerca de la adsorción de metales pesados utilizando adsorbentes de bajo costo.

Fig. 21.3 Capacidad de producción mundial por países líderes.



Fuente: Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006:13

Una revisión de informes sobre el uso de materiales de desecho para la producción de carbones activados, tales como los residuos agrícolas ha sido propuesta por Ioannidou y Zabaniotou (2007:1966). Pollard *et al.* (1992:31) propusieron un análisis de alternativas de bajo costo en carbón activado, tratamiento de residuos, tratamiento de aguas residuales y un examen de los criterios de selección y métodos de activación para la preparación de carbón activado seguido por una evaluación crítica de adsorbentes de bajo costo preparados a partir de desechos industriales de carbón, subproductos agrícolas y fuentes de origen mineral. Mohan *et al.* (2000:169) presentaron resultados de

la adsorción de mercurio con carbón activado procedente de residuos de fertilizantes. Mohan y Pittman (2006:762) han estudiado y comparado adsorbentes de bajo costo para la eliminación de cromo. Sin embargo, estos estudios se limitan a uno u otro tipo de residuos, los procedimientos de preparación, o aplicaciones específicas en fase acuosa, pero no en relación entre el material precursor, la activación y la capacidad de adsorción (Dias *et al.*, 2007:835).

La mayoría de los estudios para la preparación de carbón activado se enfocan en el uso de materiales de desecho de rigidez considerable, como las cáscaras y huesos de frutas como nueces, maní, aceitunas, dátiles, almendras, albaricoques y cerezas, sin embargo, los desechos resultantes de la producción de cereales como el arroz, la soya, y el maíz, así como los huesos de aceitunas, pulpa de café, bagazo de caña, pulpa de remolacha azucarera, residuos de palma y los distintos residuos de semillas ya han sido usados. La preparación de carbón activado a partir de estos materiales se ha realizado mediante procesos de activación física y química.

Residuos convencionales de la agricultura y la industria de la madera

La materia prima más común para la producción comercial de carbón activado son antracita, carbón bituminoso, lignito, turba, y materiales lignocelulósicos: madera y cáscaras de coco (Pollard *et al.*, 1992:31). Abundantes subproductos agrícolas, como bagazo de caña o remolacha (Torres, 2010:3), cascarilla de arroz, de soya, cáscaras de nuez y desechos lignocelulósicos pueden ofrecer una fuente adicional de bajo costo y son una fuente renovable adicional de carbones activados que pueden tener el potencial de sustituir a los carbones activados comerciales, especialmente el carbón utilizado en muchas aplicaciones industriales como la eliminación de compuestos de color y olor en sistemas acuosos (por ejemplo, la decoloración del azúcar cruda) (Ahmedna *et al.*, 2000:113).

El tipo de subproducto agrícola es importante para determinar su idoneidad para la producción de carbón activado. Sub-productos agrícolas utilizados como precursores en la producción de carbón se pueden clasificar en dos grupos. Grupo 1: materiales consistentes en productos blandos compresibles de residuos de baja densidad, como el bagazo de caña de azúcar, cascarilla de arroz, de soya y cáscaras de maní. Para hacer un buen precursor para la producción de carbones activados, un grupo de materiales se debe mezclar con el adyuvante adecuado y se comprime en briquetas o pellets para aumentar la densidad del producto original. Johns *et al.* (1998:131) caracterizaron y evaluaron carbones activados granulares (GAC) a

partir de estas materias primas, como removedores efectivos de materia orgánica y metales del agua. Para los sub-productos lignocelulósicos suaves como la paja de arroz, el casco de soja, el bagazo de caña de azúcar, cáscara de maní, y materiales más duros, como huesos de frutas y cáscaras de nuez; los precursores usados han sido CO₂ o vapor, y los tratamientos posteriores incluyen la oxidación de metales para mejorar la adsorción (Torres, 2010:4). Muchos de los GAC han presentado aceptables atributos físicos, tales como una durabilidad aceptable para uso comercial. En contraste, el grupo 2 de materiales, tales como cáscaras de nuez de pecan y de nogal, son duros, densos y no se comprimen con facilidad. Los subproductos del grupo 2 también son adecuados como precursores para GAC sin ningún tipo de aglutinante o con la formación de briquetas o pellets.

Residuos no convencionales

Las actividades económicas en la sociedad moderna han ido creando un modelo de producción y consumo en masa, así como el depósito (Gao *et al.*, 2005:216). Varios productos de desecho industrial y post-consumo que son difíciles o poco eficaces para regenerarse en otros materiales y que generalmente terminan en los vertederos o plantas de incineración, también podrían servir como precursores de carbón activado. Debido a las normas ambientales cada vez más estrictas, las limitaciones en la aplicación de esas alternativas van en aumento. El uso de tales residuos no convencionales como fuente de carbón para la producción de carbón activado puede ser una alternativa eficiente tanto para la adopción de prácticas efectivas de gestión de residuos, y la producción de bajo costo de carbón activado.

Existen estudios dedicados a la valoración de estos residuos para la producción de carbón activado. Los residuos plásticos, tales como el polietileno-tereftalato (PET) y policloruro de vinilo (PVC) (Hayashi *et al.*, 2005:437), diversos residuos industriales, residuos de polímeros de fábricas, así como otros residuos tales como neumáticos y lodos de depuración (Torres-Pérez *et al.*, 2008:303) se han utilizado como materia prima para la producción de carbón activado.

También las resinas de intercambio iónico comerciales (Gun'ko *et al.*, 2005:1143) pueden ser utilizadas para preparar carbón activado con valores de superficie específica y volumen de poros que sugieren su aplicación para diferentes propósitos y que pueden incluir tratamientos en fase acuosa (Gupta *et al.*, 2006:80). Otros estudios han reportado la producción de materiales carbonosos y carbones activados a partir de neumáticos, el potencial de estos productos como posibles adsorbentes para varios contaminantes ha sido evaluado y encontrado ser muy exitoso (Mui *et al.*, 2004:2789).

Métodos para la producción de carbón activado a partir de residuos agrícolas

Hay muchas maneras de producir carbón activado, y miles de patentes han sido registradas en todo el mundo, pero los métodos más utilizados son los siguientes:

Pirólisis o carbonización

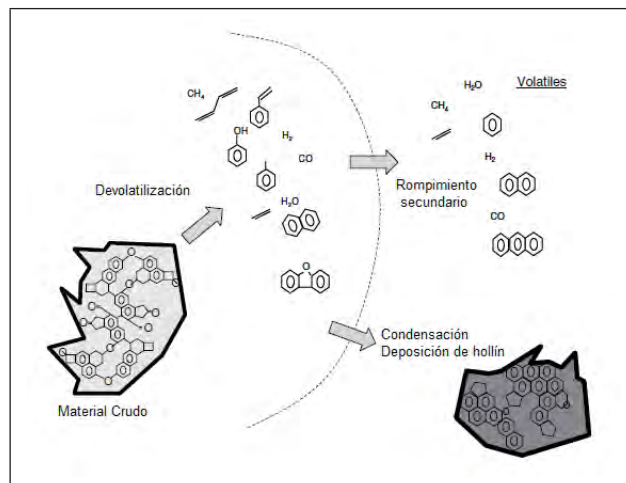
La pirólisis o carbonización son los términos que a menudo se utilizan indistintamente, y ambos procesos son casi idénticos. Sin embargo, hay diferencias en los objetivos de cada proceso. Tanto la pirólisis y la carbonización se refieren a la degradación térmica de un material de carbono en una atmósfera inerte, en donde la desgasificación total o parcial de la materia prima se lleva a cabo. La diferencia es que, en la pirólisis, los objetivos principales del proceso son la producción de compuestos gaseosos y volátiles de los sólidos, y todas las condiciones del proceso (temperatura, tiempo de residencia, etc.) se centran en la producción de compuestos gaseosos (por ejemplo, una pirólisis en condiciones favorables para una fracción de olefinas ligeras), con independencia de los residuos de carbón finales. Por otro lado, en un proceso de carbonización, el tratamiento térmico se centra en las propiedades finales de los carbones (por ejemplo, la textura porosa, dureza, densidad, etc.), independientemente de los compuestos volátiles que se generen en el proceso.

Hay muchas condiciones de carbonización para la producción de los carbones activados a partir de residuos agrícolas reportados en la literatura, dependiendo de las características de las materias primas (Haykiri-Acma *et al.*, 2006:1004; Lanzetta y Di Blasi, 1998:181; Minkova *et al.*, 2000:45, 2001:53; Cetin *et al.*, 2004:2139; Ahmedna *et al.*, 2004:113; Aygun *et al.*, 2003:189).

Un esquema de la carbonización (o pirólisis) de un material carbonoso se muestra en la Fig. 21.4 (Menéndez Díaz y Martín Gullón, 2006:18). El material de partida, basado en una estructura macromolecular orgánica, se descompone durante el tratamiento térmico para obtener:

- Una fracción gaseosa rica en hidrógeno, hidrocarburos ligeros y alquitrán.
- Una fracción sólida, rica en carbono, llamado sólo carbón.

Fig. 21.4 Esquema reacción de carbonización de un material carbonoso



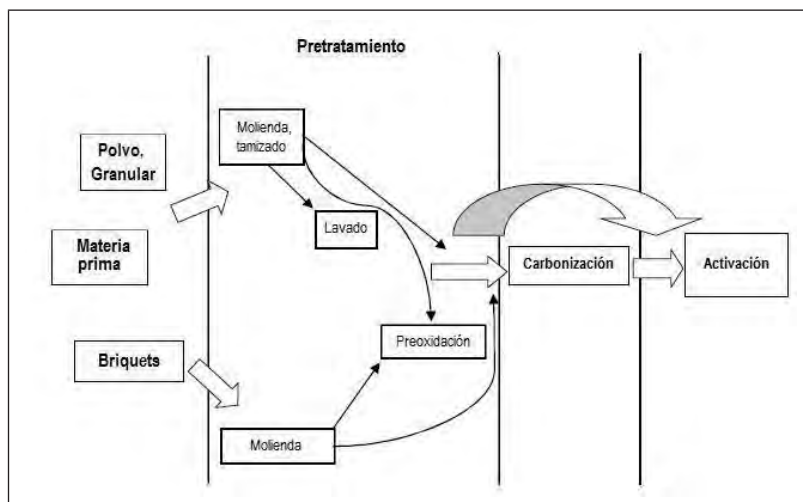
Fuente: Menéndez Díaz y Martín Gullón, 2006:18.

Los gases y vapores que primero se producen de un sólido son los productos primarios. Estos vapores provienen directamente de los fragmentos de la estructura carbonosa, así que hay muchas especies de radicales. Una vez que esta fracción se encuentra en fase de gas, estas especies pueden reaccionar entre sí, dependiendo de la temperatura de tratamiento y tiempo de residencia, para producir productos secundarios (cracking). A temperaturas medias (500 °C), son pocas las reacciones secundarias, y la fase gaseosa se compone principalmente de productos primarios estabilizados. En consecuencia, la composición del gas es altamente dependiente de los precursores utilizados en condiciones suaves. A medida que la temperatura aumenta, las reacciones secundarias se vuelven más importantes, obteniendo en condiciones extremas (por encima de 1000 °C) metano, hidrógeno y hollín. Si la temperatura es de entre 800-900 °C, productos intermedios suaves (poliaromáticos estabilizados) como son la formación de hollín, junto con olefinas, metano, hidrógeno, agua y óxidos de carbono son producidos. Si el tratamiento térmico se realiza a velocidades de calentamiento altas, las reacciones de craqueo son tan rápidas que el hollín puede ser depositado sobre las partículas de carbón. El conocimiento de lo que está sucediendo, en términos de reacciones químicas durante la carbonización es importante para la comprensión de las propiedades finales del material carbonoso final (Menéndez Díaz y Martín Gullón, 2006:17).

Activación

Básicamente, existen dos pasos principales para la preparación y la fabricación de carbón activado: 1) carbonización de la materia prima carbonosa por debajo de 800 °C en ausencia de oxígeno y 2) activación del producto carbonizado, que puede ser física o química y que se describen a continuación. El esquema principal para la producción de la activación se muestra en la Fig. 21.5.

Fig. 21.5 Esquema general para la producción de carbones activados térmicamente.



Fuente: elaboración propia.

Activación física

La activación física es un proceso de dos pasos. Se trata de la carbonización de un material de carbono seguido por la activación del carbón resultante a una temperatura elevada en presencia de gases oxidantes adecuados, como el dióxido de carbono, vapor, aire o sus mezclas (Haykiri-Acma *et al.*, 2006:1004;. Ahmedna *et al.* 2000:113; Marcilla *et al.*, 2000:429). En general, la activación física se lleva a cabo a temperaturas entre 600 y 900 °C. En esta activación, el carbón se oxida parcialmente con dióxido de carbono, vapor o aire. Estos gases reaccionan con los átomos de carbono y elimi-

nan parte de la masa de la superficie interna del sólido, en los llamados microporos incipientes y promueven la creación de un material microporoso bien desarrollado. Además, algunos microporos internamente bloqueados también pueden ser accesibles debido al “destape” de los mismos gracias a la temperatura. La velocidad de activación está condicionada por las características de los precursores y el agente activador. Cuando el paso de activación se realiza con oxígeno, se produce de forma simultánea monóxido de carbono y dióxido de carbono; debido a la alta entalpía, la temperatura de reacción es muy difícil de controlar, y a menudo la reacción se sale de control (auto ignición o temperatura descontrolada) dando lugar a que la reacción sea regida por la quema controlada y por la difusión del carbón sólo en la superficie de la partícula y no en la superficie interna, en consecuencia, la activación con oxígeno es escasamente aplicada. Para la activación con dióxido de carbono, la reacción heterogénea entre el carbono y el dióxido de carbono produce monóxido de carbono:



En función de las presiones parciales de los reactivos y productos, la temperatura en que la transición se lleva a cabo es de alrededor de 900 °C (incluso menores). Bajo control químico, el desarrollo de la porosidad alcanzada es tan alto como el que se puede obtener con vapor de agua (Rodríguez-Reinoso *et al.*, 1994:15).

Activación química

Otro paso para la activación de carbones es la vía química que involucra una reacción entre el precursor de carbono y un reactivo químico. A temperaturas en el rango de 400 a 900 °C la porosidad del material se puede desarrollar al mismo tiempo, y las transformaciones se producen durante el tratamiento térmico en una atmósfera inerte. En el proceso de activación química ambos procesos se llevan a cabo de forma simultánea, con el precursor siendo mezclado con agentes activadores químicos, y agentes deshidratantes y oxidantes (Tsai *et al.*, 1997:1198; Zhang *et al.*, 2004:53). La activación química ofrece varias ventajas, ya que se lleva a cabo en un solo paso, la combinación de carbonización y activación se realiza a temperaturas más bajas y por lo tanto, resulta en el desarrollo de una mejor estructura porosa. A pesar de las preocupaciones ambientales debidas a la utilización de agentes químicos para la activación, también podría ser discutido el hecho utilizar menos energía.

Los reactivos que más han sido utilizados por la industria son el cloruro de zinc, ácido fosfórico e hidróxido de potasio. Cada reactivo produce un desarrollo de poros muy diferentes. La viabilidad de los procesos de activación química depende en gran medida la recuperación eficiente de los reactivos para el reciclaje; esto implica la etapa de lixiviación posterior, seguida de una operación adicional que consiste en el secado del carbón lavado. Otros procesos de bajo volumen utilizan diversos ácidos de Lewis tales como el cloruro de aluminio y cloruro férrico con materiales fibrosos, como el rayón (un producto de la celulosa) para producir telas o fibras activadas (Menéndez Díaz y Martín Gullón, 2006:17).

Los agentes químicos ayudan a desarrollar la porosidad de carbones activados por medio de la deshidratación y la degradación, la mezcla de la sustancia química y el carbono se calientan a una temperatura máxima de alrededor de 750 °C. El uso de una temperatura más baja, en comparación con la activación física, se ve compensado por la interacción entre los compuestos químicos y la estructura carbonosa. Las principales ventajas de la activación química son el mayor rendimiento, menor temperatura de activación (menos costos de energía), menos tiempo de activación y, en general, un mayor desarrollo de porosidad; entre las desventajas se encuentran los costos de activación de los agentes y la necesidad de realizar una etapa de lavado adicional para eliminar el agente químico (Maciá-Agulló *et al.*, 2004:1367).

Activación por medio de *pirólisis* con vapor

El residuo en bruto es calentado a temperaturas moderadas (500-700 °C) bajo una corriente de vapor de agua puro, o se calienta entre 700-800 °C bajo un flujo único de vapor de agua. (Fan *et al.*, 2004:103; Savova *et al.*, 2001:133; Minkova *et al.*, 2001:53; El-Hendawy *et al.*, 2001:209; Marcilla *et al.*, 2000:429). La reacción de gasificación de vapor también ocasiona una “quema” de carbono (como reacción de combustión), y también sigue un patrón endotérmico (Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006:18).



Esta reacción ha sido ampliamente estudiada, no sólo para la activación de carbono, sino también porque es la principal reacción de desplazamiento del agua. Ya que esta reacción es endotérmica, la reacción fuera de control no tiene lugar. Además de

la reacción heterogénea, los productos gaseosos pueden reaccionar entre sí en la fase de gas, produciendo:



Sin embargo, la cinética de las dos reacciones de estos últimos es muy baja y casi no se lleva a cabo.

Con el fin de producir carbón activado, es necesario que la gasificación de vapor avance bajo un control químico para permitir el desarrollo de porosidad interna en las partículas de carbón. De lo contrario la reacción tendría lugar únicamente en la parte exterior de la partícula. Debido a la naturaleza específica de la gasificación de vapor de agua, el control químico se realiza a temperaturas relativamente altas. En consecuencia, el vapor puede ser considerado como un buen agente activador. En la mayoría de las situaciones, el control químico puede ser mantenido a temperaturas de hasta 900 °C. Porosidad interna (en términos de la superficie específica BET y volumen de microporos) aumenta con el grado de conversión, aunque el tamaño de microporos también aumenta, lo que indica que la activación se lleva a cabo a través de la porosidad. La forma en que se desarrolla la porosidad es similar para todos los carbones, pero no es exactamente la misma por varias razones. En primer lugar, cada carbón tiene un origen diferente y estructura química, por lo que los sitios activos no son los mismos. En segundo lugar, la mayoría de los precursores tienen un contenido mineral, que es capaz de catalizar la gasificación de vapor. Esta catálisis puede afectar un poco la forma en que se desarrolla porosidad (Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006:18).

La activación de vapor es el método más ampliamente utilizado para la producción de carbón activado en el mundo. Es el agente activante más barato y en términos de capacidad de adsorción, se llega fácilmente a áreas de superficie específicas de 1000 m²/g con un 50% de grado de conversión de activación (independientemente del rendimiento de carbonización), esto cuando un material en bruto con un contenido de cenizas inicial por debajo de 10% es utilizado. Básicamente, los carbones activados por vapor son materiales microporosos, con un tamaño de microporos que aumenta con el grado de activación, pero sin el desarrollo de mesoporos (Menéndez-Díaz y Martín Gullón, 2006:18).

Ejemplos de producción de carbón activado

Como se explicó anteriormente, distintos precursores pueden ser utilizados para producir carbón activado y el tipo de porosidad desarrollada está en función del tipo de método de activación aplicada. Generalmente de la activación con ácido fosfórico se obtiene un carbón con una mayor capacidad de adsorción que la activación térmica y una distribución de microporos de tamaño mayor (incluso en la gama baja mesoporos), mientras que KOH produce carbones con microporosos muy estrechos. Estas características, sin embargo, no pueden ser usadas para decir que la materia prima o que método de activación produce los mejores carbones en términos absolutos. De hecho, cada tipo de carbono es adecuado para una aplicación particular. Además, los aspectos económicos del proceso (incluyendo el costo de la materia prima) también juegan un papel importante en la selección del carbón más adecuado para una aplicación específica.

En la Tabla 21.1 se muestran diferentes residuos o sub-productos agrícolas que son usados como precursores para la preparación de carbón activado de bajo costo; así como las condiciones empleadas para su activación.

Tabla 21.1 Condiciones de activación para la obtención de carbones activados de bajo costo a partir de residuos agrícolas.

<i>Material precursor</i>	<i>Temperatura de Activación/ Tiempo</i>	<i>Agente acti- vante</i>	<i>Referencia</i>
Cáscara de nuez	450°C/1h(Carbonización) 800°C/6h(Activación)	CO ₂	Ahmedna et al., 2000:120.
Cáscara de Cas- sava	750°C(Carbonización)	KOH	Sudaryanto et al., 2006:736.
Moringa Oleifera	750°C/2h(Carbonización) 800°C/1h	Vapor	Warhurst et al., 1997:1042.
Cáscara de Ceiba pentandra	750°C/2h(Carbonización) 800°C/1h	Vapor	Madhava Rao et al., 2008:855.

AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

Hueso de aceituna	--	KOH	Martínez et al., 2006:25.
Hueso de aceituna	900°C/12h 850°C/	CO ₂ CaCl ₂	Juárez-Galán et al., 2009:520.
Trigo	127-375 °C	--	Lanzetta and Di Blasi, 1998:190.
Rastrojo de maiz	127-375 °C	--	Lanzetta and Di Blasi, 1998:190.
Aceituna	750 °C/2h	Vapor/CO ₂	Minkova et al., 2001:58.
Pino Radiata	950 °C	--	Cetin et al., 2004:2145.
Bagazo de caña de azucar	950 °C	--	Cetin et al., 2004:2145.
Cáscara de almendra	800 °C/1h	Vapor	Ahmedna et al., 2004:1066.
Hueso de albaricoque	800°C	Química (ZnCl ₂)	Aygun et al., 2003:193.
Cáscara de almendra	400°C(Carbonización) 800°C(Activación)	Física	Marcilla et al., 2000:438.
Paja	550°C(Lecho fluidizado)	--	Jensen et al., 2001:440.
Roble	700 °C	--	Zhang et al., 2004:56.
Cáscara de cacahuete	500°C(Carbonización) 700-900°C(Activación)	Física	Girgis et al., 2002:167.

PRODUCCION DE CARBON ACTIVADO

Cáscara de pistache	500°C(Carbonización) 900 °C/0.5h (Activación)	Física /CO ₂	Lua et al., 2004:283.
Cáscara de Macadamia	500°C	Química (ZnCl ₂)	Ahmadroup y Do, 1997:1725.
Mazorca de maiz	500°C/0.5h	Química (ZnCl ₂)	Tsai et al., 1997:1199.
Cascarilla de arroz	400°C/1h(Carbonización) 600°C/1h(Activación)	Vapor	Malik, 2003:241.
Cascarilla de arroz	600°C/3h	ZnCl ₂ /CO ₂	Yalcin y Sevinc, 2000:1944.

Fuente: elaboración propia.

Referencias

- Ahmadroup A, Do, D.D. (1997). “The preparation of activated carbon from Macadamia nutshell by chemical activation” en *Carbon*, Vol. 35, pp.1723–1732.
- Ahmedna, M., Marshall, W.E., Rao R.M. (2000). “Production of granular activated carbons from select agricultural byproducts and evaluation of their physical, chemical and adsorption properties” en *Bioresource Technology*, Vol.71, pp. 113–123.
- Ahmedna M., Marshall, W.E., Husseiny, A.A., Rao, R.M., Goktepe, I. (2004). “The use of nutshell carbons in drinking water filters for removal of trace metals” en *Water Research.*, Vol.38, pp. 1062–1068.
- Aygun, A., Yenisooy-Karakas, S., Duman, I. (2003). “Production of granular activated carbon from fruit stones and nutshells and evaluation of their physical, chemical and adsorption properties” en *Microporous and Mesoporous Materials*, Vol. 66, pp. 189–195.
- Babel, S., Kurniawan, T.A. (2003). “Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review” en *Journal of Hazardous Materials* Vol. 97, pp. 219–243.
- Bansal, R.C. and Goyal, M. (2005). “Activated carbon adsorption”. CRC Press Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA. 487 pp.

- Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R., Wall TF. (2004). "Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars" en *Fuel*, Vol. 83, pp. 2139–2150.
- Chuah, T.G., Jumariah, A., Azni, I., Katayon, S., Thomas Choong, S.Y. (2005). "Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview" en *Desalination*, Vol. 175, pp. 305–316.
- Crini, G. (2006). "Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review" en *Bioresource Technology*, Vol. 97, pp. 1061–1085.
- Dias, J.M., Alvim-Ferraz, M.C.M., Almeida, M. F., Rivera-Utrilla, J, Sanchez-Polo, M. (2007). "Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: A review" en *Journal of Environmental Management*, Vol. 85, pp. 833–846.
- El-Hendawy, A-N.A, Samra, S.E, Girgis, B.S. (2001). "Adsorption characteristics of activated carbons obtained from corncobs" en *Colloids Surface A: Physicochemical Engineering Aspects*, Vol.180, pp. 209–221.
- Fan, M., Marshall, W., Daugaard, D., Brown, RC. (2004). "Steam activation of chars produced from oat hulls and corn stover" en *Bioresource Technology*, Vol. 93, pp.103–107.
- Gao, N.F., Kume, S., Watari, K. (2005). "Zeolite–carbon composites prepared from industrial wastes: (I) Effects of processing parameters" en *Materials Science and Engineering: A*, Vol. 399, pp. 216–221.
- Girgis, B.S., Yunis, SS, Soliman, A.M. (2002). "Characteristics of activated carbon from peanut hulls in relation to conditions of preparation" en *Materials Letters*, Vol. 57, pp. 164–172.
- Gun'ko, V.M., Leboda, R., Skubiszewska-Zieba, J., Charnas, B., Oleszczuk, P. (2005). "Carbon adsorbents from waste ion-exchange resins" en *Carbon*, Vol. 43, pp. 1143–1150.
- Gupta, V.K., Mittal, A., Jain, R., Mathur, M., Sikarwar, S. (2006). "Adsorption of safranin-T from wastewater using waste materials-activated carbon and activated rice husks" en *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 303, pp. 80–86.
- Haykiri-Acma, H., Yaman, S., Kucukbayrak, S. (2006). "Gasification of biomass chars in steam–nitrogen mixture" en *Energy Conversion Management*, Vol. 47, pp. 1004-1013.
- Hayashi, J., Yamamoto, N., Horikawa, T., Muroyama, K., Gomes, V.G. (2005). "Preparation and characterization of high-specific-surface-area activated carbons from K₂CO₃-treated waste polyurethane" en *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 281, pp. 437–443.

- Ioannidou, O., Zabaniotou, A. (2007). "Agricultural residues as precursors for activated carbon production-a review" en *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 11, pp. 1966–2005.
- Jensen, P.A., Sander, B., Dam-Johansen, K. (2001). "Pretreatment of straw for power production by pyrolysis and char wash" en *Biomass Bioenergy*, Vol. 20, pp. 431–446.
- Johns, M.M., Marshall, W.E., Toles, C.A. (1998). "Agricultural by-products as granular activated carbons for adsorbing dissolved metals and organics" en *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol. 71, pp. 131-140.
- Juárez-Galán, J.M., Silvestre-Albero, A., Silvestre-Albero, J., Rodríguez-Reinoso, F. (2009). "Synthesis of activated carbon with highly developed "mesoporosity" en *Microporous and Mesoporous Materials* 117, pp. 519–521.
- Lanzetta, M., Di Blasi, C. (1998). "Pyrolysis kinetics of wheat and corn straw" en *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol.44, pp.181–192.
- Lua, A.C., Yang, T., Guo, J. (2004). "Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells" en *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 72, pp. 279–287.
- Maciá-Agulló, J.A., Moore, B.C., Cazorla-Amorós, D., Linares-Solano, A. (2004). "Activation of coal tar pitch carbon fibres: Physical activation vs. chemical activation" en *Carbon*, Vol. 42, pp. 1367–1370.
- Madhava Rao, M., Chandra Rao, G.P., Seshaiyah, K., Choudary, N.V., Wang, M.C. (2008). "Activated carbon from Ceiba pentandra hulls, an agricultural waste, as an adsorbent in the removal of lead and zinc from aqueous solutions" en *Waste Management*, Vol. 28, pp. 849–858.
- Malik, P.K. (2003). "Use of activated carbons prepared from sawdust and rice-husk for adsorption of acid dyes: a case study of Acid Yellow 36" en *Dyes Pigments*, Vol. 56, pp. 239–249.
- Marcilla, A., Garcia-Garcia, S., Asensio, M., Conesa, J.A. (2000). "Influence of thermal treatment regime on the density and reactivity of activated carbons from almond shells" en *Carbon*, Vol. 38, pp. 429–440.
- Martínez, M.L., Torres, M.M., Guzman, C.A., Maestri, D.M. (2006). "Preparation and characteristics of activated carbon from olive stones and walnut shells" en *Industrial Crops and Products*, Vol. 23, pp. 23–28.
- Menéndez-Díaz, J.A., Martín-Gullón, I. (2006). "Types of carbon adsorbents and their production", en Badosz, T.J. *Activated Carbon Surfaces in Environmental Remediation*. The City College of New York, New York, USA, Interface Science and Technology, Vol. 7, pp. 1-47.

- Minkova, V., Marinov, S.P., Zanzi, R., Bjornbom, E., Budinova, T., Stefanova, M. (2000). "Thermochemical treatment of biomass in a flow of steam or in a mixture of steam and carbon dioxide" en *Fuel Process Technology*, Vol. 62, pp. 45–52.
- Minkova, V., Razvigorova, M., Bjornbom, E., Zanzi, R., Budinova, T., Petrov, N. (2001). "Effect of water vapour and biomass nature on the yield and quality of the pyrolysis products from biomass" en *Fuel Process Technology*, Vol. 70, pp. 53–61.
- Mohan, D., Gupta, V.K., Srivastava, S.K., Chander, S. (2000). "Kinetics of mercury adsorption from wastewater using activated carbon derived from fertilizer waste" en *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 177, pp. 169–181.
- Mohan, D., Pittman Jr., C.U. (2006). "Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri-and hexavalent chromium from water" en *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 137, pp. 762–811.
- Mui, E.L.K., Ko, D.C.K., McKay, G. (2004). "Production of activated carbons from waste tyres-a review" en *Carbon*, Vol. 42, pp. 2789-2805.
- Pollard, S.J.T., Fowler, G.D., Sollars, C.J., Perry, R. (1992). "Low-cost adsorbents for waste and waste-water treatment—a review" en *Science of the Total Environment*, Vol. 116, pp. 31–52.
- Rodríguez-Reinoso, Molina-Sabio, M., Gonzalez, M.T. (1994). "The use of steam and CO₂ as activating agents in the preparation of activated carbons" en *Carbon*, Vol. 33, pp. 15-23.
- Savova, D., Apak, E., Ekinçi, E., Yardim, F., Petrova, N., Budinova, T. (2001). "Biomass conversion to carbon adsorbents and gas" en *Biomass Bioenergy*, Vol. 21, pp. 133–142.
- Sudaryanto, Y., Hartono, S.B., Irawaty, W., Hindarso, H., Ismadji, S. (2006). "High surface area activated carbon prepared from cassava peel by chemical activation" en *Bioresource Technology*, Vol. 97, pp. 734–739.
- Torres-Perez, J., Solache-Rios, Colin-Cruz, A. (2008). "Sorption and desorption of dye remazol yellow onto a mexican surfactant-modified clinoptilolite-rich tuff and a carbonaceous material from pyrolysis of sewage sludge" en *Water, Air and Soil pollution*, Vol. 187, pp. 303-313.
- Torres-Pérez, J. (2010). "Fabrication of activated carbons from agricultural wastes for micropollutants elimination". Tesis de Doctorado. Universite de Nantes, Francia. 220 pp.
- Tsai, W.T., Chang, C.Y., Lee, S.L. (1997). "Preparation and characterization of activated carbons from corn cob" en *Carbon*, Vol. 35, pp.1198–1200.

- Wang, Y.-H., Lin, S.-H., Juang, R.-S. (2003). „Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using various low-cost adsorbents” en *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 102, pp. 291–302.
- Warhurst, A. M., Fowler, G. D., McConnachie G. L., Pollard, S. J. T. (1997). “Pore structure and adsorption characteristics of steam pyrolysis carbons from *Moringa oleifera*” en *Carbon*, Vol. 35, pp. 1039-1045.
- Yalcin, N., Sevinc, V. (2000). “Studies of the surface area and porosity of activated carbons prepared from rice husks” en *Carbon*, Vol. 38, pp.1943–1945.
- Zhang, T., Walawender, W.P., Fan, L.T., Fan, M., Daugaard, D., Brown, R.C. (2004). “Preparation of activated carbon from forest and agricultural residues through CO₂ activation” en *Chemical Engineering Journal*, Vol. 105, pp. 53–59.

Fitorremediación de contaminantes orgánicos

C. Cano Rodríguez², G. Roa Morales³, A. Amaya Chávez², M. Lucero Chávez¹, M. del C. Jiménez Moleon¹, M. Islas Espinoza¹

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM).

² Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

³ Centro de Investigación Conjunto de Química Sustentable, UAEM-UNAM, Facultad de Química, UAEM

Resumen

El extensivo uso de compuestos químicos orgánicos sintéticos aplicados tanto en la industria, como en la agricultura y de uso doméstico han generado un incremento de la contaminación ambiental, provocando mayores riesgos de efectos nocivos a la salud humana y a los ecosistemas. Actualmente se han desarrollado alternativas tecnológicas para la remoción de los contaminantes, la recuperación de los sitios afectados y la protección del ambiente, entre ellas la biorremediación, que se basa en aprovechar las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar, acumular o transformar a los contaminantes a productos metabólicos inocuos o menos tóxicos. La fitorremediación es una de las vertientes de la biorremediación, puede aplicarse eficientemente para tratar sitios contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos, es un área interdisciplinaria prometedora donde convergen la biología, la microbiología, las ciencias ambientales, la ingeniería genética y la modelización tecnológica para hacerla una alternativa sustentable y rentable aplicándola sola o complementaria a otros métodos de remediación.

Introducción

El incremento en la generación de aguas residuales ha obligado a buscar y aplicar alternativas de tratamientos de depuración eficientes, autónomos y económicamente viables. Una opción tecnológica en desarrollo es la biorremediación, que utiliza sistemas biológicos naturales o mejorados genéticamente para degradar, transformar o eliminar sustancias peligrosas orgánicas e inorgánicas presentes en el suelo, agua y aire. Se han utilizado con éxito en el tratamiento de cuerpos de agua contaminados con sustancias orgánicas, a través de la utilización de enzimas y microorganismos que producen rupturas o cambios moleculares de las sustancias de importancia ambiental obteniendo compuestos de menor o ningún impacto ambiental (Fernández, 1999; Audet P. and Charest C., 2007). Actualmente se conoce un amplio número de técnicas de biorremediación, una de ellas es la fitorremediación.

Fitorremediación

El término fitorremediación hace referencia al uso de vegetación para el tratamiento *in situ* de suelos contaminados, sedimentos y del agua mediante la degradación o secuestro de sustancias peligrosas del ambiente (EPA, 2001; Cheng *et al.*, 2002; Sarla, *et al.*, 2002; Glick, 2003; Agunbiade, *et al.*, 2009).

En 1999, investigadores del grupo Interestatal de Cooperación, Tecnología y Regulación de Estados Unidos (ITRC, 2001), confirmó que la habilidad para reducir, estabilizar, secuestrar, degradar, metabolizar y mineralizar a los contaminantes usando fitotecnologías, es más rápida que la atenuación natural por sí sola. Otras ventajas que se atribuyen a la fitorremediación son:

- a) Bajo mantenimiento, pasivo, auto-regulación, sistema manejado por energía solar.
- b) Potencialmente aplicable en localidades remotas.
- c) Disminuye las emisiones al aire y agua, así como los residuos secundarios.
- d) Control de la erosión del suelo, las fugas hacia el agua superficial, infiltración, y emisiones de polvo.
- e) Aplicable simultáneamente a sitios con múltiples contaminantes.
- f) Creación de hábitat o restauración del suelo.
- g) Favorable percepción pública, mejoría de la estética del sitio y la reducción del ruido

- h) Aprobación regulatoria y de estándares
- i) Secuestro de dióxido de carbono y gases de efecto invernadero

Procesos de remoción de contaminantes orgánicos

La degradación de compuestos orgánicos ocurre usualmente en el ambiente, sin embargo, la velocidad de tales cambios de éstos presentes en sistemas acuáticos, es lenta, debido a las cargas constantes lo que provoca que la capacidad de degradación por medios naturales sea rebasada. Mediante una adecuada manipulación, los sistemas biológicos pueden ser mejorados para aumentar la velocidad de degradación y así utilizarlos en sitios con una elevada concentración de contaminantes.

Las plantas ayudan a la remoción de muchos contaminantes como metales, plaguicidas, explosivos e hidrocarburos en suelo y agua; también impiden que el viento, la lluvia y el agua subterránea expanda la contaminación a otras zonas (EPA, 2001). Se ha observado que la fitorremediación tiene mayor eficiencia en los sitios de poca profundidad con contaminación orgánica, nutrientes, metales y compuestos que son susceptibles a los diferentes procesos que se generan en las plantas para su remoción como son: la fitoestabilización, rizofiltración, fitoextracción, rizodegradación o bioremediación, fitotransformación, fitovolatilización, Fig. 22.1 (Schnoor, 1997; EPA, 2000).

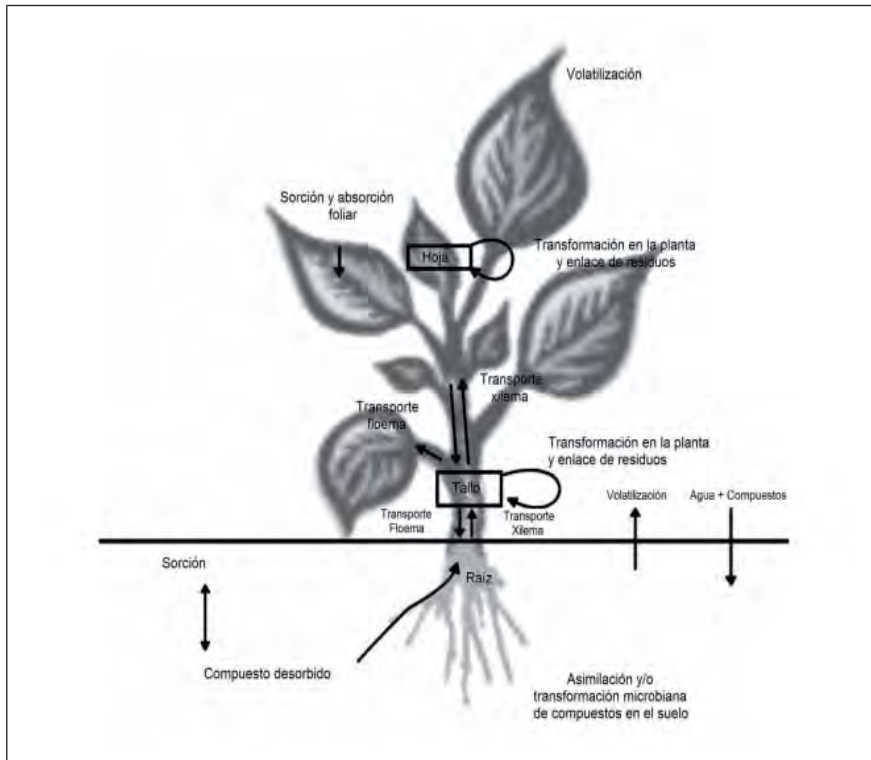
Fitoestabilización

Este proceso aprovecha la capacidad de las raíces de las plantas para alterar las condiciones del medio ambiente del suelo, tales como el pH y el contenido de humedad en el suelo. Los exudados de muchas raíces causan la precipitación de metales, reduciendo su biodisponibilidad. Una de las ventajas de esta estrategia es que la eliminación de material vegetal con metales ya no es necesaria. Al elegir y mantener una adecuada cobertura de las especies de plantas, junto con la adecuada enmiendas del suelo, puede ser posible estabilizar ciertos contaminantes (particularmente metales) en el suelo, y reducir la interacción de estos contaminantes asociados con biota. Susarla, *et al.* (2002), mencionan que la fitoestabilización se puede utilizar para minimizar la migración de contaminantes en los suelos.

Rizofiltración

La rizofiltración se refiere al uso de raíces de las plantas para adsorber, concentrar y precipitar metales tóxicos del agua superficial o subterránea. Las raíces de las plantas son capaces de remover grandes cantidades de plomo y cromo del suelo o del agua que pasa a través de la zona de la raíz. La rizofiltración ha sido empleada por Phytotech con girasoles en EE.UU, el Departamento de Energía utilizó la rizofiltración en el proyecto piloto con residuos de uranio en Ashtabula, Ohio, y en el agua de un estanque cerca de la planta nuclear de Chernobyl en Ucrania (Schnoor, 1997).

Fig. 22.1 Absorción potencial y vías de transformación en un sistema de fitorremediación



Fuente: Modificado de Dietz A.C. y Schnoor J.L., 2001.

Lagunas poco profundas han sido diseñadas como humedales y se mantienen como sistemas microbianos facultativos con bajos niveles de oxígeno disuelto en el sedimento. El agua subterránea ó residual se bombea a través del sistema para su tratamiento por rizofiltración. Por lo general, esta tecnología está diseñada para metales o residuos mezclados, pero es adecuado para residuos explosivos. El 2,4,6-trinitrotolueno (TNT) es un compuesto orgánico que adsorbe con fuerza a las raíces y no es translocado en un grado apreciable. Los humedales han sido aprobados en la Planta de Municiones del Ejército en Iowa Middletown, Iowa, para el TNT y el RDX (hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina) para limpiar suelo y agua subterránea (Schnoor, 1997).

Schnoor (1997), señala que los humedales se han utilizado con gran éxito en el tratamiento de los nutrientes, metales y contaminantes orgánicos durante muchos años. A largo plazo la utilización de las plantas de los humedales y las condiciones reductoras de sulfato como resultado un aumento en el valor del pH y una disminución en las concentraciones de metales tóxicos para el tratamiento de drenaje ácido de minas. Los sistemas de raíces y sedimentos en los humedales son facultativos (zonas aeróbicas y anaeróbicas) que facilita la absorción y la precipitación de los metales tóxicos.

Fitoextracción/fitoacumulación

La fitoextracción es la eliminación de un contaminante del agua subterránea o superficial y del suelo por medio de plantas, (Susarla, *et al.*, 2002). La fitoacumulación se produce cuando el contaminante que es absorbido por la planta no se degrada rápida o completamente, resultando una acumulación en la planta. La hiperacumulación de metales pesados como níquel, mercurio, cobre y cromo, se define como la acumulación de más de 0,1% en peso seco en el tejido vegetal (Maestri *et al.*, 2010 and Viivi *et al.*, 2010).

Algunas plantas pueden crecer en zonas contaminadas y tolerar la hiperacumulación de metales y otros compuestos como el perclorato (Susarla *et al.*, 1999). Otras plantas pueden morir o experimentar estrés severo bajo condiciones de hiperacumulación.

Si el objetivo es la remediación, las plantas hiperacumuladoras se deben cosechar después de que se compruebe que las plantas seleccionadas sean capaces de trasladar al contaminante desde la raíz al tejidopor encima del suelo (brotes y hojas). Si el contaminante permanece en las raíces su eliminación o recuperación pueden ser más difícil.

Rizodegradación o biorremediación

La rizodegradación es un tratamiento biológico de contaminantes por bacterias y hongos que mejoran la actividad en la rizosfera de ciertas plantas vasculares. La rizosfera es la zona de mayor densidad microbiana y actividad en la superficie de la raíz, y fue demostrada originalmente en leguminosas por Lorenz Hiltner en 1904. Las plantas y los microorganismos frecuentemente tienen relación simbiótica en la zona de las raíces o área de la rizosfera (Pérez *et al.*; 2002; Susarla, *et al.*, 2002).

Fitotransformación/fitodegradación

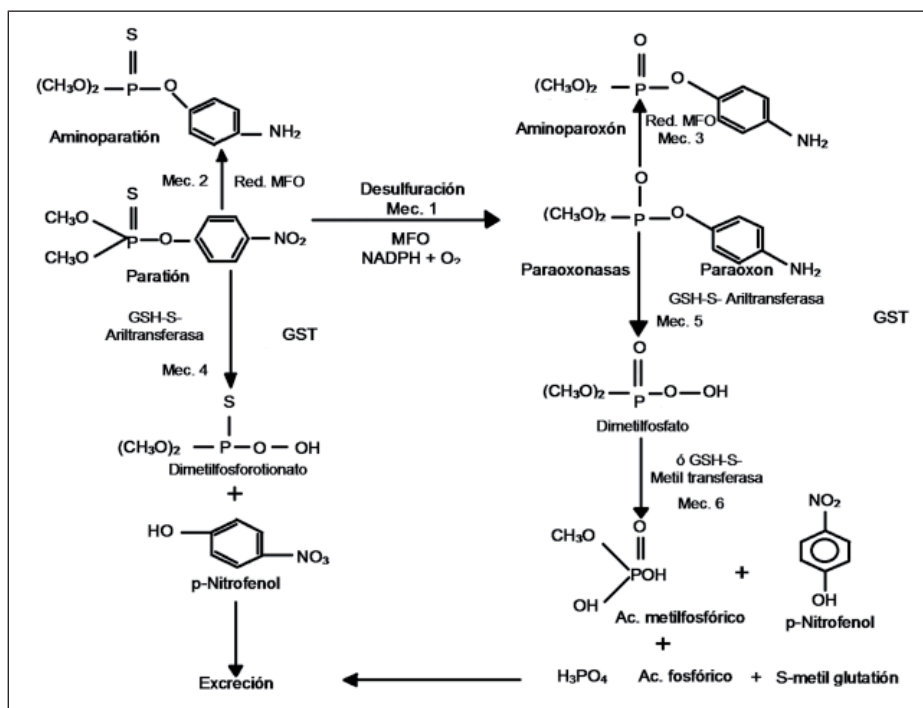
Un contaminante puede ser eliminado a través de la fitodegradación o la fitotransformación por enzimas de la planta. Las plantas pueden degradar anillos aromáticos en la ausencia de microorganismos: bifenil policlorados (PCB's) han sido metabolizados por los tejidos de plantas estériles, los fenoles han sido degradados por plantas de rábano, papa (*Solanum tuberosum*), y el rábano blanco (*Raphanus sativus*) que contiene peroxidasa. Los álamos (*Populus spp.*) son capaces de transformar el tricloroetileno en el suelo y el agua subterránea. Las enzimas de particular interés para la fitoremediación incluyen: (1) deshalogenasa (transformación de compuestos con cloro), (2) peroxidasa (transformación de compuestos fenólicos), (3) nitroreductasa (transformación de explosivos y otros compuestos nitrados), (4) nitrilasa (transformación de los compuestos aromáticos que contiene cianuro) y (5) fosfatasa (transformación de los plaguicidas organofosforados) (Susarla, 2002; Glick, 2003). Un ejemplo de la fitotransformación es la del plaguicida metil paratión (Fig. 22.2), que se lleva a cabo mediante una reacción de desulfuración oxidativa, con la ayuda del sistema isoenzimático citocromo P₄₅₀ (Fase I), resultando un producto más tóxico, el paraoxón. Las reacciones de conjugación (fase II) con glutatión, mediadas por las glutatión S-transferasas, son la principal vía de detoxificación en los organismos, participan las enzimas aril y alquiltransferasas. El paraoxón se transforma a dimetil fosfato más el aril-conjugado y/o a través de una N-desalquilación, se obtiene al derivado S-metil glutatión más ácido fosfórico, ácido fosforotióico y el producto monodesmetilado; o una dearilación, resultando productos el derivado arilglutatión más ácido fosfórico y ácido fosforotióico (Klaassen, 2001).

Fitovolatilización

La fitovolatilización es un mecanismo por el cual las plantas convierten un contaminante en una forma volátil, eliminando así la afectación del suelo o del agua, en una contaminación *in situ*, Susarla *et al.* (2002). Por ejemplo, las plantas, posiblemente en asociación con los microorganismos, puede convertir el selenio en seleniuro de dimetilo, que es una forma menos tóxica y volátil de selenio.

La fitovolatilización puede ser un medio útil, de bajo coste en la eliminación del selenio en los sitios contaminados con altas concentraciones. Del mismo modo, algunos plantas transgénicas (*Arabidopsis thaliana*) han convertido sales de mercurio orgánicas e inorgánicas a la forma volátil elemental.

Fig. 22.2 Biotransformación de MeP en mamíferos, insectos y plantas



Fuente: Hodson *et al.*, 1991; Ecobichon, 2003

Fitobombeo

El fitobombeo es otro mecanismo que puede ser utilizado para eliminar o minimizar la migración de contaminantes. En este caso, las plantas se utilizan como “bombas” orgánicas de extracción de grandes volúmenes de la contaminación del agua como parte del proceso de transpiración. El resultado es una reducción de la migración de los contaminantes en el agua subterránea, además de la potencial absorción. Las plantas que son capaces de absorber grandes cantidades de agua del suelo son las mejores para este propósito. Por ejemplo, el sauce (*Salix spp.*) puede utilizar hasta 200 litros de agua por día. Las plantas de estas características pueden ofrecer una alternativa de bajo coste para sistemas mecánicos de bombeo y tratamiento de suelos contaminados en los acuíferos poco profundos (Susarla, *et al.*, 2002).

Mecanismos combinados

En muchos casos, la fitorremediación consiste en combinaciones de los mecanismos descritos anteriormente. Por ejemplo, la fitoextracción y la fitovolatilización contribuyen con la disminución del exceso de selenio en el suelo, es probable que ambos procesos ocurran simultáneamente. El tratamiento de Tricloroetano (TCE) en el agua subterránea con árboles de álamos que requieren su extracción del agua subterránea por la planta (fitoextracción) y que también degrada el TCE dentro de la planta (fitodegradación). Otro ejemplo de ello es la degradación de PCB's por las células de la planta, así como por los microorganismos estimulados por las plantas, fitodegradación y rizodegradación (Susarla, *et al.*, 2002).

Humedales

Las plantas acuáticas superiores denominadas *macrofitas*, han mostrado ser eficientes en la descontaminación de aguas residuales agrícolas con nutrientes minerales como amonio, carbono y fósforo soluble, logrando disminuir los valores de fósforo hasta en un 80% (López, 2001).

Los sistemas de fitorremediación acuática pueden ser humedales construidos que son un complejo de sustratos saturados, vegetación emergente y subemer-

gente, animales y agua que simulan los humedales naturales (Núñez *et al.*, 2004). La evaluación de la fitoremediación en los humedales es compleja debido a las condiciones variables de la hidrología, tipo de suelo/sedimento, la diversidad de especies vegetales, la estación de crecimiento, y la química del agua. La fitoremediación a largo plazo se complica aún más por el proceso de sucesión ecológica de los humedales. Los estudios de fitoremediación sobre humedales han involucrado principalmente la microescala a nivel de laboratorio y de tecnologías, con la excepción de las comunidades de álamos plantados. Pocos estudios a gran escala se han ocupado de las acciones de remediación en las comunidades de los humedales naturales. Los hallazgos de laboratorio son alentadores con respecto a la fitoextracción y la degradación en la rizosfera y las enzimas en los tejidos vegetales (Williams, 2002).

Las macrofitas de los humedales, como la *Typha latifolia* “tule”, pueden también actuar como filtros biológicos protegiendo a los lagos, estuarios y agua subterránea y a la biota acuática (DeBusk, 1999; Milam *et al.*, 2004). Poseen sistemas enzimáticos capaces de biotransformar a los compuestos orgánicos como los organofosforados, (Gao *et al.*, 2000; Hoehamer *et al.*, 2005; Amaya-Chávez, *et al.*, 2006). Empleando *Typha spp.* para la eliminación de ibuprofeno en aguas residuales, Carvalho *et al.*, (2008), obtuvieron una remoción del 60% en las primeras 24 horas de iniciado el experimento y un 99% de remoción después de 21 días de exposición de la planta.

En México, Amaya-Chávez *et al.*, (2006) evaluaron la eficiencia de la macrofita *Typha latifolia* y microbiota asociada al rizoma para remover al metilparatión de solución acuosa y sedimento artificial, obteniendo una remoción del agua en el sistema de prueba significativamente mayor (94.83 %) que para el sistema testigo (27.5 %) en 14 días y de 87.9% del sedimento. La remoción del MeP del agua en el sistema con *Typha latifolia* se ajustó a un proceso de primer orden. Rodríguez-Monroy y Durán deBazúa, en el 2006, estudiaron la eliminación de nitrógeno, medido como nitrógeno total, nitrógeno amoniaca y nitratos en un sistema de humedales artificiales de flujo vertical con cinco reactores de 250 L. Dos utilizando carrizos (*Phragmites australis*) y dos tule (*Typha latifolia*) y un control sin plantas. El agua residual que emplearon fue una solución sintética con sulfato de amonio y fosfato monobásico de potasio, con una proporción de C:N:P de 6,4:1:1,0 y 230mg/L de DQO_s. Los resultados de remoción fueron satisfactorios ya que la eficiencia de depuración del nitrógeno como nitrógeno amoniacal fue de 91.6%, en forma de nitrógeno total de 90.8% y de nitratos de 92.5%, así como la DQO disminuyó en un 70 %. Guido-Zaráte, 2008, empleó la especie *Phragmites*

australis en un humedal artificial con agua residual sintética. La planta disminuyó en un 54% la DQO y la conductividad eléctrica en un 9.3%.

Biodisponibilidad de Contaminantes Orgánicos

La biodisponibilidad es la cantidad de un xenobiótico y velocidad con la que se absorbe en un organismo y es muy importante para su remoción de sitios contaminados. Los contaminantes orgánicos pueden absorberse en la raíz de las plantas tanto por mecanismos de transporte pasivos como activos. El transporte pasivo se realiza por “difusión simple” donde el impulso que tienen el xenobiótico para cruzar, es la diferencia de concentración entre uno y otro lado de la membrana celular. De acuerdo a la ley de Fick, el grado de penetración es directamente proporcional a la diferencia entre las concentraciones presentes de las moléculas a cada lado de la membrana. El grado de paso de las moléculas por difusión simple se ve influenciado por factores como la liposolubilidad del compuesto y su coeficiente de partición.

En el “transporte activo”, las moléculas o iones se mueven contra el gradiente electroquímico por lo que requiere de gasto energético y es mediado por proteínas acarreadoras. En algunos casos la energía es liberada de la molécula de ATP y en otros proviene de la energía potencial eléctrica asociada con el gradiente de concentración de un ion a través de la membrana, por ejemplo, el potencial eléctrico asociado al gradiente de concentración de sodio generado, a su vez, por la bomba de sodio-potasio. (Curtis *et al.*, 2001). La magnitud, eficiencia de la absorción y la distribución de compuestos químicos en las plantas vivas se ven influenciadas por:

1. Las propiedades físicas y químicas de los compuestos (solubilidad en agua, presión de vapor entre otros).
2. Las características ambientales (temperatura, pH, materia orgánica y el contenido de humedad en el suelo).
3. Las características de la planta (tipo de raíz y el de enzimas).

Mecanismos de tolerancia

Las plantas han desarrollado mecanismos de tolerancia para resistir y sobrevivir a la exposición a elementos potencialmente tóxicos, puede definirse como el resultado

de un proceso evolutivo que confiere a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos (Hall, 2002).

Los procesos de la acción tóxica pueden resumirse en dos grupos principales los que causan efectos en la integridad de la estructura celular (acción inespecífica) y los que afectan a la función celular (acción específica). Para evaluar la tolerancia de las plantas utilizadas en los procesos de remoción de los contaminantes, se utilizan ensayos de toxicidad con los que se conoce las relaciones dosis o concentración - efecto y dosis o concentración – respuesta, entendiéndose como efecto al cambio biológico evaluable por una escala de intensidad o severidad y respuesta como la proporción de la población expuesta que manifiesta un efecto definido, Klaassen, C.D. (2001), así como con del uso de “biomarcadores” que incluye cualquier medida que refleje una interacción entre un sistema biológico y un peligro potencial, el cual puede ser químico, físico o biológico. La respuesta medida puede ser funcional y fisiológica, bioquímica a nivel celular o de la interacción molecular. Los biomarcadores han sido clasificados en marcadores de exposición, de susceptibilidad y de efecto.

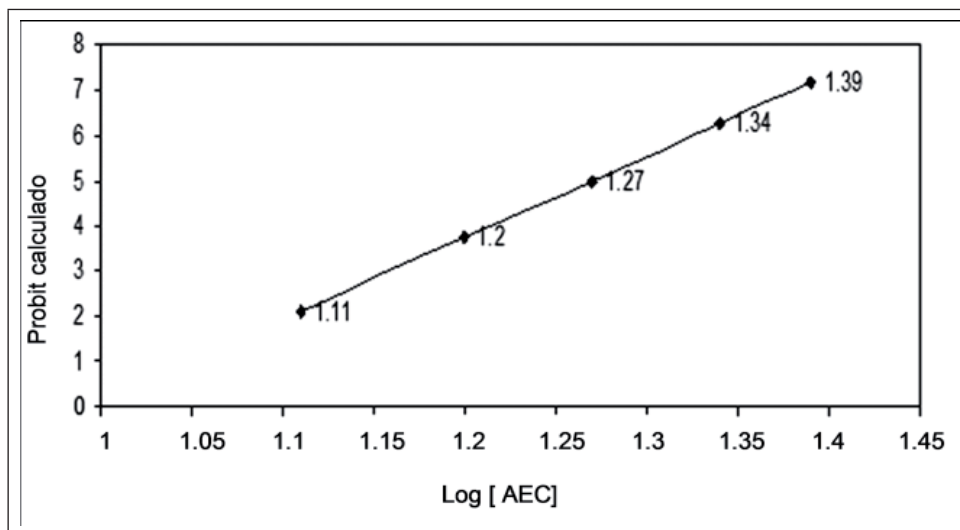
Fitotoxicidad

Para estimar el potencial toxicológico de los contaminantes en el agua se determina la toxicidad aguda, en donde se exponen a las plantas a diferentes diluciones del agua contaminada durante 15 días. El efecto de letalidad causada por los agentes tóxicos en una muestra, bajo condiciones de temperatura controlada, se determina comparándola con el crecimiento normal observado en un sistema libre de agentes contaminantes conocido como control. Dependiendo de las concentraciones probadas y réplicas se determina la CL_{50} .

Se realizó un estudio que tuvo como objetivo evaluar la toxicidad aguda de la macrofitas *Myriophyllum aquaticum* a la exposición de los contaminantes que quedan del agua residual industrial después de un tratamiento con electrocoagulación utilizando electrodos de hierro, para lo cual se colectaron plantas y se mantuvieron en condiciones de laboratorio. Las muestras de agua fueron tomadas de una planta de tratamiento de agua residual industrial (ARI), que se electrocoagularon empleando un reactor electroquímico en batch con electrodos de hierro, posteriormente se pasó a sistemas de fitorremediación que contenían seis plantas (peso promedio de 36 ± 1 g) expuestas a diferentes diluciones de ARI pretratada durante 15 días, aireación, pH 7.8 a 8.5 y condiciones de luz oscuridad natural, el experimento se realizó por triplicado. La respuesta obser-

vada fue el número de plantas que se secaron. La CL50 obtenida es de 18.62 % de agua electrocoagulada, con un Intervalo de confianza al 95% de 18.11% 19.13%, Fig. 22.3.

Fig. 22.3 Gráfica de las unidades probit calculadas en función del Log de la concentración del AEC.



Fuente: Valdés A., 2011.

La respuesta que tiene lugar en las plantas como consecuencia del efecto de los xenobióticos, se puede medir usando biomarcadores como: la alteración en la producción de los pigmentos fotosintéticos, el índice de crecimiento relativo y el estrés oxidativo asociado a la inducción de la formación de un exceso de especies reactivas de oxígeno. La tolerancia de la planta se observa por su capacidad de activar a sus sistemas enzimáticos para eliminarlos, (Turgut, 2007; Pernia *et al.*, 2008; Dordio *et al.*, 2009). Los resultados del estudio sugieren que aun después del pretratamiento con electrocoagulación con electrodos de hierro del agua residual industrial, presenta una capacidad toxica considerable, probablemente a las condiciones en que se realizó la electrocoagulación. La planta fue tolerante a la exposición al agua residual industrial pretratada a diluciones menores al 13%. Aún cuando los vegetales tienen la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos, es necesario probar su tolerancia a la exposición de los compuestos específicos que se requieren eliminar del agua, suelo o aire para tener mayor eficiencia del proceso.

Bibliografía

- Agunbiade, F.O.; I.O. Bamidele; O.A. Kayode (2009). “Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water”, en *Bioresource Technology*.100:4521–4526.
- Amaya-Chávez, A.; L. Martínez-Tabche; E. López-López; M. Galar-Martínez (2006).“Methyl parathion toxicity and removal efficiency by *Typha latifolia* in water and artificial sediments”, en *Chemosphere*.63(7):1124 – 1129.
- Arias, C.A.; B. Hans (2003). “Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales”, en *Ciencia en Ingeniería Neogranadina*. 13:17-24.
- Audet P.; C. Charest (2007).“Heavy metal phytoremediation from a metal-analytical perspective”, en *Environmental Pollution*.147: 231-237.
- Carvalho, A.; C. Costa; A. Dordio; R. Ferro; A.P. Pinto; D. Teixeira (2008). “Removal of ibuprofen from water by *Typha* spp”, en *Environmental analytical chemistry book of abstracts*.35th International symposium on bioremediation.Gdańsk, Poland, 22-26 June.
- Castillo Morales, G (ed) (2003). *Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México. D.F.
- Cheng, S; G. Wolfgang; K. Friedhelm; T. Manfred (2002).“Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals”, en *Ecological Engineering*. 18: 317–325.
- Curtis, H; N.S. Barnes; A. Schneck; G. Flores (2001).“Cómo están organizadas las células”. En: *Biología*. 6a ed. Ed. Panamericana, México, D. F. pág. 126–180.
- DeBusk, W.F. (1999). “Wastewater treatment wetlands: contaminant removal processes”. Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service.Institute of Food and Agricultural Sciences.University of Florida.
- Dietz, A.C.; J.L. Schnoor (2001) “Advances in phytoremediation”, en *Environmental Health Perspectives*. 109 (1):163 – 168.
- Dordio, A.V.; C. Duarte; M. Barreiros; A.J. Carvalho; A.P. Pinto (2009). “Toxicity and removal efficiency of pharmaceutical metabolite clorfibric acid by *Typha* spp.- Potential use for phytoremediation?”, en *Bioresource Technology*. 100: 1156-116.
- Environmental Protection Agency (2000) *Phytoremediation of organics action team. Phytoremediation sites profiles: Aberdeen pesticide dumps site*. Washington, DC.

- Environmental Protection Agency (2001) A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-98-011. Technology Fact Sheet Office of Solid Waste and Emergency Response. 6 p. U.S.A.
- Gao J.; W, Garrison; C. Hoehamer; C.S. Masur; N.L. Wolfe (2000). "Uptake and phytotransformation of organophosphorus pesticides by axenically cultivated aquatic plants", en *Journal of Agricultural Food Chemistry*. 48:6114-6120.
- Glick, B.R. (2003) "Phytoremediation: synergic use of plants and bacteria to clean up the environment", en *Biotechnology Advances*. 21(5):383- 393.
- Guido-Zarate, A.; C. Durán de Bazua (2008). "Remoción de contaminantes en un sistema modelos de humedales artificiales a escala laboratorio", en *Tecnología, Ciencia, Educación*. 23(001):15-22.
- Hall, J. (2002). "Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance", en *Journal of Experimental Botany*. 53: 1-11.
- Hodgson, E.; S.I. Silver; L, Butter; M.P. Lawton, P. Levy (1991). "Metabolism. En: handbook of pesticide toxicology". Volumen I. Academic Press. North Carolina, pág.107-120.
- Hoehamer, C.F.; C.S. Mazur, N.L. Wolf (2005). "Purification and partial characterization of an acid phosphatase from *Spirodela oligorrhiza* and its affinity for selected organophosphate pesticides", en *Journal of Agricultural Food Chemistry*. 53:90-97
- Interstate Technology and Regulatory Cooperation (ITRC) (2001). "Phytotechnology Technical and Regulatory Cooperation Work Group Phytotechnologies Work Team", en *Guidance Document*. Cincinnati, Ohio.
- Klaassen, C.D. (2001). *Casarett and Doull's Toxicology. The basic science of poisons*. 6a ed. Ed. McGraw-Hill, New York, USA. pág.763-810
- López-López, E.; E. Sedeño-Díaz, A. Nazario-Galindo, C. Cano-Rodríguez, J. Barragán, L. Favari (2001). "Nitrogen and Phosphorus remotion in a freshwater wetland in the system of reservoirs Los Carros-Cayehuacan, Morelos, México". *Memoria: First European Bioremediation Conference*. Chania, Creta, Grecia, 2-5. Julio.
- Maestri, E.; M. Marmiroli, G. Visioli; N. Marmiroli (2010). "Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment", en *Environmental and Experimental Botany*. 68:1-13.
- Milam, C.D.; J.L. Bouldin; J.L. Farris; R. Schulz; M.T. Moore; E.R. Bennett (2004). "Evaluating acute of methyl parathion application in constructed wetland mesocosms", en *Environmental Toxicology*. 19(5):471-479.
- Núñez, R.A.; Y. Meas; R. Ortega; E. Olguín (2004). "Fitorremediación de aguas contaminadas: fundamentos y aplicaciones", en *Ciencia*, 55 (3): 69-82.

- Pérez, J.; G. García; F. Esparza (2002). “Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación”. *Avance y Perspectiva*. 21:297-300.
- Rodríguez-Monroy, J.; C. Durán de Bazúa (2006). “Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco”, en *Tecnología, Ciencia, Educación*. 21(1): 25-33.
- Samardjieva, K.A.; J. Pissarra; M.L.P. Castro; F. Tavares (2011). “Insights into phytoremediation solutions for environmental recovery”, en *Recent Patents on Biotechnology*. 5(1):25-39
- Schnoor, J.L. (1997). “Phytoremediation, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center Series” – Technology Evaluation Report TE-98-01, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA, USA.pág. 43.
- Susarla, S.; V.F. Medina; S.C. McCutcheon (2002). “Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination”, en *Ecological Engineering* 18:647–658.
- Turgut, C. (2007). “The impact of pesticides toward parrotfeather when applied at the predicted environmental concentration”, en *Chemosphere*. 66:469–473.
- Valdés A. Evaluación de la toxicidad aguda provocada por los contaminantes de agua pretratada con electrocoagulación en *Myriophyllum aquaticum*. Tesis de la Licenciatura de QFB, Facultad de Química, UAEM. Dirigida por Amaya Chávez A.
- Viivi, H.H.; A.I. Tervahauta; S.O. Kärenlampi (2007). “Searching for genes involved in metal tolerance, uptake and transport”, en *Methods in Biotechnology*. 23(3): 265-289.
- Williams, J.B. (2002). “Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential”, en *Critical Reviews in Plant Sciences*.21(6):607-635

Fitorremediación de metales pesados

M. C. Jiménez Moleón¹, A. Jacobo¹, A. Amaya², M. T. Mota¹, M. Islas Espinosa¹, A. Contreras¹

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

² Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

Los metales pesados son contaminantes prioritarios en suelos y aguas debido a que representan un grave problema para el ambiente y la salud al ser altamente persistentes y presentar elevados niveles de bioacumulación. Su procedencia es muy variada, y en México, se asocian principalmente con vertidos ilegales, falta de plantas de tratamiento y corrosión de tuberías o depósitos.

La fitorremediación de aguas está tomando mucho auge en los últimos años ya que provee una solución económica, de fácil operación y ambientalmente amigable. Diversas plantas son capaces de reducir la concentración de metales en el medio, sin embargo la macrófita más citada es el lirio acuático, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, por su calidad de hiperacumulador de metales. Sin embargo, también ha sido considerada como la peor maleza acuática a nivel mundial, debido a su alta tasa de crecimiento y su rápida propagación, que ocasiona diversos problemas ambientales, económicos e, incluso, de salud.

En este capítulo, se muestra una revisión de la utilidad de esta planta tanto en sistemas de tratamiento como en medio natural para la eliminación de metales en medio acuático. Asimismo, se presentan los esfuerzos realizados dentro del Cuerpo Académico Tratamiento de Aguas y Control de la Contaminación del CIRA-UAEMEX, para evaluar su utilización y el reúso de la fitomasa contaminada, generando conocimiento nuevo que permita aprovechar los beneficios que provee, pero intentando aportar soluciones en la gestión de su uso, de manera que de residuo o plaga pueda pasar a ser una materia prima en campos tales como la enmienda de suelos o la nanotecnología.

Introducción

Existen varias tecnologías para remover los metales pesados de las aguas residuales, tales como precipitación química, adsorción sobre carbón activado, intercambio iónico y ósmosis inversa, pero tienen las desventajas de ser costosas y que los metales pesados son difíciles de extraer para utilización posterior; por el contrario, la fitorremediación es una tecnología alternativa que utiliza las plantas, y los microorganismos asociados a su rizosfera, para la descontaminación *in situ* de suelos y aguas con metales pesados y/o contaminantes orgánicos; que tiene como ventajas su relativo bajo costo, beneficios estéticos y su naturaleza no intrusiva.

Los mecanismos que las plantas utilizan para la depuración de contaminantes son (Akpor y Muchie, 2010:1807):

- **Fitoextracción o fitoacumulación**, consiste en la absorción de los contaminantes a través de las raíces, su traslocación y almacenamiento en los diferentes tejidos de la planta. Los contaminantes extraídos son principalmente metales pesados, aunque también puede extraerse cierto tipo de contaminantes orgánicos, elementos e isótopos radiactivos.
- **Rizofiltración**, se basa exclusivamente en hacer crecer las plantas, en cultivos hidropónicos. Se escogen plantas con alta tasa de crecimiento y área superficial suficiente para adsorber, absorber, concentrar y precipitar contaminantes.
- **Fitodegradación o fitotransformación**, mecanismo por el cual las plantas degradan o transforman las sustancias tóxicas en compuestos menos tóxicos, de forma que los contaminantes son parcial o completamente degradados o transformados, a través de reacciones enzimáticas que llevan a cabo plantas mediante procesos metabólicos internos o externos.
- **Fitoestimulación**, en este mecanismo, los exudados de las raíces (azúcares simples, aminoácidos, compuestos alifáticos y aromáticos, nutrientes, enzimas y oxígeno) estimulan el crecimiento de microorganismos, particularmente hongos y bacterias, capaces de degradar contaminantes orgánicos, causando la mineralización de los contaminantes.
- **Fitovolatilización**, algunas plantas son capaces de volatilizar ciertos contaminantes orgánicos e inorgánicos (como Hg y Se), contenidos en suelos, sedimentos o agua. Los contaminantes son absorbidos, metabolizados, transportados desde su raíz a sus partes superiores y liberados a la atmósfera a través de las hojas durante la transpiración.
- **Fitoestabilización**, este tipo de estrategia utiliza plantas que desarrollan un denso sistema de raíces, para reducir la biodisponibilidad de metales y otros

contaminantes en el ambiente por medio de mecanismos de secuestro, lignificación o humificación.

La eliminación de contaminantes metálicos en fase acuosa ocurre principalmente mediante fitoextracción, rizofiltración y fitoestabilización.

Desde el punto de vista biológico, dentro de los metales se distinguen dos grandes grupos: los considerados micronutrientes (oligoelementos) y los que no presentan una función biológica conocida. Los oligoelementos son aquellos que se requieren en cantidades pequeñas o trazas por parte de animales y plantas, siendo necesarios para que los organismos completen su ciclo vital, aunque si superan ciertos valores, se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están, entre otros, los elementos metálicos Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn; y no metales o metaloides como As, B, I, Sb y Se, entre otros. Los elementos que no llevan a cabo una función biológica conocida son aquellos que si se encuentran en seres vivos y que, aún en cantidades mínimas, producen graves disfunciones orgánicas, resultan altamente tóxicos y pueden acumularse en los organismos. Estos son principalmente Sb, Bi, Cd, Hg y Pb.

La presencia de metales en agua representa un problema ambiental serio porque no se degradan como los contaminantes orgánicos. Sin embargo, se ha observado que las plantas acuáticas flotantes son medios efectivos en la eliminación de metales en disolución, acumulándolos en sus tejidos. Además, presentan la ventaja de que la concentración de los metales que se encuentra en la planta es mayor que la del agua, con lo que sus límites de detección son menos restringidos, encontrándose en los rangos medibles analíticamente.

Sin embargo, la exposición de las plantas a metales pesados trae como consecuencia variadas respuestas biológicas, a nivel bioquímico, celular y fisiológico, cambios a los que se denomina biomarcadores. Los principales biomarcadores reseñados en plantas como respuesta a la exposición a metales pesados son el aumento en la peroxidación lipídica, variaciones en la relación clorofila/carotenoides, aumento en la concentración de ácido jasmónico (ácido cis-2-pent-2-enil-3 oxoclopenteniácético), nicotianamina, glutatión y otros tioles, aparición de péptidos quelantes y fitoquelatinas, así como aumento en la actividad o inhibición de las enzimas antioxidantes (Weber *et al.*, 2004:269; Smeets *et al.*, 2005:437; De la Rosa *et al.*, 2005:491; Mendoza y Moreno, 2006:919).

El lirio acuático- Su papel en la fitorremediación

De las plantas acuáticas flotantes, la macrófita dominante a lo largo de muchas regiones tropicales, la más citada y la que tiene un gran potencial de uso en el tratamiento de aguas es el lirio acuático, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Fig. 23.1). Esta planta tiene la habilidad de actuar como un filtro biológico para nutrientes, materia orgánica, metales pesados y tóxicos orgánicos.

Se acepta que el lirio acuático es originario de la cuenca del Amazonas, donde su población se controla por enemigos naturales como insectos y microorganismos. Sin embargo, a partir de 1800, su población se extendió debido a que los turistas adquirirían sus atractivas flores y las llevaban a sus lugares de procedencia como planta de ornato, llegándose a propagar rápidamente sobre todo en lugares con climas tropicales o subtropicales.

El lirio acuático es una macrófita libre flotadora, que puede enraizarse en pantanos poco profundos. En la Fig. 23.1, se muestra un esquema del lirio acuático, donde se pueden distinguir sus diferentes componentes.

El lirio acuático puede reproducirse vegetativa o sexualmente. La reproducción vegetativa es la más importante, toma lugar desde finales de primavera hasta el otoño, originándose a partir de una pequeña hoja (el estolón), que permanece junto a la madre hasta que se desprende por acción del viento u otros factores físicos, creándose así las denominadas “plantas hijas” que son capaces de generar más estolones.

La reproducción sexual se lleva a cabo a través de semillas cuyo número es muy variable, desde 3 hasta 450. Una baja producción de semillas se obtiene cuando la planta está expuesta a altas temperaturas y baja humedad, mientras que su rango óptimo de generación se encuentra bajo una humedad del 90% y temperaturas entre 22.5 y 35.0 °C (Fritrioff *et al.*, 2005:265). La germinación ocurre principalmente a mediados de verano y principios de otoño. Las semillas son liberadas en el agua y se hunden pudiendo permanecer inactivas en los sedimentos por más de 20 años, sin afectar su viabilidad.

Fig. 23.1 Lirio acuático



a). Partes aéreas:

Pecíolo: con un ensanchamiento inferior de tejido aerénquima que ayuda a su flotación, que cuando la colonia es densa no se hincha.

Lámina: es la parte superior de la hoja (verde brillante y cerosa, de forma ovalada).

Tallo: parte que sostiene las flores.

Flores: zigomórficas, de color azul-púrpura/lila (franjas amarillas), forman espigas: 4-25 flores.



b) Partes acuáticas:

Raíces: llegan a ser el 50% de la biomasa, contienen pigmentos solubles (antocianinas) que las protege de los herbívoros.

Rizoma: tallo horizontal que une dos conjuntos de hojas.

Fuente:

Además, su tasa de crecimiento es una de las mayores de cualquier planta conocida, señalándose rangos de productividad de 38-64 g p.s./m²·d (Sooknah y Wilkie, 2004:27), dato especialmente significativo si además se considera que el lirio acuático tiene un promedio de humedad del 93%.

Por todo lo anterior, el lirio acuático está reconocido actualmente como una de las plantas más dañinas a nivel mundial debido a los múltiples problemas que ocasiona: dificultad para la recreación, impedimento del transporte marino, bloqueo de canales y ríos (propiciando las inundaciones), obstrucción de tomas de irrigación y sistemas de abastecimiento, pérdidas de calidad y cantidad de agua, destrucción de hábitats, reducción de la biodiversidad y riesgos para la salud de humanos y ganado, al propiciar la atracción de mosquitos y otros vectores, favoreciendo la proliferación de enfermedades como malaria, esquistosomiasis y filariasis linfática, que se encuentran entre los mayores problemas de salud pública en países en vías de desarrollo de clima tropical.

El lirio acuático ha llegado a representar un conflicto en Australia, África (este, oeste y sur); Asia (sur y sureste) y, en América (en el sur de Estados Unidos, México y Suramérica), por lo que ha sido declarada la peor maleza acuática a nivel mundial. Aún así, sigue siendo extensamente estudiado al ser un hiperacumulador de metales.

Las plantas hiperacumuladoras son capaces de absorber niveles de metales más altos que el promedio, para lo que deben de cumplir con las siguientes características (Agumbiade *et al.*, 2009:4521):

Tener la propiedad de bioacumulación (relación de las concentraciones planta/hábitat > 1)

Alcanzar una concentración total mayor o igual a 1000 mg/kg de masa seca.

Tener una buena traslocación, la concentración de metales en las partes aéreas de la planta debe ser mayor que la de las raíces.

Además, debido a los efectos que los metales tienen sobre las plantas, los hipercumuladores deben de ser capaces de concentrar altos niveles de metales en sus tejidos, y esto se debe a que pueden destoxificarlos y resistir la entrada de los metales pesados en las células, aunque el proceso puede dañarlas. Esta destoxificación varía dependiendo del metal, de manera que la tolerancia de la planta al metal está relacionada posiblemente con la unión de este en la pared celular, la tolerancia de la membrana al metal, el mecanismo de transporte a través de la membrana, el flujo activo de metales para las células de las plantas, la tolerancia de las enzimas al metal, la acumulación de metales en vacuolas, la quelación de metales con ligandos orgánicos e inorgánicos y la precipitación de compuestos del metal con baja solubilidad (Kvesitadze *et al.*, 2006:1).

En el caso del lirio acuático, los elementos almacenados en las raíces pueden ser trasladados a otros tejidos de la planta donde quedan inmóviles en las paredes celulares o se destoxifican por quelación con proteínas y péptidos. Sin embargo, cuando las concentraciones de los metales en lirio le son perjudiciales aparecen signos de estrés que se pueden observar a simple vista, como palidez y manifestación de coloración amarilla o café, sobre todo en las hojas (clorosis). Además, se pueden presentar efectos como bajas tasas de transpiración y/o de crecimiento, disminución de la elongación de las raíces o inhibición de la síntesis de la clorofila y de la fotosíntesis, entre otros (Wang *et al.*, 2007:82; Pernía *et al.*, 2008:112; Hadad *et al.*, 2009:504).

Factores que afectan la acumulación de metales por lirio acuático

La fitorremediación de metales depende de factores como:

- Grado de contaminación del sitio.
- Capacidad de planta para interceptar, absorber y acumular metales.
- Disponibilidad del metal para la captación en las raíces, regida por su solubilidad en fase acuosa.
- Interacción entre hábitat, metales y planta (controlada por las condiciones climáticas).
- Traslocación de los metales desde la raíz a los brotes de la planta.

Experimentos de laboratorio realizados con lirio acuático han demostrado que tiene una habilidad asombrosa para acumular metales (Cordes *et al.*, 2000:297; Costa *et al.*, 2003:283; Soltan y Rashed, 2003:321; Lima *et al.*, 2005:115; Rosano *et al.*, 2007:51; Tiwari *et al.*, 2007:253; Jiménez-Moleón *et al.*, 2008a, 2008b, 2010a:243, 2010b:243; Agumbiade *et al.*, 2009:4521), sobre todo en la parte de las raíces.

La capacidad de purificar aguas contaminadas que posee el lirio acuático depende de su crecimiento, que está en función principalmente de la temperatura y la disponibilidad de nutrientes (Costa *et al.*, 2003:283). Al exponer una cantidad baja de biomasa ante determinada concentración de metal en agua, es de esperarse que la acumulación de metal por unidad de biomasa sea comparativamente alta. De esta manera, una planta de biomasa relativamente alta tiene una capacidad de captación de metal mayor, aunque resulte en una concentración de metal más baja por unidad de masa (Fritrioff *et al.*, 2005:265).

El lirio obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo siendo N, P, junto con los iones K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} , los más importantes. A diferencia de las plantas terrestres, en las plantas acuáticas no se ha establecido una relación N:P:K óptima, aunque sí se conoce que su crecimiento es más sensible al abastecimiento de P, que al de N. Sin embargo, el lirio acuático puede establecerse y sobrevivir en cuerpos de agua con niveles muy bajos tanto de nitratos como de fosfatos (Moran, 2006:109). Aunque, el abastecimiento de nutrientes es indispensable, una vez que el lirio los acumula, es capaz de sobrevivir incluso en agua destilada durante varias semanas (Soltan y Rashed, 2003:321; Jiménez-Moleón *et al.*, 2008a; 2008b; 2010a 2010b).

Las temperaturas mínima y máxima de crecimiento del lirio acuático son 12 y 35°C, siendo el rango óptimo de 25 a 30°C (Tiwari *et al.*, 2007:253). Además, este es un factor que influye claramente sobre la acumulación, de manera que al elevarla, mejora su capacidad de sorción, probablemente porque al aumentar la temperatura prospera su biomasa y, por tanto, el área de sorción; asimismo, se incrementa el metabolismo y la síntesis de proteínas, lo que puede resultar en la presencia de sitios adicionales de captación en las membranas (Marschner, 2011:1).

En cuanto a los niveles de pH, el rango óptimo para su crecimiento es 6 - 8 (Malik, 2007:122). Este parámetro es importante tanto para el proceso de generación de nuevas plantas como para el incremento de la biomasa. Se sabe que el lirio puede sobrevivir en un rango de pH de 3 a 10, aunque el valor óptimo para su crecimiento es 7. En cuanto al pH adecuado para la sorción de metales, en general, se ve influido por la movilidad de dichos metales a esos valores de pH, es decir, a su solubilidad y biodisponibilidad. Por otro lado, también diversos autores han reportado que el lirio acuático es capaz de volver prácticamente neutro el medio donde vive (Cordes *et al.*, 2000:297; Jiménez-Moleón *et al.*, 2008b, 2010a:243, 2010b:243), en las primeras 72 horas, siendo generalmente menor su capacidad de neutralización a pH extremos que aquellos más cercanos a la neutralidad.

Por último, la salinidad es una limitación importante en el crecimiento de *Eichhornia crassipes*. Por lo que, en las regiones costeras, niveles de salinidad de 6-8‰ le son letales (Olivares y Colonnello, 2000:242; Fritrioff *et al.*, 2005:265).

El lirio acuático como bioindicador ambiental

Un bioindicador es un organismo vivo que permite cuantificar y calificar el nivel y evolución de la contaminación presente en un sistema acuático determinado en virtud de su sensibilidad diferencial a diversas sustancias tóxicas. Tratándose de corrientes de agua, los indicadores biológicos casi siempre son referidos por grupos de organismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas, sean estas de origen orgánico o inorgánico; natural o de influencia humana. En dichos organismos, o las poblaciones de éstos, se puede conocer y observar los efectos acumulativos a lo largo del tiempo, ya que miden directamente los parámetros requeridos en un momento dado y ofrecen resultados altamente confiables.

Son muchas las especies que desde hace siglos se han identificado y utilizado para detectar la existencia de sustancias tóxicas y, consecuentemente, inferir sobre la calidad y condiciones de un ambiente contaminado. Así, las plantas, como organismos sedentarios, base de las cadenas alimenticias, sensibles a las variaciones ambientales, reaccionan más rápido ante la presencia de contaminantes que otros organismos, lo que las convierte en elementos idóneos para el monitoreo de la contaminación (Ferrat *et al.*, 2003:187; Gianazza *et al.*, 2007:179; Pernía *et al.*, 2008:112).

De manera que, al aplicar esto a los ecosistemas acuáticos, se vuelve de vital importancia el estudio de la acumulación de los metales pesados en las macrófitas. Las plantas acuáticas condicionan las propiedades fisicoquímicas del agua y la estructura de otras comunidades bióticas (por ej. zooplancton y peces), mediante la regulación de los intercambios entre los ecosistemas terrestres y acuáticos.

En cuanto a la captación de metales, las plantas acuáticas son primordialmente importantes para el análisis de contaminación, ya que la concentración de estas sustancias en su interior es más alta que en el medio. Además, los metales son utilizados como indicadores de contaminación ambiental, ya que, su presencia en algas, moluscos o peces, se usa para establecer el grado de contaminación del ambiente acuático. En especial, los metales pesados tienen un gran significado como indicadores de la calidad ecológica de todo flujo de agua debido a su toxicidad y especialmente a su comportamiento bioacumulativo.

Así, el lirio acuático es considerado un bioindicador por varias razones, entre ellas, está que son relativamente abundantes, tienen el tamaño suficiente para ser observados con equipamientos sencillos sin necesidad de microscopios; son muy sensibles a perturbaciones; tienen un ciclo de vida lo suficientemente largo como para ser afectados por las condiciones de la calidad del agua; están relativamente inmóviles; tienden a formar distintas comunidades que están asociadas con condiciones físicas y químicas muy particulares; son fáciles de recolectar y existen relativamente amplios conocimientos sobre sus métodos de evaluación y taxonomía. El biomonitoreo utilizando al lirio como indicador tiene diferentes niveles de intensidad, cubriendo diferentes rangos respecto a la perspectiva temporal y espacial. Ya que se puede tomar como referencia para el análisis el crecimiento de la planta, la observación de las características morfológicas y la traslocación de los metales, que dependen de factores tales como las características ambientales y los parámetros fisicoquímicos del cuerpo de agua donde se encuentran (Rodríguez y Jenssen, 2005:275).

Son mucho más escasos los estudios en medio natural que los llevados a cabo en laboratorio, sin embargo, a continuación, se mencionan alguno de ellos. Lima *et al.* (2005:115) evaluaron la relación lirio-agua-sedimento en el río Almendares (Cuba), obteniendo que la acumulación de Pb, Zn, Cu y Cd en la raíz de la planta era similar a la hallada en los sedimentos del río. En el Lago de Bhopal (India), Tiwari *et al.* (2007:253) determinaron las concentraciones de Pb, Cr, Zn, Mn y Cu en aguas superficiales, sedimentos y *E. crassipes*, obteniendo que Pb, Zn y Mn fueron los metales que mostraron una mayor afinidad hacia la bioacumulación. Rosano *et al.* (2007:51) determinaron la acumulación de diferentes metales traza en lirio acuático presente en la presa Valsequillo (México), encontrando que el factor de bioacumulación decrecía en el orden: Mn > Fe > Zn > Cr > Ni > Cu y que esta capacidad de acumulación se concentró en raíz, significando el 42.54% del total. En un estudio realizado en los canales secundarios de Xochimilco (México), Quiroz *et al.* (2008:127) determinaron que la presencia o ausencia de lirio acuático afectó significativamente los valores de pH, oxígeno disuelto y temperatura; no teniendo influencia en los demás parámetros (conductividad, CO_3^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_2^- y NO_3^-). Por último, Agumbiade *et al.* (2009:4521) evaluaron diez metales (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V y Zn) en agua, raíces y hojas de lirio en una zona costera del estado de Ondo (Nigeria), encontrando que las concentraciones de los metales en los tejidos de la planta fueron mucho más altos que sus correspondientes concentraciones en el agua con factores de bioacumulación mucho mayores a 1, por lo que consideraron a *Eichhornia crassipes* una buena fitorremediadora en cuerpos de agua.

A pesar de su buen funcionamiento como acumulador de metales pesados, el lirio acuático, al igual que cualquier otro organismo que se utilice en la fitorremediación

de agua, tiene un grave problema, debido a que la contaminación cambia de lugar, pasa a concentrarse en la planta y esta, al morir y degradarse, vuelve a incorporar el metal al ecosistema o al sistema de tratamiento. Por lo que es necesario encontrar una forma efectiva de reuso o disposición de la biomasa vegetal contaminada.

Investigaciones realizadas en CIRA

Por todo lo anteriormente expuesto, un Grupo de Investigadores del CIRA, dentro del Cuerpo Académico “Tratamiento de aguas y control de la contaminación” decidió comenzar a desarrollar una Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento (LGAC) sobre Fitorremediación de metales pesados. Hasta el momento, se ha trabajado con lirio acuático y se ha contado con la colaboración de diferentes investigadores en otros Centros, como en el Instituto de Física de la UNAM, campus Cuernavaca; el Instituto de Ecología de Veracruz y la Facultad de Química de la propia UAEM.

Las investigaciones se realizaron en el marco de proyectos financiados por CONACYT, la FESE o por la UAEM, así como por recursos propios de los investigadores involucrados. Todo lo anterior, orquestado alrededor de la formación de Recursos Humanos especializados dentro de los posgrados en Ciencias del Agua, a través de las siguientes tesis de grado de Maestría y Doctorado:

- Título de la tesis: Absorción de Fe^{2+} y Mn^{2+} a través del Lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.
- Alumna: María Teresa Mota González
- Posgrado: Maestría en Ciencias del Agua
- Dirección: Dra. María del Carmen Jiménez Moleón y Dr. Jorge Antonio Ascencio Gutiérrez
- Justificación: Los metales con mayor presencia en las aguas superficiales y subterráneas del Valle de Toluca son Fe y Mn (Jiménez-Moleón *et al.*, 2007a y b:882), de tal suerte que incluso limitan su uso para consumo humano (Jiménez-Moleón *et al.*, 2007 a y b:882). El uso de la fitorremediación podría dar una solución eficiente, económica y ambientalmente amigable. Por otro lado, la posibilidad de encontrar nanopartículas metálicas en el tejido de las plantas (así como establecer la influencia de las condiciones fisicoquímicas) daría una solución a la disposición de la fitomasa contaminada y contribuiría a cambiar el apelativo del lirio acuático desde plaga a materia prima.
- Estado: Terminada, graduación en octubre de 2008.
- Resultados:

- Jiménez-Moleón M. C., Mota-González M. T., Vázquez-Mejía G. y Fonseca-Montes de Oca G. 2008a. Absorción de Fe por lirio acuático: Influencia de la concentración inicial. Memorias del VII Congreso Internacional, XIII Congreso Nacional y III Congreso Regional de Ciencias Ambientales. Chihuahua, México (en CD).
 - Jiménez-Moleón M. C., Mota-González M. T., Vázquez-Mejía G. y Fonseca-Montes de Oca G. 2008b. Absorción de Fe por lirio acuático: Influencia del pH inicial. Memorias del VII Congreso Internacional, XIII Congreso Nacional y III Congreso Regional de Ciencias Ambientales. Chihuahua, México (en CD).
 - Jiménez-Moleón M. C., Mota-González M. T. y Ascencio-Gutiérrez J. A. 2010a. Manganese absorption by water hyacinth and its study as a raw material in nanotechnology. *Water pollution X*, 135, 243-252.
 - Jiménez-Moleón M. C., Mota-González M. T. y Ascencio-Gutiérrez J. A. 2010b. Manganese absorption by water hyacinth and its study as a raw material in nanotechnology. *Transactions on Ecology and the Environment*, 135, 243-252.
- Título de la tesis: Acumulación de Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Cd, Ni en *Eichhornia crassipes* de cuerpos de agua en el curso alto del Río Lerma
 - Alumna: Araceli Contreras Ponce
 - Posgrado: Maestría en Ciencias del Agua
 - Dirección: Dra. María del Carmen Jiménez Moleón y Dr. Jorge Antonio Ascencio Gutiérrez (asesor Nanotecnología)
 - Justificación: La cuenca del Alto Lerma, desde 1990, es considerada como una de las más contaminadas del Estado de México y del país. Son numerosas las industrias que descargan sus aguas residuales en el Río Lerma, que también recibe alta carga orgánica por los aportes de aguas municipales y residuos de fertilizantes y plaguicidas. Dentro de los desechos antropogénicos que transporta el Río Lerma están los metales pesados (Barceló *et al.* 2004; Zarazúa, 2008:1); y buena parte de los cuerpos de agua de la cuenca están infestados con lirio acuático, por lo que se quiso utilizar esta planta como bioindicador de contaminación e intentar correlacionar los resultados de acumulación con los parámetros de calidad de agua del cuerpo de agua infestado. Asimismo, ahondar en la posibilidad de que el lirio acuático genere nanopartículas metálicas en su interior de manera natural, profundizando en el muy reciente puente creado entre Ciencias del Agua/biología-nanotecnología (Mirkin y Taton, 2000:626), aumentando significativamente el valor socioeconómico del lirio acuático, al posibilitar su explotación incluso en lugares donde crece de manera natural.
 - Estado: Terminada, graduación en noviembre de 2010.
 - Título de la tesis: Fitorremediación de Cd y Ni por medio de lirio acuático.

- Alumna: Adriana Jacobo López
- Posgrado: Maestría en Ciencias del Agua
- Dirección: Dra. María del Carmen Jiménez Moleón y Dra. Araceli Amaya Chávez (asesora Fitotoxicidad)
- Justificación: De todos los metales pesados interesantes por su efecto sobre el ambiente, se trabajó con Cd y Ni, al ser unos metales muy frecuentes en los efluentes industriales y causar fuertes problemas de salud. De hecho, la legislación europea (Lessmann, 2009) los recoge como contaminantes de interés a tener en cuenta, es decir, aquellos que hay que monitorear en corrientes y corrientes de agua naturales. Dicha legislación divide los contaminantes en tres categorías: (a) Sustancias peligrosas prioritarias. Donde se incluye un único metal: Cd; (b) Sustancias a ser examinadas como peligrosas prioritarias. Donde no aparece ningún metal y (c) Sustancias prioritarias. Donde se incluye un único metal: Ni.
Asimismo, fue la primera vez que se trabajó con biomarcadores de fitotoxicidad
- Estado: Terminada, graduación en diciembre 2010.
En la actualidad, el Grupo de Investigación está explorando nuevas alternativas de utilización de la gran biomasa proveniente de la eliminación física del lirio acuático de los cuerpos de agua infestados o el utilizado en sistemas de tratamiento de aguas residuales, por medio de la composta y vermicomposta de este material vegetal. Cabe hacer mención que, en México y en el mundo, este tema es absolutamente prioritario por el volumen actual del problema, la rapidez de su propagación y la dificultad de su solución. De hecho, por el difícil manejo de este problema ambiental, diversos investigadores han llegado a la conclusión que no es un asunto de erradicar la plaga del lirio acuático en medio natural, si no de gestionarlo.
Por tanto, en el marco de los Proyectos 3120/2011, financiados por la FESE y la UAEM, se están desarrollando las siguientes tesis:
- Título de la tesis: Efecto de la proporción adicionada y la presentación de lirio acuático (seco y libre de ácidos grasos volátiles) sobre la composta de lodo residual municipal
- Alumna: Patricia Peña Pichardo
- Posgrado: Maestría en Ciencias del Agua
- Estado: Protocolo registrado en julio 2011, fase experimental en desarrollo.
- Título de la tesis: Compostaje-lombricompostaje de lirio acuático y lodo residual: efecto de la proporción y la presentación de la planta (fresca, seca y parcialmente digerida).

- Alumna: Adriana Fabiola Tello Andrade
- Posgrado: Doctorado en Ciencias del Agua- antecedentes de licenciatura
- Estado: Protocolo registrado en agosto 2011, fase experimental en desarrollo.
- Título de la tesis: Estudio de los efectos de la densidad de lombriz y la relación superficie/volumen en un vermirreactor de alta tasa alimentado con lirio acuático seco y lodo residual precomposteados
- Alumno: José Caballero Viñas
- Posgrado: Doctorado en Ciencias del Agua- antecedentes de maestría
- Estado: Protocolo enviado a registro en diciembre 2011, fase experimental en desarrollo.

Cabe hacer mención que, en esta etapa, el Grupo de Investigación propuso unir al intento de reutilización de la gran cantidad de fitomasa que se produce en los cuerpos de agua infestados con lirio acuático, otro tema prioritario: los lodos residuales municipales. Intentando, con el esfuerzo conjunto, aportar una opción de gestión viable a estos dos problemas ambientales tan relevantes en la actualidad en México y el mundo, con especial énfasis en los países en desarrollo con climas templados.

Agradecimientos

Las investigaciones aquí referidas no se podrían haber llevado a cabo sin el financiamiento otorgado por el CONACyT (Proyecto 91184), la FESE (Proyecto 3379/2013E) y la UAEM (Proyectos 3120/2011 y 3449/2013CHT).

Bibliografía

- Agumbiade Foluso O., Bamidele I Olu-Owolabi y Kayode O. Adebowale (2009) "Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* in metal-contaminated coastal water" en *Bioresource Technology*, 100, 4521-4526.
- Akpor O.B. y M. Muchie (2010) "Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications" en *International Journal of the Physical Sciences*, 5, 1807-1817.
- Barceló Icela D.; Anne L.S. Bussy; Hugo E. Solís; Pedro Ávila y Edgar López-Galván (2004) "Clasificación de especies químicas del cadmio y cobre en afluentes de la presa J.A. Alzate en el estado de México, México" en XXIX Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). San Juan, Puerto Rico, USA (en CD, sin número de página).
- Cordes Kevin, Aradhana Mehra, Margaret Farago y Dipak K. Banerjee (2000) "Uptake of Cd, Cu, Ni and Zn by the water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms from pulverized fuel ash (PFA) leachates and slurries" en *Environmental Geochemistry and Health* 22, 297-316.
- Costa R.H.; C.T. Zanotelli; D.M. Hoffmann; P. Belli-Filho; C.C. Perdomo y M. Rafikov (2003) "Optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds" en *Water Science and Technology* 48(2), 283-289
- De la Rosa Guadalupe, Alejandro Martínez-Martínez, Helvia Pelayo, José R. Peralta-Videa, Blanca Sánchez-Salcido y Jorge L. Gardea-Torresdey (2005) "Production of low-molecular weight thiols as a response to cadmium uptake by tumbleweed (*Salsola kali*)" en *Plant Physiology and Biochemistry*, 43, 491-498.
- Ferrat L., C. Pergent-Martini y M. Roméo (2003) "Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses" en *Aquatic Toxicology*, 65, 187- 204.
- Fritrioff A.; L. Kautsky y M. Greger (2005) "Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submerged plants" en *Environmental Pollution*, 133, 265-274
- Gianazza Elisabetta, Robin Wait, Andrea Sozzi, Simona Regondi, Dolores Saco, Massimo Labra y Elisabetta Agradi (2007) "Growth and protein profile changes in *Lepidium sativum* L. plantlets exposed to cadmium" en *Environmental and Experimental Botany*, 59, 179-187.
- Hadad H.R., M.A. Maine, M. Pinciroli y M.M. Mufarrege (2009) "Nickel and phosphorous sorption efficiencies, tissue accumulation kinetics and morphological effects on *Eichhornia crassipes*" en *Ecotoxicology*, 18, 504-513.

- Jiménez-Moleón María del Carmen, Lucía García-Cervantes y Rosa María Fuentes-Rivas (2007a) “Presencia de metales pesados en fuentes de abastecimiento de agua potable del Valle de Toluca” en Memorias del VI Congreso Internacional, XII Congreso Nacional. Chihuahua, México (en CD, sin número de página).
- Jiménez-Moleón María del Carmen, Lucía García-Cervantes y Rosa María Fuentes-Rivas (2007b) “Presencia de metales pesados en fuentes de abastecimiento de agua potable del Valle de Toluca” en Memorias en extenso del VI Congreso Internacional, XII Congreso Nacional, 882-887 (on line). http://www.fz.uach.mx/ANCA2007/MEMORIAS_PDF/MEMORIAS%20de%20163-169.pdf
- Jiménez-Moleón María del Carmen, María Teresa Mota-González, Guadalupe Vázquez-Mejía y Reyna María Guadalupe Fonseca-Montes de Oca (2008a) “Absorción de Fe por lirio acuático: Influencia de la concentración inicial” en Memorias del VII Congreso Internacional, XIII Congreso Nacional y III Congreso Regional de Ciencias Ambientales. Cd. Obregón, México (en CD, sin número de página).
- Jiménez-Moleón María del Carmen, María Teresa Mota-González, Guadalupe Vázquez-Mejía y Reyna María Guadalupe Fonseca-Montes de Oca (2008b) “Absorción de Fe por lirio acuático: Influencia del pH inicial” en Memorias del VII Congreso Internacional, XIII Congreso Nacional y III Congreso Regional de Ciencias Ambientales. Cd. Obregón, México (en CD, sin número de página).
- Jiménez-Moleón María del Carmen, María Teresa Mota-González y Jorge Antonio Ascencio (2010a) “Manganese absorption by water hyacinth and its study as a raw material in nanotechnology” en *Water pollution X*, 135, 243-252.
- Jiménez-Moleón María del Carmen, María Teresa Mota-González y Jorge Antonio Ascencio (2010b) “Manganese absorption by water hyacinth and its study as a raw material in nanotechnology” en *Transactions on Ecology and Environment*, 135, 243-252.
- Kvesitadze George, Gia Khatisashvili, Tinatin Sadunishvili, Jeremy J. Ramsden (2006) “Biochemical mechanisms of detoxification in higher plants: Basis of phytoremediation”, Springer, USA.
- Lessmann Dieter. Curso “Freshwater Restoration Ecology” (23 al 27 febrero 2009) Salazar, México.
- Lima Lázaro, Susana Olivares, Isaida Columbie, Daniel De la Rosa y Reinaldo Gil (2005) “Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el río Almendares, Ciudad Habana, Cuba” en *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3), 115 –124.
- Malik Anushree (2007) “Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth” en *Environment International*, 33, 122–138.

- Marschner Petra (2011) "Marschner's Mineral nutrition of higher plants".3rd ed. Academic Press, USA.
- Mendoza D. G. y R. Moreno (2006) "Control of glutathione and phytochelatin synthesis under cadmium stress. Pathway modeling for plants" en *Journal of Theoretical Biology*, 238, 919-936
- Mirkin Chad A. y T. Andrew Taton (2000) "Materials chemistry: semiconductors meet biology" en *Nature*, 405, 626-627
- Moran, P. (2006) "Water nutrients, plant nutrients on indicators of biological control on water hyacinth at Texas field sites" en *Journal of Aquatic Plant Management*, 44, 109-114.
- Olivares Elizabeth y Giuseppe Colonnello (2000) "Salinity gradient in the Mánamo River, a dammed tributary of the Orinoco Delta, and its influence on the presence of *Eichhornia crassipes* and *Paspalum repens*" en *Interciencia*, 25, 242-248.
- Pernía Beatriz, Andrea de Sousa, Rosa Reyes y Marisol Castrillo (2008) "Biomarcadores de contaminación por cadmio" en *Interciencia*, 33(2), 112-119.
- Quiroz Agustín, María Guadalupe Miranda y Antonio Lot (2008) "Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms Laubach" en *A*, 25, 127-133.
- Rodríguez C y P.D Jenssen (2005) "The effect of water hyacinths for wastewater treatment under Cuban climatic conditions" en *Water Science and Technology*, 51(12), 275-282.
- Rosano Genoveva, Pedro Ávila, Guadalupe Zavala, Patricia Santiago, Gerardo Canizal y Jorge A. Ascencio (2007) "Inorganic nanoparticles induced naturally in water hyacinth: structural y chemical study" en *Journal of Bionanoscience*, 1, 51-59.
- Smeets Karen, Ann Cuypers, Ann Lambrechts, Brahim Semane, Peter Hoet, André Van Laere y Jaco Vangronsveld (2005) "Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application" en *Plant Physiology and Biochemistry*, 43, 437-444.
- Soltan M. E. y M.N. Rashed (2003) "Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations" en *Advances in Environmental Research*, 7, 321-334.
- Sooknah Reeta D. y Ann N. Wilkie (2004) "Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater" en *Ecological Engineering*, 22, 27-42.
- Tiwari Suchi, Savita Dixit, y Neelam Verma (2007) "An effective means of biofiltration of heavy metal contaminate water bodies using aquatic weed *Eichhornia crassipes*" en *Environmental Monitoring and Assesment*, 129, 253-256.

- Wang Min, Jinhua Zou, Xuchuan Duan, Wusheng Jiang y Donghua Liu (2007) “Cadmium accumulation and its effects on metal uptake in maize (*Zea mays* L.)” en *Bioresource Technology*, 98, 82-88.
- Weber Michael, Emiko Harada, Christoph Vess, Edda von Roepenack-Lahaye y Stephan Clemens (2004) “Comparative microarray analysis of *Arabidopsis thaliana* and *Arabidopsis halleri* roots identifies nicotianamine synthase, a ZIP transporter and other genes as potential metal hyperaccumulation factors” en *Plant Journal*, 37, 269-281.
- Zarazúa Graciela (2008) “Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el Curso Alto del Río Lerma”. Tesis de Doctorado. CIRA-UAEM, México.

Programas de doctorado en ciencias del agua impartidos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA)

M. C. Jiménez Moleón

Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

Resumen

A continuación, se presentan los programas educativos de nivel doctorado que se han impartido y se siguen impartiendo en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) de la Universidad Autónoma del Estado de México, incluyendo la evolución de los Planes de Estudio hasta el que se encuentra vigente en la actualidad (diciembre de 2011). Por último, se analizan los resultados y la trascendencia de los posgrados en Ciencias del Agua considerando áreas de influencia, formación de Recursos Humanos y reconocimientos recibidos.

Introducción

El Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) fue oficialmente establecido en enero de 1993 como una dependencia académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM, 1993:1), siendo el primer Centro de Investigación y Estudios Avanzados de dicha Facultad. El CIRA se pudo crear como resultado de los grandes esfuerzos realizados por nuestra máxima casa de estudios, la Universidad Laval de Québec (Canadá) y la Organización Universitaria Interamericana-

na, entre otras instituciones, para crear en Iberoamérica (se ha concretado en México), centros de alto nivel especializados en el problema prioritario del agua.

El CIRA nace con la misión de conjuntar experiencias y conocimientos para preservar la calidad y mejorar la distribución del agua en el Estado de México, en el país y en América Latina, convirtiéndose en un centro de investigación, docencia, extensión académica y servicios a la comunidad. Pero, especialmente contrajo la tarea de proveer a la UAEM de posgrados de calidad, sustentados por una investigación trascendente en Ciencia y Tecnología del Agua.

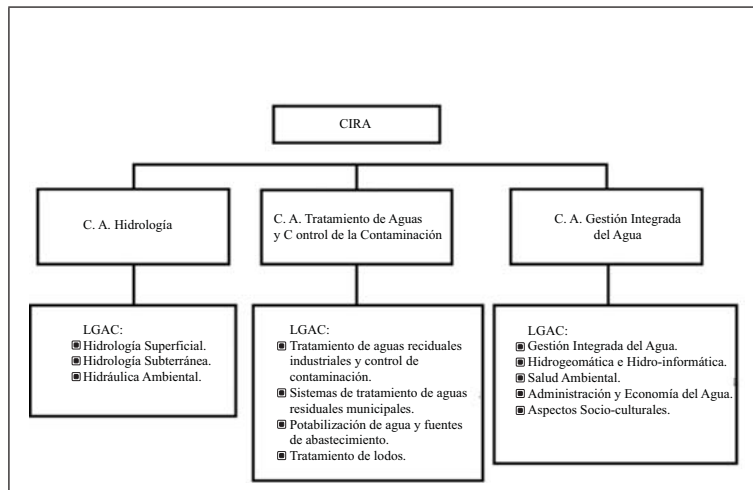
Para conseguir tal fin, el CIRA cuenta en la actualidad con 18 doctores y 4 maestros especialistas en diferentes áreas del conocimiento, agrupados en tres Cuerpos Académicos (CA) (Fig. 24.1). A su vez, estos son responsables de las diferentes áreas de énfasis en los posgrados en Ciencias del Agua, existiendo una total congruencia y correspondencia entre la investigación realizada en el seno de los CA y la formación recibida por los Recursos Humanos especializados generados en los posgrados. Evidentemente, sólo los profesores-investigadores con doctorado son responsables de los Programas de doctorado ofertados en CIRA.

Una fortaleza excepcional tanto de CIRA como de los posgrados que aquí se imparten, es la baja endogamia del Claustro Académico y, sobre todo, la diversidad y complementariedad de los campos de especialización de su profesorado, lo que se traduce en una riqueza docente e investigadora que repercute en los conocimientos recibidos por los estudiantes formados en los Programas Educativos en Ciencias del Agua de CIRA.

La totalidad del Claustro Académico de CIRA tiene reconocimiento de Profesor con Perfil Deseable o con perfil Suficiente (máximos reconocimientos para Doctores y Maestros, respectivamente), que otorga la Secretaría de Educación Pública, dentro del Programa PROMEP (Programa de Mejoramiento del Profesorado), atestiguando la gran calidad del Cuerpo Docente de CIRA. Adicionalmente, y contrastando la trascendencia de la investigación realizada en CIRA, el 60% de los doctores son miembros vigentes del Sistema Nacional de Investigadores (SNI) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Como se puede observar en la Fig. 24.1, cada uno de los tres CA de CIRA tiene claras Líneas de Generación y Aplicación del Conocimiento (LGAC), alrededor de las cuales se articulan los diferentes grupos de trabajo para desarrollar proyectos colegiados que conlleven a la publicación conjunta de resultados, así como la formación de recursos humanos especializados dentro de los posgrados en Ciencias del Agua. La relevancia y trascendencia de estos CA se traduce en el hecho de que todos están reconocidos por la SEP-PROMEP constituyendo, por tanto, una de las áreas de fortaleza de la UAEM.

Fig. 24.1 Estructura de Investigación y Docencia dentro de CIRA



Fuente: elaboración propia.

El grado de consolidación de cada uno de los CA, evidentemente, es función del grado de especialización (Maestría o Doctorado) de los profesores-investigadores que lo componen y de la antigüedad promedio que cada uno de ellos tiene dentro de CIRA. Así, el primer CA en recibir el reconocimiento de “Consolidado”, en el año 2000, fue el de Hidrología, con 7 doctores y 1 maestro, con antigüedades promedio de 14 y 8 años, respectivamente; el CA “Tratamiento de aguas y control de la contaminación”, con 9 doctores y 2 maestras, con antigüedades promedio de 10 y 16 años, respectivamente, logró la acreditación de “Consolidado”, en el año 2010; mientras que el CA “Gestión integrada del agua”, se encuentra en formación ante la SEP-PROMEP, al contar con 2 doctores y 1 maestro, con antigüedades promedio de 5 y 3 años, respectivamente.

Con este importante capital humano, con diferentes formaciones y experiencias, se crearon y desarrollaron los posgrados en Ciencias del Agua, cuyas estructuras y resultados se pasan a revisar.

Doctorado en ingeniería-área ciencias del agua

El Doctorado en Ingeniería tiene el honor de ser el primer doctorado de la UAEM, aprobado por el H. Consejo Universitario en 1995, sólo dos años después de la constitución de CIRA. En ese momento, se creó con dos áreas de énfasis Estructuras y Ciencias del

Agua que, desde el principio se crearon y desarrollaron de manera absolutamente independiente. El Doctorado en Ingeniería-área Ciencias del Agua (DI-CA), también hizo historia en la UAEM al graduar al primer Doctor de nuestra máxima casa de estudios, el 21 de enero de 2000. Este programa pionero en nuestra máxima casa de estudios, se estuvo ofertando hasta el primer semestre de 2007.

De hecho, el DI-CA solicitó su ingreso al entonces Padrón de Excelencia de CONACYT, acreditando su calidad desde ese mismo año de 1995, donde se mantuvo durante toda la vigencia del Padrón, ingresando posteriormente al siguiente programa de acreditación de calidad establecido por el CONACYT: el Programa Institucional de Fortalecimiento del Posgrado (PIFOP). Además, fue parte de los posgrados promocionados por la Secretaría de Relaciones Exteriores y reconocido, hasta que dejó de ofertarse, como Programa de Excelencia por el Programa Hidrológico Internacional (PHI-UNESCO).

El DI-CA sólo se podía cursar con antecedentes de Maestría (única opción reconocida por la UAEM en ese momento); sin embargo, sí existía la posibilidad de realizar el pase directo desde la Maestría en Ciencias del Agua, si el alumno (con el visto bueno de su equipo de dirección) presentaba la solicitud ante el Comité de Admisión y Supervisión (CAS), órgano máximo de evaluación, deliberación y decisión académica del programa. El CAS designaba un Comité evaluador para revisar el grado de avance de la investigación realizada y la pertinencia de que pasara a ser un trabajo doctoral por los avances y posibilidades de desarrollo planteados. El Comité remitía sus conclusiones al CAS y, si así lo consideraba pertinente, este aprobaba su paso al doctorado.

El DI-CA tenía una duración de tres años, divididos en periodos cuatrimestrales, con tres Programas Terminales de Formación:

- a) Tratamiento de agua.
- b) Hidrología.
- c) Uso eficiente.

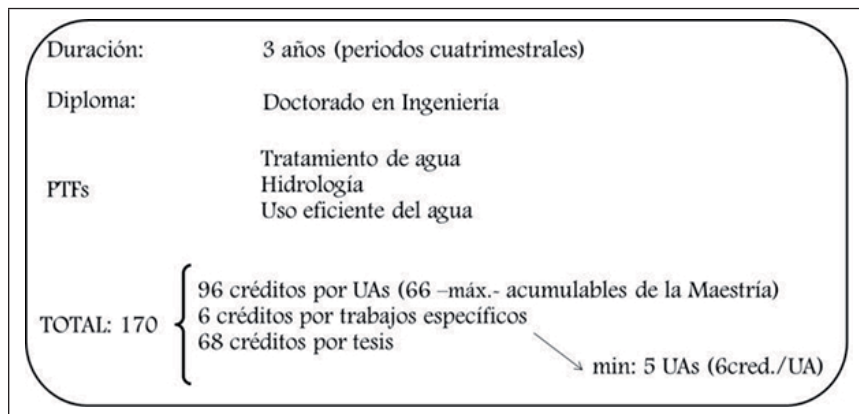
El Claustro Académico responsable de cada uno de estos programas terminales fue formado únicamente por los doctores graduados; el número de profesores-investigadores del Claustro se fue incrementando a través de nuevas contrataciones o por la obtención del grado del personal ya adscrito al CIRA.

Al ser un programa con orientación a la investigación, estaba estipulado en su Plan de estudios que la mayor parte del tiempo, los alumnos lo dedicaran a esta actividad.

Cumpliendo con la legislación universitaria vigente en 1995 (UAEM, 1984:10), el DI-CA consideraba un total de 170 créditos (Fig. 24.2), de los cuales, 96 se otorgaban por UAs (unidades de aprendizaje o cursos), aunque se le podían convalidar al estudiante un máximo de 66 créditos, por la Maestría cursada. Este aspecto era juzgado por el CAS en el momento del ingreso, por lo que, si la Maestría cursada era la de Ciencias del Agua u otra afín que mereciera la convalidación máxima de créditos, el alumno únicamente estaba obligado a obtener 30 créditos por UAs dentro del programa.

Todas las UAs consideradas en el DI-CA tenían el mismo valor crediticio (6 créditos), repartidos en horas teóricas y prácticas, según la naturaleza del curso. Cada uno de los programas terminales de formación tenía su propia lista de Unidades de Aprendizaje (UA), siendo completamente flexible la selección de las cinco UAs obligatorias a cursar durante el programa (30 créditos totales por UAs = 5 UAs x 6 créditos/UA). Pero ya siendo un programa moderno, su estructura curricular ya tenía considerada la movilidad y, se podían elegir UAs de un Programa Terminal de Formación (PTF) diferente al de especialización, del propio DI-CA o de un Programa Doctoral diferente, incluso del extranjero, a través de los Cursos Monográficos y los Temas Selectos. Todo lo anterior, para personalizar la formación y que esta fuese la más adecuada al tema de investigación a desarrollar durante su doctorado. Para verificar todo lo anterior, el Plan de Estudios personalizado de cada estudiante era propuesto por el tutor académico del estudiante (director de tesis) y era el CAS el que procedía a analizar su pertinencia, pedir aclaraciones y/o modificaciones y, finalmente, autorizar el plan de estudios del estudiante de nuevo ingreso.

Fig. 24.2 Resumen curricular del DI-CA

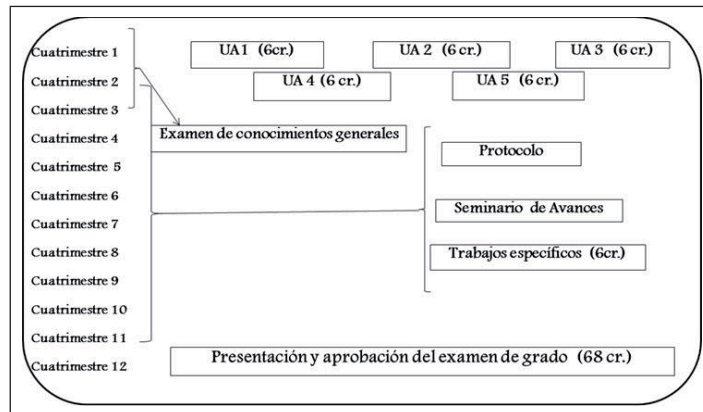


Fuente: elaboración propia.

Como se puede ver en la Fig. 24.2, además de los créditos por UAs, para completar el programa el estudiante tenía que presentar trabajos específicos, por valor de 6 créditos (Artículos publicados en revistas, Memorias en extenso en Congresos, Capítulos de libro, Monografías, desarrollos de software, etc.). Para los trabajos que no habían sido sometidos a procesos previos de arbitraje, el CAS nombraba una comisión de tres profesores-investigadores para evaluar la calidad del material presentado. Asimismo, el CAS verificaba la calidad, trascendencia y el ámbito del trabajo publicado, otorgándose el máximo de 3 créditos a los artículos en revistas indexadas. Los 68 créditos finales se otorgaban con el trabajo de tesis, acreditándose cuando el Director de la Facultad de Ingeniería (organismo del que CIRA es dependencia académica) firmaba el oficio de liberación de impresión.

En la Fig. 24.3, se presenta el mapa curricular del DI-CA, con la temporalidad prevista en el programa para cubrir los requisitos para la obtención del grado.

Fig. 24.3 Diseño curricular del DI-CA



Fuente: elaboración propia.

Como se puede observar en la Fig. 24.3, inicialmente se daba la posibilidad de presentar el examen de conocimientos generales al ingreso en el programa o tras haber cursado las UAs previstas en su plan de estudios, con plazo último para su acreditación, el comienzo del tercer cuatrimestre. De manera que si el estudiante no lo superaba, causaba baja del programa. Este aspecto fue la principal modificación realizada al plan de estudios en la reestructuración de 1999, donde el examen de conocimientos generales pasó a ser un requisito de ingreso.

Los resultados por PTF se presentan en la Tabla 24.1, donde se puede observar que estas estadísticas estuvieron claramente influenciadas por el grado de habilitación de los Cuerpos Académicos responsables de cada uno de los programas de formación, siguiendo el orden Hidrología-Tratamiento-Uso eficiente. Sin embargo, en porcentaje de graduación, este orden justamente se invierte, sobre todo debido a que los programas terminales de formación que se habilitaron primero, también fueron los iniciales y sufrieron los “errores” de puesta a punto del programa, por ejemplo, los “ingresos” de alumnos que causaban baja automática, comenzando el tercer cuatrimestre del programa, al no superar el examen de conocimientos generales.

Otro aspecto que fue evidente para el Claustro Académico fue la necesidad de una profunda reestructuración del PTF Uso eficiente que, de hecho, ya se venía tratando y cuya principal muestra es la contratación de personal específico para el PTF ya que, hasta ese momento, se podría decir que no tenía una identidad propia claramente diferenciada, de manera que los “responsables” de Uso eficiente eran los profesores-investigadores de los otros dos PTFs, en el entendido de que, al no ser un programa puramente técnico, si no pensado para tomadores de decisiones, la formación técnica no era tan profunda.

Tabla 24.1 Estadísticas del DI-CA por programa terminal (diciembre de 2011)

PTF	Ingresos	Graduados	% Graduación
Hidrología	25	13	52
Tratamiento de Agua	17	12	71
Uso eficiente	5	4	80
TOTAL	47	29	62

Fuente: elaboración propia.

Los resultados globales obtenidos por el DI-CA se resumen en la Fig. 24.4, donde aparecen los ingresos y graduaciones registrados en el tiempo de vigencia del programa (1995-2006), aunque todavía cuenta con alumnos activos que el Claustro sigue graduando hasta la actualidad.

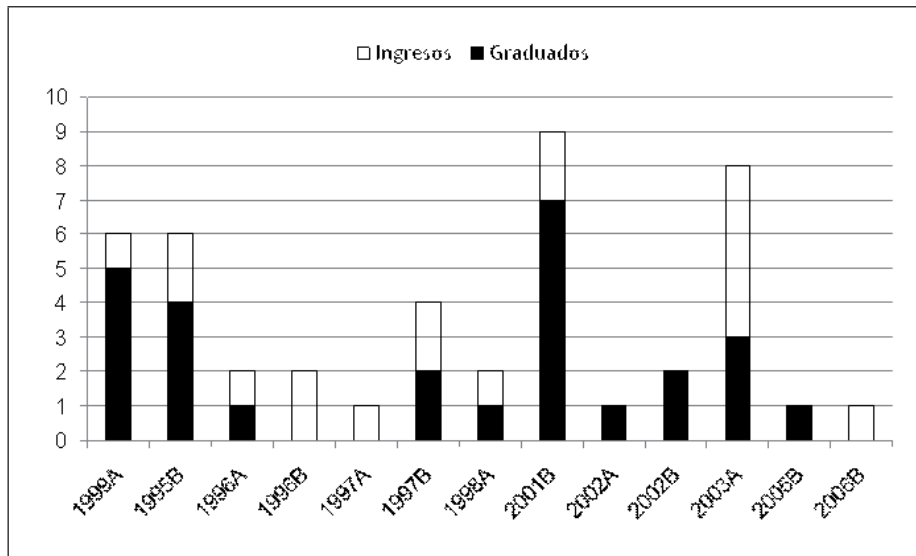
Las principales observaciones que se pueden deducir de la Fig. 24.4 son:

- a) Las fuertes variaciones que presentan los ingresos, reflejo de la evolución del procedimiento de selección.
- b) la apreciable mejora en la graduación generacional que implicó la implementación del examen de conocimientos generales como requisito de ingreso

(reestructuración de 1999) y de la evolución de este (a través de la continua autoevaluación realizada por el Claustro), lo que condujo a una mejor selección de los aspirantes.

- c) El considerable retraso con el que se presentan las graduaciones, respecto a la duración oficial del programa (3 años), aspecto que se muestra más específicamente en la *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*, donde se observa que la gran mayoría de los graduados invirtieron más del doble del período mínimo estipulado en su plan de estudios, con un tiempo promedio de graduación de 6.4 años y un variación desde 4.1 hasta 9.9 años.

Fig. 24.4 Principales estadísticas del DI-CA (diciembre de 2011)



Fuente: elaboración propia.

En este momento, cabe hacer mención de los grandes indicadores de calidad de los graduados del DI-CA, como que todos ellos encontraron trabajo en su área de especialización, que son investigadores en activo bien valorados en sus instituciones laborales (en su mayoría, Instituciones de Educación Superior –IESs-, como la propia UAEM, la Universidad Autónoma Metropolitana, la Universidad Chapingo, la Universidad de Nuevo León, La Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo, entre otras, o Centros de Investigación como el Instituto Nacional de Investigaciones

Nucleares). También sirva de referencia, que más del 50% de los graduados del DI-CA son miembros del SNI.

Lamentablemente, estos índices de calidad de los graduados no corrieron paralelamente con los tiempos invertidos por estos alumnos en sus estudios, como se mostró en la Tabla 24.2. Este aspecto, la baja graduación generacional en el tiempo aceptable por CONACYT (4 años), finalmente le costaría al DI-CA, la acreditación ante el PIFOP en el 2005.

Tabla 24.2 Tiempos de graduación en el DI-CA (diciembre de 2011)

<i>Tiempo de graduación (años)</i>	<i>Número de estudiantes</i>
3-4	0
<5	4
<6	5
<7	11
<8	7
<9	1
<10	1
>10	0

Fuente: elaboración propia.

Tras fuertes reflexiones dentro del Claustro Académico del programa, se concluyó que la principal razón para estos resultados fue que la mayoría de los estudiantes resultaron no ser de tiempo completo durante todos sus estudios (aunque así se les exigía en la carta de compromiso que firmaban al ingreso en el programa), ya que o se les terminaba el permiso en los trabajos o aceptaban empleos antes de finalizar con el proceso de graduación, retrasándolo considerablemente. Además, se consideró que el programa de estudios tenía el problema de no pedir rendición de cuentas sobre el avance de la investigación y la presentación de resultados. Aspecto que se trató de subsanar con el programa doctoral subsecuente.

Doctorado en ciencias del agua

Después de una extensa autoevaluación con una profunda revisión de resultados auto-crítica y evidenciando haber aprendido las lecciones que dejó el DI-CA, el Claustro académico de CIRA presentó ante los HH. Consejos de la Facultad de Ingeniería el

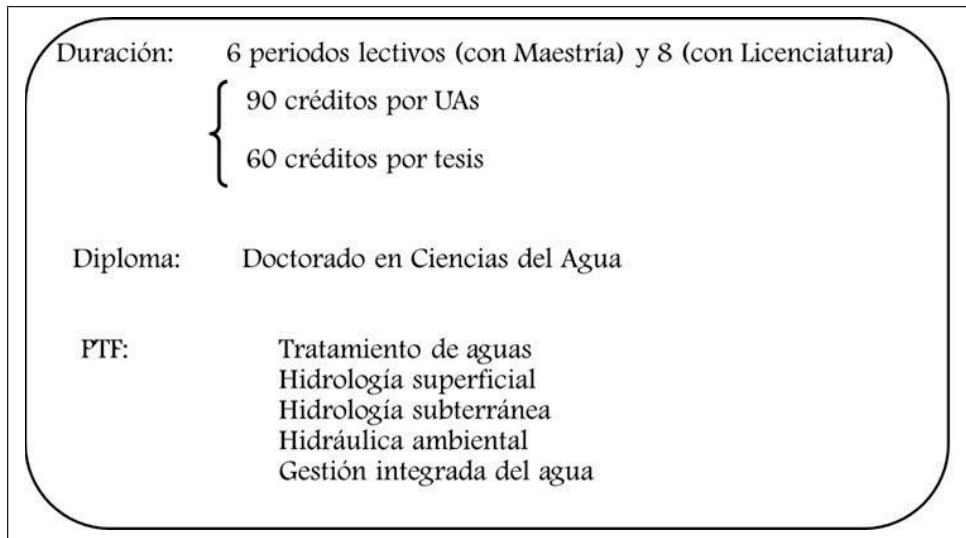
Doctorado en Ciencias del Agua (DCA), Fig. 24.5, que fue aprobado por el H. Consejo de la UAEM en julio de 2007 y que ingresó inmediatamente al Padrón Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) de CONACYT.

Los principales aspectos del nuevo programa de estudios fueron, por un lado, el cambio del PTF Uso eficiente por el área de especialización Gestión integrada del agua (Fig. 24.5), esta ya sí con una clara identidad propia, basada en el CA del mismo nombre, claramente independiente de los otros CA de CIRA, aunque con fuertes lazos de colaboración con ellos y, por otro, la intensificación de la orientación a la investigación, a través de:

- a) El proceso de ingreso: se exige la presentación y aprobación de un anteproyecto de tesis. También se requiere que el aspirante cuente con un profesor-investigador del Claustro del DCA que funja como Tutor Académico (director de tesis), asegurándose así que el alumno que ingrese al programa cuente con guía metodológica desde antes de su ingreso y de un avance sustancial en el tema que pretende desarrollar durante su investigación doctoral.
- b) El propio plan de estudios, se redujeron las UAs de formación disciplinaria y aumentaron las vinculadas específicamente al tema de tesis, a través de los Seminarios de Investigación (Fig. 24.5 a 23.7), donde los estudiantes deben de rendir cuentas de los avances de su proyecto y estos son evaluados por el Comité Doctoral que, además, apoya sustancialmente al doctorante con la retroalimentación que se produce al final de cada periodo lectivo, durante la presentación y evaluación de la UA. Para que el proceso sea lo más enriquecedor y consistente posible, se tiene previsto que este Comité sea el mismo desde la presentación del protocolo hasta el examen de grado, permitiendo un seguimiento continuo del doctorante.
- c) Como opción de graduación, se introduce la tesis por artículos.

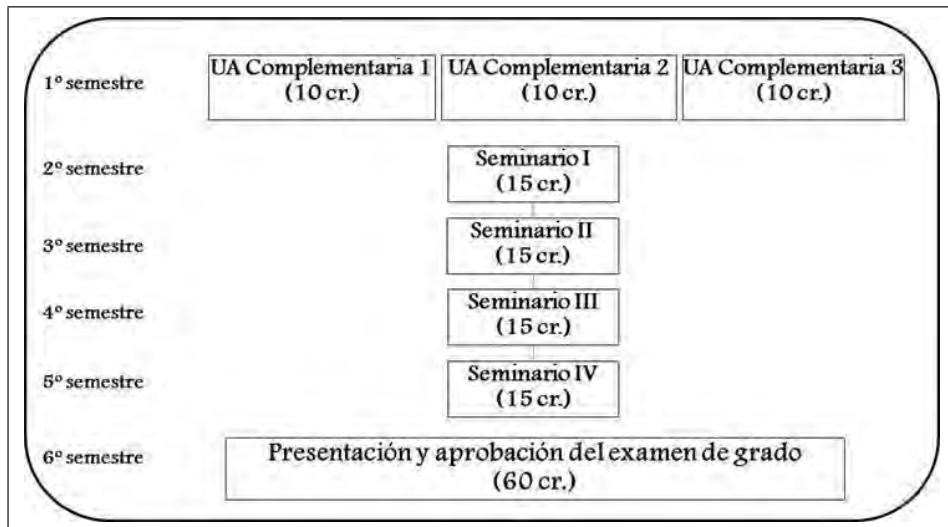
Además, se tiene previsto el ingreso de aspirantes con antecedentes de Maestría (cuyo mapa curricular se presenta en la Fig. 24.6), pero también con antecedentes de Licenciatura, en los que se intensifica el área de formación disciplinaria (mapa curricular en Fig. 24.7), por lo que, como requisito de ingreso, se anexa en esta última opción, acreditar conocimientos generales en áreas básicas que les permita el adecuado aprovechamiento académico dentro del programa.

Fig. 24.5 Resumen curricular del DCA



Fuente: elaboración propia.

Fig. 24.6 Diseño curricular del DCA-antecedentes de Maestría

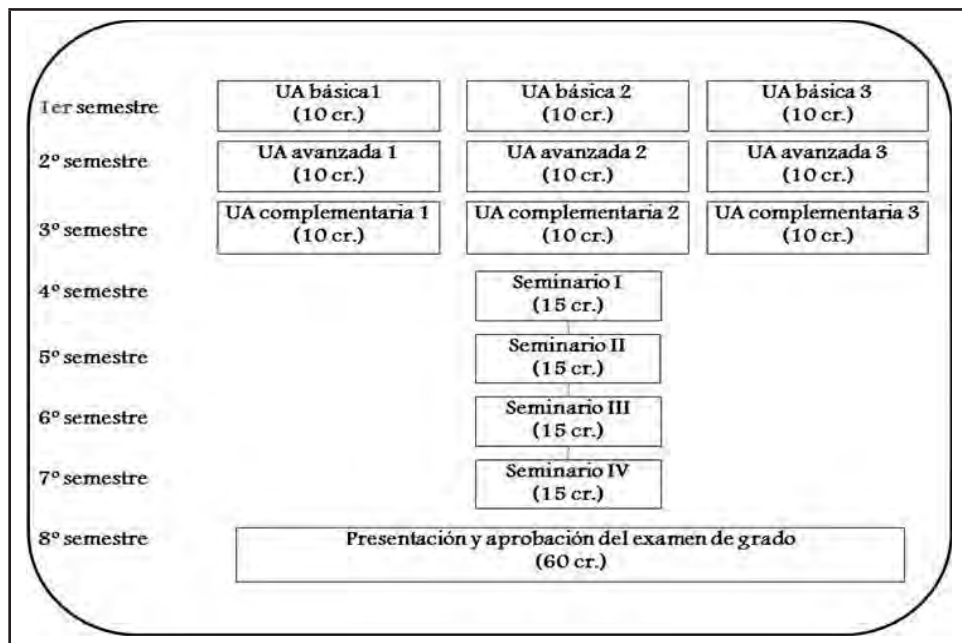


Fuente: elaboración propia.

En la actualidad (diciembre de 2011), se encuentra en cartera para su aprobación por el H. Consejo Universitario de la UAEM, la primera enmienda al programa donde los principales aspectos académicos que se modifican son:

- a) El adelanto de la presentación del protocolo de tesis, inicialmente previsto en el Seminario I, que pasa a ser el descriptor de la UA Complementaria 1 (Fig. 24.6 y 23.7), lo que conlleva un aumento de la carga de los créditos por investigación.
- b) La inclusión como requisito de ingreso que, de acuerdo con la legislación universitaria vigente (REA, 2008:5), el alumno del DCA debe de contar no sólo con un Tutor Académico (director de tesis), si no con un Comité tutorial compuesto por el Tutor Académico y dos Tutores Adjuntos que apoyen en el desarrollo de la tesis.

Fig. 24.7 Diseño curricular del DCA-antecedentes de Licenciatura



Fuente: elaboración propia.

Además, se contemplan otros aspectos administrativos como cambios de denominaciones de acuerdo con el Reglamento de Estudios Avanzados, REA, vigente

(REA, 2008:1), con especial trascendencia el cambio del periodo escolar institucional de “Semestre” a “periodo lectivo”, lo que permitirá que las duraciones efectivas del plan de estudios (Fig. 24.5a 23.7) pueda acortarse, según la conveniencia e interés del alumno, haciendo uso de los periodos intersemestrales.

Los resultados que está mostrando el DCA hasta el momento, se muestran en la Tabla 24.3, donde aparece el número de aspirantes, el número de ingresos y el estado actual de cada uno de ellos. Como se puede observar el porcentaje de admisión está del orden del 50% de las solicitudes, lo que atestigua el riguroso sistema de selección que vela por la calidad de los estudiantes que ingresan al DCA. Asimismo, se puede ver que la reestructuración profunda de los PTFs está dando sus frutos y la matrícula actual está bastante bien distribuida entre las tres áreas de énfasis: Hidrología (42%), Tratamiento de aguas (33%) y Gestión integrada del agua (25%).

A pesar de la relativamente poca antigüedad del DCA, es importante resaltar la trascendencia nacional que ha alcanzado, como se observa en la Fig. 24.8 donde se muestran los estados de la República Mexicana de los que se han recibido solicitudes de ingreso y aquellos que presumiblemente se verán beneficiados con graduados del DCA, al ser los lugares de origen de la matrícula actual.

Tabla 24.3 Estadísticas del DCA a diciembre de 2011

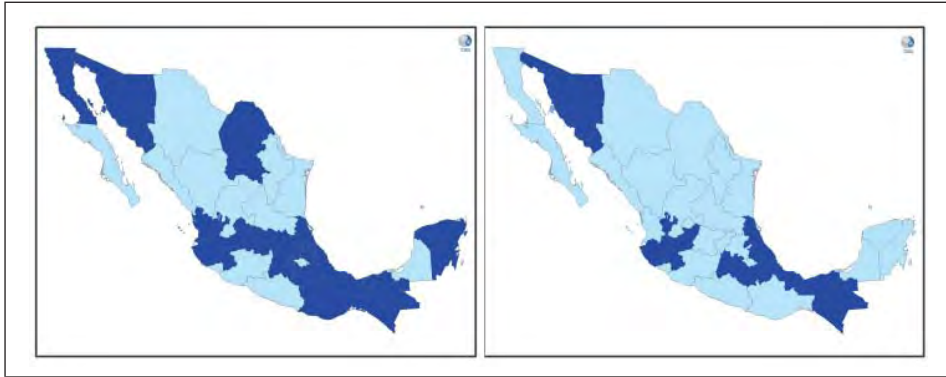
<i>GENERACIÓN</i>	<i>ASPIRANTES</i>	<i>ADMITIDOS</i>
Primera	2 *	2 *
11/09/2007	0 **	0 **
Segunda	1 *	1 *
01/08/2008	0 **	0 **
Tercera	1 *	1 *
01/01/2009	0 **	0 **
Cuarta	3 *	3 *
01/08/2009	2 **	2 **
Quinta	5 *	3 *
01/02/2010	1 **	0 **
Sexta	8 *	1 *
01/08/2010	1 **	0 **
Séptima	9 *	5 *
01/02/2011	0 **	0 **
Octava	12 *	6 *
08/08/2011	2 **	0 **

Fuente: elaboración propia.

* Antecedentes de Maestría

** Antecedentes de Licenciatura

Fig. 24.8 Trascendencia nacional del DCA: estados de origen de las solicitudes de ingreso (a) y los alumnos inscritos (b) en el programa (diciembre de 2011)



Fuente: elaboración propia.

En cuanto a la trascendencia internacional, el DCA cuenta en la actualidad con el interés de aspirantes de Colombia, Chile, Bolivia y Venezuela, algunos de ellos incluso cuentan con beca para realizar sus estudios en nuestras instalaciones por parte de la OEA (Organización de Estados Americanos) y la SRE (Secretaría de Relaciones Exteriores-México), pero que se encuentran solventando trámites administrativos frente a nuestra institución para poder realizar adecuadamente su examen de ingreso y, de superar la selección, ingresar al Doctorado en Ciencias del Agua.

Es de especial relevancia que, en el DCA, se han mejorado sustancialmente los resultados en cuanto a la graduación en tiempo de los estudiantes respecto a las estadísticas presentadas para su antecesor (DI-CA), de tal manera que se cuenta con un 100% de graduación en las dos primeras generaciones, con una duración promedio de 3.2 años. En cuanto a las siguientes generaciones, se espera que este porcentaje también sea muy alto, dado que el estudiante que ingresó en el 2009A (Tabla 24.3), ya cuenta con la presentación del 100% de avances de investigación y está en proceso de presentación del examen de grado, dentro de los 4 años que CONACYT reconoce como graduación en tiempo para un programa doctoral con antecedentes de Maestría, al igual que varios de los alumnos que ingresaron en 2009B con antecedentes de Maestría.

En cuanto a los ingresos posteriores, los alumnos están cumpliendo en tiempo y forma con sus respectivos planes de estudio, por lo que la evaluación de los Seminarios de Investigación atestigua el avance conforme a lo programado de los temas de investigación, que desembocará en su graduación en tiempo.

Cabe hacer mención que esta mejora de los resultados en cuanto a tiempo de graduación, no ha ido en menoscabo de la calidad de los graduados y estudiantes del DCA, los dos nuevos doctores se encuentran trabajando en IESs, dentro de su área de especialización, y alguno de los alumnos han sido acreedores a la preseña Ignacio Altamirano, que otorga la UAEM a los mejores alumnos de posgrado.

Asimismo, la trascendencia de la investigación realizada se verifica en el hecho de la pronta publicación de resultados en revistas indexadas: todos los alumnos de los últimos periodos lectivos cuentan, al menos, con un artículo antes de su graduación. En cuanto a los nuevos doctores, a menos de un año de su graduación, ya cuentan con un promedio de publicación en revistas indexadas de 2.5 artículos.

Todo lo anterior, alienta al Claustro académico responsable del DCA a seguir redoblando esfuerzos en la formación de Recursos Humanos de alta calificación y trascendencia, a través de la actualización y mejora del plan de estudios, basadas en una profunda reflexión y autocrítica.

Referencias

- UAEM (1984) “Reglamento de Facultades y Escuelas Universitarias de la Universidad Autónoma del Estado de México”, UAEM.
- UAEM (1993) “Acuerdo que establece el Centro Interamericano de Recursos del Agua, como Dependencia Académica de Investigación y Estudios Avanzados de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México”, UAEM.
- REA (2008) “Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma del Estado de México”, UAEM.

Avances en ciencia del agua
se terminó de imprimir en enero de 2015
en Editorial CIGOME, S.A. de C.V.,
Vialidad Alfredo del Mazo núm. 1524,
ex Hacienda La Magdalena, C.P. 50010,
Toluca, México.

El tiraje consta de 300
ejemplares.

La obra *Avances en ciencia del agua* difunde los hallazgos de los investigadores especializados en cuestiones de disponibilidad, calidad, tecnologías y gestión del recurso hídrico. Este libro comprende 24 capítulos, de los cuales 16 reportan los resultados de investigaciones recientes en materia de calidad del agua y su tratamiento, hidrología superficial y subterránea, así como de geomática aplicada al agua. Muchas de las investigaciones se relacionan con problemas de contaminación de río, sobreexplotación de acuífero, polución difusa y cambio climático en la Cuenca Alta del Río Lerma. El resto de los capítulos presenta el estado de arte sobre temas selectos de interés (manganeso, flúor, adsorción, fitorremediación, corrosión).

